

**Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da  
Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região  
Marinha e Costeira Adjacente**

**RELATÓRIO ANUAL 2021 DO PMBA/Fest-RRDM**

**RT-39D - EVOLUÇÃO ESPAÇO TEMPORAL NA QUALIDADE  
AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE MARINHO**

**RT-39 RRDM/FEV 22**

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Vitória,

Fevereiro de 2022

## COORDENAÇÕES

### **Ambiente Dulcícola**

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

### **Ambientes Marinho e Costeiro**

Fabian Sá (UFES)

### **Anexo 1**

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

### **Subprojetos**

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Juliana Zomer Sandrini (FURG)

Marta Marques de Souza (FURG)

### **Anexo 3**

Daniel Rigo (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

### **Subprojetos**

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Antônio Sérgio Ferreira Mendonça (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Fabian Sá (UFES)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luiz Fernando Loureiro Fernandes (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (URFJ)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Valquíria Ferreira Dutra (UFES)

Vânia Marcia Duarte Pasa (UFMG)

### **Anexo 4**

Jacqueline Albino (UFES)

### **Subprojetos**

Jacqueline Albino (UFES)

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

### **Anexo 5**

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

### **Anexo 6**

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

### **Subprojetos**

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

### **Anexo 7**

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

### **Subprojetos**

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

### **Anexo 8**

Heitor Evangelista (UERJ)

### **Coordenação Técnico-Científica (CTEC)**

Adalto Bianchini

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

### **Escritório de Projetos (EscPro)**

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Karla Pereira Rainha

Kennedy Gera Nishio

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Petrusca Mello Costa Filha

Sidnei Vieira

Walter Luiz Alda Júnior

Wanessa da Costa Cruz

### **Núcleo de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (NADEC)**

Alex Cardoso Bastos



## SUMÁRIO

|   |     |
|---|-----|
| SUMÁRIO .....   | 2   |
| LISTA DE FIGURAS.....                                       | 8   |
| LISTA DE TABELAS .....                                      | 93  |
| LISTA DE QUADROS.....                                       | 104 |
| 1 INTRODUÇÃO AMBIENTE MARINHO .....                         | 106 |
| 2 ANEXO 3 MARINHO .....                                     | 115 |
| 2.1 MAPEAMENTO DE HABITAT .....                             | 115 |
| 2.1.1 Considerações iniciais .....                          | 115 |
| 2.1.2 Contextualização da definição das áreas mapeadas..... | 115 |
| 2.1.3 Resultados e Discussões.....                          | 116 |
| 2.1.4 Considerações finais.....                             | 162 |
| 2.2 MODELAGEM NUMÉRICA .....                                | 164 |
| 2.2.1 Introdução .....                                      | 164 |
| 2.2.2 Resultados.....                                       | 164 |
| 2.2.3 Discussão .....                                       | 190 |
| 2.2.4 Conclusão.....  | 240 |
| 2.3 SEDIMENTOLOGIA .....                                    | 242 |
| 2.3.1 Introdução .....                                      | 242 |
| 2.3.2 Variação Espaço-Temporal .....                        | 245 |
| 2.4 HIDROGEOQUÍMICA.....                                    | 256 |
| 2.4.1 Apresentação .....                                    | 256 |
| 2.4.2 Resultados e Discussão.....                           | 259 |
| 2.5 FITOPLANCTON.....                                       | 441 |
| 2.5.1 Introdução .....                                      | 441 |
| 2.5.2 Resultados.....                                       | 442 |
| 2.5.3 Eficiência Fotossintética .....                       | 498 |

|       |   |     |
|-------|---|-----|
| 2.5.4 | Discussão Integrada.....  | 499 |
| 2.5.5 | Considerações Finais.....   | 508 |
| 2.6   | ZOOPLÂNCTON .....   | 510 |
| 2.6.1 | Objetivos.....  | 510 |
| 2.6.2 | Resultados.....   | 510 |
| 2.6.3 | Discussão Integrada.....  | 544 |
| 2.6.4 | Conclusões.....   | 553 |
| 2.7   | ICTIOPLÂNCTON .....   | 554 |
| 2.8   | BENTOS DE SEDIMENTO INCONSOLIDADO.....  | 588 |
| 2.8.1 | Introdução .....  | 588 |
| 2.8.2 | Objetivo.....   | 588 |
| 2.8.3 | Área De Amostragem.....   | 589 |
| 2.8.4 | Dados Abióticos.....  | 589 |
| 2.8.5 | Resultados.....   | 590 |
| 2.8.6 | Discussão .....   | 630 |
| 2.8.7 | Conclusão.....  | 639 |
| 2.9   | FUNDOS RECIFAIS, RODOLITOS E MACROALGAS .....   | 640 |
| 2.9.1 | Apresentação .....  | 640 |
| 2.9.2 | Recifes, bancos de rodolitos e macroalgas .....   | 650 |
| 2.9.3 | Fundamentação teórico-conceitual.....   | 652 |
| 2.9.4 | Resultados e discussão .....  | 657 |
| 2.9.5 | Considerações finais.....   | 940 |
| 3     | SEDIMENTAÇÃO EM ABROLHOS .....  | 944 |
| 3.1   | APRESENTAÇÃO .....  | 944 |
| 3.2   | VARIABILIDADE DE PARÂMETROS DA COLUNA D'ÁGUA .....  | 947 |
| 3.2.1 | Variabilidade espacial das concentrações de MPS e sua relação com a TRANSPARÊNCIA no ambiente marinho ..... | 955 |

|       |   |      |
|-------|---|------|
| 3.2.2 | Análise espaço-temporal dos perfis latitudinais e longitudinais dos indicadores da disponibilidade de luz na coluna d'água (MPS e Kd490).....             | 955  |
| 3.2.3 | Análise de correntes oceânicas superficiais e do comportamento das plumas de sedimento na região da foz do Rio Doce através de dados <i>in situ</i> ..... | 961  |
| 3.2.4 | Evolução no desenvolvimento de um algoritmo satelital regional para mps entre a região costeira da foz do Rio Doce e abrolhos .....                       | 969  |
| 3.2.5 | Monitoramento das concentrações de mps de 2019 a 2020 utilizando o algoritmo Rio Doce-abrolhos <sub>mps</sub> .....                                       | 976  |
| 3.3   | ANÁLISE DOS DADOS DOS TRAÇADORES QUÍMICOS (ISÓTOPOS RADIOGÊNICOS, MINERALOGIA E GEOQUÍMICA).....  | 983  |
| 3.3.1 | Análises de proveniência por isótopos radiogênicos de Nd e Sr.....  | 984  |
| 3.3.2 | Os sistemas isotópicos Sm-Nd e Rb-Sr e a proveniência sedimentar.....   | 985  |
| 3.3.3 | Influência da geologia das áreas fontes e suas diferenças geoquímicas no contexto da área monitorada .....  | 987  |
| 3.3.4 | A assinatura de Nd e Sr dos sedimentos de Abrolhos e modelos de mistura isotópica 993   |      |
| 3.3.5 | Análises mineralógicas por Difractometria de Raios-X.....   | 1000 |
| 3.3.6 | Análises químicas por Fluorescência de Raios-X e comparações com a mineralogia e com a assinatura isotópica de Nd e Sr.....                               | 1007 |
| 3.4   | PRINCIPAIS CONSIDERAÇÕES .....  | 1015 |
| 3.5   | RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS.....   | 1017 |
| 4     | ANEXO 7 .....   | 1018 |
| 4.1   | ICTIOFAUNA ESTUARINA/MARINHA .....  | 1018 |
| 4.1.1 | Composição da ictiofauna estuarina/marinha.....   | 1019 |
| 4.1.2 | Variações espaço-temporais na ictiofauna estuarina/marinha.....   | 1023 |
| 4.1.3 | Estrutura da comunidade de peixes estuarinos/marinhos .....   | 1025 |
| 4.1.4 | Interações entre variáveis ambientais e as comunidades de peixes estuarinos/marinhos 1028   |      |
| 4.2   | CARCINOFAUNA ESTUARINA/MARINHA .....  | 1029 |
| 4.2.1 | Composição da carcinofauna estuarina/marinha .....  | 1029 |

|       |  |             |
|-------|--|-------------|
| 4.2.2 | <b>Variações espaço-temporais da carcinofauna estuarina/marinha .....</b>                            | <b>1031</b> |
| 4.2.3 | <b>Estrutura da comunidade de crustáceos estuarinos/marinhos.....</b>                                | <b>1032</b> |
| 4.2.4 | <b>Interação entre variáveis ambientais e as assembleias de crustáceos estuarinos/marinhos .....</b> | <b>1035</b> |
| 4.3   | <b>DNA BARCODING .....</b>   | <b>1036</b> |
| 4.4   | <b>RECRUTAMENTO DA ICTIOFAUNA.....</b>   | <b>1039</b> |
| 4.4.1 | <b>Recrutamento dos peixes estuarinos .....</b>  | <b>1039</b> |
| 4.4.2 | <b>Variáveis ambientais.....</b>   | <b>1039</b> |
| 4.4.3 | <b>Composição das comunidades ictiofauna estuarina/marinha.....</b>                                  | <b>1040</b> |
| 4.4.4 | <b>Recrutamento de peixes recifais .....</b>   | <b>1044</b> |
| 4.4.5 | <b>Variáveis ambientais.....</b>   | <b>1045</b> |
| 4.4.6 | <b>Composição das comunidades ictiofauna recifal.....</b>  | <b>1045</b> |
| 4.5   | <b>ECOLOGIA TRÓFICA – ISÓTOPOS ESTÁVEIS .....</b>  | <b>1046</b> |
| 4.5.1 | <b>Arquitetura trófica da comunidade estuarina do Rio Doce.....</b>                                  | <b>1046</b> |
| 4.5.2 | <b>Evolução temporal das métricas de diversidade trófica da ictiofauna estuarina .....</b>           | <b>1048</b> |
| 4.6   | <b>CONDIÇÃO CORPORAL DE PEIXES ESTUARINOS/ MARINHOS .....</b>  | <b>1051</b> |
| 4.6.1 | <b>Comparações em pequena escala.....</b>  | <b>1051</b> |
| 4.6.2 | <b>Comparações em grande escala .....</b>  | <b>1053</b> |
| 4.7   | <b>ICTIOFAUNA RECIFAL.....</b>   | <b>1055</b> |
| 4.7.1 | <b>Censo visual subaquático (UVC).....</b>   | <b>1055</b> |
| 4.7.2 | <b>genética de populações e diversidade genética .....</b>   | <b>1063</b> |
| 4.7.3 | <b>Região controle do DNA mitocondrial – DLOOP.....</b>  | <b>1064</b> |
| 4.7.4 | <b>Microsatélites .....</b>  | <b>1064</b> |
| 4.8   | <b>TELEMETRIA ESTUARINA.....</b>   | <b>1070</b> |
| 4.9   | <b>MICROQUÍMICA DE OTÓLITOS .....</b>  | <b>1076</b> |
| 4.9.1 | <b>Composição Elemento:Ca na borda do otólito .....</b>  | <b>1076</b> |
| 4.10  | <b>TELEMETRIA RECIFAL .....</b>  | <b>1078</b> |
| 5     | <b>ANEXO 6 – MEGAFauna .....</b>   | <b>1083</b> |

|        |   |      |
|--------|---|------|
| 5.1    | CETÁCEOS.....   | 1083 |
| 5.1.1  | Ocorrência de <i>Sotalia guianensis</i> e <i>Pontoporia blainvillei</i> na região que abrange a foz do rio Doce até a foz do rio Piraquê-açu, presença de filhotes na composição dos grupos observados e registro de comportamento de alimentação ..... | 1083 |
| 5.1.2  | Taxa anual de encalhes, de distribuição sazonal e espacial, e de óbitos de cetáceos na costa do Espírito Santo .....  | 1090 |
| 5.1.3  | Prevalência de histopatologias .....  | 1099 |
| 5.1.4  | Prevalência de patógenos bacterianos e fúngicos .....   | 1101 |
| 5.1.5  | Alterações nas concentrações de elementos-traço em cetáceos .....   | 1102 |
| 5.1.6  | Alterações nas concentrações de compostos organoclorados em cetáceos.....   | 1109 |
| 5.1.7  | Alterações nas concentrações de compostos organobromados de origem antrópica e de origem natural em cetáceos.....   | 1109 |
| 5.1.8  | Alterações nas concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em cetáceos.....   | 1110 |
| 5.1.9  | Estrutura etária e sexual das populações de <i>S. guianensis</i> e <i>P. blainvillei</i> .....  | 1110 |
| 5.1.10 | Razão isotópica de C e N em amostras de <i>S. guianensis</i> e <i>P. blainvillei</i> .....  | 1111 |
| 5.1.11 | Índices de diversidade e estruturação genética de cetáceos no litoral do Espírito Santo   | 1113 |
| 5.1.12 | Interação dos cetáceos com a pesca .....  | 1123 |
| 5.2    | AVES MARINHAS .....   | 1124 |
| 5.2.1  | Rastreamento Remoto.....  | 1124 |
| 5.2.2  | Isótopos Estáveis.....  | 1128 |
| 5.2.3  | Elementos-traço .....   | 1132 |
| 5.2.4  | Genética de populações.....   | 1145 |
| 5.2.5  | Demografia e Reprodução .....   | 1153 |
| 5.2.6  | Saúde .....   | 1159 |
| 5.2.7  | Contagens de aves na foz do Rio Doce e adjacências – Costa .....  | 1161 |
| 5.2.8  | Contagens de aves na foz do Rio Doce e adjacências – Mar.....   | 1171 |
| 5.2.9  | Encalhes de aves nas praias .....   | 1183 |

|               |  |             |
|---------------|--|-------------|
| <b>5.2.10</b> | <b>Discussão .....</b>   | <b>1187</b> |
| <b>5.3</b>    | <b>TARTARUGAS MARINHAS .....</b>   | <b>1192</b> |
| <b>5.3.1</b>  | <b>Genética.....</b>   | <b>1192</b> |
| <b>5.3.2</b>  | <b>Saúde .....</b>   | <b>1195</b> |
| <b>5.4</b>    | <b>SOBREVOOS-BIOACÚSTICA .....</b>   | <b>1199</b> |
| <b>5.4.1</b>  | <b>Dronemonitoramento e caracterização de habitats com ROV .....</b>   | <b>1199</b> |
| <b>5.4.2</b>  | <b>Sobrevoos Tripulados .....</b>  | <b>1203</b> |
| <b>5.4.3</b>  | <b>Bioacústica.....</b>  | <b>1207</b> |
| <b>6</b>      | <b>ANEXO 1 – ECOTOXICOLOGIA.....</b>   | <b>1214</b> |
| <b>6.1</b>    | <b>FOZ DO RIO DOCE E REGIÕES MARINHAS ADJACENTES: METAIS E ARSÊNIO EM AMOSTRAS DE ÁGUA E SEDIMENTO .....</b> | <b>1215</b> |
| <b>6.2</b>    | <b>PADRÕES DE BIOACUMULAÇÃO DE METAIS ARSÊNIO .....</b>  | <b>1219</b> |
| <b>6.3</b>    | <b>RESPOSTAS DE BIOMARCADORES EM ORGANISMOS MARINHOS.....</b>  | <b>1247</b> |
| <b>6.4</b>    | <b>ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS .....</b>  | <b>1272</b> |
| <b>6.5</b>    | <b>COMPOSIÇÃO DA MICROBIOTA NA ÁGUA E NO SEDIMENTO .....</b>   | <b>1281</b> |
| <b>6.5.1</b>  | <b>Monitoramento da abundância bacteriana na água e sedimento .....</b>                                      | <b>1281</b> |
| <b>6.5.2</b>  | <b>Análise de componentes principais .....</b>   | <b>1296</b> |
| <b>6.6</b>    | <b>INDICADORES ECOTOXICOLÓGICOS: DISCUSSÃO INTEGRADA .....</b>   | <b>1314</b> |
|               | <b>REFERÊNCIAS.....</b>  | <b>1323</b> |

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Mapa de localização dos pontos amostrais da região monitorada pelo “Marinho Integrado” no Ano 1 (à esquerda) e nos Anos 2 e 3 (à direita)..... 108
- Figura 2: Mapa de frequência e malha amostrais da região monitorada pelo “Marinho Integrado”. Destaca-se que as estações amostradas apresentam coloração de acordo com sua frequência amostral. As linhas batimétricas também são apresentadas no mapa..... 109
- Figura 3: Mapa batimétrico regional da área de estudo mostrando: (a) áreas hachuradas delimitam as áreas onde foi realizado o mapeamento de habitat; (b) distribuição das Unidades de Conservação (1- APA Conceição da Barra, 2 - Área de Interesse Ecológico Relevante Degredo, 3 - Reserva Biológica de Comboios, 4 - Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, 5 - Refúgio de Vida Silvestre - RVS Santa Cruz/ APA Costa das Algas; e (c) compilação da máxima dispersão da pluma do Rio Doce baseado em observação por helicóptero (Econservation, 2017) e imagens de satélite (IBAMA, 2017) para os primeiros dois anos após o rompimento da barragem..... 116
- Figura 4: Batimetria realizada na região da RVS-SC/APA-CA, juntamente com os pontos do Anexo 3 - Marinho Integrado (em vermelho) e Fundos Recifais (em roxo). ..... 117
- Figura 5: No quadro superior esquerdo é apresentada a batimetria (em metros) da região APA-CA Profunda, representando as profundidades de acordo com a escala de cor. No quadro inferior esquerdo é mostrado o respectivo mosaico de intensidade de backscatter (em decibéis). No quadro a direita, o resultado final do mapeamento de habitat da referida região, gerado com a combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, juntamente com os pontos de drop câmeras. .... 118
- Figura 6: No quadro superior esquerdo é apresentada a batimetria (em metros) da região mapeada na RVS-SC/APA-CA Rasa. No quadro inferior esquerdo é mostrado o respectivo mosaico de intensidade de backscatter (em decibéis). No quadro a direita, o resultado final do mapeamento de habitat na referida região, gerado através da combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, juntamente com os pontos de drop câmeras..... 119
- Figura 7: Exemplos de imagens para as 5 categorias de verdades de campo na RVS-SC/APA-CA Rasa (Areia fina/ lama; Areia com bioclasto; Rodolito; Rodolito, fragmento de alga calcária e areia; e Alga calcária e areia). A área delimitada pelo polígono pontilhado no mapa representa os pontos onde as imagens foram prejudicadas devido à alta turbidez da água. .... 120
- Figura 8: No quadro superior esquerdo é apresentado a batimetria representando as profundidades de acordo com a escala de cor. No quadro inferior esquerdo é mostrado o mosaico de backscatter de acordo com os valores em decibéis. No quadro à direita, o resultado final do mapeamento de habitat gerado com a combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, juntamente com os pontos do marinho integrado. .... 122

Figura 9: Batimetria da região dos recifes esquecidos, em destaque: (1) região com estruturas recifais e paleocanal; (2) região com a presença de formas de fundo (dunas submersas, *ripples* e *furrows*).

.....123

Figura 10: No quadro superior esquerdo é apresentada a batimetria (em metros) na região do Recifes Esquecidos. No quadro inferior esquerdo é mostrado o mosaico de intensidade de *backscatter* (alto e baixo). No quadro a direita, o resultado final do mapeamento de habitat na referida região, gerado com a combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, juntamente com os pontos de drop câmeras. ....124

Figura 11: No quadro superior esquerdo (a) é apresentada a batimetria (em metros) na região do Recifes Esquecidos. No quadro inferior esquerdo (b) o resultado final do mapeamento de habitat na referida região, gerado com a combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, a legenda é referente a Tabela 7. No quadro a direita, o resultado final da análise do BPI (Bathymetric Position Index).....125

Figura 12: Exemplos de imagens para as 5 categorias dos Recifes Esquecidos (Areia com bioclasto; Rodolito; Rodolito, fragmento de alga calcária e areia; Alga calcária e areia e Recife de Coral).....127

Figura 13: Granulometria e concentrações de matéria orgânica e carbonato nos testemunhos T1, T3 e T4, ao sul da foz do Rio Doce em maio de 2021.....132

Figura 14: Granulometria e concentrações de matéria orgânica e carbonato nos testemunhos T6, T7 e T9, ao norte da foz do Rio Doce em maio de 2021.....133

Figura 15: Granulometria e concentrações de matéria orgânica e carbonato nos testemunhos T10 e T11, ao norte da foz do Rio Doce em maio de 2021.....135

Figura 16: Granulometria e concentrações de matéria orgânica e carbonato no testemunho T13, em frente à foz do Rio Doce em maio de 2021.....135

Figura 17: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Zn nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021. ....139

Figura 18: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Cu nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021. ....140

Figura 19: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Pb nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021. ....141

Figura 20: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Ni nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021. ....142



|  |     |
|--|-----|
| Figura 21: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Cr nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 144 |
| Figura 22: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Mn nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 145 |
| Figura 23: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Fe nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 146 |
| Figura 24: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T1 em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 150 |
| Figura 25: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T3 em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 151 |
| Figura 26: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T4 em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 152 |
| Figura 27: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T13 em novembro de 2018 e maio de 2021. ..  | 153 |
| Figura 28: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T6 em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 154 |
| Figura 29: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T7 em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 155 |
| Figura 30: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T9 em novembro de 2018 e maio de 2021. ....   | 156 |
| Figura 31: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T10 em novembro de 2018 e maio de 2021. ..  | 157 |
| Figura 32: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em µg/g ao longo do testemunho T11 em novembro de 2018 e maio de 2021. ..  | 158 |
| Figura 33: Série temporal de vazão (m³/s) horária do Rio Doce medida na estação P21 (Linhares - ES) entre novembro/2018 e setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados <i>in situ</i> na foz do Rio Doce são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos chuvosos e secos para a região. As linhas pontilhadas horizontais indicam os limites que estabelecem as condições de vazão de acordo com Oliveira e Quaresma (2017), sendo estas faixas de valores, em ordem crescente, indicativos de condições de Seca extrema, Baixo fluxo, Seca, Normal, Úmida, Alto fluxo e Inundação, respectivamente. .... | 165 |

Figura 34: Valores medianos da vazão do Rio Doce ( $m^3/s$ ) para os meses de outubro a setembro de acordo com a climatologia de Oliveira e Quaresma (2017) (azul), durante o Ano 1 (verde), durante o Ano 2 (amarelo) e durante o Ano 3 (laranja). .....168

Figura 35: Série temporal de descarga sólida em suspensão ( $10^5$  t/d) horária do Rio Doce medida na estação P21 (Linhares - ES) entre novembro/2018 e setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* na foz do Rio Doce são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos chuvosos e secos para a região. ....170

Figura 36: Série temporal de turbidez (NTU) horária medida na estação automática RDO-16 Boia do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos da Fundação RENOVA entre novembro/2018 e setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* na foz do Rio Doce são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos chuvosos e secos para a região. ....171

Figura 37: Série temporal de salinidade prática (sem unidade) horária calculada a partir da condutividade ( $\mu S/cm$ ) medida na estação automática RDO-16 Boia do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos da Fundação RENOVA entre novembro/2018 e setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* na foz do Rio Doce são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos chuvosos e secos para a região. ....172

Figura 38: Séries temporais de altura significativa –  $H_s$  - (superior), período de pico de onda –  $T_p$  - (central) e direção de pico de onda –  $D_p$  - (inferior), medidas no fundeio F3 no período de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região. As séries temporais para esses mesmos parâmetros nos demais pontos de fundeio são apresentados no *Material Suplementar A3MMS2, Figuras 1 a 3*. ....174

Figura 39: Valores médios mensais de altura significativa de ondas ( $H_s$ ) medidos no fundeio F3 para os meses de outubro a setembro do ano seguinte durante o Ano 1 (verde), o Ano 2 (amarelo) e o Ano 3 (laranja). ....176

Figura 40: Frequência de ocorrência das direções de picos de ondas medidas no Fundeio 3 referentes aos períodos chuvosos (lado esquerdo) e períodos secos (lado direito) do Ano 1 (superior - verde), Ano 2 (meio- amarelo) e Ano 3 (inferior-laranja).....177

Figura 41: Série temporal horária de ventos (notação meteorológica), provenientes da reanálise do *European Center for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) para o ponto  $39,75^\circ O$  e  $19,75^\circ S$ . Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região. ....182

|  |     |
|--|-----|
| Figura 42: Distribuição anual de ventos (notação meteorológica na rosa de direções para os Ano 1, 2 e 3, respectivamente. Os dados são provenientes da reanálise do <i>European Center for Medium-Range Weather Forecasts</i> (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S. ....   | 184 |
| Figura 43: Séries temporais das componentes de correntes paralelas à costa, referentes aos meses de novembro/2018 a setembro/2021, medidas em superfície (linha preta) e próximo ao fundo (linha amarela) nos fundeios F1 (a), F2 (b), F3 (c) e F4 (d). Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados <i>in situ</i> no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região. ....                | 185 |
| Figura 44: Distribuição de correntes na rosa de direções nos períodos chuvosos dos Anos 1, 2 e 3 em superfície e próximo ao fundo no fundeio F3. A distribuição de correntes na rosa de direções nos demais pontos são apresentadas no <i>Material Suplementar A3MMS2, Figuras 5 a 7</i> .....   | 187 |
| Figura 45: Distribuição de correntes na rosa de direções nos períodos secos dos Anos 1, 2 e 3 em superfície e próximo ao fundo no fundeio F3. A distribuição de correntes na rosa de direções nos demais pontos são apresentadas no <i>Material Suplementar A3MMS2, Figuras 8 a 10</i> .....   | 188 |
| Figura 46: Séries temporais de salinidade superficial medidas nos fundeios F4, F3, F2 e F1 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados <i>in situ</i> no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinzas indicam os períodos chuvosos e secos para a região. ....  | 192 |
| Figura 47: Porcentagem do tempo em que a vazão do Rio Doce permaneceu dentro dos limites que estabelecem as condições de vazão propostos por Oliveira e Quaresma (2017) durante todo o Ano 3 (esquerda), durante o período chuvoso do Ano 3 (outubro/2020 a março/2021) (centro) e durante o período seco do Ano 3 (abril a setembro/2021) (direita) do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 193 |
| Figura 48: Séries temporais de clorofila-a medidas em superfície e no fundo no fundeio F3 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados <i>in situ</i> no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região. As séries temporais de clorofila-a nos demais pontos de fundeios são apresentadas no <i>Material Suplementar A3MMS2, Figuras 11 a 13</i> . .... | 195 |
| Figura 49: Séries temporais de temperatura (°C) medidas próximas ao fundo nos fundeios F4, F3, F2 e F1. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados <i>in situ</i> no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinzas indicam os períodos chuvosos e secos para a região. ....   | 197 |
| Figura 50: Seções verticais de temperatura potencial (°C), Água Central do Atlântico Sul (%) e fluorescência (mg/m <sup>3</sup> ) obtidas pela perfilagem de CTD realizada em dezembro de 2020 (campanha 12-20) ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce (esquerda), da isóbata de 20 m (meio) e da isóbata de 30 m (direita). ....   | 199 |

Figura 51: Seções verticais de temperatura potencial ( $^{\circ}\text{C}$ ), Água Central do Atlântico Sul (%) e fluorescência ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) obtidas pela perfilagem de CTD realizada em fevereiro de 2021 (campanha 02-21) ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce (esquerda), da isóbata de 20 m (meio) e da isóbata de 30 m (direita).....200

Figura 52: Diagrama espaço-temporal da temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) medida no fundo (50 cm acima do leito submarino) no escopo do PMQQS da Fundação RENOVA em 18 pontos amostrais localizados ao longo da isóbata de 10 m na plataforma continental a norte e a sul da foz do Rio Doce entre outubro/2018 e junho/2021. As áreas em branco significam ausência de dados devido à não realização das coletas. ....202

Figura 53: Diagrama espaço-temporal da temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) medida na superfície (15 cm abaixo da superfície do mar) no escopo do PMQQS da Fundação RENOVA em 18 pontos amostrais localizados ao longo da isóbata de 10 m na plataforma continental a norte e a sul da foz do Rio Doce entre outubro/2018 e junho/2021. As áreas em branco significam ausência de dados devido à não realização das coletas. ....203

Figura 54: Séries temporais de turbidez medidas em superfície e no fundo no fundeio F4 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.....205

Figura 55: Séries temporais de turbidez medidas em superfície e no fundo no fundeio F3 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.....206

Figura 56: Séries temporais de turbidez medidas em superfície e no fundo no fundeio F2 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.....207

Figura 57: Séries temporais de turbidez medidas em superfície e no fundo no fundeio F1 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.....208

Figura 58: Distribuição espaço-temporal da turbidez (NTU) medida na superfície (15 cm abaixo da superfície do mar) pelo PMQQS da Fundação RENOVA em 18 pontos amostrais localizados ao longo da isóbata de 10 m na plataforma continental a norte e a sul da foz do Rio Doce entre outubro/2018 e junho/2021. As áreas em branco significam ausência de dados devido à não realização das coletas. ....210

Figura 59: Distribuição espaço-temporal da turbidez (NTU) medida no fundo (50 cm acima do leito submarino) pelo PMQQS da Fundação RENOVA em 18 pontos amostrais localizados ao longo da isóbata de 10 m na plataforma continental a norte e a sul da foz do Rio Doce entre outubro/2018 e junho/2021. As áreas em branco significam ausência de dados devido à não realização das coletas.

.....211

Figura 60: Imagem da cor verdadeira obtida no dia 24 de abril de 2021 pelo sensor MODIS/Aqua. Os triângulos em azul claro mostram a localização das estações de coletas de dados *in situ* e os pentágonos em azul escuro a localização dos fundeios monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM. ....213

Figura 61: Imagem da turbidez calculada (FNU - esquerda), Clorofila-a ( $\text{mg/m}^3$  - central) e Temperatura da superfície do mar ( $^{\circ}\text{C}$  - direita) para o dia 24 de abril 2021 pelo sensor MODIS/Aqua. Os triângulos em cinza mostram a localização das estações de coletas de dados *in situ* e os pentágonos em azul escuro a localização dos fundeios monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM. ....214

Figura 62: Mapa da distribuição superficial da salinidade prática durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em abril de 2021 (campanha 04-21). ....215

Figura 63: Mapa da distribuição das massas de água durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em abril de 2021 (campanha 04-21). O tamanho do círculo da legenda corresponde a uma coluna d'água de 50 dbar. A porcentagem da coluna d'água ocupada por cada massa de água é representada pelas cores: verde (AC -Água Costeira), vermelho (AT – Água Tropical) e azul (ACAS – Água Central do Atlântico Sul). ....216

Figura 64: Mapa da distribuição da turbidez (NTU) na superfície (barras em laranja) e no fundo (barras em marrom) durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em abril de 2021 (campanha 04-21). O tamanho das barras na legenda corresponde a uma concentração de 11,5 NTU (laranja) e 23 NTU (marrom). ....218

Figura 65: Seções verticais de salinidade prática (painéis centrais) e turbidez (NTU – painéis inferiores) obtidas pela perfilagem de CTD realizada em abril de 2021 (campanha 04-21) ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce (esquerda), da isóbata de 20 m (meio) e da isóbata de 30 m (direita). ....219

Figura 66: Mapa da distribuição superficial da salinidade prática durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em junho de 2021 (campanha 06-21). ....221

Figura 67: Seções verticais de salinidade prática (painéis centrais) e turbidez (NTU – painéis inferiores) obtidas pela perfilagem de CTD realizada em junho de 2021 (campanha 06-21) ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce (esquerda), da isóbata de 20 m (meio) e da isóbata de 30 m (direita). ....222

Figura 68: Mapa da distribuição da turbidez (NTU) na superfície (barras em laranja) e no fundo (barras em marrom) durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em junho de 2021 (campanha

06-21). O tamanho das barras na legenda corresponde a uma concentração de 21 NTU (laranja) e 42 NTU (marrom). .....223

Figura 69: Imagem da cor verdadeira obtida no dia 28 de junho de 2021 pelo sensor MODIS/Aqua. Os triângulos em azul claro mostram a localização das estações de coletas de dados in situ e os pentágonos em azul escuro a localização dos fundeios monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM. ....225

Figura 70: Imagem da turbidez calculada (FNU - esquerda), Clorofila-a ( $\text{mg}/\text{m}^3$  - central) e Temperatura da superfície do mar ( $^{\circ}\text{C}$  - direita) para o dia 28 de junho de 2021 pelo sensor MODIS/Aqua. Os triângulos em cinza mostram a localização das estações de coletas de dados in situ e os pentágonos em azul escuro a localização dos fundeios monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM. ....226

Figura 71: Séries temporais da turbidez medida *in situ* (de cima para baixo: fundo e superfície) e da concentração do sedimento em suspensão obtidas pelo modelo (Rio Doce e Banco de Lama), durante o período chuvoso considerado, nos quatro pontos de fundeio (F1, F2, F3 e F4). ....228

Figura 72: Séries temporais da a) altura e direção de ondas, b) vazão do Rio Doce e turbidez e c) direção e intensidade do vento durante o período chuvoso simulado. ....230

Figura 73: Variação da turbidez medida no fundeio F3 (superfície e fundo) e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) obtidos pelo modelo (Banco de Lama e Rio Doce), durante o período chuvoso analisado. Os quadrados ressaltam os eventos escolhidos para análise mais detalhada da influência dos processos físicos (ondas, vazão e vento). ....231

Figura 74: (a) Concentrações de sedimentos em suspensão nos pontos de fundeio obtidos pelo modelo numérico a partir da simulação com sedimentos oriundos do Banco Lamoso; (b) altura e direção de ondas; (c) vazão do Rio Doce; (d) direção e intensidade do vento durante o Evento 1 (Figura 73)...232

Figura 75: (a) Concentrações de sedimentos em suspensão nos pontos de fundeio obtidos pelo modelo numérico a partir da simulação com sedimentos oriundos do Banco Lamoso; (b) altura e direção de ondas; (c) vazão do Rio Doce; (d) direção e intensidade do vento durante o Evento 2 (Figura 73)...233

Figura 76: Mapa da distribuição da turbidez (NTU) na superfície (barras em laranja claro) e no fundo (barras em laranja escuro) durante a campanha de coleta de dados in situ realizada em janeiro de 2020 (campanha 01-20/02). O tamanho das barras na legenda corresponde a uma concentração de 18 NTU (laranja claro) e 36 NTU (laranja escuro). ....234

Figura 77: (a) Concentrações de sedimentos em suspensão nos pontos de fundeio obtidos pelo modelo numérico a partir da simulação com sedimentos oriundos do Banco Lamoso e do Rio Doce; (b) altura significativa e direção das ondas; (c) vazão do Rio Doce; (d) direção e intensidade do vento durante o Evento 3 (Figura 73). ....235

Figura 78: Mapa da distribuição da turbidez (NTU) na superfície (barras em laranja claro) e no fundo (barras em laranja escuro) durante a campanha de coleta de dados in situ realizada em março de 2020



(campanha 03-20). O tamanho das barras na legenda corresponde a uma concentração de 10,5 NTU (laranja claro) e 21 NTU (laranja escuro). .....236

Figura 79: Distribuição das vazões litorâneas residuais ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) estimadas em cada seção ao longo da costa, para o ano de 2019 e para os Eventos 1 e 2. As vazões médias do Rio Doce em cada período foram  $337 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $470 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $110 \text{ m}^3/\text{s}$ , respectivamente. A orientação das barras indica o sentido do transporte (positivo para o norte e negativo para o sul). .....238

Figura 80: Critérios utilizados para avaliação da qualidade da água com relação aos níveis de nutrientes, metais e compostos orgânicos na área do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. <sup>1</sup>Figueiredo et al. (2016). Com relação aos dados pretéritos, estão indicados os parâmetros e setores contemplados em função da disponibilidade de informações.....258

Figura 81: Critérios utilizados para avaliação da qualidade do sedimento com relação aos níveis de nutrientes, metais dissolvidos e compostos orgânicos na área do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. <sup>1</sup>Petrobras (2015a); <sup>2</sup>MacDonald et al. (2004); <sup>3</sup>Petrobras (2015b). Com relação aos dados pretéritos, estão indicados os parâmetros e setores contemplados em função da disponibilidade de informações. ....259

Figura 82: Biplot das componentes principais para as razões elemento/Fe para todas as campanhas e setores em comparação com amostras do rejeito. ....261

Figura 83: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício dissolvido (DSi) no Setor Abrolhos pré e pós Rompimento da Barragem de Fundão. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield ( $\text{N:P:Si} = 16:1:16$ ). ....265

Figura 84: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/L}$ ) de ferro dissolvido no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....266

Figura 85: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro associado ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....267

Figura 86: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de  $\text{Fe}_{\text{Lábil}}$ ,  $\text{Al}_{\text{Lábil}}$  e  $\text{Zn}_{\text{Lábil}}$  em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 - 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....269

Figura 87: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas camadas de base nos testemunhos coletados na Plataforma Continental do Rio Doce (CAGNIN, 2018). ....270

- Figura 88: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas amostras de rejeito do minério do Complexo de Germano (IEMA) e do sedimento dos rios do Carmo, Gualaxo e Doce (SILVA, 2018).....271
- Figura 89: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....272
- Figura 90: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco .....273
- Figura 91: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....274
- Figura 92: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....275
- Figura 93: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco .....277
- Figura 94: Concentração de *p,p'*-DDTs para amostras de água coletadas no Setor Abrolhos. A = variação entre diferentes profundidades (considerando os três anos); B = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro) (considerando os três anos); C = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos e profundidades); D = variação temporal e entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta. “a” e “b” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney;  $p < 0,05$ ). Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....280
- Figura 95: Coeficiente de risco (HQ) calculado para *p,p'*-DDTs (*p,p'*-DDT + *p,p'*-DDD + *p,p'*-DDE) determinado em amostras de água coletadas no Setor Abrolhos. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Abrolhos (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....281



|   |     |
|---|-----|
| Figura 96: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de nutrientes acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18; Ano 2: 01-20; Ano 3: 01-21) e seco (Ano 1: 04-19; Ano 3: 07-21) no setor Abrolhos durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....                      | 283 |
| Figura 97: Frequência de ocorrência de valores de Fe dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as amostras de superfície na campanha realizada no período chuvoso (01-21) do Ano 3 no Setor Abrolhos durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....  | 284 |
| Figura 98: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício dissolvido (DSi) no Setor Norte pré e pós Rompimento da Barragem de Fundão. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield (N:P:Si = 16:1:16). ....   | 287 |
| Figura 99: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....   | 288 |
| Figura 100: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro na água total para o Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....   | 289 |
| Figura 101: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro no material particulado em suspensão para o Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 290 |
| Figura 102: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Al_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 – 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....                      | 291 |
| Figura 103: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo o PAAS (McLennan, 1989) no MPS do Setor Norte no Ano 1 e Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 292 |
| Figura 104: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMB /Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .... | 293 |
| Figura 105: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) da, s concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....    | 294 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 106: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/ Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 295 |
| Figura 107: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 296 |
| Figura 108: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 298 |
| Figura 109: Concentração de $p,p'$ -DDTs para amostras de água coletadas no Setor Norte. A = variação entre diferentes profundidades (considerando os três anos); B = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro - considerando os três anos); C = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos e profundidades); D = variação temporal e entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta. “a”, “b” e “c” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney; $p < 0,05$ ). Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. .... | 300 |
| Figura 110: Coeficiente de risco (HQ) calculado para $p,p'$ -DDTs ( $p,p'$ -DDT + $p,p'$ -DDD + $p,p'$ -DDE) determinado em amostras de água coletadas no Setor Norte. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Norte (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....   | 301 |
| Figura 111: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de nutrientes acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 e 01-19; Ano 2: 11-19 e 01-20; Ano 3: 01-21) e seco (Ano 1: 04-19 e 07-19; Ano 3: 04-21 e 07-21) no setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....  | 303 |
| Figura 112: Frequência de ocorrência de valores de silício acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (01-21) e seco (04-21 e 07-21) do Ano 3 no Setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....   | 304 |
| Figura 113: Frequência de ocorrência de valores de Fe dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as amostras de superfície nas campanhas realizadas no período chuvoso (01-21) e seco (04-21 e 07-21) do Ano 3 no Setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....  | 306 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 114: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício dissolvido (DSi) no Setor Foz do Rio Doce pré e pós Rompimento da Barragem de Fundão. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield (N:P:Si = 16:1:16).....  | 309 |
| Figura 115: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....                                 | 311 |
| Figura 116: Distribuição das concentrações (µg/L) de manganês dissolvido no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....                              | 311 |
| Figura 117: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro na água total no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....  | 312 |
| Figura 118: Distribuição das concentrações (µg/g) de ferro associado ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....  | 313 |
| Figura 119: Distribuição do coeficiente de partição (log K <sub>d</sub> ) entre as frações MPS/água dissolvida e sedimento/água dissolvida para ferro no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central, Foz Sul) nas campanhas amostrais durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.....   | 314 |
| Figura 120: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Fe <sub>Lábil</sub> e Al <sub>Lábil</sub> em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 – 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. .... | 316 |
| Figura 121: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Zn <sub>Lábil</sub> em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 – 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....                          | 317 |
| Figura 122: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo PAAS (McLennan, 1989) no MPS do Setor Foz no período chuvoso do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 318 |
| Figura 123: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo PAAS (McLennan, 1989) no MPS do Setor Foz no período seco do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. ....  | 319 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 124: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo PAAS (McLENNAN, 1989) no MPS do Setor Foz no período chuvoso do Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 320 |
| Figura 125: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....  | 321 |
| Figura 126: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....  | 323 |
| Figura 127: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....   | 324 |
| Figura 128: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....   | 325 |
| Figura 129: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 327 |
| Figura 130: Concentração de p,p'-DDTs para amostras de água coletadas no Setor Foz. A = variação entre diferentes profundidades (considerando os três anos); B = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro - considerando os três anos); C = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos e profundidades); D = variação temporal entre períodos chuvosos dos Anos 1, 2 e 3; E = variação temporal entre períodos secos dos Anos 1 e 3; E = variação temporal e entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta. "a", "b" e "c" na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney; $p < 0,05$ ). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. .... | 330 |
| Figura 131: Coeficiente de risco (HQ) calculado para p,p'-DDTs ( $p,p'$ -DDT + $p,p'$ -DDD + $p,p'$ -DDE) determinado em amostras de água coletadas no Setor Foz. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Foz (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....   | 331 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 132: Distribuição da composição isotópico do material particulado em suspensão (MPS) em relação ao $d^{13}C$ e $d^{15}N$ e fontes de matéria orgânica segundo Maksymowska et al. (2000). .....  | 333 |
| Figura 133: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de nutrientes acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 a 09-21) no setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. .... | 335 |
| Figura 134: Frequência de ocorrência de valores de silício acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (12-20 a 02-21) e seco (04-21 a 09-21) do Ano 3 no Setor Foz durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.....   | 336 |
| Figura 135: Frequência de ocorrência de valores de Fe dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as amostras de superfície e fundo nas campanhas realizadas no período chuvoso (12-20 a 02-21) do Ano 3 no Setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....  | 339 |
| Figura 136: Frequência de ocorrência de valores de dibenzo(a,h)antraceno acima dos limites estabelecidos pela legislação (CONAMA, 2005) para as amostras de superfície e fundo, nas campanhas realizadas no período chuvoso do Ano 3 (12-20 a 02-21) no Setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....   | 340 |
| Figura 137: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício dissolvido (DSi) no Setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz pré e pós Rompimento da Barragem de Fundão. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield (N:P:Si = 16:1:16). ....  | 343 |
| Figura 138: Distribuição das concentrações ( $\mu g/L$ ) de ferro dissolvido no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....   | 344 |
| Figura 139: Distribuição das concentrações ( $\mu g/L$ ) de ferro na Água Total no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....  | 345 |
| Figura 140: Distribuição das concentrações ( $\mu g/g$ ) de ferro associadas ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....   | 346 |
| Figura 141: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de $Fe_{Lábil}$ em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Costa das Algas nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 – 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. ....                                    | 347 |



|  |     |
|--|-----|
| Figura 142: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo PAAS (McLennan, 1989) no MPS do Setor Foz no período chuvoso do Ano 1 e do Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM. ....  | 348 |
| Figura 143: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....  | 349 |
| Figura 144: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....   | 350 |
| Figura 145: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....   | 351 |
| Figura 146: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....   | 352 |
| Figura 147: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APAS Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 353 |
| Figura 148: Concentração de $p,p'$ -DDTs para amostras de água coletadas no Setor Costa das Algas. A = variação entre diferentes profundidades (considerando os três anos); B = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos e profundidades); C = variação temporal e entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta. “a” e “b” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney; $p < 0,05$ ). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.....  | 355 |
| Figura 149: Coeficiente de risco (HQ) calculado para $p,p'$ -DDTs ( $p,p'$ -DDT + $p,p'$ -DDD + $p,p'$ -DDE) determinado em amostras de água coletadas no Setor Costa das Algas. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Costa das Algas (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. | 356 |

Figura 150: Frequência de ocorrência de valores de Pb dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) nas amostras de superfície e fundo para as campanhas realizadas no período chuvoso (01-21) do Ano 3 no Setor Costa das Algas durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. 358

Figura 151: Concentração de fósforo na água intersticial ( $\mu\text{mol/l}$ ) e especiação do fósforo no sedimento expressa em concentração por fração ( $\text{mg/kg}^{-1}$ ) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor de Abrolhos. .... 360

Figura 152: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro na matriz sedimentar no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM . Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco..... 362

Figura 153: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor de Abrolhos em suas respectivas frações. .... 363

Figura 154: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Abrolhos no período chuvoso do Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM..... 364

Figura 155: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .... 365

Figura 156: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais ( $\text{ng/g}$ ) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco ..... 366

Figura 157: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .... 367

Figura 158: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest- RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. .... 368

Figura 159: Concentração de  $\sum\text{DDTs}$  ( $o,p'$  e  $p,p'$ -DDT +  $o,p'$  e  $p,p'$ -DDD +  $o,p'$  e  $p,p'$ -DDE) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Abrolhos. A = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), considerando os três anos; B = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos); C = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta. Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. .... 370

Figura 160: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE), determinado em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Abrolhos. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Abrolhos (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....371

Figura 161: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais e SQG-q HPAs no setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Ano 2; 01-21: Ano 3). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactado; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). ....372

Figura 162: Concentração de fósforo na água intersticial ( $\mu\text{mol/l}$ ) e especiação do fósforo no sedimento expressa em concentração por fração ( $\text{mg/kg}^{-1}$ ) em relação ao fósforo total no sedimento para o Setor Norte. ....374

Figura 163: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro na matriz sedimentar no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....375

Figura 164: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos no Setor Norte em suas respectivas frações. ....377

Figura 165: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Norte no período seco do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. ....378

Figura 166: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Norte no período chuvoso do Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM. ....379

Figura 167: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....380

Figura 168: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais ( $\text{ng/g}$ ) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco .....381

Figura 169: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais



do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....382

Figura 170: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....383

Figura 171: Concentração de  $\sum$  DDTs o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'p'-DDE) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Norte. A = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), considerando os três anos; B = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos); C = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta; D = variação temporal da razão (DDE+DDD)/ $\sum$ DDTs (Linha vermelha = 0,5; > 0,5 indica DDT de introdução pretérita). Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....385

Figura 172: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum$  DDTs (em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Norte. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Norte (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....386

Figura 173: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) do Índice SQG-q metais no setor Norte (DEG: Degredo; BS: Barra Seca; BN: Barra Nova; CB: Conceição da Barra; ITA: Itaúnas) nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Ano 2; Ano 3: 01-21 e 04-21). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactado; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). ....388

Figura 174: Concentração de fósforo na água intersticial ( $\mu\text{mol/l}$ ) do sedimento para o Setor Foz do Rio Doce ao longo do PMBA/Fest-RRDM. ....390

Figura 175: Especificação do fósforo no sedimento expressa em concentração por fração ( $\text{mg/kg}^{-1}$ ) em relação ao fósforo total no sedimento para o Setor Foz do Rio Doce. ....391

Figura 176: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro na matriz sedimentar no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.....392

Figura 177: Especificação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 1 a 12 (11-18 a 09-19 – ANO 1). ....394

|  |     |
|--|-----|
| Figura 178: Especificação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 13 a 18 (10-19 a 03-20 – ANO 2).....  | 395 |
| Figura 179: Especificação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 19 a 27 (12-20 a 09-21 – ANO 3).....  | 396 |
| Figura 180: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz período chuvoso do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM.....   | 397 |
| Figura 181: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz período seco do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 398 |
| Figura 182: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz no Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM. ....  | 400 |
| Figura 183: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....  | 401 |
| Figura 184: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/g) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 402 |
| Figura 185: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g <sup>-1</sup> ) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....   | 403 |
| Figura 186: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras e sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 405 |
| Figura 187: Distribuição dos valores de mínima e máxima (*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....  | 406 |
| Figura 188: Concentração de PCBs totais ( $\Sigma$ 47 PCBs) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Foz. A = Comparação de dados pré-rompimento (Souza et al., 2022) e PMBA/Fest-RRDM; B = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos); C = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta; D = variação temporal com a discriminação de subsetores da Foz. “a” e “b” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney; $p < 0,05$ ). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ... | 408 |

Figura 189: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum 7$  PCBs (prioritários para monitoramento) determinado em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Foz. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Foz (considerando os três anos e ambos os períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....408

Figura 190: Concentração de  $\sum$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Foz. A = Comparação de dados pré-rompimento (Souza et al., 2022) e PMBA/Fest-RRDM; B = variação temporal com a discriminação de subsetores da Foz (considerando ambos os períodos climáticos); C = variação temporal considerando os três anos de coleta e ambos os períodos climáticos; D = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....410

Figura 191: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE) determinado em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Foz. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Foz (considerando os três anos e ambos os períodos climáticos), Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco); C = variação temporal da razão (DDE+DDD)/ $\sum$ DDTs (Linha = 0,5; > 0,5 indica DDT de introdução pretérita). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. ....411

Figura 192: Distribuição da composição isotópica  $\delta^{13}C$  (‰) e razão C/N para as amostras sedimentares da Foz do Rio Doce durante o período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM Ano 1 (11-18 a 09-19) e Transição (10-19 a 03-20). ....412

Figura 193: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais no setor Foz em estudos realizados pré-Rompimento da Barragem (Pré-PMBA/Fest-RRDM), nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Ano 2; 12-20 a 09-21: Ano 3). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). Pret.: índices calculados a partir de dados pretéritos (Petrobras, 2015a). ....415

Figura 194: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de metais no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015a) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 a 09-21) no setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....416

Figura 195: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q HPAs no setor Foz em estudos realizados pré-Rompimento da Barragem (Pré-

PMBA/Fest-RRDM), nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Ano 2; 12-20 a 09-21: Ano 3). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). Pret.: índices calculados a partir de dados pretéritos (Petrobras, 2015a). .....418

Figura 196: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de HPAs no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015b) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 e 05-21) no setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....419

Figura 197: Concentração de fósforo na água intersticial ( $\mu\text{mol/l}$ ) e especiação do fósforo no sedimento expressa em concentração por fração ( $\text{mg/kg}^{-1}$ ) em relação ao fósforo total no sedimento para o Setor Foz APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz. ....421

Figura 198: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro na matriz sedimentar no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a). ....423

Figura 199: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor APA/RVS Costa das Algas em suas respectivas frações. ....424

Figura 200: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz do PMBA/Fest-RRDM. ....426

Figura 201: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....427

Figura 202: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais ( $\text{ng g}^{-1}$ ) em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM (02-16 e 04-16) e do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....428

Figura 203: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....429

Figura 204: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APAS Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. ....430

Figura 205: Concentração de  $\sum$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Costa das Algas. A = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), considerando os três anos de monitoramento; B = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta; C = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos); D = variação temporal da razão (DDE+DDD)/ $\sum$ DDTs (Linha vermelha = 0,5; > 0,5 indica DDT de introdução pretérita). Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19. .432

Figura 206: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE), determinado em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Costa das Algas. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Costa das Algas (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.....433

Figura 207: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais e SQG-q HPAs no setor APA/RVS Costa das Algas (Águas Rasas e Águas Profundas) nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha).....435

Figura 208: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de metais no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015a) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 e 05-21) no setor APA/RVS Costa das Algas durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....436

Figura 209: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de HPAs no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015a) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 e 05-21) no setor APA/RVS Costa das Algas durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. ....436

Figura 210: Análise de PCA da distribuição de metais no sedimento, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Painel superior: distribuição das campanhas de amostragem;



Painel inferior: distribuição das variáveis. Símbolos em azul: período chuvoso; símbolos em cinza: período seco. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem). .....438

Figura 211: Análise de PCA da distribuição de metais na fração dissolvida, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Painel superior: distribuição das campanhas de amostragem; Painel inferior: distribuição das variáveis. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem). .....439

Figura 212: Análise de PCA da distribuição de metais na fração particulada, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Painel superior: distribuição das campanhas de amostragem; Painel inferior: distribuição das variáveis. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem). .....440

Figura 213- Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, da distribuição da média (X) e da mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos durante o Ano 1 (outubro/2018 a setembro/2019), Ano 2 (outubro/2019 a setembro/2020) e Ano 3 (outubro/2020 a setembro/2021) do PMBA/Fest-RRDM. As áreas azuis e cinzas indicam, respectivamente, os períodos úmidos (chuvoso) e secos. Entre abril/2021 e novembro/2021 ocorreu suspensão das atividades devido à pandemia da Covid-19. ....444

Figura 214 - Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos, nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. ....445

Figura 215 - Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....446

Figura 216- Variação da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....447

Figura 217- Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....449

Figura 218- Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....450

Figura 219- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais, em superfície do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (Dezembro de 2018 e abril de 2019), 2 (janeiro de 2020) e 3 (janeiro e julho de 2021).....451

Figura 220- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais, em fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (Dezembro de 2018 e abril de 2019), 2 (janeiro de 2020) e 3 (janeiro e julho de 2021).....452

Figura 221- Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....454

Figura 222- Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....456

Figura 223- Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....457

Figura 224-Variação da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....458

Figura 225- Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....459

Figura 226- Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....460

Figura 227- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais, em superfície do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021). .....461

Figura 228 - Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (Dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021). .....462

Figura 229- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície do Setor Foz Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021). .....466

Figura 230- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo do Setor Foz Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021). .....467

Figura 231- Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e



setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.  
.....471

Figura 232- Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.  
.....472

Figura 233- Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.  
.....473

Figura 234-Variação da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso474

Figura 235-Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19),

março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso475

Figura 236- Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso. ....476

Figura 237- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície do Setor Foz Central nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021). ....477

Figura 238- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo do Setor Foz Central nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021). ....478

Figura 239- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície do Setor Foz Sul nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021). ....481

Figura 240- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo do Setor Foz Sul nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021). ....482

Figura 241- Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3 nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19),

janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....488

Figura 242- Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3 nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....489

Figura 243- Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3 nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....490

Figura 244- Variação da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....491

Figura 245- Variação da diversidade específica (H') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.....492

Figura 246- Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco, e em azul o período chuvoso.....493

Figura 247- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície da região rasa do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021). .....494

Figura 248- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície da região profunda do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021).....495

Figura 249- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo da região rasa do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021). .....496

Figura 250- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo da região profunda do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021).....497

Figura 251-Índice de Qualidade Ambiental para o fitoplâncton nas campanhas realizadas durante o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020) e Ano 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021) do PMBA/Fest-RRDM .....506

Figura 252: Variação temporal da concentração de Biomassa zooplanctônica ( $\text{mg.m}^{-3}$ ) em amostras de Superfície e Fundo na Foz do Rio Doce e subsetores Norte, Central e Sul.....511

Figura 253: a) Abundância total ( $\text{ind.m}^{-3}$ ) do zooplâncton, b) Riqueza de Margalef (d), c) Diversidade de Shannon ( $H'$ ) e d) equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) aplicados ao Setor Abrolhos durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. “NA” refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.....516

Figura 254: Abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no Setor Abrolhos, compreendendo as campanhas 10/18, 04/19, 01/20, 01/21 e 07/21. a) AR% adultos *Paracalanus cf parvus* (laranja) e juvenis de *Paracalanus* spp. (amarelo); b) AR% de *Penilia avirostris* (verde) e; c) AR% *Oikopleura* spp. (roxo). Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce. ....517

Figura 255: a) Abundância relativa (AR%) e b) número de taxa de organismos meroplânctônicos no Setor Abrolhos, compreendendo as campanhas 10/18, 04/19, 01/20, 01/21 e 07/21. Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce. ....520

Figura 256: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplanctônica do setor Abrolhos de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (superfície/fundo). .....520

Figura 257: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplancônica do setor Abrolhos com: **(a)** variáveis ambientais e concentração de metais totais na água (correlações  $r < 0,20$  foram omitidas); **(b)** espécies representativas da comunidade zooplancônica registradas durante as campanhas amostrais (Spearman rank). .....521

Figura 258: a) Abundância total (ind.m<sup>-3</sup>) do zooplâncton, b) Riqueza de Margalef (d), c) Diversidade de Shannon (H') e d) equitabilidade de Pielou (J') aplicados ao Setor Norte durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. "NA" refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.....523

Figura 259: Abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no Setor Norte durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. a) AR% adultos *Paracalanus cf parvus* (laranja) e juvenis de *Paracalanus* spp. (amarelo); b) AR% de *Penilia avirostris* (verde) e; c) AR% *Oikopleura* spp. (roxo). Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.....524

Figura 260: a) Abundância relativa (AR%) e b) número de taxa de organismos meroplancônicos no Setor Norte durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce. ....527

Figura 261: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplancônica do setor Norte de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). .....527

Figura 262: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplancônica do setor Norte com: (a) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água (correlações  $r < 0,20$  foram omitidas); (b) espécies representativas da comunidade zooplancônica registradas durante as campanhas amostrais (Spearman rank). .....528

Figura 263: a) Abundância total (ind.m<sup>-3</sup>) do zooplâncton, b) Riqueza de Margalef (d), c) Diversidade de Shannon (H') e d) equitabilidade de Pielou (J') aplicados ao Setor Foz durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. "NA" refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.....530

Figura 264: Abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no Setor Foz durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. a) AR% adultos *Paracalanus cf parvus* (laranja) e juvenis de *Paracalanus* spp. (amarelo); b) AR% de *Penilia avirostris* (verde) e; c) AR% *Oikopleura* spp. (roxo). Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.....531

Figura 265: a) Abundância relativa (AR%) e b) número de taxa de organismos meroplancônicos no Setor Foz durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce. ....534



|  |     |
|--|-----|
| Figura 266: (a) Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplânctônica do setor Foz de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). (b) Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplânctônica dos pontos próximos à desembocadura do Rio Doce (SD 01, 02 e 03; SDN 12, 13 e 20; SDS 13, 19 e 20).....   | 535 |
| Figura 267: Ordenação dos pontos pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplânctônica do setor Foz com: (a) Variáveis ambientais e concentração de metais totais na água (correlações $r < 0,20$ foram omitidas); (b) espécies representativas da comunidade zooplânctônica registradas durante as campanhas amostrais (Spearman rank).....  | 536 |
| Figura 268: a) Abundância total (ind.m <sup>-3</sup> ) do zooplâncton, b) Riqueza de Margalef (d), c) Diversidade de Shannon (H') e d) equitabilidade de Pielou (J') aplicados ao Setor APA durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. "NA" refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19..... | 538 |
| Figura 269: Abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no Setor APA durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. a) AR% adultos <i>Paracalanus cf parvus</i> (laranja) e juvenis de <i>Paracalanus</i> spp. (amarelo); b) AR% de <i>Penilia avirostris</i> (verde) e; c) AR% <i>Oikopleura</i> spp. (roxo). Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.....      | 539 |
| Figura 270: a) Abundância relativa (AR%) e b) número de taxa de organismos meroplânctônicos no Setor APA durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce. ....   | 541 |
| Figura 271: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplânctônica do setor APA de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). ....   | 542 |
| Figura 272: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplânctônica do setor APA com: (a) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água (correlações $r < 0,20$ foram omitidas); (b) espécies representativas da comunidade zooplânctônica registradas durante as campanhas amostrais (Spearman rank).....   | 543 |
| Figura 273: Abundância relativa (%) de <i>Penilia avirostris</i> nos Setores APA, Foz e Norte durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. "NA" refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.....   | 551 |
| Figura 274: Distribuição das abundâncias médias de ovos de peixes em escala logarítmica (ovos.100 m <sup>-3</sup> ) registradas na superfície e na coluna de água nos quatro setores em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.....  | 558 |
| Figura 275: Distribuição espacial das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m <sup>-3</sup> ) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) nos quatro setores estudados no PMBA/Fest-RRDM .....   | 559 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 276: Distribuição temporal das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m <sup>-3</sup> ) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) durante as dez campanhas realizadas no PMBA/Fest-RRDM. ....  | 560 |
| Figura 277: Distribuição temporal das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m <sup>-3</sup> ) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) durante os períodos chuvoso e seco estudados no PMBA/Fest-RRDM. ....   | 563 |
| Figura 278: Distribuição temporal das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m <sup>-3</sup> ) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento no PMBA/Fest-RRDM. ....  | 564 |
| Figura 279: Ovos com embrião considerados viáveis (a) e ovos opacos classificados como não viáveis (b). ....   | 565 |
| Figura 280: Percentual de ovos de peixes não viáveis e viáveis coletados na superfície nos quatro setores em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....  | 566 |
| Figura 281: Distribuição das abundâncias médias de larvas de peixes em escala logarítmica (larvas.100 m <sup>-3</sup> ) registradas na superfície e na coluna de água nos quatro setores em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. .... | 568 |
| Figura 282: Distribuição espacial das abundâncias de larvas de peixes (larvas.100 m <sup>-3</sup> ) na superfície (a) e na coluna de água (b) nos quatro setores estudados no PMBA/Fest-RRDM. ....   | 569 |
| Figura 283: Distribuição temporal das abundâncias de larvas de peixes (larvas.100 m <sup>-3</sup> ) na superfície (a) e na coluna de água (b) durante as dez campanhas realizadas no PMBA/Fest-RRDM. ....  | 571 |
| Figura 284: Distribuição temporal das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m <sup>-3</sup> ) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) durante os períodos chuvoso e seco estudados no PMBA/Fest-RRDM. ....   | 572 |
| Figura 285: Distribuição temporal das abundâncias de larvas de peixes (larvas.100 m <sup>-3</sup> ) na superfície (a) e na coluna de água (b) durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento no PMBA/Fest-RRDM. ....  | 573 |
| Figura 286: Curva de acumulação de espécies utilizando quatro índices para as amostras coletadas na superfície (a) e na coluna de água (b) na área de estudo nas dez campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....                                 | 576 |
| Figura 287: Curva de acumulação de espécies utilizando quatro índices para as amostras coletadas na superfície na área de estudo nas campanhas realizadas durante o Ano 1 (a), Ano 2 (b) e Ano 3 (c) do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 577 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 288: Curva de acumulação de espécies utilizando quatro índices para as amostras coletadas na coluna de água na área de estudo nas campanhas realizadas durante o Ano 1 (a), Ano 2 (b) e Ano 3 (c) do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 578 |
| Figura 289: Valor médio e desvio padrão de diversidade de Shannon (H'), equitabilidade de Pielou (J') registradas na superfície (a) e na coluna de água (b) na área de estudo nas dez campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....  | 581 |
| Figura 290: Exemplos de larvas de peixes com trato digestório danificado e com sedimento alaranjado aderido coletadas na área de estudo tanto na superfície como na coluna de água nas dez campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 585 |
| Figura 291: Distribuição das larvas de peixes com o trato digestório danificado coletadas na área de estudo tanto na superfície como na coluna de água nas dez campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....   | 586 |
| Figura 292: Mapa amostral do subprojeto Bentos de Substrato Inconsolidado. ....  | 590 |
| Figura 293: Densidade média de indivíduos por setor ao longo de todo o período amostral (Geral) e para cada ano de monitoramento. Hastes mostram o erro padrão. ....   | 593 |
| Figura 294: Principais grupos taxonômicos, incluindo vestígios, e suas contribuições para o total de organismos registrados durante todo o período amostral (Geral) e em cada ano de monitoramento. Vestígios e animais com partes moles considerados separadamente. ....  | 594 |
| Figura 295: Principais grupos taxonômicos e suas contribuições para o total de organismos quando vestígios são desconsiderados, para todo o período amostral (Geral) e para cada ano de monitoramento. ....  | 595 |
| Figura 296: Variação da riqueza (A-C) e diversidade (D-F) da comunidade de Polychaeta em nível específico entre os setores, profundidades e campanhas. Pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança (95%). ....   | 599 |
| Figura 297: Dependência parcial da riqueza de Polychaeta em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão <i>Random Forest</i> no Ano 1. ....   | 600 |
| Figura 298: Dependência parcial da diversidade (Shannon-Weaver) de Polychaeta em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão <i>Random Forest</i> no Ano 1. ....  | 600 |
| Figura 299: Compartilhamento de espécies de Polychaeta entre as estações nos diferentes setores. Barras horizontais indicam a riqueza de espécies em cada estação. Barras verticais indicam o número de espécies compartilhadas entre as estações. A matriz na parte inferior direita indica o conjunto de estações às quais as espécies compartilhadas se referem. As estações são ordenadas pela distância decrescente para a costa .... | 601 |



|  |     |
|--|-----|
| Figura 300: Variação da riqueza (A-C) e diversidade (D-F) da comunidade de Mollusca com partes moles entre os setores, profundidades e campanhas. pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança.....   | 603 |
| Figura 301: Dependência parcial da riqueza de Mollusca com partes moles em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão <i>Random Forest</i> no Ano 1.....   | 604 |
| Figura 302: Dependência parcial da diversidade (Shannon-Weaver) de Mollusca com partes moles em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão <i>Random Forest</i> no Ano 1. ....   | 605 |
| Figura 303: Compartilhamento de espécies de Mollusca com partes moles entre as estações nos diferentes setores. Barras horizontais indicam a riqueza de espécies em cada estação. Barras verticais indicam o número de espécies compartilhadas entre as estações. A matriz na parte inferior direita indica o conjunto de estações às quais as espécies compartilhadas se referem. As estações são ordenadas pela distância decrescente para a costa. ....                   | 606 |
| Figura 304: Variação da riqueza (A-C) e diversidade (D-F) da comunidade de vestígios de Mollusca entre os setores, profundidades e campanha. Pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança.....  | 608 |
| Figura 305: Dependência parcial da riqueza de vestígios de Mollusca em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão <i>Random Forest</i> no Ano 1.....   | 609 |
| Figura 306: Dependência parcial da diversidade (Shannon-Weaver) de vestígios de Mollusca em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão <i>Random Forest</i> no Ano 1. ....   | 609 |
| Figura 307: Compartilhamento de espécies identificadas através de vestígios de Mollusca entre as estações nos diferentes setores. Barras horizontais indicam a riqueza de espécies em cada estação. Barras verticais indicam o número de espécies compartilhadas entre as estações. A matriz na parte inferior direita indica o conjunto de estações às quais as espécies compartilhadas se referem. As estações são ordenadas pela distância decrescente para a costa. .... | 610 |
| Figura 308: Relação entre o índice AMBI para comunidades de moluscos vestigiais (AMBI_M) e os escores do primeiro componente da regressão parcial de quadrados mínimos, por setores do PMBA. A figura inferior mostra os coeficientes de regressão das variáveis preditoras selecionadas. ....   | 612 |
| Figura 309: Relação entre o índice AMBI para comunidades de moluscos com partes moles (AMBI_V) e os escores do primeiro componente da regressão parcial de quadrados mínimos, por setores do PMBA. A figura inferior mostra os coeficientes de regressão das variáveis preditoras selecionadas. ....   | 613 |
| Figura 310: Variação da riqueza da comunidade macrobentônica entre os setores, profundidades e campanhas. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. ....  | 615 |
| Figura 311: Variação da diversidade de Simpson da comunidade macrobentônica entre os setores, profundidades e campanhas. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança.....  | 615 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 312: Variação da riqueza da comunidade macrobentônica entre as diferentes faixas de profundidade nos setores. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. ....  | 616 |
| Figura 313: Variação da riqueza da comunidade macrobentônica entre as campanhas nos setores. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança.....   | 617 |
| Figura 314: Variação da diversidade de Simpson da comunidade macrobentônica entre as diferentes faixas de profundidade nos setores. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. ....   | 618 |
| Figura 315: Variação da diversidade de Simpson da comunidade macrobentônica entre as campanhas nos setores. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança. ....   | 618 |
| Figura 316: Dependência parcial da riqueza da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão <i>Random Forest</i> no Ano 1.....  | 619 |
| Figura 317: Dependência parcial da diversidade e Simpson da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão <i>Random Forest</i> no Ano 1.....  | 619 |
| Figura 318: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade de Polychaeta. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis. ....               | 621 |
| Figura 319: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade de Polychaeta. ....  | 622 |
| Figura 320: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade de Mollusca com partes moles. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis..... | 624 |
| Figura 321: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade de Mollusca com partes moles. ....   | 625 |
| Figura 322: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade de vestígios de Mollusca. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis. ....    | 626 |
| Figura 323: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade de vestígios de Mollusca.....  | 627 |
| Figura 324: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade macrobentônica. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis.....               | 629 |
| Figura 325: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade macrobentônica. ....   | 630 |

Figura 326: Mapa da região estudada situando a malha amostral e os recifes e bancos de rodolitos já mapeados. Os polígonos vermelhos representam as quatro Áreas destacadas no estudo: A (Parque Nacional Marinho de Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos, entre Abrolhos e a foz do rio Doce – parcialmente mapeados), C (plataforma média e externa ao largo da foz do rio Doce) e D (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz, ao sul da foz do rio Doce). Os códigos dos sítios amostrais usados do relatório se referem aos códigos nesta figura. ....645

Figura 327: Mapa da região estudada com a localização das principais unidades de conservação (UCs). Os pontos da malha estão plotados apenas como referências espaciais (veja Figura 326). ....646

Figura 328: Batimetria (esquerda) e megahabitats bênticos (direita) da região estudada com sobreposição de parte da malha amostral. ....647

Figura 329: População humana e infraestrutura industrial e portuária na região estudada. O local do rompimento da barragem está destacado com uma estrela vermelha e a área de impedimento à pesca em função desse evento está delineada em um polígono vermelho. ....648

Figura 330: Mapa da região estudada com a disposição das plumas identificadas por FRANCINI-FILHO et al. (2019). Os códigos CL0 a CL8 se referem à classificação em "clusters" usada por por FRANCINI-FILHO et al. (2019), merecendo destaque o "cluster" CL5, que contém assinaturas da pluma de rejeitos. ....649

Figura 331: Diversidade de ambientes recifais na área de estudo: A) Recifes costeiros adjacentes ao litoral na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; B) Bancos recifais costeiros na região adjacente ao PARNAM Abrolhos (veja pluma de turbidez acentuada); C ) Recifes do PARNAM Abrolhos, mais afastados da costa (observe a configuração fragmentada dos chapeirões e a menor turbidez); D) Cobertura de um recife da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências); E) Cobertura de um recife da Área B (Recifes Esquecidos); F, G e H) Diferentes feições (densidade, vitalidade, epibiontes fração de sedimento) de bancos de rodolitos (veja nódulos avermelhados com alta vitalidade das algas coralíneas em H). ....651

Figura 332: Modelo conceitual da progressão na contaminação ambiental (sedimento, água e organismos) em diferentes compartimentos do contínuo fluvio-marinho do rio Doce. As trajetórias são suportadas por evidências empíricas, representando: i) a situação aguda seguida por melhora aproximadamente linear da qualidade da bacia hidrográfica, ii) o agravamento das condições no estuário, que segue biodisponibilizando e aportando contaminantes para a zona costeira em longo prazo, iii) a atenuação, agravamento após anomalias hidroclimatológicas e a longa duração da contaminação na zona costeira, iv) a exposição episódica, na escala da região marinha, a contaminantes associados ao rompimento da barragem .....654

Figura 333: Diagrama esquemático dos efeitos diretos e indiretos da poluição nos diferentes níveis organizacionais da biota e dos ecossistemas marinhos. Assim como a complexidade do sistema, a relevância ecológica dos efeitos aumenta na direção das maiores escalas espaciais e temporais. ...656

|  |     |
|--|-----|
| Figura 334: Amostragens da coluna d'água em áreas recifais. Legenda: A e B) Garrafas de coleta; C e D) Perfilagens com sensores. ....  | 658 |
| Figura 335: Distribuição espacial e temporal da temperatura superficial do mar (SST) obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km <sup>2</sup> . O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.....  | 660 |
| Figura 336: Distribuição espacial e temporal da turbidez representada pelo coeficiente de atenuação difusa a 490nm (Kd490) obtido a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km <sup>2</sup> . O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano. .... | 661 |
| Figura 337: Distribuição espacial e temporal da radiação solar fotossinteticamente ativa (iPAR) obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km <sup>2</sup> . O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano. ....                            | 662 |
| Figura 338: Distribuição espacial da concentração de clorofila a na superfície obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km <sup>2</sup> . O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.....  | 663 |
| Figura 339: Perfis verticais de temperatura. Os sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. ....   | 665 |
| Figura 340: Perfis verticais de salinidade. Sítios de coleta, mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.....  | 667 |
| Figura 341 :Perfis verticais de intensidade de radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR). Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. ....  | 669 |
| Figura 342: Perfis verticais de concentração de clorofila. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. ....  | 671 |
| Figura 343: Perfis verticais de turbidez. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. ....   | 673 |
| Figura 344: Perfis verticais de oxigênio dissolvido. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. ....  | 674 |
| Figura 345: Perfis verticais de pH. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. ....   | 675 |
| Figura 346: Diagramas TS baseados nos perfis verticais de temperatura (°C) e salinidade (PSU) obtidos nas quatro áreas (A, B, C e D). A profundidade (m) de medição de cada ponto está representada na escala de cores à direita de cada diagrama. ....  | 676 |
| Figura 347: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.....  | 681 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 348: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A6 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.....               | 682 |
| Figura 349: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An2 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.....              | 683 |
| Figura 350: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A2 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em setembro de 2019.....             | 684 |
| Figura 351: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A3 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A6 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em setembro de 2019.....             | 685 |
| Figura 352: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A5 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An2 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em outubro de 2019. ....            | 686 |
| Figura 353: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An3 em outubro de 2019. ....   | 687 |
| Figura 354: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A3 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A5 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em fevereiro de 2020. ....           | 688 |
| Figura 355: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An2 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em fevereiro de 2020.....          | 689 |
| Figura 356: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An4 em fevereiro de 2020. ....   | 690 |
| Figura 357: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água em diversos sítios das áreas A e B amostrados em 2020 (fevereiro) e 2021 (fevereiro, maio e setembro).....                            | 691 |
| Figura 358: Recuperação de um fundeio multiparamétrico após 24h de submersão junto ao fundo recifal .....  | 692 |
| Figura 359: Localização das armadilhas de sedimento nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), indicadas por símbolos laranja.....  | 694 |
| Figura 360: Coleta de sedimentos recifais com armadilhas. Legenda: A e B) Armadilhas em bancos de rodolitos; C) Armadilhas em recifes; D) Detalhe das armadilhas (tela de proteção, funil e fixação ao fundo)..... | 695 |
| Figura 361: Proporção das médias das classes granulométricas dos sedimentos superficiais em cada estação e campanha. ....  | 698 |
| Figura 362: Proporção das médias da mineralogia dos sedimentos superficiais analisados em cada estação e campanha. ....  | 698 |
| Figura 363: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (sedimentos biogênicos/ terrígenos) e granulometria (cascalho, areia e silte) dos sedimentos superficiais, correlacionados a                |     |

|  |     |
|--|-----|
| variáveis ambientais (dados obtidos até 2020). Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras (Áreas A, B, C, D).....  | 699 |
| Figura 364: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos superficiais, correlacionados a variáveis ambientais (dados obtidos até 2020). Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.....  | 700 |
| Figura 365: Proporção das médias granulométricas dos sedimentos aprisionados nas armadilhas em cada estação amostral. ....   | 702 |
| Figura 366: Proporção das médias de mineralogia dos sedimentos aprisionados nas armadilhas em cada estação amostral. ....  | 703 |
| Figura 367: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (sedimentos biogênicos/ terrígenos) e granulometria (cascalho, areia e silte) dos sedimentos aprisionados nas armadilhas, com correlações com variáveis ambientais (dados obtidos até 2020). Símbolos maiores representam centróides dos scores das amostras de cada área. .... | 704 |
| Figura 368: Análise de componentes principais com os dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos aprisionados nas armadilhas, com correlações com variáveis ambientais (dados obtidos até 2020). Símbolos maiores representam os centróides dos grupos de amostras. ....  | 705 |
| Figura 369: Sedimentação ( $\text{g. semana}^{-1}$ ) nas armadilhas instaladas nas Áreas A e B, de nov/2018 a fev/2021. ....   | 705 |
| Figura 370: Proporção das médias granulométricas dos sedimentos dos recifes costeiros, em todas as estações amostrais. ....  | 707 |
| Figura 371: Proporção das médias da mineralogia dos sedimentos dos recifes costeiros em cada estação amostral. ....  | 708 |
| Figura 372: Regressão linear entre o teor de hematita e silicatos no sedimento superficial dos recifes costeiros e a distância da foz do rio Doce com dados coletados desde setembro de 2018 a fevereiro de 2021. ....   | 709 |
| Figura 373: Análise de componentes principais (PCA) com os dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral, com correlações com variáveis ambientais e distâncias das drenagens (dados coletados até 2020). Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras. ....                          | 710 |
| Figura 374: Análise de componentes principais com os dados de granulometria dos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral, com correlações com variáveis ambientais e distâncias das drenagens (dados coletados até 2020). Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras. ....   | 711 |



|  |     |
|--|-----|
| Figura 375: Micrografias de Microscopia Eletrônica de Varredura das amostras do rejeito da barragem de Fundão. ....  | 714 |
| Figura 376: Micrografias (esquerda) e Espectroscopia de Energia Dispersiva de partículas da amostra de rejeito da barragem de Fundão (direita). ....   | 715 |
| Figura 377: Análise elementar de partículas do sedimento superficial coletadas nas áreas A (A e C - Sítio A3; B e D - Sítio A5) e B (E e G - Sítio B1; F e H - Sítio B2). Barras = 15 $\mu$ m.....   | 717 |
| Figura 378: Análise elementar de partículas do sedimento superficial coletadas nas áreas C (A e B - Sítio C4) e D (C e D - Sítio D7; E e F - Sítio D10; G e H - Sítio D21). Barras = 15 $\mu$ m (A,C-G) e 100 $\mu$ m (B, H).....  | 718 |
| Figura 379: Morfologias das partículas adsorvidas às macroalgas do sítio A5 (banco de rodolitos, A5). A, B, F – <i>Padina sp.</i> C, D, E – <i>Anadyomene sp.</i> ....   | 721 |
| Figura 380: Morfologias das partículas adsorvidas às macroalgas do sítio D18. A, B – <i>Anadyomene stellata</i> ; C, D – <i>Padina gymnospora</i> .; E, F – <i>Plocamium brasiliense</i> .....   | 722 |
| Figura 381: Morfologias das partículas adsorvidas a amostras de <i>P. gymnospora</i> dos sítios A4 (A e B) e D18 (C e D). Os painéis A, C e D correspondem a partículas ferrosas e foram identificadas como óxidos de ferro (Fe e O como elementos majoritários), com baixas concentrações de Si, Al, Ca e S. A imagem da figura B corresponde a uma partícula carbonática (não ferrosa), com faces irregulares e apresentando sinais de porosidade, semelhante a partículas oriundas de processos bioerosivos da estrutura recifal. Barra de escala = 20 $\mu$ m..... | 723 |
| Figura 382: Espectros de EDS de uma partícula adsorvida ao talo de <i>Padina sp.</i> (A, B) e de uma partícula adsorvida ao talo de <i>Anadyomene sp.</i> (C, D) coletadas no sítio A5, apresentando C, O, Fe, S, Ca, Cr, Na, Mn, Cl e K.....  | 724 |
| Figura 383: Espectros de EDS de uma partícula adsorvida aos talos de <i>Anadyomene stelatta</i> (A, B), <i>Padina gymnospora</i> (C, D) e <i>Plocamium brasiliense</i> (E, F) coletadas no sítio D18, apresentando C, O, Fe, Al, Si, S, Ni Ca, Cr e Na. ....   | 725 |
| Figura 384: Contribuição de cada elemento traço nas partículas adsorvidas aos talos de macroalgas dos sítios A5 (círculos pretos) e D18 (quadrados vazados). Apenas valores > 0 estão apresentados. At = percentual atômico. ....  | 726 |
| Figura 385: Sítios de coleta de rodolitos e proporções mineralógicas dos sedimentos internos na campanha de julho de 2019 e fevereiro de 2021. ....  | 729 |
| Figura 386: Bancos de rodolitos da Área D (painel A) e detalhes dos sedimentos aprisionados no interior dos nódulos (painéis B-D). O painel C mostra crostas de algas coralináceas e o painel D mostra briozoários compondo a estrutura do nódulo. ....  | 730 |

Figura 387: Imagens de rodolitos selecionados para análise do sedimento interno. A: A5; B: B1; C: D7; D: D10; E: C4. ....731

Figura 388: Cluster Hierárquico com dados de mineralogia das amostras da barragem e de sedimentos internos de rodolitos (dados até 2020). ....732

Figura 389: Análise de componentes principais (PCA) com dados de mineralogia dos sedimentos costeiros e correlações com a distância da foz dos rios Doce, Piraquê-Açu e Reis Magos (dados até 2020). Os símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras. ....732

Figura 390: Imagens de microscopia eletrônica de varredura de partículas de óxido de ferro das amostras de sedimento interno de rodolitos coletados em 2021 nas Áreas A (A), B(B), C(C) e D(D) (semelhantes ao rejeito) e composição elementar correspondente (direita), obtida por Espectroscopia de Energia Dispersiva. Barra de escala = 5 µm (A e B); 20 µm (C e D).....733

Figura 391: Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com dados da composição dos nódulos (Bray Curtis) (amostragem de julho de 2019). ....735

Figura 392: Amostragem de plâncton de rede. A: lançamento; B) arrasto; C) recolhimento.....737

Figura 393: Detecção de organismos planctônicos autotróficos (painéis da esquerda) e heterotróficos (painéis da direita) por citometria de fluxo. O painel da esquerda consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência da clorofila em amostras de superfície (estações A1 e B4). As áreas em vermelho denotam maior densidade de células. O painel da direita consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência de DNA corado com o fluorocromo SYBR-Green I, em amostras coletadas na superfície (estações A2 e B4). A fluorescência do fluorocromo indica o teor relativo de ácidos nucleicos, principalmente DNA. Os autótrofos, detectados pela fluorescência vermelha da clorofila, foram removidos da análise de heterótrofos com uso de portas lógicas aplicadas ao citograma. ....740

Figura 394: Abundância de cianobactérias e eucariotos autotróficos na coluna d'água (em dois estratos: superfície e próximo ao fundo) determinada por citometria de fluxo multiparamétrica. Cianobactérias estão discriminadas em *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não foram amostrados devido a condições adversas. As 7 campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); ciano (fevereiro de 2020); laranja (fevereiro de 2021); cinza (agosto 2021). ....741

Figura 395: Imagens obtidas ao microscópio invertido de indivíduos do fitoplâncton. Seleção de exemplares do microfítotoplâncton comuns nas amostras. A. *Trychodesmium erythraeum*, B-C. Diatomáceas, D. *Isthmia enervis*, E. *Ceratium tripos*, F. *Anoplosolenia brasiliensis*, G. Dinoflagelado não identificado infectado por endoparasita do gênero *Amoebophrya*, H. *Frustulia rhomboides*, I-J. *Nitzschia* sp., K. *Ceratium minutum*, L. *Achnanthes* sp. E M- *Dinophysis* sp. Escala: 10 µm. ....743

Figura 396: Abundância dos principais grupos de organismos do fitoplâncton e protozooplâncton na faixa dimensional >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. Em algumas campanhas nem todas as áreas foram amostradas. Resultados da última campanha (AGO21) não puderam ser incorporados até o fechamento deste relatório. ....744

Figura 397: Proporção relativa dos principais grupos do fito e protozooplâncton >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo nas Áreas A, B, C e D nas 7 campanhas entre novembro de 2018 e agosto de 2021. Em algumas campanhas nem todas as áreas foram amostradas. Resultados da última campanha (AGO21) não puderam ser incorporados até o fechamento deste relatório. NA: não amostrado; EA: em análise. ....746

Figura 398: Indivíduos do microfitoplâncton detectados através de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam) com objetiva de 10X. Painel superior: sítio A6 (Timbebas, ao norte de Abrolhos) em abril de 2019. Painel central: sítio B1 (recifes Esquecidos) em abril de 2019. Painel inferior: sítio B4 (recifes Esquecidos) em junho de 2019. Nota-se a grande variedade e dominância de diatomáceas penadas em A6 e B1, assim como na maioria dos demais sítios amostrados, e a constante presença de cianobactérias filamentosas em B4. Escala: 20µm. ....748

Figura 399: Partículas detriticas amorfas detectadas nas amostras através de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam) usando uma objetiva de 10X. Painel superior: sítio A3 (Parcel dos Abrolhos) em fevereiro de 2020. Painel inferior: sítio A5 (banco de rodolitos em Abrolhos) em fevereiro de 2020. Escala: 20µm. ....749

Figura 400: Concentração de protistas auto e heterotróficos na faixa dimensional 5-15µm; fitoplâncton >15µm e partículas detriticas detectados nas amostras do plâncton através do sistema de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam). NA: não analisado pela não coleta de amostras devido a condições climáticas adversas, problemas com embarcações ou pandemia.....750

Figura 401: Concentração de pigmentos fotossintetizantes em amostras de água de superfície e fundo coletadas nas Áreas A, B, C e D. NA: amostras não coletadas. ....753

Figura 402: Abundância de bactérias e nanoeucariotos heterotróficos na coluna d'água (em dois estratos: superfície e próximo ao fundo) determinada por citometria de fluxo multiparamétrica. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não foram amostrados devido a condições adversas. As 7 campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); ciano (fevereiro de 2020); laranja (fevereiro de 2021); cinza (agosto 2021). ....755

Figura 403: Índices de riqueza e diversidade citométrica de comunidades do fitoplâncton (picocianobactérias e eucariotos unicelulares) em amostras de superfície e próximas ao fundo. Riqueza de grupos citométricos refere-se ao índice  $D_0$  da série de Hill. Diversidade citométrica refere-se ao índice  $D_1$  da série de Hill (HILL, 1973), equivalente ao índice de Shannon-Weaver. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho

ou que não foram amostrados devido a condições adversas. As 7 campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); ciano (fevereiro de 2020); laranja (fevereiro de 2021); cinza (agosto 2021). ....757

Figura 404: Índices de riqueza (S, número de espécies) e diversidade ( $H'$ , entropia de Shannon-Wiener) para o fitoplâncton  $>15\mu m$  quantificado por microscopia invertida. Os sítios estão representados na escala horizontal do painel inferior. As campanhas estão representadas pelas cores das barras de acordo com a legenda no topo do painel. Sítios sem valores representam locais ou estratos cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas.....758

Figura 405: Análise de componentes principais (PCA) com dados padronizados da abundância, riqueza e diversidade do pico, nano e microplâncton, pigmentos clorofilianos e variáveis abióticas. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada área de estudo (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o estrato da coleta (S=superfície; F=fundo) estão nos rótulos de cada amostra ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. A variável dist. foz indica a distância entre o sítio e a foz do rio Doce. Nesta análise foram incluídos, além dos dados das 3 campanhas do ano 1 (ver RRDM, 2019; RT 19), dados da campanha 4 da fase de transição.....762

Figura 406: Análise de componentes principais (PCA) com dados padronizados de abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton quantificados por citometria de fluxo multiparamétrica e variáveis abióticas. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada Área (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o estrato da coleta (S=superfície; F=fundo) estão nos rótulos das amostras ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. A variável distância da foz indica a distância entre o sítio e a foz do rio Doce.....763

Figura 407: Média e intervalo de confiança de 95% dos escores da componente 1 (da análise de componentes principais com os dados de abundância e composição do pico e nano plâncton obtidos por citometria de fluxo) no eixo y e as datas das campanhas no eixo x. Painel superior: estrato superfície. Painel inferior: estrato fundo. ....764

Figura 408: Representação gráfica da análise de redundância baseada em distância (Bray-Curtis) da abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton acessado por citometria de fluxo e variáveis físico-química ambientais. As áreas de amostragem (A, B, C e D) estão representadas em cores. Os símbolos cinzas representam os centroides das variáveis mês/ano de coleta e do estrato da coluna d'água. A influência da variável turbidez (K490) está representada pelo vetor em azul. ....765

Figura 409: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico) com todas as amostras

coletadas durante o projeto (Áreas A, B, C e D). Variáveis obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do rio Doce) usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como  $\log(x+1)$ . MDS 1 está representada na horizontal e MDS 2 na vertical. A área dos quadrantes de cada sítio é proporcional à abundância de *Prochlorococcus*, eucariotos autotróficos, bactérias heterotróficas e eucariotos heterotróficos dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo). Os inserts (i a v)) mostram detalhes do diagrama principal.....767

Figura 410: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico), concentrações de clorofila a e feotitina dos sítios amostrados na área B (Recifes Esquecidos). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como  $\log(x+1)$ . A área dos quadrantes são proporcionais à abundância de *Prochlorococcus*, eucariotos autotróficos, bactérias heterotróficas e eucariotos heterotróficos dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo). .....769

Figura 411: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico), concentrações de clorofila a e feotitina dos sítios amostrados na área B (Recifes Esquecidos). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como  $\log(x+1)$ . A área dos quadrantes são proporcionais à concentração de clorofila a e bactérias heterotróficas dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo). .....770

Figura 412: Análise de componentes principais (PCA) com dados de composição, abundância, riqueza e diversidade do pico e nanoplâncton, variáveis abióticas e composição da cobertura de fundo. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada área de estudo (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o tipo de habitat da comunidade recifal (T=topo ou P=parede das estruturas recifais) estão nos rótulos de cada amostra ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável que explica a distribuição das amostras. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. nEuk auto e nEuk hetero indicam abundâncias de nanoeucariotos auto e heterotróficos, respectivamente. A variável dist. foz indica a distância entre o sítio e a foz do rio Doce. ....772

Figura 413: Amostras com “dropcam”. Legenda: A) Lançamento de uma unidade equipada com duas câmeras (ortogonal e diagonal) e sistema de iluminação; B e C) bancos de rodolitos com diferentes quantidades de sedimento e cobertura dissimilar; D) panorama de referência obtido com a câmera lateral.....774



Figura 414: Aspecto e estruturas reprodutivas de algas coralináceas formadoras de rodolitos coletadas na região estudada. Chave: A: *Neogoniolithon brassica-florida*. B: Conceptáculo uniporado, *N. brassica-florida*. C: *Lithophyllum* sp. 2 (crosta demarcada a lápis). D: Conceptáculos uniporados, *Lithophyllum* sp. 2. E: *Melyvonnea erubescens*. F: Conceptáculos tetrasporangiais multiporados, *M. erubescens*. G: *Sporolithon amadoi*. H: Soros, *Sporolithon amadoi*.....779

Figura 415: Epibiontes em rodolitos e concreções calcárias. A: alta concentração de macroalgas (Sítio A5, 8 m); B: Briozoários e esponjas (B1, 33 m); C: algas coralináceas incrustantes (CCA), ascídias e briozoários (C2, 63 m); D: CCA e ascídias (C4, 51 m); E: sedimento lamoso trapeado em meio a CCA (C10, 72 m); F: Briozoário *Stylopoma hastata* e CCA (D3, 50 m). .....782

Figura 416: Algumas das principais espécies de Bryozoa, Ascidiacea e Porifera associadas a rodolitos. A, *Reptadeonella* sp.; B, *Stylopoma hastata*; C, *Celleporaria atlantica*. D, *Didemnum galacteum* (Ascidiacea); E, Suberitidae (Porifera). .....783

Figura 417: Abundância t (A) dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados a rodolitos (B-F) em dezembro de 2018 nos sítios C4, C10, D8, D11 e D13. A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Sipuncula, F= Mollusca. As letras acima das barras de erro indicam grupos homogêneos. ....785

Figura 418: Abundância (A) dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados a rodolitos (B-F) em fevereiro de 2019 (sítios C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10, D13. A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Polychaeta, F= Mollusca. As letras acima das barras de erro indicam grupos homogêneos. ....786

Figura 419: Abundância (A) dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados a rodolitos (B-F) em julho de 2019 (sítios C2, C4, C10, D3, D5, D6, D7, D8, D10, D11 e D13). A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Sipuncula, F= Brachiopoda. As letras acima das barras de erro padrão indicam grupos homogêneos. ....787

Figura 420: Abundância dos três principais grupos de invertebrados bentônicos associados a rodolitos (Bryozoa, Ascidiacea e Porifera) (sítios C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10 e D13) nas campanhas de fevereiro de 2019 e julho de 2019. As letras acima das barras de erro padrão indicam grupos homogêneos. 788

Figura 421: Amostras com "dropcam" (A), imagens ortogonais do fundo em áreas com menor (B) e maior (C) acúmulo de sedimentos sobre os nódulos, e concreções calcárias (D) na plataforma externa. O esquema inferior mostra uma generalização da sucessão "cross-shelf" de habitats bênticos amostrados com "dropcams" (adaptado de HOLZ et al., 2020) .....790

Figura 422: Coleta de rodolitos com dragas (A e B) e triagem a bordo (C, D e E).....791

Figura 423: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos (Áreas A, B, C e D) obtidas entre 2018 e 2020. Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).793



Figura 424: **Imagens dos bancos de rodolitos. Painel superior: Área A** [da esquerda para direita e de cima para baixo: An1(A), An2(B), An3 (C) e An4 (D), Ac2 (E), Ac3 (F), Ac4 (G), Ac5 (H), As2 (I), As3 (J), As4 (K), A5 (L)]. **Painel inferior esquerdo: Área C** [de cima para baixo: sítios C1 a C4 (panorâmica e ortogonal, A-D). **Painel inferior direito: Área D** [de cima para baixo: sítios D3, D6, D7, D8, D10, D11, D13 (panorâmica e ortogonal, A-D)].....794

Figura 425: Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com dados de cobertura de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos (2018-2021) das Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (adjacências dos Recifes Esquecidos), C (Foz do Rio Doce) e D (APA Costa das Algas). Os códigos representam o nome do sítio (primeira letra corresponde à Área) seguido pelo código de MêsAno .....795

Figura 426: Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com detalhamento da cobertura de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos obtidas entre 2019 e 2021 nas Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (adjacências dos Recifes Esquecidos). Os códigos representam o nome do sítio (primeira letra corresponde à Área) seguido pelo código de MêsAno. Os códigos RH, seguidos por um valor numérico que corresponde à profundidade, se referem à linha cross-shelf amostrada na Área A. ....795

Figura 427: Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com detalhamento da cobertura de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos obtidas entre 2019 e 2021 nas Áreas C (Foz do Rio Doce) e D (APA Costa das Algas). Os códigos representam o nome do sítio (primeira letra corresponde à Área) seguido pelo código de MêsAno.....796

Figura 428: Variação temporal na cobertura do ponto amostral em de bancos de rodolitos na Área B (adjacente aos Recifes Esquecidos) (B1), com predominância persistente de sedimentos.....796

Figura 429: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos da Área A até 2020. Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC). .....798

Figura 430: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área A até 2020, mostrando correlações com os grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos. ....799

Figura 431: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área A até 2020, mostrando as abundâncias relativas dos diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas. ....800

Figura 432: Biomassa sazonal de algas ao longo do transecto “cross-shelf” da linha mais ao norte da Área A. ....801

- Figura 433: Imagens do fundo mostrando a variação sazonal no dossel de macroalgas na Área A (sítio An1). A= Imagem panorâmica de verão, B) imagem ortogonal de verão, C) imagem ortogonal de inverno. ....801
- Figura 434: Distribuição de bancos de rodolitos (ESQUERDA) e concreções calcárias (DIREITA) nas Áreas C (Foz do Rio Doce) e B (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz). Adaptado de HOLZ et al. 2020. ....803
- Figura 435: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área C até 2020, mostrando as abundâncias relativas de diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas. ....803
- Figura 436: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área D até 2020, mostrando as abundâncias relativas de diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas. ....804
- Figura 437: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de com todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos da Áreas D (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz) até 2020. Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC). ....805
- Figura 438: Diagrama ternário (triplet) para classificação em formas esferoidais, discoidais e elipsoidais dos nódulos (n=30 nódulos por estação de coleta, Área A). Os diagramas superiores são relativos às campanhas do primeiro semestre e os inferiores às do segundo semestre. As estações estão distribuídas do sítio mais raso N1, para o mais fundo N4. ....807
- Figura 439: Diâmetro dos nódulos (n=30 por estação de coleta, Área A). ....807
- Figura 440: Vitalidade dos nódulos (n=30 por estação de coleta, Área A). ....808
- Figura 441: Recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D) - I. Imagens aéreas (drone) dos oito sítios costeiros A= D14; B= D15; C= D16; D= D17; E= D18; F= D19; G= D20; H= D21. ....810
- Figura 442: Oito espécies comuns de Rhodophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz-ES (Área D). A, *Amphiroa fragilissima*; B, *Corallina officinalis*; C, *Tricleocarpa cylindrica*; D, *Tricleocarpa fragilis*; E, *Dichotomaria obtusata*; F, *Botryocladia wyneei*; G, *Dichotomaria marginata*; H, *Solieria filiformis*. ....812
- Figura 443: Sete espécies comuns de Chlorophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz-ES (Área D). A, *Anadyomene stellata*; B, *Caulerpa racemosa*; C, *C. cupressoides*; D, *C. prolifera*; E, *Halimeda cuneata*; F, *Cladophora laetevirens*; G, *Ulva lactuca*. 813
- Figura 444: Oito espécies comuns de Ochrophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz-ES (Área D). A, *Dictyota ciliolata*; B, *Dictyopteris delicatula*; C,

*Lobophora variegata*; D, *Padina gymnospora*; E, *Zonaria tournefortii*; F, *Sargassum filipendula*; G, *S. vulgare*; H, *S. stenophyllum*.....814

Figura 445: Aspecto geral e estruturas reprodutivas de algas coralináceas incrustantes coletadas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Chave: A= *Harveyolithon roseum*. B= Conceptáculos uniporados de *Harveyolithon roseum*. C= *Lithophyllum* sp. 1. D:= Conceptáculos uniporados de *Lithophyllum* sp. 1. E= *Lithothamnion crispatum*. F= Conceptáculos tetrasporangiais multiporados de *L. crispatum* com depressões ao redor dos poros (característica diagnóstica). G= *Sporolithon episorum*. H= Soros de *S. episorum*. .....824

Figura 446: Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado na cobertura média dos taxa de macroalgas dos sítios D14-D21 com dados obtidos até 2020.....826

Figura 447: Análise de redundância baseada na distância (dbRDA) demonstrando associação entre variáveis ambientais e estrutura de assembleias de macroalgas no verão (A) e inverno (B) com dados obtidos até 2020.....827

Figura 448: Cobertura bentônica dos principais grupos da macroalgas entre 2018 e 2021.....828

Figura 449: Simplificação das assembleias de macroalgas antes e depois do rompimento da barragem (sítios D15 e D19). O painel A mostra o número e a identidade das espécies mais influentes discriminadas pelo SIMPER (contribuição >60%). Cores representam anos e tamanho do círculo representa o número de espécies influentes em cada ano. O painel B mostra a perda de diversidade de 2012 a 2019 e de 2016 a 2019.....829

Figura 450: Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) entre sítios (D15 e D19) e anos 2012 vs 2019 e 2016 vs 2019 na APA-REVIS baseado no índice de Bray-Curtis. Círculos segmentados representam cobertura de cada táxon predominante nos períodos amostrados. CCA = algas coralináceas incrustantes; ACA = algas calcárias articuladas.....832

Figura 451: Representação esquemática dos pináculos conhecidos como "chapeirão", evidenciando suas formas mais típicas e a distribuição de alguns dos principais organismos sobre a estrutura. A estrutura representada à esquerda, em forma cogumelar com topos expandidos lateralmente, é típica das áreas mais rasas, onde os topos estão nivelados com o nível do mar (e.g. Área A, Parcel das Paredes) ou situados em profundidades de até cerca de 10 metros (e.g. Área A, Parcel dos Abrolhos). A morfologia do pináculo representado à direita, com topos estreitos, é típica das áreas mais profundas (e.g. Recife Califórnia). Formas intermediárias também são registradas (e.g. Área B, Recifes Esquecidos). Imagem: Rede Abrolhos®. ....835

Figura 452: Análise de componentes principais com todos as amostras de topos (esquerda) e parede (direita) obtidas entre 2006 e 2018. Os números do diagrama de ordenação correspondem aos anos das amostragens (Topos: PC1 = 33.7%; PC2 = 25%; paredes: PC1 = 48.1%, PC2 = 21.3%). CCA = algas calcárias incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria. Os símbolos pretos maiores representam os centroides dos grupos de amostras.....836

Figura 453: Coeficiente de variação versus sincronia da comunidade ( $\phi$ ) nos topos e paredes de cada sítio (à esquerda) da Área A, entre 2006 e 2018. Organismos de crescimento mais lento e mais longevos e aqueles de crescimento mais rápido e efêmeros estão representados por círculos e quadrados, respectivamente, e organismos com crescimento e duração de vida intermediários como triângulos. As curvas atenuadas (à direita) representam a dinâmica de cobertura de cada categoria (anomalias, transformados em log-ratio). A linha tracejada preta e bandas cinzas representam a média global e desvio padrão, respectivamente. CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria; OO = outros organismos. ....838

Figura 454: Morfologia dos pináculos e cobertura bentônica recifal dos sítios da área A (PARNAM Abrolhos e adjacências). O painel superior mostra a morfologia única dos pináculos. O painel inferior mostra a cobertura relativa dos nove grupos de organismos sésseis mais abundantes nos 5 sítios (A1, A2, A3, A6, A7) amostrados nos dois habitats entre 2006 e 2018. Barras representam desvios-padrão. CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactérias. A sombra azul representa as duas maiores anomalias térmicas associadas e a sombra vermelha representa o colapso da barragem de Fundão. ....839

Figura 455: Frequência dos valores do índice de mudança de fase (PSI) nos topos (A) e paredes (B) da Área A entre 2006 e 2018. As barras internas e externas ao círculo interno representam valores positivos e negativos de PSI, respectivamente. A escala radial representa a magnitude das mudanças expressas como contagens de valores de PSI para cada competidor: +++ = perda forte de cobertura de corais em favor do competidor; ++ = perda intermediária de cobertura de corais; + = perda fraca de cobertura de corais; - = ganho fraco de cobertura de corais; -- = ganho de corais intermediário; e --- = ganho forte de corais. ....841

Figura 456: Cobertura dos recifes nos sítios B4 (média e SE, 2017-2020) e B6 (média e SE, 2020), no sul dos Recifes Esquecidos (Área B). A seta indica valores extremos na cobertura por zoantídeos (também reportada por MAZZEI et al., 2017). ....844

Figura 457: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de topos, referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2020 nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC). ....846

Figura 458: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados das paredes, referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2020 (curto prazo) nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC). ....847

Figura 459: Abundância dos principais grupos bentônicos nos topos e paredes dos recifes da Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), referentes às amostragens feitas entre 2006 e 2021. ....848

|  |     |
|--|-----|
| Figura 460: Abundância dos principais grupos bentônicos nos topos e paredes dos recifes da Área B, referentes às amostragens feitas entre 2017 e 2021. ....  | 849 |
| Figura 461: Diagrama de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (nMDS) com dados de abundância dos principais grupos bentônicos nos topos e paredes dos recifes da Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), referentes às amostragens feitas entre 2017 e 2021. ....   | 850 |
| Figura 462: Fotogrametria de um recife costeiro (Pedra de Leste, A1) (SUPERIOR) e de um recife offshore (Parcel dos Abrolhos, A7) (INFERIOR). Paineis A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.....   | 852 |
| Figura 463: Cobertura percentual das principais categorias bêmicas estimadas a partir de ortomosaicos (OM) e dos protocolos Reef Check, AGRRA e fotoquadrados em dois sítios da Area A (PARNAM Abrolhos e adjacências). O painel inferior direito mostra os contrastes com diferenças significativas detectadas com testes <i>a posteriori</i> par-a-par (HSD). Inshore= PLES, sítio A1; Offshore= Parcel dos Abrolhos, sítio A7. ....   | 855 |
| Figura 464: Análise de Componentes Principais (PCA) com todas as amostras obtidas em dois sítios da Area A (PARNAM Abrolhos e adjacências). Símbolos maiores representam os centróides das amostras de cada protocolo. Amostras dos ortomosaicos estão indicadas em azul e os diferentes protocolos amostrais em cores contrastantes. Correlações com cada variável indicadas por vetores (púrpura) usando um gradiente de intensidade que corresponde às contribuições relativas. Grupos de amostras com similaridade interna >18 e >30% estão indicados por polígonos numerados (C1-C7) com linhas solidas e tracejadas, respectivamente. Inshore= PLES, sítio A1; Offshore= Parcel dos Abrolhos, sítio A7 ..... | 856 |
| Figura 465: Mapas de calor com os valores do Coeficiente de variação (CV) obtidos com cada protocolo para cada uma das principais categorias de recobrimento dos recifes. ESQUERDA: Inshore= PLES, sítio A1. DIREITA: Offshore= Parcel dos Abrolhos, sítio A7.....   | 856 |
| Figura 466: Erros nas estimativas percentuais de cobertura para cada categoria bêmica (linhas) obtidas com diferentes protocolos (símbolos coloridos) relativos ao ortomosaico de referência (linha vertical sólida). As linhas tracejadas representam erro de 50%. Inshore= PLES, sítio A1; Offshore= Parcel dos Abrolhos, sítio A7 .....   | 857 |
| Figura 467: Decréscimos simulados na cobertura coralínea média (linha superior) e probabilidade de detecção para cada protocolo. Reduções na cobertura (2,5, 5, 10, 20 e 25 %) foram introduzidas a cada 5 unidades de tempo.....  | 858 |
| Figura 468: Fotogrametria de um trecho do topo dos Recifes Esquecidos (B4) Paineis A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.....  | 859 |

Figura 469: Fotogrametria de um trecho do topo de um chapeirão (PAB3, A3) Painel A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.....859

Figura 470: Fotogrametria de um trecho do topo de um chapeirão na Área A (PAB2, A6) Painel A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico. ....860

Figura 471: Fotogrametria de um trecho do topo de um chapeirão da Área A (PLES, A1) Painel A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico. ....860

Figura 472: Fotogrametria de um trecho do topo de um chapeirão da Área A (SGOM, A2) Painel A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico. ....861

Figura 473: Caracterização do regime médio de luz ao longo do dia, para os sítios amostrados nas áreas A e B, por duas estações do ano (primavera de 2019, e outono de 2019). Os dados foram coletados por sensores HOBO instalados no topo dos chapeirões.....864

Figura 474: Caracterização do regime de luz dos sítios amostrados nas áreas A e B, nas campanhas de novembro 2018, abril e setembro 2019, e fevereiro 2020. A irradiância média (iPAR), obtida por sensoriamento remoto, foi plotada em função da profundidade ótica da amostra de coral coletada. 866

Figura 475: Razão de clorofilas c1 e c2 de zooxantelas por concentração de clorofila a, em função da clorofila a, incluindo as últimas realizadas no primeiro e segundo semestre de 2021. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*. ....867

Figura 476: Densidade celular de zooxantelas por área de tecido do hospedeiro por campanha, incluindo as últimas realizadas no primeiro e segundo semestre de 2021. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*. Círculos maiores = outliers, círculos menores = observações. ....868

Figura 477: Monitoramento da saúde do coral *M. cavernosa* por fotogrametria e modelagem tridimensional da colônia. Série temporal de um espécimen no TOPO do chapeirão (A-D) e na PAREDE (E-H). Campanhas: novembro de 2018 = A, E; abril de 2019 = B, F; setembro de 2019 = C, G; fevereiro de 2020 = D, H. ....869

Figura 478: Razão de feopigmentos de zooxantelas por concentração de clorofila a, em função da clorofila a, incluindo as últimas realizadas no primeiro e segundo semestre de 2021. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia*



*braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*.  
.....870

Figura 479: Medidas fotofisiológicas in situ, com uso de diving-PAM (A) e registro fotográfico com escala de cor (B).....871

Figura 480: A) Capacidade fotossintética (rETR<sub>m</sub>) em função da profundidade ótica. Linhas de tendência e respectivos intervalos de confiança correspondem a correlação de Pearson: R=-0,6, p<0,001, novembro de 2018; R=0,47, p<0,001, abril de 2019; R=-0,55, p<0,01, fevereiro de 2020. Cores = campanha e símbolos = sítios. B) Capacidade fotossintética (rETR<sub>m</sub>) incluindo coletas do primeiro e segundo semestre de 2021. ....872

Figura 481: Irradiância mínima saturante (E<sub>k</sub>), ou a capacidade de fotoaclimação, em função da profundidade ótica. Linhas de tendência e respectivos intervalos de confiança correspondem a correlação de Pearson. R=-0,46, p<0,001, novembro de 2018; R=0,29, p<0,01, abril de 2019; R=-0,27, p<0,01, setembro de 2019, R=-0,56, p<0,001, fevereiro de 2020. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*. ....874

Figura 482: Razão de pigmentos carotenoides totais de zooxantelas por concentração de clorofila a em função da profundidade ótica na campanha de novembro de 2018. Valor da correlação de Pearson representado no gráfico. ....876

Figura 483: Composição relativa da comunidade de zooxantelas em nível da haplótipos do marcador molecular ITS2, agrupados por espécie e sítio. Na legenda códigos contendo: letra A = Gênero *Symbiodinium*, B= *Breviolum*, C= *Cladocopium*. Espécies de corais: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*. ....877

Figura 484: Composição relativa média dos gêneros de zooxantela mais abundantes, em relação à profundidade ótica. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*. ....878

Figura 485: Escalonamento Multidimensional (MDS) das distâncias de comunidade de zooxantelas a nível de haplotipos. Cores = espécies de hospedeiros: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, e símbolos = sítios. Valor de Stress indicado no gráfico. ....879

Figura 486: Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) da estrutura da comunidade de zooxantelas a nível de haplotipos. Cores = espécies de hospedeiros: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, e símbolos = sítios. Valor explicativo das variáveis indicado no gráfico. ....880

Figura 487: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice do talo de *Anadyomene* sp. coletadas no Sítio A5. A - Visão geral das células; cloroplastos (cabeças de seta), gotas lipídicas (GL) e vacúolo (V). B - Detalhe de cloroplasto com plastoglôbulos eletrondensos e eletróluscentes (P) e

membranas tilacóides organizadas próximo às fibrilas da parede celular (PC). C - Cloroplastos (C) com plastoglôbulos próximos às fibrilas da parede celular (PC) e mitocôndrias (cabeças de seta) próximas. D - Detalhe de cloroplasto com plastoglôbulos eletrondensos e eletronlucoscentes (P) e membranas tilacóides organizadas próximo às fibrilas da parede celular (PC), note presença de gota lipídica adjacente ao cloroplasto. ....884

Figura 488: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice e da base do talo de *Padina* sp. coletadas no Sítio A5. A e B - Células com cloroplastos íntegros (setas) próximos à parede celular e fisóides (F). C - Detalhe de cloroplasto íntegro (c) com presença de plastoglôbulos (cabeça de seta) e membranas tilacóides organizadas - note presença da mitocôndria (m) próxima ao cloroplasto. D - Detalhe de duas células separadas pela parede celular (seta) com cloroplastos íntegros (c), plastoglôbulos (cabeças de seta), mitocôndrias (m) com membranas internas organizadas e gotas lipídicas (GL). ....885

Figura 489: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice e da base do talo de *Padina gymnospora* coletadas no Sítio B1. A – Visão geral; núcleo (N) íntegro com presença de cromatina, fisóides (F) e cloroplastos (setas). B – Detalhe de duas células separadas pela parede celular (PC), a da esquerda com cloroplastos (C) dilatados e membrana tilacóide desorganizada, e plastoglôbulos (cabeça de seta); note membrana plasmática levemente descolada da parede celular. C e D – Detalhes células com cloroplastos (C) com plastoglôbulos aumentados (P). ....886

Figura 490: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do talo de *Padina gymnospora* coletadas nos sítios A4, B1 e D18 em 2021. A e B – amostras coletadas em A4. C e D – amostras coletadas em B1, com cloroplasto dilatado e tilacóides parcialmente desorganizadas. E à G - células de algas coletadas em D18, com parede celular com fibrilas desorganizadas e cloroplastos consideravelmente dilatados. Legenda: Parede celular (PC), meio extracelular (ME), cloroplastos (Clo), mitocôndria (Mit), vacúolo (V), fisóide (Fi), núcleo (Nu), nucléolo (n). Barras de escala: 500 nm (A), 800 nm (B), 2000 nm (C), 400 nm (D), 700 nm (E), 300 nm (F) e 800 nm (H). ....887

Figura 491: Médias e erro padrão das medidas de plastoglôbulos e percentual de plastoglôbulos em cloroplastos nas amostras de *Padina gymnospora* coletadas nos sítios A4, B1 e D18 em 2021. A – Área de plastoglôbulos. Amostras de A4 apresentaram menor área de plastoglôbulos em comparação à B1 e D18 ( $p < 0,05$ ). B – Percentuais de ocupação de plastoglôbulos em cloroplastos. Amostras de D18 com maior percentual médio em comparação à A4 e B1 ( $p < 0,05$ ). ....889

Figura 492: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do talo de *Padina gymnospora* coletadas nos sítios A4, B1 e D18 em 2021. A e B – células de algas coletadas em A4. C e D – células de algas coletadas em B1, com partículas aderidas à superfície da parede celular externa (C) e nanogrânulos eletrondensos dispersos (D). E e F – células de algas coletadas em D18 com grânulos nanométricos (cabeças de seta) mineralizados na camada superficial da parede celular (E). G e H – espectros de EDS de uma área da matriz da parede celular sem grânulos (G, sítio B1) e de grânulos da superfície da parede celular (sítio D18), onde Fe, Cr, Zn e As foram detectados (H). Os elementos Ni e Cu são

provenientes da grade onde os cortes ultrafinos foram apoiados e da coluna do microscópio, respectivamente. Legenda: Parede celular (PC), meio extracelular (ME), cloroplastos (Clo), citoplasma (Cit), vacúolo (V), aparato de Golgi (G). Barras de escala: 500 nm (A), 800 nm (B), 2000 nm (C), 400 nm (D), 700 nm (E), 300 nm (F) e 800 nm (H). .....890

Figura 493: Mapas de distribuição elementar obtidos por espectroscopia de energia dispersiva de raios-X associada ao microscópio eletrônico de transmissão de alta resolução. Todas as imagens correspondem a uma mesma área da parede celular de *P. gymnospora* onde são apresentadas a imagem geral da amostra por HAADF (*high angle angular darfield*) (em A) e mapas das distribuições dos elementos Fe (B), O (C) e Si (D). E à F: Imagens compostas indicando a sobreposição dos elementos Fe e O (E), Si e O (F) e Fe com a imagem de HAADF (G). Barras = 40 nm. ....891

Figura 494: Razão Mg/Ca em um dos ramos de rodolitos analisados (sítio A5), evidenciando ciclos definidos de verão-inverno (2019- 2014). Abaixo, imagem de MEV do ramo analisado, com uma linha pontilhada indicando o caminho do feixe de elétrons da análise por EDS. ....893

Figura 495: Razão Mg/Ca em um dos ramos de rodolitos analisados (sítio D8), evidenciando ciclos definidos de verão-inverno (2019- 2013). Abaixo, imagem de MEV do ramo do analisado, com linha pontilhada indicando o caminho do feixe de elétrons para a análise linear por EDS. ....893

Figura 496: Secções longitudinais de ramos de CCA de rodolitos incubados com vermelho de alizarina nos sítios A5 (A-C) e B1 (D-F) um ano após a incubação com o corante, indicando o crescimento após a incubação. Barra= 0,4 mm. ....894

Figura 497: Crescimento anual de cada um dos três ramos de rodolitos dos sítios A5 (círculos pretos) e D8 (quadrados vazados), nos períodos 2014-2015, 2015-2016, 2016-2017, 2017-2018, 2018-2019. Variações médias representadas pelas linhas azul (A5) e vermelha (D8). ....895

Figura 498: Taxas de crescimento anuais de cada um dos ramos coletados em A5 (círculos pretos) e D8 (quadrados vazados). Médias representadas pelas linhas azul (A5) e vermelha (D8). ....895

Figura 499: Imagens de microscopia eletrônica de varredura da porção mais próxima do ápice do ramo (após o rompimento da barragem) de rodolito coletado no sítio A5 (Abrolhos). A) imagem da porção crescida após o evento com a análise de “line-scan” (transecto) indicada pela linha pontilhada vermelha. B) Imagem da porção do ramo crescida após o evento aonde foi realizada a análise pontual, representada pela cruzeta vermelha. Os gráficos representam exemplos de espectros de EDS (C e D) de diferentes locais do ramo amostrados na seção pós-rompimento, evidenciando anomalias de Cu, Fe e Cr. ....896

Figura 500: Imagens de microscopia eletrônica de varredura da porção mais próxima do ápice do ramo (após o rompimento da barragem) de rodolito coletado no sítio D8 (APA Costa das Algas). A) imagem da porção crescida após o evento com a análise de “line-scan” indicada pela linha pontilhada vermelha. B) Imagem de uma porção do ramo crescida após o evento aonde foi realizada a análise pontual, representada pela cruzeta vermelha. Os gráficos representam exemplos de espectros de EDS (C e D)

de diferentes locais do ramo amostrados na seção pós-rompimento, evidenciando anomalias de Cu, Mn, Fe e Cr. ....897

Figura 501: Pontos de coleta para os estudos de crescimento (círculos sólidos pretos) e de contaminação (estrela vermelha) em corais. A colônia usada no estudo de contaminação foi coletada em local mais livre de influência das plumas costeiras. ....901

Figura 502: Modelo linear dinâmico mostrando o efeito das bandas de baixa (LD) e alta (HD) densidade no crescimento dos corais. Comparação par-a-par entre colônias com características semelhantes e sítios distintos. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho. ....904

Figura 503: Efeito da turbidez ( $K_d490$ ) no crescimento dos corais. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho. ....905

Figura 504: Efeito da temperatura no crescimento dos corais. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho. ....906

Figura 505: Contraste do crescimento de cada espécie de corais entre os dois sítios. \* indica diferença estatística. ....907

Figura 506: Colônia do coral *Montastraea cavernosa* usada no estudo de contaminação. Acima: imagem de raio-X com destaque nas bandas de crescimento. Abaixo: imagem de microtomografia 3D, com destaque na porção amostrada para análises elementares. A linha preta tracejada indica o local amostrado. ....910

Figura 507: Série temporal padronizada dos elementos, em resolução trimestral (A e B) e semestral (C e D). LE = Extensão Linear. Setas vermelhas apontam o momento do rompimento da barragem. Com exceção do Ba, foram encontradas influências significativas dos anos na concentração dos elementos (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ). ....912

Figura 508: Análise de componentes principais com dados temporais dos elementos, agrupados em antes e depois de novembro de 2015. **Abaixo:** séries temporais das Componentes Principais (PC1 e PC2). ....912

Figura 509: Correlação de Pearson entre os elementos amostrados no esqueleto dos corais. O r de Pearson está representado nas caixas. Caixas coloridas indicam correlações significativas. ....914

Figura 510: Estruturas artificiais de colonização para estudos de calcificação e colonização, instaladas em recifes costeiros (A, B), recifes coralíneos (C, D) e bancos de rodolitos (E-H). ....917

Figura 511: Produção de massa carbonática ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) e massa não calcária (orgânica) ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) (média  $\pm$  EP) em A1 (Pedra de Leste), A3 (Parcel dos Abrolhos), A5 (banco de rodolitos), A6 (Timbebas), B1 (banco de rodolitos, Recifes Esquecidos), B2 (Recifes Esquecidos Norte), B4 (Recifes Esquecidos Sul), D15 e D21 após um ano de colonização, durante os períodos 2018-2019; 2019-2020 e 2020-2021. ....918

Figura 512: Variáveis do balanço carbonático nas unidades de calcificação-acreção (CAUs) instaladas nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos) e D (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa da Algas). **Painel superior:** Razão entre a massa carbonática e não-carbonática.

**Painel inferior:** produção carbonática ( $\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ). .....919

Figura 513: Percentual médio da cobertura dos grupos de organismos em cada sítio (A1, A3, A5, A6, B1, B2, B4, D15 e D21) após um ano de colonização, durante o período de estudo (2018-19, 2019-20 e 2020-21). .....921

Figura 514: Percentual médio de cobertura dos organismos construtores e não construtores e área não colonizada das placas, (A1, A3, A5, A6, B1, B2, B4, D15 e D21) após um ano de colonização (2018-19, 2019-20 e 2020-21). .....922

Figura 515: Cobertura das placas de colonização (CAUs) instaladas nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos) e C (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa da Algas). No **painel A** (esquerda) as 3 áreas estão indicadas por símbolos de cores e formas diferentes. O **painel B** (direita) representa o Agrupamento Hierárquico (PCA-HCPC – “Hierarchical Clustering on Principal Components”) destas mesmas amostras. **Rótulos: 18-19=** CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20=** CAUs submersas entre 2019-2020. ....923

Figura 516: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em bancos de rodolitos das áreas A (triângulos verdes) e B (quadrados rosa). Rótulos: **18-19=** CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20=** CAUs submersas entre 2019-2020. ....924

Figura 517: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em bancos de rodolitos das áreas A (símbolos verdes) e B (símbolos rosa). No painel superior a abundância relativa de algas coralináceas incrustantes está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância. No painel inferior as “pizzas” correspondem à contribuição percentual de diferentes grupos de algas. Rótulos: **18-19=** CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20=** CAUs submersas entre 2019-2020. ....925

Figura 518: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em recifes das áreas A (triângulos) e B (quadrados). Rótulos: **18-19=** CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20=** CAUs submersas entre 2019-2020. ....926

Figura 519: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em recifes das áreas A e B. No painel superior a abundância relativa de corais está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância e cores relacionadas aos diferentes sítios. No painel inferior a abundância relativa de algas coralináceas incrustantes está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância e cores relacionadas aos diferentes sítios. Rótulos: **18-19=** CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20=** CAUs submersas entre 2019-2020. ....927

|   |     |
|---|-----|
| Figura 520: Exemplo da diagramação e conteúdo do “Caderno” sobre as macroalgas nos recifes costeiros da APA Costa das Algas, com informações morfológicas, ecológicas e curiosidades, além de mapa de distribuição .....  | 929 |
| Figura 521: Exemplo da diagramação e conteúdo do “Caderno” sobre os corais do norte do Espírito Santo e sul da Bahia .....  | 930 |
| Figura 522: Mapa e localização dos pontos amostrados para caracterização dos paleocanais da APA Costa das Algas (Produzido pelo Prof. Alex C. Bastos, UFES. O insert do canto superior esquerdo representa o local do fundeio. ....   | 932 |
| Figura 523: Resultados preliminares dos fundeios multiparamétricos no paleocanal e nos pontos controle. ....  | 933 |
| Figura 524: Resultados preliminares do imageamento do fundo na área dos paleocanais da APA Costa das Algas. Painel A: Banco de rodolitos (controle). Painel B: detalhe da cobertura coralínea da parede dos paleocanais. Painéis C e D: Aspecto do fundo na área dos paleocanais. ....                          | 934 |
| Figura 525: Resultados preliminares do imageamento do fundo na área dos paleocanais da APA Costa das Algas. Painéis A-D: Comunidades coralíneas associadas aos paleocanais da APA Costa das Algas .....   | 934 |
| Figura 526: Esquema do experimento piloto de transplantes de corais. ....   | 936 |
| Figura 527: Sistemas utilizados nos experimentos-piloto de transposição de corais. A) Sistema aberto para transporte de um sítio para outro, B) Ramalhetes alocados no sistema aberto sendo transportados no período noturno, C-D) Sistema fechado de incubação para a realização de medidas fisiológicas. .... | 937 |
| Figura 528: Variáveis físico-químicas obtidas <i>in situ</i> durante o experimento piloto (S1= primeiro semestre, S2=segundo semestre). ....  | 938 |
| Figura 529: Sobrevivência de corais transplantados após 4 meses (S1= primeiro semestre, S2=segundo semestre). ....  | 939 |
| Figura 530: Mortalidade de corais transplantados após 4 meses (S1= primeiro semestre, S2=segundo semestre). ....  | 940 |
| Figura 531. Definição das áreas utilizadas para os cálculos das médias mensais da concentração do MPS e do kd490 e a localização das bacias hidrográficas analisadas. ....  | 945 |
| Figura 532. Evolução da partícula mineral na coluna d’água entre a foz do Rio Doce e Abrolhos e os potenciais fatores de aglutinação sobre a partícula de mineral. ....   | 946 |
| Figura 533. Processamento inicial dos sedimentos coletados em Abrolhos para isótopos radiogênicos. ....   | 947 |



|   |     |
|---|-----|
| Figura 534. Parâmetros da coluna d'água medidos <i>in situ</i> durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-01, durante o ano 1 e ano de transição. ....  | 948 |
| Figura 535. Parâmetros da coluna d'água medidos <i>in situ</i> durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-02, durante o ano 1 e ano de transição. ....  | 948 |
| Figura 536. Parâmetros da coluna d'água medidos <i>in situ</i> durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-03, durante o ano 1 e ano de transição. ....  | 949 |
| Figura 537. Parâmetros da coluna d'água medidos <i>in situ</i> durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-04, durante o ano 1 e ano de transição. ....  | 949 |
| Figura 538. Parâmetros da coluna d'água medidos <i>in situ</i> durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-05, durante o ano 1 e ano de transição. ....  | 950 |
| Figura 539. Parâmetros da coluna d'água medidos <i>in situ</i> durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-06, durante o ano 1 e ano de transição. ....  | 950 |
| Figura 540. Compilação dos dados brutos de TSM para as seis estações permanentes durante todas as fases de monitoramento em Abrolhos para cada Estação de coleta sedimentar. As linhas verticais identificam as campanhas em Abrolhos realizadas pelo Anexo 8. .... | 951 |
| Figura 541. Comparação entre dados de temperatura: dado satelital e sensores instalados nas armadilhas. ....  | 952 |
| Figura 542. Comportamento da direção e intensidade dos ventos para Abrolhos a partir do INMET e DHN para as ATVs 4/5/6/7/9/10/11/12/13/14. ....   | 953 |
| Figura 543. Frequências de massas de ar em Abrolhos entre as campanhas ATV4 e ATV9, a partir do modelo HYSPLIT/NOAA. ....   | 954 |
| Figura 544. Frequências de massas de ar em Abrolhos entre as campanhas ATV10 e ATV14, a partir do modelo HYSPLIT/NOAA. ....   | 954 |
| Figura 545. Relação entre a concentração de MPS e a profundidade <i>Secchi</i> para a região do PARNA de Abrolhos. ....   | 955 |
| Figura 546. Séries temporais de MPS, kd490, precipitação, vazão e velocidade do vento para o período de janeiro de 2014 a dezembro de 2018. ....  | 956 |
| Figura 547. (a) Definição do transecto latitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis latitudinais de MPS para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018. ....  | 957 |
| Figura 548. (a) Definição do transecto latitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis latitudinais de kd490 para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018. ....  | 958 |
| Figura 549. (a) Definição do transecto longitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis longitudinais de MPS para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018. ....  | 959 |

Figura 550. (a) Definição do transecto longitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis longitudinais de kd490 para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018. ....960

Figura 551. Comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce em resposta a padrões de corrente oceânica. a), b), c), comportamento da pluma durante eventos de correntes oceânicas no sentido norte-sul, padrão predominante. d), e), f) comportamento da pluma durante eventos de inversão das correntes oceânicas, correntes fluindo no sentido sul-norte. Os mapas são compostos por imagens do satélite Aqua, sensor MODIS, sobrepostas com vetores de correntes oceânicas obtidos através do produto do modelo OSCAR. ....964

Figura 552. Análise do comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce durante o evento de inversão do sentido da corrente oceânica, no dia 07/05/2016. ....965

Figura 553. Análise da direção e intensidade das correntes oceânicas na região da foz do Rio Doce. a) Análise para o período de 11/05/2015 a 23/07/2017, utilizando os dados horários do projeto PNBOIA. b), c), d), e), f) análise realizada utilizando os dados do modelo OSCAR para os períodos de coleta das armadilhas de sedimento, 20/03/2019 a 14/05/2019; 15/05/2019 a 02/07/2019; 03/07/2019 a 14/08/2019; 15/08/2019 a 25/09/2019; 26/09/2019 a 10/01/2019, respectivamente. ....967

Figura 554. Comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce e direção e intensidade das correntes oceânicas durante a permanência da tempestade tropical Iba, no dia 26/03/2019. Dados: Imagem Aqua-Modis composição colorida cor verdadeira sobreposta com vetores de correntes oceânicas produzidas pelo modelo OSCAR. ....969

Figura 555. Imagens Sentinel 3/OLCI e os pontos de coleta utilizados em cada imagem para a calibração e avaliação dos algoritmos. ....972

Figura 556. Avaliação da calibração do modelo para estimativa de TSM baseado na Rrs das bandas do sensor OLCI/Sentinel 3. (a) banda 8 (665nm); (b) banda 7 (620nm); (c) banda 6 (560 nm); (d) banda 5 (510 nm); (e) banda 8/banda 6 (665nm/560nm); (f) NDTI. Os melhores resultados foram encontrados usando as bandas 8 e 7. São apresentadas as equações lineares do melhor modelo de ajuste para estas duas bandas. ....973

Figura 557. a) e (b) Imagem cor verdadeira do sensor OLCI/Sentinel3 mostrando as condições de tempo durante as coletas e a localização das medições de Rrs e TSM, para os dias 18/11/2018 e 28/03/2019 respectivamente. Apenas o ponto 6 de cada campanha foi coletado livre da influência de cobertura de nuvem ou neblina. (c) e (d) Relação entre a assinatura espectral da água do mar e a concentração de TSM nos pontos coletados para os dias 18/11/2018 e 28/03/2019, respectivamente. ....975

Figura 558. Análise de correspondência entre a base de dados de validação (medidas in situ de MPS) e os dados de MPS estimados através dos algoritmos (a) Rio Doce-Abrolhosmps OLCI banda 8, (b) Rio Doce-Abrolhosmps OLCI banda 7, (c) C2RCC, (d) NECHAD2010. A linha pontilhada representa a correspondência 1:1. ....976

- Figura 559. (a) Cobertura de nuvem diária em Abrolhos baseada na classificação automática produzida a partir do processador C2RCC para o período de 01/01/2019 a 31/12/2020. (b) boxplot da cobertura mensal de nuvens em Abrolhos, para o período de 01/01/2019 a 31/12/2020. (c) Frequência da cobertura de nuvens em Abrolhos de 2019 a 2020.....977
- Figura 560. Mapa das regiões de interesse para levantamento das séries temporais das concentrações de MPS. ....978
- Figura 561. Padrão mensal de distribuição das concentrações de MPS para 2019 e 2020 na região de Abrolhos. (a) Arco interno; (b) Arco externo. As concentrações de MPS foram obtidas através do sensor OLCI/Sentinel 3 e utilizando o algoritmo Rio Doce-Abrolhos<sub>mps</sub>. ....979
- Figura 562. Séries temporais de MPS, obtida pelo sensor OLCI/Sentinel 3, velocidade das rajadas de vento, e precipitação medidos pela estação meteorológica automática localizada na ilha Santa Barbara, em Abrolhos. Concentrações médias de MPS para (a) Resex Cassuruba; (b) Coroa Vermelha; (c) Parcel das Paredes; (d) PARNAM dos Abrolhos; (e) Recife de Timbebas. ....980
- Figura 563. Matrix de Correlação e análise de cluster entre os dados mensais de MPS e o conjunto de dados meteorológicos/vazões do Rios. ....981
- Figura 564. a) A extensão das plumas de sedimento ao longo da costa foi definida pela relação entre a concentração de material particulado em suspensão e a profundidade do disco de secchi medidas *in situ* na região de Abrolhos. Concentrações de MPS maiores que 10 mg/l aumentam significativamente a turbidez da água. Dessa forma, um limiar de concentração de MPS maior que 10 mg/l foi utilizado para definir a extensão das plumas. (b) Extensão média anual das plumas de sedimento costeiro para 2019. (c) Sobreposição da extensão média anual da pluma de sedimento com a densidade de tráfego marinho na região do Rio Doce/Abrolhos em 2019. É possível observar um alto fluxo de embarcações que se deslocam entre o Rio Doce e Abrolhos, atravessando a região da pluma de sedimento costeiro. ....982
- Figura 565. Mapa geológico da região costeira adjacente a plataforma continental onde se localiza a região de Abrolhos. As imagens de satélite (Google Earth) mostram a posição das amostras coletadas com análise geoquímica realizada (Souza et al., 2003; Pinto & Silva, 2014; Vieira et al., 2018). ....988
- Figura 566. Diagrama  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  versus  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  para as amostras de sedimentos de Abrolhos. ...990
- Figura 567. Os modelos de mistura foram traçados considerando como áreas fonte principais os rios Doce e Jequitinhonha. Para as amostras dos arcos Interno e Intermediário, considerou-se como terceira área fonte os rios que nutrem o Estuário de Caravelas, enquanto para as amostras do Arco Externo, utilizou-se os Basaltos de Abrolhos como terceira área fonte. ....996
- Figura 568. Diagramas de distribuição das porcentagens de contribuição das fontes modeladas, rios Doce e Jequitinhonha, Estuário de Caravelas e Basaltos de Abrolhos. ....997

|  |      |
|--|------|
| Figura 569. Diagramas de distribuição das porcentagens de contribuição do Rio Doce para os sedimentos de Abrolhos comparativamente às direções dos ventos. ....  | 998  |
| Figura 570. (A) Variabilidade temporal das vazões dos principais rios relacionados a região de estudo (Fonte: ANA – Agência Nacional de ÁGUAS, 2021), com destaque para o Rio Doce que comparativamente apresenta escala distinta em relação aos demais; (B) Contribuição relativa do material que flui na foz do Rio Doce para os sedimentos totais em Abrolhos, de acordo com o método de mistura isotópica para Sr e Nd. .... | 999  |
| Figura 571. Proporção de minerais nas amostras de Abrolhos distribuídas entre Arco Interno, Arco Intermediário e Arco Externo. ....  | 1002 |
| Figura 572. Variação temporal e espacial dos principais componentes litogênicos e carbonáticos dos sedimentos de Abrolhos. ....  | 1004 |
| Figura 573. A) A razão $Tr/Cr$ (quartzo + argilominerais + muscovita/ calcita + aragonita) indica a quantidade de material transportado em relação ao total de minerais formados na própria bacia. B) A razão (caulinita+gibbsita)/quartzo indica qual tipo de material é transportado e seu potencial de carregar elementos terras raras. ....  | 1006 |
| Figura 574. Diagramas de distribuição das fases minerais dos sedimentos de Abrolhos e dos rios São Mateus, Caravelas, Mucuri, Doce e Jequitinhonha. ....   | 1007 |
| Figura 575. Diagramas binários de Si/Al versus elemento químicos mostrando diferenças entre amostras dos arcos Interno e Externo. ....   | 1010 |
| Figura 576. Diagrama de Al versus Si, mostrando a forte correlação entre esses elementos, seguindo a tendência de distribuição das amostras dos rios do Estuário de Caravelas. ....  | 1011 |
| Figura 577. Razões Ca/Fe dos sedimentos de Abrolhos indicando maior ou menor input sedimentar. ....  | 1012 |
| Figura 578. Diagrama de Fe/Ca vs. Ti/Ca para os sedimentos de Abrolhos e dos rios São Mateus, Caravelas e Jequitinhonha. ....  | 1012 |
| Figura 579. Diagramas de Si/Al vs. % de Silicatos e de Fe/Ca vs. Terrígenos/Carbonatos ( $Tr/Cr$ ). ....   | 1013 |
| Figura 580. Diagramas de Si/Al vs. razões de Nd e Sr para as amostras de Abrolhos e dos rios São Mateus, Caravelas e Jequitinhonha. ....   | 1014 |
| Figura 581. Diagramas de Ca vs. Sr, Sr vs. $^{86}Sr/^{87}Sr$ , Rb vs. K e Rb vs. $^{86}Sr/^{87}Sr$ para os sedimentos de Abrolhos e dos rios São Mateus, Caravelas e Jequitinhonha. ....   | 1014 |
| Figura 582. Diagrama ternário de razões de Nd vs. razões de Sr vs. razões de Ti/Ca para os sedimentos de Abrolhos, comparativamente aos sedimentos dos rios do Estuário de Caravelas e Jequitinhonha. ....   | 1015 |

Figura 583: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da densidade (n. de indiv./100m<sup>2</sup>) e da biomassa das espécies de peixes estuarinos/marinheiros, coletados nos estuários e áreas marinhas adjacentes dos rios Caravelas (CA), São Mateus (SM), Ipiranga (IP), Doce (RD) e Piraquê-Açú (PA), em suas porções internas (I) e externas (E) e nos períodos chuvosos (C1 e C2) e secos (S1 e S3). A matriz de similaridade foi baseada no índice de Bray-Curtis entre os centróides por Área x Período sobre dados transformados pela raiz quarta..... 1026

Figura 584: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da densidade (A) e biomassa (B) de crustáceos estuarinos/marinheiros entre o local de impacto (RD=Rio Doce) e os locais controle (CA=Caravelas, SM=São Mateus, IP=Ipiranga e PA=Piraquê-Açú). A matriz de similaridade foi baseada no índice de Bray-Curtis entre os centróides por Área x Período sobre dados transformados pela raiz quarta... 1034

Figura 585: Congruências e incongruências por família de peixes estuarinos e recifais detectadas no decorrer dos três anos de estudo..... 1038

Figura 586: Exemplares de pós-larvas e ovo de peixe coletados em abril de 2021 que apresentam lama aderida a superfície: (a) pós-larvas não identificadas e danificadas; (b) ovo de peixe com lama aderida ao córion; (c) pós-larva de Gerreidae com lama aderida ao músculo; (d) pós-larva de Monacanthidae com lama na superfície do corpo. Todos os registros foram feitos na foz do Rio Doce. .... 1044

Figura 587: Comunidade estuarina do Rio Doce ranqueada através de modelagem das assinaturas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos organismos. O eixo x denota os valores da mediana da posição trófica estimada para cada táxon. As silhuetas não são proporcionais ao tamanho real dos organismos, sendo meramente ilustrativas. .... 1048

Figura 588: Evolução das estimativas de diversidade trófica de amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰), amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) e amplitude do nicho isotópico (‰<sup>2</sup>) para as espécies amoré-flecheiro (*Ctenogobius boleossoma*), amoré-lira (*Evorthodus lyricus*), amoré-preto (*Eleotris pisonis*), bagre-guri (*Genidens genidens*), carapicu (*Eucinostomus argenteus*) e peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*) ao longo dos anos de 2015 (pré-impacto), 2016, 2019 e 2020..... 1050

Figura 589: Média ( $\pm$  intervalo de confiança de 95%) do Índice de Massa Escalonado (em g) de *Chirocentrodon bleekermanus* (A), *Odontognathus mucronatus* (B), *Pellona harroweri* (C), *Isopisthus parvipinnis* (D), *Paralonchurus brasiliensis* (E), *Stellifer brasiliensis* (F), *Stellifer rastrifer* (G) e *Symphurus tessellatus* (H), no local impactado (Rio Doce) e nos controles próximos (P) e distantes (D) em cada estação hidrológica. NA = não analisada. Comprimento total médio utilizado para a padronização dos dados de massa de cada espécie (parâmetro  $CT_0$  do IMS): 70,7 mm para *Chirocentrodon bleekermanus*; 78,5 mm para *Odontognathus mucronatus*; 58,7 mm para *Pellona harroweri*; 59,7 mm para *Isopisthus parvipinnis*; 93,1 mm para *Paralonchurus brasiliensis*; 78,6 mm para *Stellifer brasiliensis*; 67,2 mm para *Stellifer rastrifer* e 102,5 mm para *Symphurus tessellatus*..... 1052

Figura 590: Abundância, Biomassa e estrutura por classes de tamanho de espécies comuns, grupo funcional essencial e raros amostradas nas zonas de estudo no T4 (Ano 3). Abundância de *saxatilis* (A-C)

(comum), *Acanthurus bahianus* (comum) (D-F), *Elacatinus figaro* (espécie limpadora) (G-I) e *Gramma brasiliensis* (raro) (J-L). .....1062

Figura 591: Abundância, Biomassa e estrutura por classes de tamanho de espécies sob algum nível de ameaça (IUCN/445) e valor econômico amostradas nas zonas de estudo do T4 (Ano 3). *Lutjanus jocu* (valor econômico) (A-C), *Mycteroperca bonaci* (espécie ameaçada) (D-F), *Ocyurus chrysurus* (valor econômico) (G-I) e *Scarus trispinosus* (espécie ameaçada) (J-L).....1063

Figura 592: Média da riqueza alélica nas sete espécies analisadas até o momento (estuarinas e recifais), neste estudo, valores comparados entre o Ano2, Ano 3 e literatura. ....1070

Figura 593: Mapa da foz do Rio Doce apresentando a densidade estimada de Kernel através da telemetria ativa em 2021. As cores correspondem às densidades de detecções em cada local .....1072

Figura 594: Predição do Modelo Aditivo Generalizado Misto para o efeito da turbidez (log-transformada) (A), temperatura da água (B) e dias após a marcação (raiz-transformada) (C). As predições foram baseadas na presença-ausência (n = 1500) dos robalos e nas médias de turbidez e temperatura da água em uma base diurna-noturna (~12h).....1075

Figura 595: Representação da área de vida (MCP) dos indivíduos de *Mycteroperca bonaci* mais representativos na área de estudo. ....1081

Figura 596: Avistagens de *Sotalia guianensis* durante o monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 a setembro de 2021. Cada registro equivale à uma coordenada geográfica, que pode representar um ou mais grupos. A densidade nas avistagens dos grupos é demonstrada na coloração azul ao vermelho, representando áreas com menos registros a áreas com mais registros, respectivamente. Os pontos pretos representam os registros de indivíduos imaturos. ....1084

Figura 597: Número de grupos de *Sotalia guianensis* registrados durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 no monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 a setembro de 2021. Nos meses de maio, julho, agosto e outubro de 2019, e março, junho, agosto e setembro de 2021 não houve embarque devido às condições meteorológicas desfavoráveis. ....1085

Figura 598: Grupos de *Sotalia guianensis* em comportamento de alimentação, entre o período seco e chuvoso, durante o monitoramento embarcado. Cada registro equivale à uma coordenada geográfica, que pode representar um ou mais grupos. A densidade nas avistagens dos grupos é demonstrada na coloração azul ao vermelho, representando áreas com menos registros a áreas com mais registros, respectivamente. Os pontos pretos representam os registros de indivíduos imaturos.....1086

Figura 599: Número de grupos de *Sotalia guianensis* registrados durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 nos pontos fixos de Regência e Aracruz, entre outubro de 2018 a setembro de 2021. ....1087

Figura 600: Comparativo de medianas e quartis do número de grupos de *Sotalia guianensis* registrados durante o monitoramento por pontos fixos: A) número de grupos registrados nos pontos A e B em Regência, ao longo dos três anos de estudo; B) número de grupos registrados em Aracruz no Ano 1;



C) número de grupos registrados em Aracruz durante o período chuvoso nos três anos de estudo; D) número de avistagens de *S. guianensis* no período seco em Aracruz nos Anos 1 e 3. O período seco do Ano 2 não foi amostrado devido à pandemia da Covid-19. Testes não paramétricos Mann-Witney e Mann-Whitney pairwise ( $p < 0,05$ ), com correção de Bonferroni.....1088

Figura 601: Total de encalhes anuais da série histórica para boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e toninha (*Pontoporia blainvillei*) na costa do Espírito Santo, incluindo informações do PMBA/Fest-RRDM e fases pretéritas, disponibilizadas pelo Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA. ....1092

Figura 602: Taxa anual de encalhes nos distintos cenários de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e toninhas (*Pontoporia blainvillei*) encalhados no ES, entre as fases; Pretérta ao PMBA/Fest-RRDM, Pré-PMBA e fase PMBA. ....1092

Figura 603: Taxa sazonal de encalhes de boto-cinza entre as fases da série histórica do estudo (encalhes/período). ....1095

Figura 604: Taxa sazonal de encalhes de toninhas entre as fases da série histórica do estudo (encalhes/período). ....1095

Figura 605: Distribuição espaço-temporal de cetáceos encalhados no ES durante monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. ....1096

Figura 606: Concentrações de Cd ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ , peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* da Região 1 – São Mateus, ES, anterior ao monitoramento (eixo  $x = 0$ ) e concentrações obtidas pelas análises durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....1105

Figura 607: Concentrações de Fe ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ , peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* da Região 1 – São Mateus, ES, anterior ao monitoramento (eixo  $x = 0$ ) e concentrações obtidas pelas análises durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....1106

Figura 608: Concentrações de Mn ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ , peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* da Região 1 – São Mateus, ES, anterior ao monitoramento (eixo  $x = 0$ ) e concentrações obtidas pelas análises durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....1106

Figura 609: Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da razão isotópica de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ , ‰) e de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ , ‰) em *Sotalia guianensis* (Sg) e *Pontoporia blainvillei* (Pb) por região amostral coletados nos anos 1, 2 e 3.....1112

Figura 610: Valores médios ( $\pm$  erro padrão) de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  em *Sotalia guianensis* nas regiões 1 (Sg 1) e 2 (Sg 2) e nas presas coletadas nos rios São Mateus (SM), Doce (DO) e Ipiranga (IP) nos Anos 1, 2 e 3 do Programa.....1113

Figura 611: Indivíduos de *Sotalia guianensis* do litoral do Espírito Santo, indicados por círculos, analisados geneticamente avaliados com marcador D-loop (409p). Os círculos coloridos referem-se a amostras coletadas após o rompimento da barragem (Pós), as amostras anteriores ao rompimento estão em cinza (Pós). Círculos da Região 1 (Norte) em verde; Região 2 (Central) em azul; Região 3

(Extremo Sul) em vermelho. Proporção de haplótipos do DNA mitocondrial são apresentados nos gráficos com cores diferentes. N = número de indivíduos; h = diversidade de haplotípica;  $\pi$  = diversidade nucleotídica. ....1116

Figura 612: Rede de haplótipos baseada na análise de Median-Joining da região controle do DNA mitocondrial (D-loop) da espécie *Sotalia guianensis* no litoral do Espírito Santo para as análises temporais (Pré e Pós-rompimento) e espaciais (Região Norte + 2, e 3). Cada círculo corresponde a um haplótipo e seu tamanho é proporcional à sua frequência na população. Cores diferentes representam os diferentes haplótipos encontrados. 1 SNP (*Single Nucleotide Polymorphism*) significa um passo mutacional entre os haplótipos. ....1118

Figura 613: Análise de agrupamento bayesiana inferida com o programa Structure 2.3.2 para 10 locos microssatélites para os períodos (Pré-rompimento; e Pós-rompimento) e regiões avaliados para *Sotalia guianensis*: (A) Delta K do método de Evanno é mostrado entre valores K sucessivos, (B) média a probabilidade log (Lk) é dada para cada K testado, e (C) as probabilidades de atribuição (Q) de indivíduos a agrupamentos de população putativos em K = 2 de acordo com populações de amostragem putativas para os períodos avaliados e (D) regiões avaliadas. Cada cor corresponde a um agrupamento genético distinto. K de 1 a 5, Burning= 2500000 e Cadeias de Markov = 500000. ....1120

Figura 614: Rede de haplótipos baseada na análise de Median-Joining da região controle do DNA mitocondrial (D-loop) da espécie *Pontoporia blainvillei* no litoral do Espírito Santo. Cada círculo corresponde a um haplótipo e seu tamanho é proporcional à sua frequência na população. Cores diferentes representam os diferentes haplótipos encontrados. 1 SNP (*Single Nucleotide Polymorphism*) significa um passo mutacional entre os haplótipos. ....1122

Figura 615: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com receptores de GNSS miniaturizados. Áreas de kernel contêm 75% dos dados. ....1125

Figura 616: Áreas de forrageio de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com receptores de GNSS miniaturizados. Áreas de kernel contêm 75% dos dados. Dados referentes ao Pré-PMBA/Fest-RRDM foram coletados em junho de 2018. ....1126

Figura 617: Probabilidade máxima de presença de *Pterodroma arminjoniana* na plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce para cada indivíduo por mês, obtida a partir de dados de geolocalizadores (GLS). ....1127

Figura 618: Áreas utilizadas por *Thalassarche chlororhynchos* nos períodos reprodutivo (pontos pretos) e não reprodutivo (pontos cinzas) nos períodos pré (A) e pós-rompimento (B) da barragem de Fundão. Dados para o período pré-rompimento foram coletados no verão/outono de 2015 e para o pós-rompimento foram coletados no inverno e primavera de 2019, e verão de 2020. A escala de cinza de fundo do mapa representa temperatura superficial do mar. A estrela indica o arquipélago de Tristão da Cunha, área reprodutiva da espécie. ....1127

Figura 619: Valores de isótopos estáveis de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  de *Phaethon aethereus* (esquerda) e *Sula leucogaster* (direita) para os períodos pré-rompimento (antes), e anos 1 e 3. As cores representam amostras obtidas nos períodos seco e chuvoso. Não houve amostragem no ano 2 devido à pandemia de COVID-19.....1129

Figura 620: Valores de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) de *Pterodroma arminjoniana* (esquerda) e *Thalassarche chlororhynchos* (direita) para os períodos pré-rompimento (antes), e pós-rompimento (depois). As cores representam amostras obtidas nos períodos seco e chuvoso.....1130

Figura 621: Elipses Bayesianas estimadas a partir de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio  $\delta^{15}\text{N}$  medidos em *Phaethon aethereus* (superior esquerdo) e *Sula leucogaster* (superior direito) amostrados no arquipélago dos Abrolhos, e *Pterodroma arminjoniana* (inferior) amostrada na ilha da Trindade. As análises consideraram períodos secos e chuvoso nos períodos pré e pós-rompimento para *S. leucogaster* e *P. aethereus*, e períodos pré e pós-rompimento para *P. arminjoniana*. Elipses contemplam 95% dos dados. ....1131

Figura 622: Variações de áreas das elipses Bayesianas representando amplitude de nicho isotópico a partir de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio  $\delta^{15}\text{N}$  medidos em *Phaethon aethereus* (superior esquerdo) e *Sula leucogaster* (superior direito) amostrados no arquipélago dos Abrolhos, e *Pterodroma arminjoniana* (inferior) amostrada na ilha da Trindade. As análises consideraram períodos secos e chuvoso nos períodos pré e pós-rompimento para *S. leucogaster* e *P. aethereus*, e períodos pré e pós-rompimento para *P. arminjoniana*. Elipses contemplam 95% dos dados e são representadas em  $\text{‰}^2$ . ....1132

Figura 623: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço, incluindo os elementos essenciais manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), e os não-essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al) e níquel (Ni) no sangue e nas penas em crescimento de *Sula leucogaster* antes e depois (Anos 1 e 3) do rompimento da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco. ....1134

Figura 624: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço, incluindo os elementos essenciais manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), e os não-essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al) e níquel (Ni) no sangue e nas penas em crescimento de *Phaethon aethereus* antes e depois (Anos 1 e 3) do rompimento da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco. ....1135

Figura 625: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço, incluindo os elementos essenciais manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), e os não-essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al) e níquel (Ni) no sangue e nas penas em crescimento de *Pterodroma arminjoniana* antes e depois (Ano 1) do rompimento da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco. ....1136

Figura 626: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço, incluindo os elementos essenciais manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), e os não-essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al) e níquel (Ni) no sangue e nas penas em crescimento de *Thalassarche chlororhynchos* antes e depois (Ano 1) do rompimento da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco..1137

Figura 627: Concentrações de Bifenilas Policloradas ( $\Sigma$ PCBs; ng/mL peso úmido), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos ( $\Sigma$ HPAs; ng/mL peso úmido), e Compostos Policlorados ( $\Sigma$ Pesticidas; ng/mL peso úmido) em amostras de sangue e penas em crescimento de *Phaethon aethereus* (a, b, c), *Sula leucogaster* (d, e, f), *Pterodroma arminjoniana* (g, h, i) e *Thalassarche chlororhynchos* (j, l, m), no período pós-rompimento (Anos 1 e 3) da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco. ....1138

Figura 628: Comparação dos valores de heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ) para amostras de *Sula leucogaster* coletadas antes do Rompimento da Barragem de Mariana (Pré RBM) e depois (Pós RBM). ....1147

Figura 629: Comparação dos valores de riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Sula leucogaster* coletadas antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM). ....1147

Figura 630: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Sula leucogaster* coletadas antes do Rompimento da Barragem de Mariana (Pré RBM) e depois (Pós RBM). ....1147

Figura 631: Comparação dos valores de heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ) para amostras de *Sula leucogaster* por ano de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana...1148

Figura 632: Comparação dos valores de riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Sula leucogaster* por anos de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.....1148

Figura 633: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Sula leucogaster* por ano de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana...1148

Figura 634: Comparação dos valores de heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ) para amostras de *Phaethon aethereus* coletadas antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM).....1150

Figura 635: Comparação dos valores de riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Phaethon aethereus* coletadas antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM).....1150

Figura 636: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Phaethon aethereus* coletadas antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM).....1151

|  |      |
|--|------|
| Figura 637: Comparação dos valores de heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ) para amostras de <i>Phaethon aethereus</i> por ano de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana. ....  | 1151 |
| Figura 638: Comparação dos valores de riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de <i>Phaethon aethereus</i> por anos de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana. ....  | 1151 |
| Figura 639: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de <i>Phaethon aethereus</i> analisadas por ano de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana. ....  | 1152 |
| Figura 640: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre indivíduos de <i>Pterodroma arminjoniana</i> amostrados antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM). ....   | 1153 |
| Figura 641: Variação temporal da população reprodutiva de <i>Sula leucogaster</i> em Abrolhos. Dados do pré-rompimento da barragem (barras pretas) obtidos da literatura e pesquisas prévias de membros da equipe. Dados do pós-rompimento da barragem (barras cinzas) obtidos e cedidos pelo ICMBio, como parte do "Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos". ....  | 1154 |
| Figura 642: Variação temporal da população reprodutiva de <i>Phaethon aethereus</i> em Abrolhos. Dados do pré-rompimento da barragem (barras pretas) obtidos da literatura e pesquisas prévias de membros da equipe. Dados do pós-rompimento da barragem (barras azuis) obtidos e cedidos pelo ICMBio, como parte do "Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos". ....   | 1154 |
| Figura 643: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 1988 e 2006, período pré rompimento da barragem, em sete ilhas no estado do Espírito Santo. Figura retirada de MESTRE <i>et al.</i> (2006). ....  | 1155 |
| Figura 644: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento de filhotes realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 2007 e 2015, período pré rompimento da barragem, em três ilhas (Escalvada, Itatiaias e Galheta) no Estado do Espírito Santo. ....   | 1155 |
| Figura 645: Desenvolvimento de ovos e filhotes de <i>Sula leucogaster</i> monitorados entre 2018 e 2020 na ilha Santa Bárbara, arquipélago dos Abrolhos. Filhote N1 é o primeiro estágio do filhote, desde recém-nascido até quando ainda não há plumagem nem penas de voo; Filhote N2 é o segundo estágio do filhote em que o filhote começa a desenvolver a plumagem no corpo até que o seu corpo esteja totalmente coberto por plumagem, sem a presença de penas de voo; Filhote N3 e N4 é desde quando o corpo do filhote está totalmente coberto de plumagem até quando já estando pronto para voar. .... | 1157 |
| Figura 646: Desenvolvimento de ovos e filhotes de <i>Phaethon aethereus</i> monitorados entre dezembro de 2018 e março de 2019 na ilha Santa Bárbara, arquipélago dos Abrolhos. ....   | 1157 |
| Figura 647: Tendência temporal não-cumulativa no número de aves positivas para os tipos de bactérias avaliadas ao longo dos três anos de monitoramento das aves marinhas. ....   | 1160 |



|   |      |
|---|------|
| Figura 648: Variação no número de espécies registradas por praia e mês de amostragem. Período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1), de outubro de 2019 a setembro de 2020 (Ano 2) e de outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3). Meses com nenhum registro não tiveram amostragem devido à pandemia. ....  | 1163 |
| Figura 649: Variação mensal no número total de indivíduos de aves aquáticas nos quatro setores de costa de áreas adjacentes à foz do Rio Doce. Período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1); outubro de 2019 a setembro de 2020 (Ano 2); e outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3). Meses com nenhum registro não tiveram amostragem devido à pandemia. ....  | 1167 |
| Figura 650: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia e mês de amostragem. Período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1), de outubro de 2019 a setembro de 2020 (Ano 2) e de outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3).....  | 1168 |
| Figura 651: Número total de indivíduos das famílias Laridae, Charadriidae e Scolopacidae, registrados em cada setor amostral ao longo do Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), Ano 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020) e Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021). Os setores são Barra Seca em Pontal do Ipiranga, pontal norte do Rio Doce em Povoação, pontal sul do Rio Doce em Regência, e foz do Rio Piraquê-açu. ....   | 1169 |
| Figura 652: Número total de indivíduos de aves aquáticas registrados ao longo das praias (Transecção) e na foz dos rios (Foz do rio) de cada setor amostral ao longo do Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), Ano 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020) e Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021). Os setores são Barra Seca em Pontal do Ipiranga, pontal norte do Rio Doce em Povoação, pontal sul do Rio Doce em Regência, e foz do Rio Piraquê-açu. ....                              | 1170 |
| Figura 653: Densidade de aves (aves/km <sup>2</sup> ) por estação do ano no período entre outubro de 2018 e fevereiro de 2021, amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce. Não houve amostragem no período seco do ano dois. ....  | 1175 |
| Figura 654: Densidade de aves (aves/km <sup>2</sup> ) por transecção no período entre outubro de 2018 e fevereiro de 2021 amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce. ....   | 1175 |
| Figura 655: Representação da densidade de aves (N° de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km <sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Sternidae em uma em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021..... | 1177 |
| Figura 656: Representação da densidade de aves (N° de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km <sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Sulidae em uma em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.....   | 1178 |



Figura 657: Representação da densidade de aves (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Fregatidae em uma em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.....1179

Figura 658: Representação da densidade de aves (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Procellariidae em uma em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.....1180

Figura 659: Representação da densidade de aves (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Diomedidae em uma em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021. Em alguns períodos a família não foi registrada. ....1181

Figura 660: Representação da densidade de aves marinhas (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para todos os indivíduos amostrados em uma em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.....1182

Figura 661: Número de indivíduos de espécies de aves aquáticas encontradas encalhadas ao longo das praias do estado do Espírito Santo, por ano, 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro), 2020 (janeiro a dezembro) e 2021 (janeiro a julho).....1185

Figura 662: Distribuição dos encalhes de espécies de aves ao longo das praias do estado do Espírito Santo entre setembro de 2017 e julho de 2021, considerando as duas estações, seca: 01 de abril a 30 de setembro; e chuvosa: 01 de outubro a 31 de março. ....1186

Figura 663: Distribuição espaço-temporal das populações de tartarugas marinhas: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Dermochelys coriacea* (A), avaliadas quanto a diversidade genética para as áreas não-impactadas da Bahia (B-D) e as áreas impactadas do Espírito Santo (E). ....1193

Figura 664: Mapas da densidade de Kernel para boto cinza (*Sotalia guianensis*) nos três anos de monitoramento acústico passivo do PMBA/FEST-RRDM. ....1209

Figura 665: Mapas da densidade de Kernel para golfinho nariz de garrafa (*Tursiops truncatus*) nos três anos de monitoramento acústico passivo do PMBA/FEST-RRDM. ....1210

Figura 666: Mapas da densidade de Kernel para golfinho-de-dentes- rugosos (*Steno bredanensis*) nos três anos de monitoramento acústico passivo do PMBA/FEST-RRDM. ....1211

Figura 667: Mapas da densidade de Kernel para toninha (*Pontoporia blainvillei*) nos três anos de monitoramento acústico passivo do PMBA/FEST-RRDM. ....1212

Figura 668 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) na água de fundo (fração dissolvida) coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)], e Abrolhos (ABR). ....1216

Figura 669- Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) na água de fundo (fração dissolvida) coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)], e Abrolhos (ABR). ....1217

Figura 670 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)], e Abrolhos (ABR). ....1218

Figura 671 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)], e Abrolhos (ABR). ....1219

Figura 672- Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de plâncton [fito (\_f) e zooplâncton (\_z)] coletadas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)]. ....1222

Figura 673 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de plâncton [fito (\_f) e

zooplâncton (\_z)] coletadas durante a Campanha 6 (período chuvoso, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)]. .....1223

Figura 674 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados para o plâncton coletado durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas). .....1225

Figura 675 – Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados para o plâncton coletado durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice. ....1226

Figura 676 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)]. .....1228

Figura 677 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)]. .....1229

Figura 678 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados para os tecidos de camarões coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). Durante as Campanhas 4 (jan/fev 2020) e 6 (jul/ago 2021) não foram coletados camarões nos pontos do setor Sul. ....1230

Figura 679 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados em tecidos de camarões coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018

– período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice. Durante as Campanhas 4 (jan/fev 2020) e 6 (jul/ago 2021) não foram coletados camarões nos pontos do setor Sul. .... 1231

Figura 680 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)]. .... 1233

Figura 681 – Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa). Código das áreas amostrais: Sul [Guarapari (GUA) e Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)]. .. 1234

Figura 682 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)]. .... 1235

Figura 683 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – estação seca). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)]. .... 1236

Figura 684 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados nos diferentes tecidos de peixes coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). .... 1237

Figura 685 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados em tecidos de peixes coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. .... 1238

Figura 686 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras do coral *Mussismilia harttii* e do hidrocoral *Millepora alcicornis* coletados nas estações amostrais localizadas na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). ..... 1239

Figura 687 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras do coral *Mussismilia harttii* e do hidrocoral *Millepora alcicornis* coletados nas estações amostrais localizadas na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). ..... 1240

Figura 688 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em corais coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). ..... 1241

Figura 689- Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) de corais coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice..... 1242

Figura 690 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de plâncton coletadas nas estações amostrais da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). ..... 1243

Figura 691 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de plâncton coletadas nas



estações amostrais da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021).....1244

Figura 692 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) mensurados no plâncton coletado nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).....1245

Figura 693 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) do plâncton coletado nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.....1246

Figura 694 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (\_f) e zooplâncton (\_z) coletados na Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Guarapari (GUA) e Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)]. .....1249

Figura 695 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (\_f) e zooplâncton (\_z) coletados na Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Guarapari (GUA) e Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)]......1250

Figura 696 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (\_f) e zooplâncton (\_z) coletados na Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021) coletadas nas estações da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).....1251

Figura 697 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (\_f) e zooplâncton (\_z) coletados na Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021) coletadas nas estações da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).....1252

Figura 698 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) para a comunidade planctônica no ambiente marinho amostrada na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período



seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). .....1253

Figura 699 - Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) no plâncton marinho coletado durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.....1254

Figura 700 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) para a comunidade planctônica coletada nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.....1256

Figura 701 - Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) para a comunidade planctônica coletada nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). .....1257

Figura 702 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores lipoperoxidação (LPO; hepatopâncreas e brânquia), concentração de metalotioneínas (MT; hepatopâncreas), proteínas carboniladas (PCO; músculo) e níveis de sítios AP (AP; hemolinfa) mensurados em amostras de camarão coletados na Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Alagas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)]. .....1258

Figura 703 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores lipoperoxidação (LPO; hepatopâncreas e brânquia), níveis de sítios AP (AP; hemolinfa) e proteínas carboniladas (PCO; músculo) mensurados em amostras de camarão coletados na Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: APA [Costa das Alagas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)]. .....1259

Figura 704 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em camarões marinhos amostrados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso),

Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). Durante as Campanhas 4 (jan/fev 2020) e 6 (jul/ago 2021) não foram coletados camarões nos pontos do setor Sul. ....1260

Figura 705 - Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em camarões marinhos coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. ....1261

Figura 706 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), IL\_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), IL\_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]) e MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)]. ....1263

Figura 707 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), AP (níveis de sítios AP no sangue), IL\_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), IL\_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]) e MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)]. ....1264

Figura 708 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo II (carnívoros) coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), IL\_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), IL\_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]) e MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]). Código das áreas

amostrais: Sul [Guarapari (GUA) e Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)]. .....1265

Figura 709 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo II (carnívoros) coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), AP (níveis de sítios AP no sangue), IL\_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), IL\_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]) e MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)]......1266

Figura 710 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em peixes marinhos amostrados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). .....1267

Figura 711 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em peixes marinhos coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. ....1268

Figura 712 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de danos oxidativos em lipídeos (LPO), atividade das enzimas anidrase carbônica (AC), Ca-ATPase (CaATP) e Mg-ATPase (MgATP) mensurados em amostras de corais (*Mussismilia harttii*) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*) coletadas nas estações da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). ....1270

Figura 713 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de danos oxidativos em lipídeos (LPO), atividade das enzimas anidrase carbônica (AC), Ca-ATPase (CaATP) e Mg-ATPase (MgATP) mensurados em amostras de corais (*Mussismilia harttii*) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*) coletadas nas estações da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021) .....1270

Figura 714 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em amostras de corais (*Mussismilia harttii*) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*) coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), Campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), Campanha 3 (set/out 2019 – estação

seca), Campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – estação seca), nos pontos da região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1). .....1271

Figura 715 – Gráficos de radar obtidos a partir Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em amostras de corais (*Mussismilia harttii*) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*) amostradas na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), Campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), Campanha 3 (set/out 2019 – estação seca), Campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – estação seca), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. ....1272

Figura 716 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas na Campanha 5 (jan/fev de 2021 - período chuvoso) pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA1, CA2)], Foz [foz do Rio Doce (FRD1, FRD6)], e Norte [Degredo (DEG1)]. .....1275

Figura 717 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas na Campanha 6 (jul/ago de 2021 - período seco) pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA1, CA2)], Foz [foz do Rio Doce (FRD1, FRD6)], e Norte [Degredo (DEG1)]. .....1276

Figura 718 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos valores de toxicidade e metais medidos em amostras de sedimento coletadas na Campanha 5 (jan/fev de 2021 - período chuvoso) pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA1, CA2)], Foz [foz do Rio Doce (FRD1, FRD6)], e Norte [Degredo (DEG1)]. .....1277

Figura 719 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos valores de toxicidade e metais em amostras de sedimento coletadas na Campanha 6 (jul/ago de 2021 - período seco) pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA1, CA2)], Foz [foz do Rio Doce (FRD1, FRD6)], e Norte [Degredo (DEG1)]. .....1278

Figura 720 - Classificação ecotoxicológica das amostras de água e sedimento coletadas pelo Anexo 1 do PMBA/FEST-RRDM ao longo do Ano 1 (Campanha 1, set/out de 2018 - período seco; e Campanha 2, jan/fev de 2019 - período chuvoso), Ano 2 (Campanha 3, set/out de 2019 - período seco; e Campanha 4, jan/fev de 2020 - período chuvoso) e Ano 3 (Campanha 5, jan/fev de 2021 - período chuvoso; e Campanha 6, jul/ago de 2021 - período seco) do monitoramento. A sigla NE, na legenda da Figura, significa não estimável, e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100 %), impossibilitando estimar valor de CEO. O código dos pontos amostrais é: Revis Santa Cruz (CA1 e CA2), foz do Rio Doce (FRD1 e FRD6), e Degredo (DEG1). O ponto DEG1 não foi monitorado pelo Anexo 1 no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM, e o ponto CA2 não foi monitorado em set/out de 2019. Por conta da pandemia da COVID-19, não houve monitoramento em ago/set de 2020, representado pelo espaço em branco e, sem numeração, nos gráficos. ....1280

Figura 721 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). ..... 1282

Figura 722 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). ..... 1283

Figura 723 - Classificação taxonômica das amostras sedimento da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). ..... 1284

Figura 724 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da região dos Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. ..... 1285

Figura 725 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. ..... 1285

Figura 726 - Classificação taxonômica das amostras de sedimento coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. ..... 1286

Figura 727 - Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis* coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. ..... 1287



Figura 728 - Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie *Mussismilia harttii* coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros” ..... 1288

Figura 729 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). ..... 1289

Figura 730 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). ..... 1290

Figura 731 - Classificação taxonômica das amostras sedimento da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). ..... 1291

Figura 732 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. ..... 1292

Figura 733 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros” ..... 1293

Figura 734 - Classificação taxonômica das amostras de água de sedimento coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. ..... 1294



Figura 735 - Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis* coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.....1295

Figura 736 - Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie *Mussismilia hartii* coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.....1296

Figura 737 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). .....1297

Figura 738 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). .....1298

Figura 739 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). .....1299

Figura 740 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). .....1300

Figura 741 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). .....1301

Figura 742 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). .....1302

|  |      |
|--|------|
| Figura 743 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de coral da espécie <i>Millepora alcicornis</i> da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). .....   | 1303 |
| Figura 744 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de coral da espécie <i>Mussismilia harttii</i> da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). .....  | 1304 |
| Figura 745 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). ..... | 1305 |
| Figura 746 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). .....      | 1306 |
| Figura 747 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). .....          | 1307 |
| Figura 748 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). .....  | 1308 |
| Figura 749 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). .....   | 1309 |
| Figura 750 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). .....   | 1310 |
| Figura 751 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de coral da espécie <i>Millepora alcicornis</i> da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). .....  | 1311 |

Figura 752 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de coral da espécie *Mussismilia harttii* da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). .....1312

Figura 753 - Abundância relativa dos grupos bacterianos utilizados como bioindicadores. Os gráficos de pizza representam as abundâncias encontradas nas seis campanhas realizadas (de dentro para fora). Da esquerda para direita encontram-se: água de superfície, água de fundo e sedimento, respectivamente. Código das áreas amostrais: Sul (Vitória e Guarapari), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce), Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas), e Abrolhos (ABR). .....1313

Figura 754 - Abundância relativa dos grupos bacterianos utilizados como bioindicadores nos corais da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). Os gráficos de pizza representam as abundâncias encontradas nas seis campanhas realizadas (de dentro para fora). Da esquerda para direita encontram-se: coral da espécie *Millepora Albicornis* e *Mussismilia Harttii*, respectivamente. ....1314

Figura 755 - Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (biomarcadores) e indicadores microbianos (Índice de Impacto Ecotoxicológico – apresentado por setor) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade – apresentado apenas para os pontos monitorados quanto aos ensaios de toxicidade) nos diferentes locais amostrais e Campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago de 2021 (período seco). O setor Sul é representado pelos pontos de Guarapari e Vitória (GUA1 e GUA2, VIX1 e VIX, respectivamente), o setor APA é representado pelos pontos localizados na APA Costa da Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), o setor Foz é representado pelos pontos mais próximos à foz do Rio Doce (FRD1, FRD, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10) e o setor Norte é composto pelos pontos localizados na região de Degredo, Barra Nova e Itaúnas (DEG1, DEG2, BN1, BN2, ITA1 e ITA2). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). O ponto DEG1 não foi monitorado quando a sua toxicidade pelo Anexo 1 durante o Ano 1 (Campanha 1 e 2) e o ponto CA2 não foi monitorado na Campanha 3. Os espaços em branco indicados com \* ou sem numeração nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19. ....1322

## LISTA DE TABELAS

|   |     |
|---|-----|
| Tabela 1: Especificações dos clusters das camadas de sensoriamento remoto acústico usadas para definir as classes do Mapeamento de Habitat para a RVS-SC/APA-CA Rasa.....   | 119 |
| Tabela 2: Especificações dos clusters das camadas de sensoriamento remoto acústico usadas para definir as classes do Mapeamento de Habitat para os Recifes Esquecidos. ....   | 124 |
| Tabela 3: Enquadramento das categorias das imagens dentro da proposta de classificação de habitat .....   | 126 |
| Tabela 4: Descrição local e regional de aspectos de habitat e ameaças por indicadores de impactos antropogênicos/naturais usados para avaliar o índice de vulnerabilidade (IV) para cada área mapeada. ....   | 128 |
| Tabela 5: Resultados da correlação de Spearman ( $p < 0,050$ ) para os resultados de metais, granulometria, matéria orgânica e carbonatos em maio de 2021 (correlações significativas em negrito). ....   | 148 |
| Tabela 6: Valores mínimos e máximos do índice de geoacumulação (Igeo) para Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Mn e Fe em novembro de 2018 e maio de 2021.....  | 160 |
| Tabela 7: Síntese das condições de vazão do Rio Doce de acordo com a classificação de Oliveira e Quaresma (2017), média, desvio padrão, mínimo e máximo ( $m^3/s$ ) para cada uma das campanhas realizadas na foz do Rio Doce durante o Ano 3. ....   | 166 |
| Tabela 8: Valores de média $\pm$ desvio padrão e mediana da vazão do Rio Doce ( $m^3/s$ ) ao longo dos períodos anuais, chuvosos e secos dos Anos 1 (outubro/2018 – setembro/2019), 2 (outubro/2019 – setembro/2020) e 3 (outubro/2020 – setembro/2021). A estatística foi calculada a partir dos dados medidos na estação P21 (Linhares - ES) do PMBA/Fest-RRDM no ambiente dulcícola entre os meses de outubro/2018 e setembro/2021. .... | 167 |
| Tabela 9: Valores de média $\pm$ desvio-padrão de altura significativa de onda (m) ao longo dos períodos anuais, chuvosos e secos dos Anos 1 (novembro/2018 – setembro/2019), 2 (outubro/2019 – setembro/2020) e 3 (outubro/2020 – setembro/2021). A estatística de ondas foi realizada a partir das medições no fundeio F3. ....   | 175 |
| Tabela 10: Valores médios, de desvio padrão, mínimos, máximos e 90° percentil das ondas medidas no fundeio F3 e da intensidade dos ventos provenientes da reanálise do <i>European Center for Medium-Range Weather Forecasts</i> (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S durante o período de realização de cada uma das campanhas realizadas na foz do Rio Doce durante o Ano 3. ....   | 178 |
| Tabela 11: Percentual das duas maiores frequências de ocorrência da direção dos ventos provenientes da reanálise do <i>European Center for Medium-Range Weather Forecasts</i> (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S e da direção de picos (Dp) das ondas medidas no fundeio F3 durante a realização  |     |

das campanhas realizadas no Ano 3. Para determinação das frequências de direções, os seguintes intervalos foram considerados para os diferentes quadrantes: N ( $>337,5$  e  $\leq 22,5$ ); NE ( $>22,5$  e  $\leq 67,5$ ); E ( $>67,5$  e  $\leq 112,5$ ); SE ( $>112,5$  e  $\leq 157,5$ ); S ( $>157,5$  e  $\leq 202,5$ ), SW ( $>202,5$  e  $\leq 247,5$ ); W ( $>247,5$  e  $\leq 292,5$ ) e NW ( $>292,5$  e  $\leq 337,5$ ). A campanha 08-21 apresentou apenas uma direção de pico de ondas pois o percentual é calculado considerando também as medições com ausência de dados. ....180

Tabela 12: Valores médios de clorofila-a ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) medidas junto ao fundo nos períodos chuvoso e seco ao longo do Ano 3 nos fundeios F1, F2, F3 e F4. ....196

Tabela 13: Valores médios de vazão do Rio Doce ( $Q_{\text{média}}$ ), máximos de vazão de deriva litorânea ( $Q_{\text{lit máx}}$ ) e frequência para as seções na foz do Rio Doce para cada período considerado.....239

Tabela 14: Parâmetros monitorados na coluna d'água (matriz água) e no sedimento superficial de fundo (matriz sedimento) pelo subprojeto Sedimentologia do Anexo 3 Marinho.....244

Tabela 15: Aplicação do Índice de Potencial de Eutrofização (ICEP) nos pares de campanhas de condições meteoceanográficas compatíveis e a Emergencial 1. ....257

Tabela 16: Matriz de carregamento da análise de componentes principais (PCA) para as razões elemento/Fe para todas as campanhas e setores em comparação às amostras do rejeito coletado na barragem de Santarém. ....261

Tabela 17: Distribuição dos valores médios de Biomassa zooplancônica ( $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) para os subsetores da Foz (Norte, Central e Sul), estratos (Superfície e Fundo) e desvio padrão (DP) total amostrados por campanhas do ano 1 ao 3. ....511

Tabela 18: Análise de variância com permutação (PERMANOVA) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplancônica entre os fatores Campanhas, Setor e Estrato do ano 1 ao 3.  $P(\text{perm}) = p$  da PERMANOVA (Variâncias foram consideradas significantes quando  $p < 0,05$ ). Em negrito valores de  $p < 0,05$ . ....512

Tabela 19: Valores da análise de variância com permutação (PERMANOVA pair-wise test) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplancônica do ano 1 ao 3, entre os subsetores da Foz (Sul, Central e Norte) em cada campanha. Em negrito valores de  $p < 0,05$ . ....513

Tabela 20: Valores da análise de variância com permutação (PERMANOVA pair-wise test) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplancônica do ano 1 ao 3, entre os estratos de fundo e superfície dos subsetores da Foz (Sul, Central e Norte) em cada campanha. Em negrito valores de  $p < 0,05$ . ....514

Tabela 21: Resultado do modelo linear baseado em distância (DistLM) de semelhanças de Bray-Curtis mostrando a percentagem de variação da biomassa explicada pelas variáveis ambientais selecionadas entre as campanhas 11/18 a 01/21. Em negrito valores de  $p < 0,05$ . ....515

|   |     |
|---|-----|
| Tabela 22: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos e espécies indicadoras no Setor Abrolhos para comparação entre os períodos de alta e baixa vazão. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as médias. ....   | 517 |
| Tabela 23: Contribuição cumulativa (%) por campanha dos principais táxons encontrados no Setor Abrolhos de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas. ....   | 518 |
| Tabela 24: (A) Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplancônica entre as campanhas amostrais correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). Valores de p menores que 0,05 ( <b>em negrito</b> ) representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP). .... | 521 |
| Tabela 25: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) do setor Abrolhos com: (A) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água; (B) espécies zooplancônicas representativas da comunidade. ....   | 522 |
| Tabela 26: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos e espécies indicadoras no Setor Norte para comparação entre os períodos de alta e baixa vazão. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as médias. Em negrito valores de p <0,05. ....   | 523 |
| Tabela 27: Contribuição cumulativa (%) por campanha dos principais táxons encontrados no Setor Norte de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas. ....  | 525 |
| Tabela 28: Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplancônica entre as campanhas amostrais correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). Valores de p menores que 0,05 ( <b>em negrito</b> ) representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP). ....     | 528 |
| Tabela 29: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) do setor Norte com: (A) variáveis ambientais e concentração de metais totais (µg/L); (B) espécies zooplancônicas representativas da comunidade. ....   | 529 |
| Tabela 30: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos e espécies indicadoras no Setor Foz para comparação entre os períodos de alta e baixa vazão. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as médias. ....  | 532 |
| Tabela 31: Contribuição cumulativa (%) por campanha dos principais táxons encontrados no Setor Foz de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas. ....  | 532 |



|   |     |
|---|-----|
| Tabela 32: Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre as campanhas amostrais correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP). ..... | 535 |
| Tabela 33: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) do setor Foz com: (A) variáveis ambientais e concentração de metais totais ( $\mu\text{g/L}$ ); (B) espécies zooplanctônicas representativas da comunidade. ....   | 537 |
| Tabela 34: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos e espécies indicadoras no Setor APA para comparação entre os períodos de alta e baixa vazão. Valores de p menores que 0,05 (em negrito) representam diferenças significativas entre as médias. ....   | 539 |
| Tabela 35: Contribuição cumulativa (%) por campanha dos principais táxons encontrados no Setor APA de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas. ....  | 540 |
| Tabela 36: Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplanctônica entre as campanhas amostrais correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP). ....  | 542 |
| Tabela 37: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) do setor APA com: (A) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água ( $\mu\text{g/L}$ ); (B) espécies zooplanctônicas representativas da comunidade. ....   | 543 |
| Tabela 38: Abundância média (AM) e desvio padrão (DP) de ovos e larvas de peixes ( $\text{ind.100 m}^{-3}$ ), diversidade ( $H'$ ) média, equitabilidade ( $J'$ ) média e desvio padrão registrados nos quatro setores em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. ....  | 556 |
| Tabela 39: Valores de significância de p com base nos dados de abundância de ovos de peixes obtidas na superfície em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. Os valores marcados em vermelho indicam as diferenças significativas. ....   | 561 |
| Tabela 40: Valores de significância de p com base nos dados de abundância de ovos de peixes obtidas na coluna de água em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. Os valores marcados em vermelho indicam as diferenças significativas. ....   | 561 |
| Tabela 41: Estrutura da riqueza (número de táxons) das comunidades de Polychaeta para o Ano 1 obtido através de modelo linear generalizado com distribuição binomial negativa. GL – graus de liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....  | 597 |

|   |     |
|---|-----|
| Tabela 42: Estrutura da diversidade de Shannon-Weaver das comunidades de Polychaeta para o Ano 1 obtido através de modelo linear (distribuição normal). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....                       | 597 |
| Tabela 43: Estrutura da riqueza (número de táxons) da comunidade de Mollusca com partes moles para o Ano 1 obtido através de modelo linear generalizado (GLM). GL – graus de liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....  | 602 |
| Tabela 44: Estrutura da diversidade de Shannon-Weaver da comunidade de Mollusca com partes moles para o Ano 1 obtido através de modelo linear com distribuição normal (LM). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....   | 602 |
| Tabela 45: Estrutura da riqueza (número de táxons) da comunidade de vestígios de Mollusca para o Ano 1 obtido através de modelo linear generalizado (GLM). GL – graus de liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....  | 607 |
| Tabela 46: Estrutura da diversidade de Shannon-Weaver da comunidade de vestígios de Mollusca para o Ano 1 obtido através de modelo linear com distribuição normal (LM). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....       | 607 |
| Tabela 47: Valores do índice AMBI, classificação do ambiente e saúde da comunidade bentônica, indo de lugares não perturbados até extremamente perturbados. Adaptado de Borja et al. (2000) e Muxika et al. (2005). ....  | 611 |
| Tabela 48: Estrutura da riqueza (número de táxons) da comunidade macrobentônicas para os três anos de monitoramento obtido através de modelo linear generalizado (GLM). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....       | 614 |
| Tabela 49: Estrutura da diversidade de Simpson da comunidade macrobentônicas para os três anos de monitoramento obtido através de modelo linear com distribuição normal (LM). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. .... | 614 |
| Tabela 50: PERMANOVA para as categorias de estruturação da comunidade de Polychaeta. GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. $R^2$ - explicação do modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....  | 621 |
| Tabela 51: PERMANOVA para as categorias de estruturação da comunidade de Mollusca com partes moles. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. $R^2$ - explicação do modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....   | 623 |

|  |     |
|--|-----|
| Tabela 52: PERMANOVA para as categorias de estruturação da comunidade de vestígios de Mollusca. GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. $R^2$ - explicação do modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.....   | 626 |
| Tabela 53: PERMANOVA para as categorias de estruturação da comunidade macrobentônica. GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. $R^2$ - explicação do modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito. ....  | 628 |
| Tabela 54: Porcentagem de organismos construtores, macrobioerosores e icnogenoses (com e sem preenchimento de sedimentos), espaços vazios (“constructional and destructional voids”) e sedimento de rodolitos coletados em julho de 2019. ....   | 735 |
| Tabela 55: Sumário dos efeitos marginais dos termos do modelo dbRDA com dados de abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico obtido por citometria de fluxo e oito variáveis ambientais: (1) Distância da Foz do rio Doce; (2) Distância da Costa; (3) K490 (turbidez); (4) iPAR; (5) SST; (6) Tempo e (7) Latitude e (8) Estrato (superfície ou fundo). Em negrito as variáveis que apresentaram efeito significativo. .... | 766 |
| Tabela 56: Algas coralináceas incrustantes registradas nos bancos de rodolitos das Áreas A, B, C e D. O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada. ....  | 778 |
| Tabela 57: Valores absolutos e percentuais de abundância (número de indivíduos) e riqueza (número de espécies/ morfoespécies) para cada um dos 11 grandes grupos de invertebrados associados aos rodolitos nas campanhas de dezembro de 2018, fevereiro de 2019 e julho de 2019.....   | 784 |
| Tabela 58: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com os dados de todas as amostras de cobertura bêntica de bancos de rodolitos (Áreas A, B, C e D) obtidas entre 2018 e 2020. ....  | 793 |
| Tabela 59: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com dados de cobertura bêntica até 2020, abrangendo as quatro campanhas realizadas no banco de rodolitos da Área A.....  | 798 |
| Tabela 60: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com os dados de cobertura bêntica das três campanhas realizadas no banco de rodolitos da Área D até 2020. ....   | 805 |
| Tabela 61: Algas coralináceas incrustantes registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Dados referentes às cinco campanhas. O número “1” indica presença e o número “0” indica que a espécie não foi encontrada. ....   | 823 |
| Tabela 62: Sumário da PERMANOVA para avaliar a variação espaço-temporal (sítio e data da campanha) na cobertura de diferentes espécies de macroalgas, dados de 2018 a 2020. Diferenças significativas em negrito. ....   | 825 |
| Tabela 63: Cobertura (%) média e desvio padrão dos principais grupos de macroalgas no verão de 2012 (dados cedidos por Paulo A. Horta, referente ao artigo de SCHERNER et al., 2013), no outono de   |     |

|  |     |
|--|-----|
| 2016 (GOLDER, 2016), no verão e outono de 2019 e verão de 2021 (presente estudo) em dois sítios amostrais (D15 e D19) da Área D (APA - REVIS).....   | 831 |
| Tabela 64: Resumo dos resultados de uma análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) e do teste de dispersão multivariada por dispersão (PERMDISP) sobre o efeito do habitat e sítio na variação das comunidades bentônicas com os dados obtidos até 2020.....   | 836 |
| Tabela 65: Resumo dos resultados da análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) sobre o efeito de diferentes forçantes ambientais na variação das comunidades bentônicas (medido pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) dos recifes coralíneos da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências) entre 2006 e 2018.....   | 842 |
| Tabela 66: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DISTLM) com os dados de cobertura dos topos dos recifes amostrados entre 2018 e 2020.....   | 846 |
| Tabela 67: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DISTLM) com os dados de cobertura das paredes dos recifes dos recifes amostrados entre 2018 e 2020. ....  | 847 |
| Tabela 68: Variáveis do crescimento das colônias dos corais <i>Mussismilia braziliensis</i> (MUSBR), <i>Siderastrea</i> sp. (SIDSP) e <i>Montastraea cavernosa</i> (MONCA). ....   | 902 |
| Tabela 69: Resultado da PERMANOVA usada para explorar as fontes de variabilidade no crescimento das três espécies de corais (Banda e Arco – A1 e A3). GL: graus de liberdade, SQ: soma dos quadrados (SQ), ECV: porcentagem de variação dos componentes. MUBR = <i>Mussismilia braziliensis</i> . MONCA = <i>Montastraea cavernosa</i> . SIDSP = <i>Siderastrea</i> sp. ....   | 902 |
| Tabela 70: Sumário da PERMANOVA usada para explorar a influência das variáveis ambientais no crescimento dos corais e a variação entre colônias (ID). GL: graus de liberdade, SQ: soma dos quadrados (SQ). Códigos das espécies como acima.....  | 903 |
| Tabela 71: Contraste "Antes-Depois" do rompimento da barragem com dados de crescimento de oito colônias de corais (PERMANOVA). Médias semestrais de crescimento $\pm$ erro padrão. ....  | 908 |
| Tabela 72: Limite de detecção dos elementos .....  | 909 |
| Tabela 73: Concentração média e erro padrão da razão elemento/Ca ( $n = 27$ ) (mmol/mol*, $\mu$ mol/mol**, nmol/mol***). ....  | 910 |
| Tabela 74: Concentração dos metais antes ( $<2016$ ) e depois ( $\geq 2016$ ) do rompimento da barragem ( $\mu$ mol/mol*, nmol/mol**). ....  | 915 |
| Tabela 75: Produção de carbonato de cálcio ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ), massa não calcária ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) (média $\pm$ DP) e razão (carbonato/massa não calcária) em A1 (Pedra de Leste), A3 (Parcel dos Abrolhos), A5 (banco de rodolitos), A6 (Timbebas), B1 (banco de rodolitos, Recifes Esquecidos) B2 (Recifes Esquecidos Norte), B4 (Recifes Esquecidos Sul) e D15 e D21, após um ano de colonização nos períodos 2018-2019; 2019-2020; 2020-2021. .... | 918 |

|   |      |
|---|------|
| Tabela 76: Sumário da PERMANOVA com dados de razão entre massa carbonática e não carbonática das CAUs (sem área D, i.e., restrita a contrastes entre os “habitats” recifes e bancos de rodolitos.).   | 919  |
| Tabela 77: Cobertura % média (média $\pm$ DP) de organismos construtores e não construtores em cada sítio (A1, A3, A5, A6, B1, B2, B4, D15 e D21) após um ano de colonização (2018-19, 2019-20 e 2020-21).  | 922  |
| Tabela 78: Sumário da PERMANOVA com dados de cobertura das CAUs de todos os sítios e períodos. Os três “habitats” correspondem a: i) recifes adjacentes ao litoral da Área D , ii ) recifes (áreas A e B) e iii) bancos de rodolitos (áreas A e B).   | 923  |
| Tabela 79. Matrix de correlação (r – Pearson) entre a reflectância de sensoriamento remoto in situ a concentração de material particulado total em suspensão na região de Abrolhos.   | 974  |
| Tabela 80. Resultados isotópicos de sedimentos fluviais que são parâmetros para as áreas fontes de sedimentos de Abrolhos. Também foram analisados sedimentos de testemunho sedimentar amostrado na região da plataforma de Abrolhos.   | 991  |
| Tabela 81. Resultados isotópicos das amostras de sedimentos coletados nas áreas recifais de Abrolhos.   | 994  |
| Tabela 82. Quantificação mineralógica através de DRX dos sedimentos coletados em Abrolhos.  | 1001 |
| Tabela 83. Resultado analítico de FRX.  | 1008 |
| Tabela 84: Aspectos ecológicos da ictiofauna estuarina/marinha coletada utilizando-se arrasto de fundo entre outubro/2018 e julho/2021 nas áreas internas e externas de cada estuário. Legenda: N=abundância numérica absoluta; 90% N=número de espécies que, somadas, representaram 90% da abundância numérica total coletada; 90% Biom=número de espécies que, somadas, representaram 90% da biomassa total coletada.   | 1022 |
| Tabela 85: Crustáceos estuarinos/marinhos coletados utilizando-se arrasto de fundo entre outubro/2018 e julho/2021 nas áreas internas e externas de cada estuário. Legenda: N=abundância numérica total, B=biomassa total; 90% N=número de espécies que somadas representaram 90% da abundância numérica total coletada; 90% B=número de espécies que somadas representaram 90% da biomassa total coletada.   | 1030 |
| Tabela 86: Amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ , amplitude de $\delta^{15}\text{N}$ e amplitude do nicho isotópico (SEAc) para as espécies amoré-flecheiro ( <i>Ctenogobius boleosoma</i> ), amoré-lira ( <i>Evorthodus lyricus</i> ), amoré-preto ( <i>Eleotris pisonis</i> ), bagre-guri ( <i>Genidens genidens</i> ), carapicu ( <i>Eucinostomus argenteus</i> ) e peixe-cachimbo ( <i>Microphis lineatus</i> ) ao longo dos anos de 2015 (pré-impacto), 2016, 2019 e 2020. | 1049 |
| Tabela 87: Modelo Aditivo Generalizado Misto ( $R^2$ -adj = 0,345; AIC= 1563) para os efeitos da Turbidez (log-transformada), temperatura da água, dias após a marcação (dias, raiz-transformada) e período do dia (noite e dia) na probabilidade de presença dos robalos na foz do Rio Doce. O efeito aleatório dos  |      |

indivíduos monitorados (ID) foi incluído em ambos intercepto  $\alpha$  [s (ID, bs = "re")] e *slope*  $\beta$  [s (ID, x1, bs = "re")] do GAMM. O valor de K foi estabelecido em cinco para todos os termos *smooth* (s).....1074

Tabela 88: Concentrações de mercúrio total em músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* expressas em ug. g<sup>-1</sup> (peso úmido) encontradas na literatura.....1103

Tabela 89: Concentrações de mercúrio total em músculo, fígado e rim de *Pontoporia blainvillei* expressas em ug. g<sup>-1</sup> (peso úmido) encontradas na literatura.....1104

Tabela 90. Medianas das concentrações de elementos-traço (µg.g<sup>-1</sup>, peso úmido) reportadas para o fígado em cetáceos da costa do Brasil.....1107

Tabela 91: Medianas das concentrações de elementos-traço (µg.g<sup>-1</sup>, peso úmido) reportadas para o rim em cetáceos da costa do Brasil.....1108

Tabela 92: Valores médios  $\pm$  desvio padrão (mínimo/máximo) das razões isotópicas de carbono ( $\delta^{13}C$ ) e de nitrogênio ( $\delta^{15}N$ ) em *Sotalia guianensis* das cinco regiões amostrais do Espírito Santo coletados nos anos 1, 2 e 3. \*filhotes foram excluídos.....1112

Tabela 93: Índices de diversidade genética por espécie e por fase do PMBA. Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica ( $\pi$ ). .....1114

Tabela 94: Índices de diversidade genética nuclear para *Sotalia guianensis* em 10 locos microsatélites, número de alelos (K), heterozigosidade observada (Ho), heterozigosidade esperada (He), conteúdo de informação polimórfica (PIC), riqueza alélica (Ra), índice de endogamia (FIS). \* Valores estatisticamente significativos do teste de equilíbrio de Hardy-Weinberg com correção de Bonferroni para FIS (alfa = 0,005). .....1119

Tabela 95: Estatísticas das viagens de alimentação de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos. Dmax = distância máxima alcançada em relação à colônia; D = distância total percorrida; T = duração total da viagem; Sin = sinuosidade (D/2Dmax). Tamanho amostral em cada período amostrado está entre parênteses. ....1124

Tabela 96: Estatísticas das viagens de alimentação de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos. Dmax = distância máxima alcançada em relação à colônia; D = distância total percorrida; T = duração total da viagem; Sin = sinuosidade (D/2Dmax). Tamanho amostral em cada período amostrado está entre parênteses. Dados referentes ao Pré-PMBA/Fest-RRDM foram coletados em junho de 2018. ....1125

Tabela 97: Concentrações (mg/kg de peso seco) de manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), e zinco (Zn) em amostras de sangue e pena de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* amostrados no arquipélago dos Abrolhos, de *Pterodroma arminjoniana* amostrada na ilha da Trindade, e de *Thalassarche chlororhynchos* amostrado no sul e no sudeste do Brasil. Tamanhos amostrais são



fornecidos entre parênteses. Amostragens foram realizadas nos períodos pré e pós-rompimento, considerando períodos seco (S) e chuvoso (C). M = média; DP = desvio padrão. ....1139

Tabela 98: Concentrações (mg/kg de peso seco) de arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al), e níquel (Ni) em amostras de sangue e pena de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* amostrados no arquipélago dos Abrolhos, de *Pterodroma arminjoniana* amostrada na ilha da Trindade, e de *Thalassarche chlororhynchos* amostrado no sul e no sudeste do Brasil. Tamanhos amostrais são fornecidos entre parênteses. Amostragens foram realizadas nos períodos pré e pós-rompimento, considerando períodos seco (S) e chuvoso (C). M = média; DP = desvio padrão. ....1141

Tabela 99: Concentrações de Bifenilas Policloradas ( $\Sigma$ PCBs; ng/mL peso úmido), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos ( $\Sigma$ HPAs; ng/mL peso úmido) e Compostos Policlorados ( $\Sigma$ Pesticidas; ng/mL peso úmido), incluindo média (M) e desvio padrão (DP), em amostras de sangue e penas em crescimento de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster*, separados por períodos chuvoso (C) e seco (S) nos períodos pré e pós-rompimento (Anos 1 e 3), e de *Pterodroma arminjoniana* e *Thalassarche chlororhynchos* somente no período pós-rompimento (Ano 1).....1143

Tabela 100: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para as *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus* amostrados no arquipélago dos Abrolhos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.  $H_O$  = heterozigiosidade observada;  $H_E$  = heterozigiosidade esperada;  $F_{IS}$  = coeficiente de endogamia. ....1146

Tabela 101: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para *Sula leucogaster* analisados por ano de coleta.  $H_O$  = heterozigiosidade observada;  $H_E$  = heterozigiosidade esperada;  $F_{IS}$  = coeficiente de endogamia. ....1146

Tabela 102: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para *Sula leucogaster* analisados por ano de coleta.  $H_O$  = heterozigiosidade observada;  $H_E$  = heterozigiosidade esperada;  $F_{IS}$  = coeficiente de endogamia. ....1150

Tabela 103: Parâmetros de diversidade genética de microssatélites para *Pterodroma arminjoniana* amostradas nos períodos pré e pós-rompimento.  $H_O$  = heterozigiosidade observada;  $H_E$  = heterozigiosidade esperada;  $F_{IS}$  = coeficiente de endogamia. ....1153

Tabela 104: Tabela de vida de *Sula leucogaster* da coorte nascida em 2019 na Ilha Santa Bárbara, Abrolhos, BA. ....1158

Tabela 105: Tabela de vida de *Phaethon aethereus* das coortes nascidas em 2019 e 2020 na Ilha Santa Bárbara, Abrolhos, BA. Dados de 2020 coletados e cedidos pela equipe do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos/ICMBio.....1158

Tabela 106: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente, incluindo informações sobre número absoluto de registros por espécie (N) e frequência de ocorrência relativa (FO) para o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), o Ano 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020), o Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021) e Total (Anos 1, 2 e 3 combinados). ....1164

|  |      |
|--|------|
| Tabela 107: Frequência de ocorrência absoluta e relativa de táxons registrados entre outubro de 2018 e julho de 2021 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Estão apresentados dados considerando todos os registros espécie-específicos, registros por transecção, e registros por estação do ano..... | 1172 |
| Tabela 108: Índice de Shannon estimado para as transecções no mar adjacente à Foz do Rio Doce, no período entre outubro de 2018 e julho de 2020. ....  | 1176 |
| Tabela 109: Número de aves registradas encalhadas, mortas e vivas, ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo pelo PMP-BS no ano de 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro), 2020 (janeiro a dezembro) e 2021 (janeiro a julho).....   | 1183 |
| Tabela 110: Número de aves registradas encalhadas, mortas ou vivas, ao longo do litoral do estado do Espírito Santo pelo PMP-BC/ES entre setembro de 2017 e julho de 2021 considerando as estações, seca: de 1 de abril a 30 de setembro; e chuvosa: de 1 de outubro a 31 de março. ....   | 1187 |
| Tabela 111: Cálculo das Capturas por Unidade de Esforço estimado com base no número de cadeias de cliques e assobios de cetáceos localizados em relação à distância percorrida durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3. ....  | 1207 |
| Tabela 112: Resultados da análise de concordância de Kendall W para as densidades de Kernel das espécies de cetáceos durante os três anos de monitoramento. Resultados apresentados por X2: valor do qui-quadrado; p: valor de p para nível de significância de 0,05; W: .....   | 1208 |

## LISTA DE QUADROS

|   |     |
|---|-----|
| Quadro 1- Índice de qualidade ambiental da comunidade fitoplanctônica baseado em densidade numérica total de organismos e saúde ecofisiológica (clorofila-a), representado em cores e os limites utilizados para cada parâmetro utilizado, baseados em estudos anteriores ao rompimento da barragem e seu significado (interpretação). ....   | 507 |
| Quadro 2: Perfilagens da coluna d'água para medição de parâmetros físico-químicos nas duas últimas campanhas do PMBA realizadas em 2021. ....   | 664 |
| Quadro 3: Amostragens complementares de fundeio resultantes de campanhas realizadas em 2021. ....   | 679 |
| Quadro 4: Temporalidade da instalação e retirada das armadilhas de sedimento. ....  | 694 |
| Quadro 5: Temporalidade de coleta dos sedimentos superficiais ....  | 697 |
| Quadro 6: Temporalidade coleta dos sedimentos de sítios costeiros ....  | 707 |
| Quadro 7: Relação das 7 campanhas com datas de início e fim das coletas de amostras para análise do plâncton associado aos ambientes recifais e bancos de rodólitos. CF: análises da comunidade do pico e nano microfitoplâncton e bacterioplâncton heterotrófico por citometria de fluxo; IDF: análises de amostras do plâncton por imageamento diâmico em fluxo; Mi: análises do plâncton por técnicas tradicionais de microscopia invertida; PC: análise por espectrofluorimetria de pigmentos clorofilianos e seus produtos de degradação. .... | 738 |
| Quadro 8: Temporalidade das amostragens flora associada à rodólitos. ....   | 775 |
| Quadro 9: Temporalidade de coletas da fauna associada à rodólitos. ....   | 780 |
| Quadro 10: Panorama das amostragens de cobertura bentônica e inventário florístico nos recifes costeiros da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (Área D). ....   | 811 |
| Quadro 11: Relação das 7 campanhas com datas de início e fim das coletas de amostras para análise de variáveis acerca da saúde de corais. A área geográfica amostrada está indicada. DZ: quantificação da densidade de zooxantelas por área de coral; determinação da morfologia de zooxantelas associadas a corais; PC: quantificação de pigmentos clorofilianos por área de coral; FB: obtenção de variáveis de fotobiologia dos corais; GEN: caracterização genética de zooxantelas. ....  | 862 |
| Quadro 12: Temporalidade, localização das coletas e análises de integridade celular de macroalgas das áreas A (Abrolhos), B (Recifes Esquecidos) e D (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz). ..   | 882 |
| Quadro 13: Características das estruturas celulares que representam dano ou integridade celular. ....   | 883 |
| Quadro 14: Amostragens das CAUs no âmbito do PMBA e dados pretéritos (PELD 2018-2019). ....   | 916 |

Quadro 15. Componentes isotópicos usados para o cálculo das equações de mistura. EC, RD e RJ foram usados para a modelagem das amostras dos arcos Interno e Intermediário, enquanto BA, ED e RJ foram usados para modelagem das amostras do Arco Externo. ....995

## 1 INTRODUÇÃO AMBIENTE MARINHO

A área de atuação do monitoramento no ambiente marinho, ao longo destes 3 anos do PMBA (2018 – 2021), compreendeu a região da plataforma continental que se estende desde o município de Guarapari/ES até o Parque Nacional Marinho de Abrolhos/BA. Foram realizadas coletas de amostras de água do mar, sedimentos e organismos, a depender dos subprojetos, nos seguintes locais: Guarapari, Vitória, APA Costa das Algas, REVIS de Santa Cruz, foz do rio Doce, Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra, Itaúnas, Mucuri e região de Abrolhos.

Nas amostras coletadas no Ambiente Marinho são geradas informações quanto ao sinal da presença do rejeito de mineração; mapeamento do fundo marinho; correntes marinhas e ondas; qualidade da água e dos sedimentos; efeitos ecotoxicológicos e alterações nos organismos; populações e comunidades biológicas, tais como o plâncton, bentos, macroalgas, recifes de corais, peixes (estuarinos, costeiros e recifais), cetáceos (golfinhos e baleias), tartarugas e aves marinhas.

Os resultados obtidos pelos Anexos, e seus respectivos Subprojetos, que contemplam o monitoramento do Ambiente Marinho são apresentados em uma sequência em que foram levados em consideração as matrizes ambientais analisadas e os diferentes níveis tróficos, seguindo dos parâmetros abióticos para os bióticos, e da base da cadeia trófica para os organismos de topo de cadeia. A sequência de apresentação é: Mapeamento de Habitat (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Modelagem numérica (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Sedimentologia (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Hidrogeoquímica (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Fitoplâncton (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Zooplâncton (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Ictioplâncton (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Bentos de Fundo Inconsolidado (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Fundos Recifais, Rodólitos e Macroalgas (Subprojeto do Anexo 3 Marinho); Sedimentação em Abrolhos (Anexo 8); Ictiofauna e Carcinofauna (Anexo 7 Marinho); Megafauna (Anexo 6) e Ecotoxicologia (Anexo 1).

Cabe ressaltar que devido à pandemia da COVID-19, não foi realizada amostragem durante o período de ago/set 2020 (período seco), levando assim a uma lacuna nos dados do PMBA/Fest-RRDM.

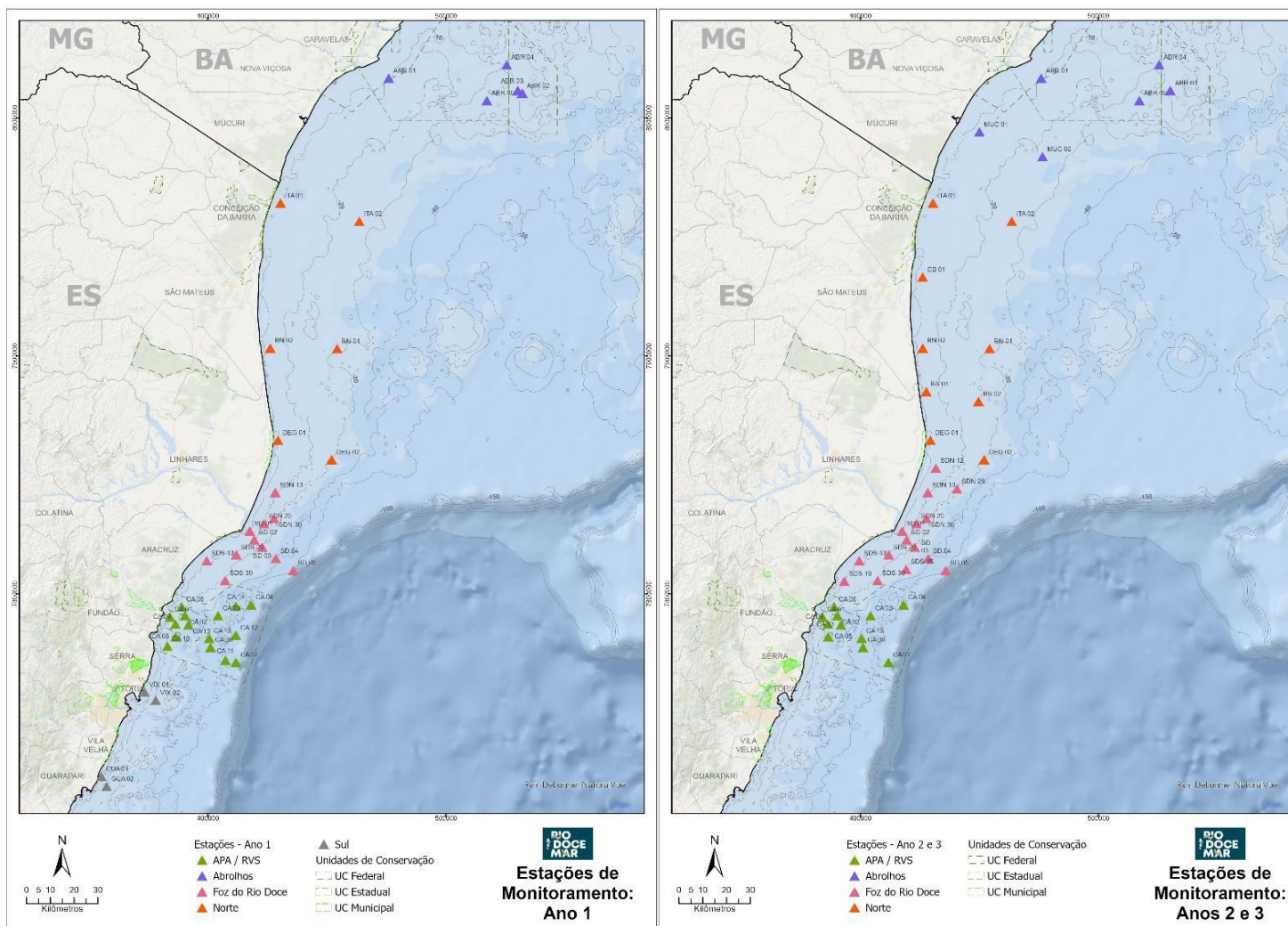
A seguir é apresentada uma breve descrição quanto às frequências e malhas amostrais dos Anexos, e seus respectivos Subprojetos, que compõem o monitoramento do Ambiente Marinho. Maiores detalhes sobre a malha amostral, como mapas por exemplo, e quanto aos métodos de coleta e análises podem ser consultados nos Materiais Suplementares, os quais encontram-se devidamente identificados no Item Sumário Executivo do presente relatório.

O Anexo 3 – Monitoramento Marinho é composto por 9 Subprojetos, sendo que para a coleta de amostras dos subprojetos Sedimentologia, Hidrogeoquímica, Bentos de Fundo Inconsolidado, Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, além da perfilagem de CTD da Modelagem Numérica, é utilizada a mesma embarcação e malha amostral, ou seja, a amostragem é realizada simultaneamente. Devido a estas características de coleta e malha amostral, estes subprojetos são chamados de “Marinho Integrado”. Ressalta-se que para estes subprojetos, entre o Ano 1 e os Anos 2 e 3 do

monitoramento, no chamado Período de Transição do monitoramento, houve a readequação de malha amostral para alguns subprojetos, onde foram excluídas as localidades de Guarapari e Vitória, além de ter sido realizada uma redução do número de estações amostrais na APA Costa das Algas, REVIS de Santa Cruz e PARNAM de Abrolhos, com consequente aumento do número de estações amostrais na foz do rio Doce, bem como a inserção de novas estações amostrais nas seguintes localidades: Barra Seca, Conceição da Barra e Mucuri. Neste caso, os mapas amostrais referentes ao Ano 1 e aos dois anos seguintes do monitoramento (Anos 2 e 3) são apresentados na Figura 1, uma vez que estas alterações na malha amostral não constam no Protocolo de Coleta.

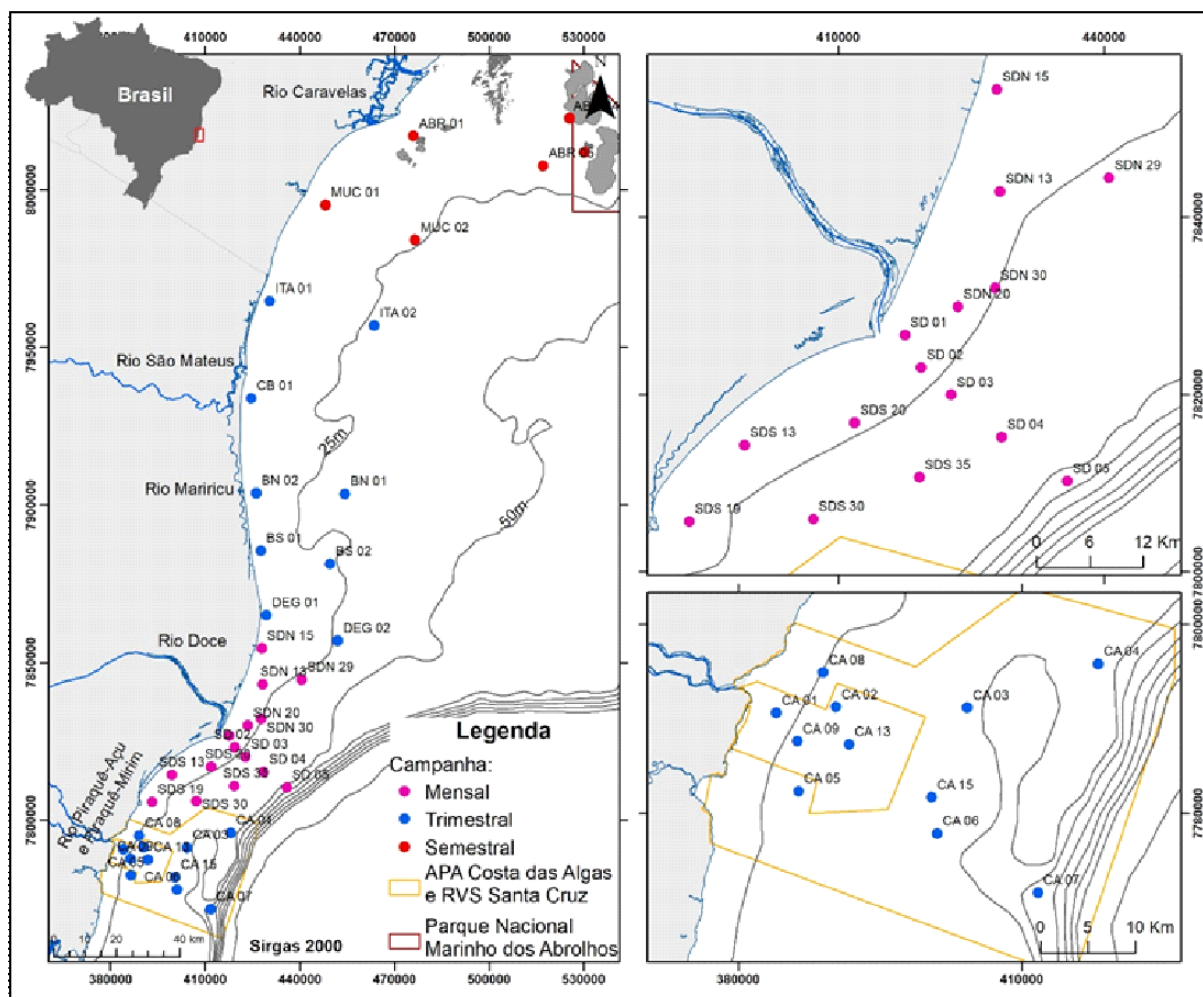


Figura 1: Mapa de localização dos pontos amostrais da região monitorada pelo “Marinho Integrado” no Ano 1 (à esquerda) e nos Anos 2 e 3 (à direita).



A frequência de amostragem depende do objetivo proposto em cada estudo realizado no “Marinho Integrado”, tendo sido realizadas coletas mensais (Setor Foz), trimestrais (Setor APA/RVS, Setor Foz e Setor Norte) e semestrais (toda a malha amostral), conforme as variáveis ambientais que foram abordadas (Figura 2).

Figura 2: Mapa de frequência e malha amostrais da região monitorada pelo “Marinho Integrado”. Destaca-se que as estações amostradas apresentam coloração de acordo com sua frequência amostral. As linhas batimétricas também são apresentadas no mapa.



Para o subprojeto Modelagem numérica, além dos perfis de CTD realizados na malha amostral do “Marinho Integrado”, como descrito acima, também são apresentados os resultados de sensoriamento remoto e de 4 fundeios realizados para obtenção de dados contínuos, sendo que o fundeio 1 está localizado no setor APA/REVIS, os fundeios 2 e 3 no setor Foz, e o fundeio 4 no setor Norte.

O mapeamento de *habitat* se refere ao mapeamento morfológico e faciológico do fundo marinho, relacionando a variabilidade dos tipos de fundo à ocorrência e distribuição de comunidades bentônicas. A investigação referente à indicadores de integridade e extensão dos *habitat* bentônicos, bem como do acúmulo de rejeito no fundo marinho ocorreu através do levantamento acústico com coleta de verdades de campo (imagens de *dropcameras*) e a partir de coleta de testemunhos, visando definir a espessura de material acumulado. Os resultados são apresentados seguindo os setores onde o estudo é

desenvolvido: APA, Foz do Rio Doce e Norte. Vale lembrar ainda que o estudo de integridade dos *habitat* e análise mineralógica, sedimentológica e geoquímica em testemunhos não têm um caráter temporal e sim espacial.

O monitoramento dos Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas contempla amostragens trimestrais e semestrais nos pontos estabelecidos. Ao longo do monitoramento foram realizadas amostragens qualitativas de variáveis abióticas em água e sedimentos, imageamentos do fundo, coletas de plâncton, coletas de amostras de rodolitos, coletas de macroalgas, amostragens com estruturas artificiais de colonização (CAUS), amostragens visando acessar a fotobiologia de diversas espécies de corais, estudos de assinaturas do rompimento da barragem em partículas sedimentares, estudos da integridade celular de macroalgas, estimativas de taxas de crescimento de corais e algas coralináceas e produção de cadernos temáticos.

O programa de trabalho desenvolvido pelo Anexo 8 (Sedimentação em Abrolhos) trata do monitoramento sedimentológico oceânico na região do Parque Nacional Marinho (PARNAM) dos Abrolhos-BA e Porto Seguro-BA, tendo em vista a sua importância ecológica e ao risco de dano ambiental associado aos rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão. As amostragens são passivas e realizadas através de uma rede de armadilhas de sedimentos, tendo como base metodológica as análises da presença de isótopos radiogênicos de Sr e Nd (considerados aqui como traçadores dos sedimentos ligados aos rejeitos da Samarco Mineração, a mineralogia e a química dos sedimentos. O estudo é complementado com dados de sensores de satélite e dados meteorológicos locais e regionais. As campanhas do Anexo 8 em Abrolhos estão previstas para serem bimensais. Durante o período de pandemia, em função da COVID-19, o resgate das amostras no PARNAM de Abrolhos só foi possível mediante uma autorização especial do ICMBio, sob orientação da coordenação do referido parque. Com o objetivo de monitorar diversos aspectos ecológicos da ictiofauna estuarina/marinha e recifal, e da carcinofauna estuarina/marinha após o rompimento da barragem de Fundão (Mariana/MG), o Anexo 7 monitora pontos de amostragem distribuídos ao longo da costa. Os pontos foram distribuídos entre o sul da Bahia (Caravelas), incluindo Abrolhos, e a região centro-norte do Espírito Santo (até Aracruz). Esta amostragem visou abranger a área atingida diretamente pela lama de rejeito de minério de ferro (estuário Rio Doce e área marinha adjacente) e áreas consideradas como referência, que sofreram menor impacto do rejeito.

Além do Rio Doce (município de Linhares/ES, distrito de Regência) e área marinha adjacente, a ictiofauna e carcinofauna estuarinas/marinhas foram estudadas nos estuários dos rios Caravelas (Caravelas/BA), São Mateus (Conceição da Barra/ES), Ipiranga (São Mateus/ES, distrito de Urussuquara) e Piraquê-Açu (Aracruz/ES, distrito de Santa Cruz). Visando descrever o recrutamento larval de peixes estuarinos foram utilizadas as mesmas regiões amostradas para a ictiofauna e carcinofauna de substratos inconsolidados, com exceção dos rios Ipiranga e Caravelas que foram substituídos pelo rio Piraquê-Açu e rio Mucuri, respectivamente, devido à profundidade de operação das armadilhas luminosas, sendo ao total quatro estuários (Rio Doce, Rio Piraquê-Açu, Rio São Mateus e Rio Mucuri). Em contrapartida, as amostragens do monitoramento referentes ao recrutamento larval

de peixes recifais foram realizadas de forma concomitante com as saídas de censo visuais em quatro localidades: (Recifes de Coroa Vermelha e Nova Viçosa denominado como “Cassurubá”; (Parcel das Paredes; Arquipélago dos Abrolhos e Parcel dos Abrolhos.

O estudo de telemetria de peixes estuarinos/marinhos foi desenvolvido nos estuários dos Rios Doce e São Mateus e áreas marinhas adjacentes. Para as análises de microquímica de otólitos, os exemplares de peixes são provenientes tanto das coletas utilizadas para os estudos da ictiofauna e carcinofauna estuarinas/marinhas, quanto de aquisição em peixarias de quatro estuários amostrados: Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Doce.

Os estudos de genética de populações foram realizados coletando-se amostras de peixes recifais e estuarinos. Para os peixes estuarinos as amostras foram coletadas concomitantemente com as campanhas dos estudos de ictiofauna e carcinofauna estuarinas/marinhas, no: Rio Caravelas, Rio Doce, Rio Ipiranga e Rio São Mateus. Para os peixes recifais foram delimitadas quatro áreas ao longo da área de abrangência do PMBA/Fest-RRDM sendo: A1 -Norte de Abrolhos e Royal Charlotte, A2 - Sul do banco de Abrolhos, A3 - Plataforma estreita entre Linhares e Piúma, A4 - Marataízes e norte do RJ.

Visando os estudos de censo visual, as localidades foram amostradas e classificadas segundo a sua distância da foz do Rio Doce utilizando um desenho de impacto *beyond-BACI* (*Before After Control Impact*). A área de estudo contém cinco localidades: APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz, Recifes Esquecidos, Recifes da RESEX Cassurubá (Recifes de Sebastião Gomes, Coroa Vermelha e Nova Viçosa); Parcel das Paredes e o PARNA Abrolhos. Já o estudo de telemetria de peixes recifais, a área de amostragem e monitoramento se restringe ao PARNAM dos Abrolhos.

O Subprojeto Cetáceos do Anexo 6 Megafauna realiza diversas análises em golfinhos que utilizam a região costeira potencialmente afetada pelo aporte de rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão.

A espécie *Sotalia guianensis* está sendo avaliada quanto ao uso do *habitat* na região de influência do Rio Doce e do Rio Piraquê-Açu para verificar como essa espécie, representante de topo de cadeia trófica e já ameaçada de extinção (“Vulnerável”), está utilizando a área afetada pelo rejeito oriundo do rompimento da Barragem de Fundão. Para isso, estão sendo realizados monitoramentos por meio de embarque e pontos fixos. O período de realização dos monitoramentos foi entre out/2018 e set/2021. Entretanto, devido à pandemia da COVID-19, houve uma paralisação das atividades entre a segunda quinzena de março e o mês de dezembro de 2020. O monitoramento embarcado abrange a região ao sul da foz do Rio Doce até o Rio Piraquê-Açu e a região ao norte da foz do Rio Doce, até Povoação em Linhares, atingindo a isóbata de 27 m. O embarque tem frequência mensal (dois dias por mês), com cerca de 12 h de duração de monitoramento/dia. O monitoramento por pontos fixos é realizado em Regência, com um ponto na foz do Rio Doce (A) e outro na Praia de Regência (B), e em Aracruz, com um ponto na foz do Rio Piraquê-Açu (A) e outro na Praia da Sauna (B). A frequência de amostragem

dos pontos fixos foi semanal (dois dias por semana), com 5 h de duração em cada um dos pontos, totalizando assim 10 h de monitoramento/dia.

Além de avaliar o uso da área afetada, está sendo realizado o monitoramento dos encalhes de cetáceos ao longo de todo o litoral do Espírito Santo e a realização de necropsias para se determinar o óbito e obter material biológico para realização de outras pesquisas. Os índices de causa da morte dos cetáceos examinados podem contribuir na avaliação de uma possível relação com o impacto ambiental do rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG. Cada cetáceo encalhado constitui uma unidade amostral e a amostragem avaliada envolve três períodos: fase Pretérita, que foi pré-rompimento da barragem de Fundão (antes de 2015); Pré-PMBA/Fest-RRDM (de 2015 a 2018); e durante o PMBA/Fest-RRDM (set/2018-set/2021).

Cada unidade amostral de encalhe foi considerada no PMBA/Fest-RRDM como potencial indicador da qualidade ambiental e seus tecidos (amostras de músculo, fígado, rins, gordura, ossos) estão sendo utilizados para análises de avaliação de saúde e aspectos populacionais: histopatologia, microbiologia e patógenos, contaminantes, organoclorados, organobromados, HPAs, isótopos estáveis, estrutura etária e reprodução e índices de diversidade e estruturação genética. Dentre as espécies avaliadas destacam-se duas ameaçadas de extinção: *Pontoporia blainvillei* (toninha) e *Sotalia guianensis* (boto-cinza). Além das avaliações dos aspectos de saúde e ecológicos dos cetáceos, foi realizada uma avaliação sobre a interação de cetáceos com a pesca. Durante o Ano 1 foi realizado monitoramento da pesca em 6 comunidades, através de entrevistas durante o desembarque pesqueiro. Nesta fase, os dados eram voltados para a atividade da pesca, tipos de equipamentos e interação com cetáceos. No Ano 2, em função da pandemia da COVID-19 e também do pedido de autorização do conselho de ética, não houve atividade de campo. Durante o Ano 3, foram entrevistados 94 membros das mesmas 6 comunidades para avaliar sua percepção do impacto do rompimento da barragem sobre a atividade pesqueira.

As amostragens do Subprojeto Aves envolveram coleta de dados e amostras na foz do Rio Doce e adjacências, bem como no arquipélago de Abrolhos, na ilha da Trindade e nas ilhas costeiras do Espírito Santo. Dados sobre distribuição espacial foram obtidos através de contagens de aves em trechos de praia ao norte e ao sul da foz do Rio Doce, e em transecções embarcadas na plataforma continental ao norte e ao sul da foz do Rio Doce, contemplando a flutuação sazonal no uso de tais áreas pelas aves. Adicionalmente, a identificação de áreas de forrageio de *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus* foi estimada com rastreadores remotos fixados em aves que se reproduzem em Abrolhos, de *Pterodroma arminjoniana* através de aves equipadas na ilha da Trindade, e de *Thalassarche chlororhynchos* através de aves capturadas e equipadas no mar, na costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro. As atividades de rastreamento remoto em Abrolhos e Trindade foram realizadas no período de reprodução das espécies, com especial foco no período pós-eclosão dos ovos. Para as quatro espécies também foram coletadas amostras biológicas para análises de elementos traço, isótopos estáveis, genéticas e de saúde, levando-se em consideração a atividade reprodutiva e os períodos seco e chuvoso. Adicionalmente, *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus* foram monitorados quinzenalmente



em Abrolhos em relação à atividade reprodutiva e, anualmente, em relação ao tamanho populacional, o que foi viabilizado através de parceria estabelecida com o PARNAM dos Abrolhos (ICMBio), através do seu Programa de Monitoramento de Aves Marinhas. Anualmente, também foi realizada a contabilização de *Sterna hirundinacea* nas colônias localizadas nas ilhas costeiras do Espírito Santo. Por fim, a análise de aves encalhadas contemplou todo o período com dados disponíveis na plataforma SIMBA (PMP-BS). Com relação a tartarugas marinhas, durante os 3 anos do PMBA/Fest-RRDM, três espécies foram avaliadas quanto à diversidade genética e saúde, sendo elas: fêmeas de *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) em período reprodutivo e juvenis de *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) em campanhas de períodos secos e chuvosos a cada ano. Áreas impactadas do Espírito Santo (ES): Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas; e não-impactadas na Bahia (BA): Praia do Forte, Arembepe e Coroa Vermelha, foram comparadas para os parâmetros estudados. Quando possível, dados genéticos e de saúde pretéritos foram utilizados nas comparações por meio de trabalhos já publicados na literatura, amostras coletadas em momentos anteriores ao rompimento da barragem de Fundão e/ou doadas por meio de parcerias acadêmico-científicas.

O Subprojeto de Sobrevoos e Bioacústica do Anexo 6 - Megafauna visa identificar áreas críticas e vulneráveis para a megafauna marinha, de acordo com sua presença e uso dos *habitat* e usando tecnologias inovadoras, permitindo fornecer elementos para avaliação do impacto do rompimento da barragem de Fundão, bem como a definição de áreas propícias para ações de conservação e recuperação.

O dronemonitoramento ocorreu ao longo de 3 anos, de forma mensal e sistemática. Durante esse período, foram realizados no total 1.010 voos. A amostragem foi concentrada na foz do Rio Doce, com dois pontos de decolagem localizados na praia de Regência, e na REBIO de Comboios, ambos em Linhares/ES; além de um ponto considerado controle, na Praia de Coqueiral, na foz do Rio Piraquê-Açu, em Aracruz. As coletas do Ano 1 foram realizadas entre jan-dez/2019. As coletas do Ano 2 foram realizadas de jan-mar/2020 e as do Ano 3 de jan-set/2021. Para a análise dos dados, os meses foram agrupados em trimestres.

Ao longo dos 3 anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM (2019-2021) foram realizadas 5 campanhas de sobrevoos tripulados, sendo 2 delas durante o Ano 1 (períodos chuvoso e seco), 1 delas durante o Ano 2 (período chuvoso) e 2 delas durante o Ano 3 (períodos chuvoso e seco). O principal objetivo foi avaliar a distribuição e a densidade da megafauna marinha, com ênfase na toninha (*Pontoporia blainvillei*), em áreas potencialmente impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão na foz do Rio Doce e áreas protegidas adjacentes (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz). Os sobrevoos foram realizados na região litorânea do Espírito Santo, entre os municípios de Guarapari (20.651°S; 40.506°W) e Itaúnas (18.404°S; 39.504°W) dentro da plataforma continental.

As etapas de campo subprojeto Bioacústica do Anexo 6 - Megafauna ocorreram entre a cidade de Vitória/ES (7752067,98 m; 360001,72 m) e o limite norte do estado do Espírito Santo (7972252,32 m; 429613,26 m). Foram percorridos trechos ao redor da foz do Rio Doce, abrangendo áreas marinhas costeiras e oceânicas adjacentes, incluindo REBIO de Comboios, APA Costa das Algas e REVIS de



Santa Cruz. As áreas foram percorridas através de transectos em zig-zag, exceto quando as condições ambientais não estavam favoráveis para a embarcação à vela seguir este desenho, e os registros acústicos ocorreram continuamente nos períodos diurno e noturno. As coletas de dados referentes ao Ano 1 ocorreram entre os meses de fev-mai/2019, sendo realizadas 14 campanhas. Para o Ano 2, as coletas ocorreram entre os meses de dez/2019 a mar/2020, totalizando 10 campanhas. Já para o Ano 3, as coletas ocorreram em jan, abr, mai/2021, nos quais foram realizadas 7 campanhas de coleta de dados.

O monitoramento ecotoxicológico do ambiente marinho realizado pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM teve como principal objetivo avaliar, de forma espacial e temporal, como a contaminação ambiental oriunda do rompimento da barragem está afetando a saúde de organismos aquáticos que habitam a região marinha adjacente ao Rio Doce. Para tanto, o monitoramento considerou, principalmente, quatro abordagens complementares: (1) análise da concentração de metais e arsênio (As) em amostras de água, sedimento e biota; (2) análise de respostas biológicas em organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, através da avaliação de diferentes biomarcadores de exposição e efeito de contaminantes; (3) testes de toxicidade com amostras de água e sedimento; e (4) avaliação da abundância e diversidade da microbiota bacteriana presente na água, sedimento e corais. Seguindo o disposto no TR4, o Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM realizou seis campanhas com intervalos semestrais, sendo estas: Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período seco), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). A malha amostral marinha contemplou 25 estações amostrais, desde regiões próximas a Guarapari (ES) até o PARNAM dos Abrolhos (BA).

## 2 ANEXO 3 MARINHO

### 2.1 MAPEAMENTO DE HABITAT

#### 2.1.1 Considerações iniciais

Um dos pilares que justificam mapeamento de habitat é o fato de que variáveis abióticas, incluindo propriedades do fundo marinho e da coluna d'água, podem ser usadas como indicadores para a melhor compreensão de características ecológicas associadas (Brown et al, 2011; Harris and Baker, 2019). Nesse contexto, o mapeamento fornece informações importantes das quais podem ser extraídas características que permitem a aplicação de técnicas e ferramentas para contribuir com o planejamento espacial marinho (Brown et al, 2012; Novaczek et al, 2017), além de constituir uma base fundamental para avaliar e entender a potencial vulnerabilidade e os impactos ambientais frente a eventuais desastres naturais/antropogênicos.

A abordagem proposta neste relatório se sustenta em como o mapeamento de habitat em alta resolução pode ser aplicado em uma avaliação de vulnerabilidade e riscos, partindo desde a escolha das áreas mapeadas, envolvendo conhecimentos da literatura científica e dados produzidos durante os últimos 3 anos, e finalmente fornecendo resultados importantes que podem ser considerados em uma abordagem mais integrada na construção de índices de impacto para o ambiente marinho.

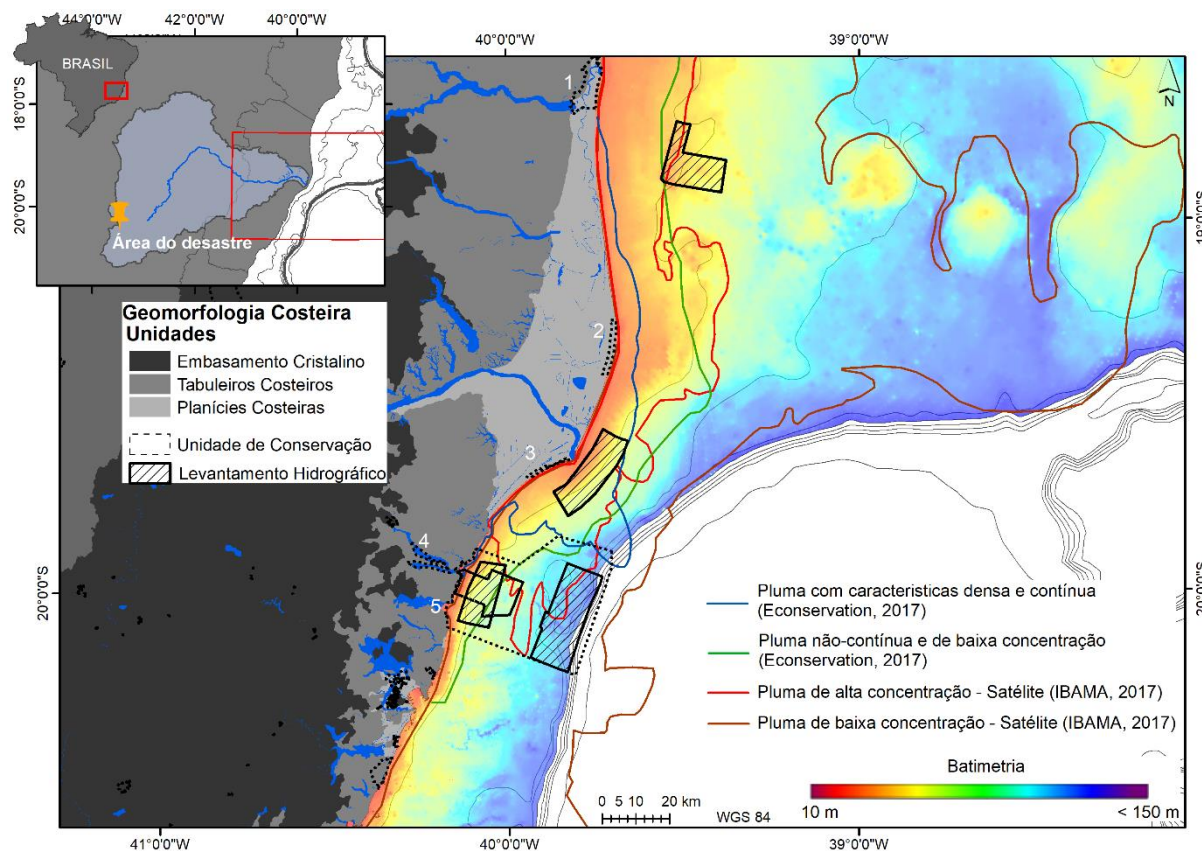
As informações referente à metodologia utilizada no Subprojeto Mapeamento de Habitat do Anexo 3 Marinho PMBA/Fest-RRDM encontra-se no *Material Suplementar A3MMhS1* do presente relatório.

#### 2.1.2 Contextualização da definição das áreas mapeadas

A delimitação das áreas para o mapeamento (Figura 3) levou em consideração, além da limitação temporal e financeira para os trabalhos, uma avaliação qualitativa baseada em atributos geomorfológicos e ecológicos do que já era conhecido em termos de morfologia e distribuição de sedimento na Plataforma Continental (Bastos et al., 2015; Vieira et al., 2019; Oliveira et al., 2020; Quaresma et al., 2021) e as principais atividades associadas ao uso da região marinha.

Outro fator considerado diz respeito aos resultados acerca da pluma de rejeitos obtidos a partir de sensoriamento remoto e observação direta por helicóptero, os quais indicaram uma dispersão por mais de 100 km ao norte e ao sul da desembocadura do Rio Doce (Econservation, 2017; IBAMA, 2017). Estudos de modelagem mostraram um alcance ainda mais amplo pela pluma (Magris et al, 2019), apesar de ainda haver discussões sobre a área realmente afetada (Rudorff et al, 2018).

Figura 3: Mapa batimétrico regional da área de estudo mostrando: (a) áreas hachuradas delimitam as áreas onde foi realizado o mapeamento de habitat; (b) distribuição das Unidades de Conservação (1- APA Conceição da Barra, 2 - Área de Interesse Ecológico Relevante Degredo, 3 - Reserva Biológica de Comboios, 4 - Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, 5 - Refúgio de Vida Silvestre - RVS Santa Cruz/ APA Costa das Algas; e (c) compilação da máxima dispersão da pluma do Rio Doce baseado em observação por helicóptero (Econservation, 2017) e imagens de satélite (IBAMA, 2017) para os primeiros dois anos após o rompimento da barragem.



Fonte: Autores

Assim, a análise combinando fatores como áreas diretamente impactadas pela chegada do rejeito, uso das áreas (pesca, recreacional e áreas de proteção ambiental), dispersão da pluma e contexto da geodiversidade, incluindo a complexidade morfológica e a distribuição de recifes e rodolitos, permitiram a definição de três áreas principais para o mapeamento em alta resolução e análise da vulnerabilidade: Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz/APA Costa das Algas (RVS-SC/APA-CA), Plataforma continental adjacente à desembocadura do Rio Doce e a região dos Recifes Esquecidos (Figura 3).

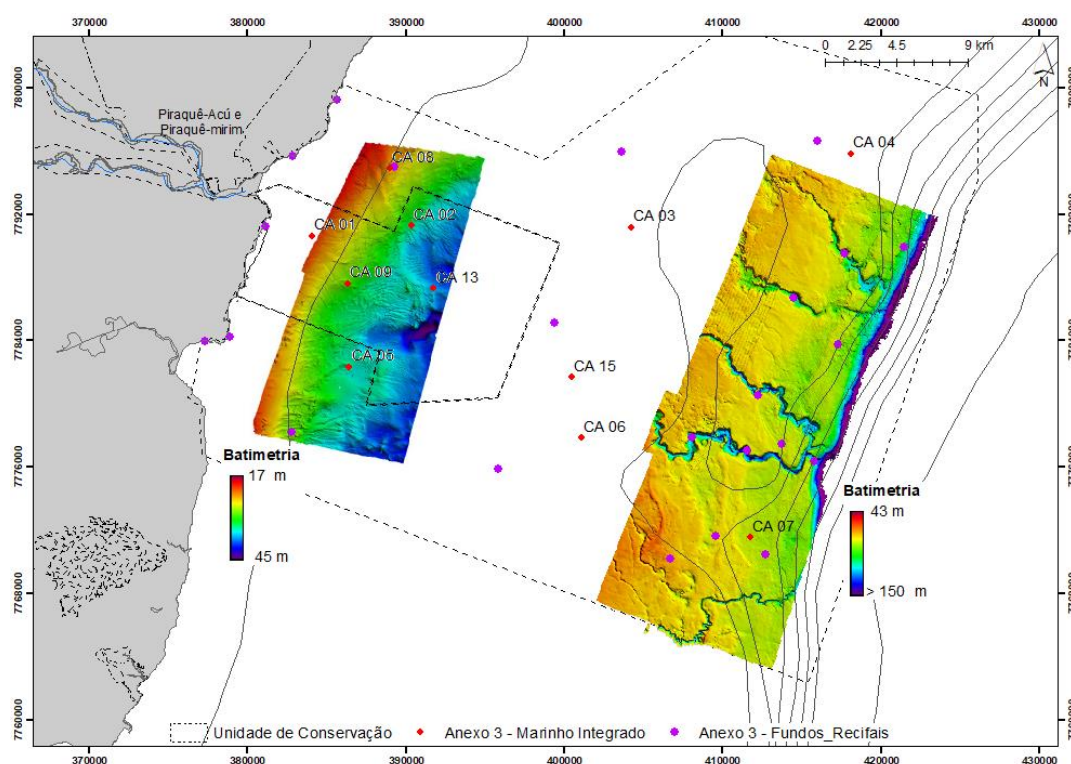
### 2.1.3 Resultados e Discussões

Primeiramente serão apresentados os resultados do mapeamento de habitat subdivididos em regiões, seguidos por uma análise conjunta da vulnerabilidade do ecossistema, e posteriormente os resultados obtidos dos testemunhos.

### 2.1.3.1 Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz/APA Costa das Algas (RVS-SC/APA-CA)

As duas áreas mapeadas (Figura 4) neste setor somam 510,5 km<sup>2</sup> de cobertura, com profundidades variando entre 17 m e 150 m. Foram adquiridos um total de 97 pontos de verdades de campo através de drop câmeras, sendo 46 deles na região da RVS-SC/APA-CA Rasa (A3MMhS2, Tabela 6 com as coordenadas dos pontos de coleta de imagens nesta região).

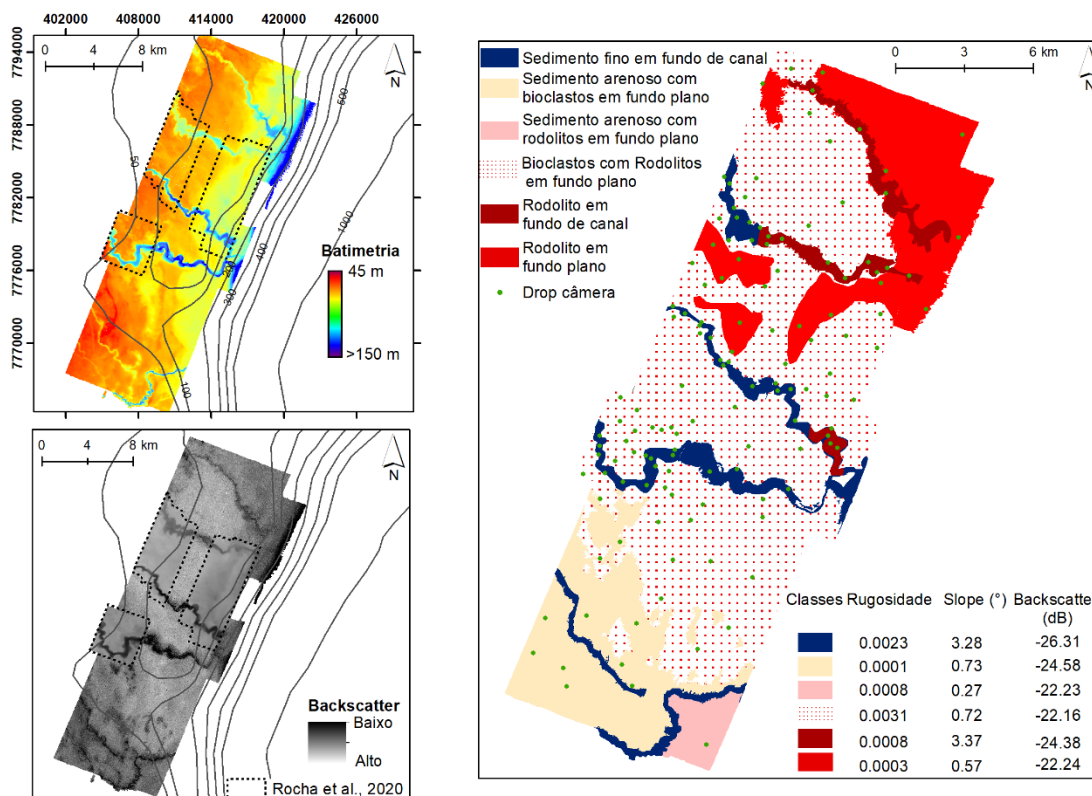
Figura 4: Batimetria realizada na região da RVS-SC/APA-CA, juntamente com os pontos do Anexo 3 - Marinho Integrado (em vermelho) e Fundos Recifais (em roxo).



Fonte: Autores

A região da APA-CA Profunda foi mapeada entre Janeiro/2019 a Julho/2019 (Ano 1), sendo que os principais resultados já foram apresentados no RT-19E\_A3M e resumidos na Figura 5.

Figura 5: No quadro superior esquerdo é apresentada a batimetria (em metros) da região APA-CA Profunda, representando as profundidades de acordo com a escala de cor. No quadro inferior esquerdo é mostrado o respectivo mosaico de intensidade de backscatter (em decibéis). No quadro a direita, o resultado final do mapeamento de habitat da referida região, gerado com a combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, juntamente com os pontos de drop câmeras.



Fonte: Autores

A área mapeada entre Março/2021 e Abril/2021 compreende a RVS-SC/APA-CA Rasa. Essa área passou a ser mapeada por concentrar mais pontos do Anexo 3 - Marinho Integrado e pontos do Anexo 3 - Fundos Recifais (Figura 6), além de figurar como uma área que esteve sensível à presença de uma pluma não contínua (Figura 3) e onde foram identificadas evidências de impacto relacionado ao rompimento da barragem (RA 2020).

Os resultados na APA-CA Profunda apontam para um complexo mosaico de habitat coforte influência da morfologia do fundo, indicando alta geodiversidade e complexidade morfológica, marcada pela presença de vale incisos e extensas regiões cobertas por fundos de rodolitos. Esse mosaico de habitat foi extensivamente descrito em relatórios anteriores. A área RVS-SC/APA-CA Rasa) é caracterizada por uma grande quantidade de formas de fundo e uma morfologia complexa e irregular, com áreas inclinadas e rugosas, conforme a segmentação e classificação de habitat produzida (Figura 6).

A Tabela 1 apresenta os resultados alcançados pela clusterização dos dados de sensoriamento remoto acústico. Observa-se de maneira geral que o backscatter foi o principal preditor para diferenciar as três primeiras classes (Fundo plano com sedimento inconsolidado fino, Fundo plano com sedimento



inconsolidado e bioclasto, e Fundo plano com sedimentos mistos), enquanto as derivadas da batimetria (inclinação e rugosidade) foram mais dissimilares para diferenciar as classes Fundo irregular com sedimentos mistos e Fundo íngreme e rugoso.

Figura 6: No quadro superior esquerdo é apresentada a batimetria (em metros) da região mapeada na RVS-SC/APA-CA Rasa. No quadro inferior esquerdo é mostrado o respectivo mosaico de intensidade de backscatter (em decibéis). No quadro a direita, o resultado final do mapeamento de habitat na referida região, gerado através da combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, juntamente com os pontos de drop câmeras.

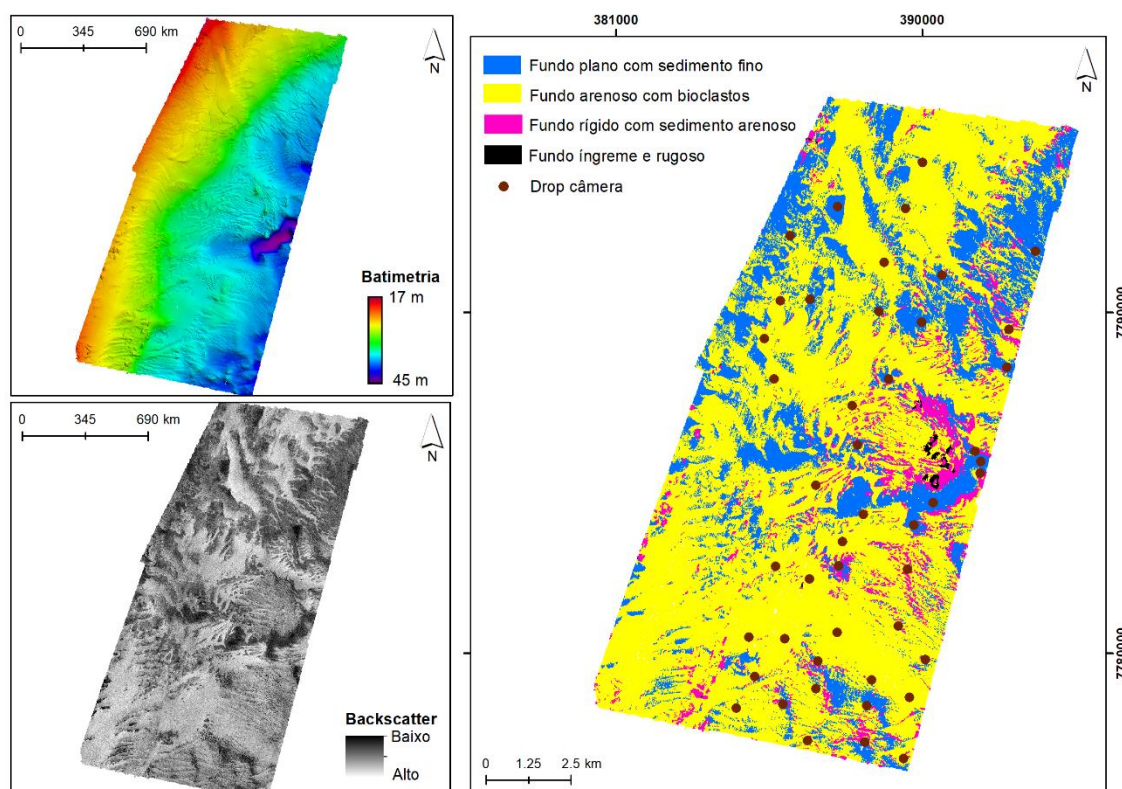


Tabela 1: Especificações dos clusters das camadas de sensoriamento remoto acústico usadas para definir as classes do Mapeamento de Habitat para a RVS-SC/APA-CA Rasa.

| Classes                            | Backscatter (dB) |               | Inclinação (°) |               | Rugosidade |               |
|------------------------------------|------------------|---------------|----------------|---------------|------------|---------------|
|                                    | Média            | Desvio Padrão | Média          | Desvio Padrão | Média      | Desvio Padrão |
| Fundo plano com sedimento fino     | -19.18           | 0.72          | 0.44           | 0.21          | 0.0000     | 0.0000        |
| Fundo arenoso bioclasto            | -14.85           | 0.59          | 0.36           | 0.16          | 0.0000     | 0.0001        |
| Fundo rígido com sedimento arenoso | -16.62           | 1.00          | 1.20           | 0.28          | 0.0001     | 0.0001        |
| Fundo íngreme e rugoso             | -16.16           | 1.04          | 5.21           | 0.88          | 0.0015     | 0.0013        |

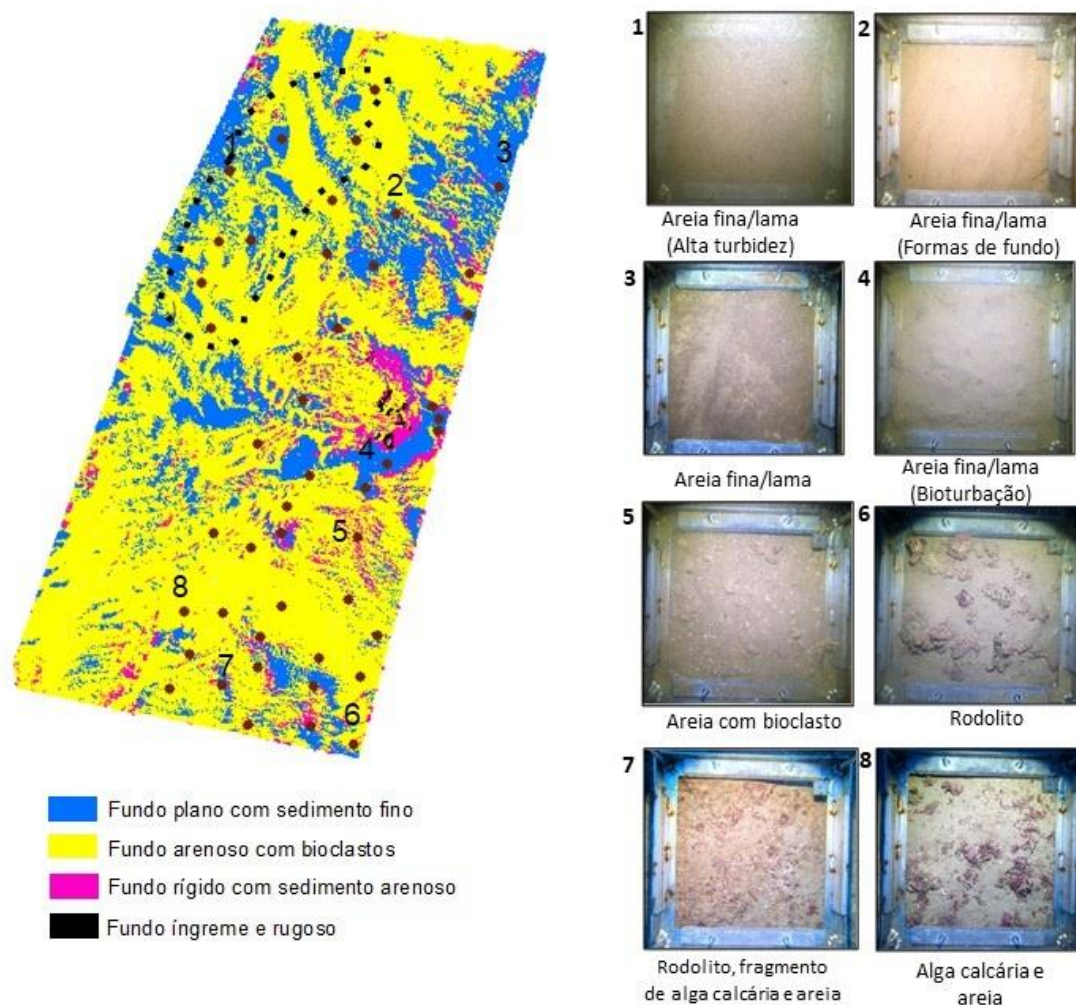
Fonte: Autores

Na Figura 7 estão exemplificadas algumas categorias de imagem inseridas nas referidas classes de habitat. Vale destacar a presença mais expressiva de sedimentos aparentemente mais finos no



polígono da RVS-SC/APA-CA Rasa, o que não havia sido observado anteriormente na APA-CA. Outra característica ambiental marcante revelada pelas verdades de campo foi uma indicação de uma constante atuação de ondas e correntes, conforme foi possível observar nas imagens da coluna d'água com elevada turbidez, e também na complexa configuração e quantidade de formas de fundo, reveladas na superfície batimétrica de alta resolução (Figura 6). Em termos gerais, a área RVS-SC/APA-CA Rasa apresenta uma região de transição onde a nordeste encontram-se fundos mais homogêneos, com sedimentos finos, imagens com bioturbação e formas de fundo e, a sudeste, um fundo muito mais heterogêneo, com maior diversidade faciológica (Figura 7).

Figura 7: Exemplos de imagens para as 5 categorias de verdades de campo na RVS-SC/APA-CA Rasa (Areia fina/ lama; Areia com bioclasto; Rodolito; Rodolito, fragmento de alga calcária e areia; e Alga calcária e areia). A área delimitada pelo polígono pontilhado no mapa representa os pontos onde as imagens foram prejudicadas devido à alta turbidez da água.



Fonte: Autores

A seguir uma breve descrição das classes de habitat e sua sobreposição com as categorias de verdades de campo:

**Fundo plano com sedimento fino:** classe com menor intensidade de backscatter ( $-19,18 \pm 0,72$  dB) representando um sedimento fino. Inclinação de  $0,44 \pm 0,21^\circ$ , ou seja, fundo mais plano. 80% das imagens subaquáticas coincidentes com essa classe foram da categoria Areia fina/lama, 10% foram Areia com bioclastos e os outros 10% restante foram Rodólitos, fragmentos de alga calcária e areia.

**Fundo arenoso com bioclasto:** classe com maior intensidade de backscatter ( $-14,85 \pm 0,59$  dB), indicando sedimentos mais grossos que a classe anterior. Os valores de inclinação ( $0,35 \pm 0,16^\circ$ ) também mostram um fundo plano.

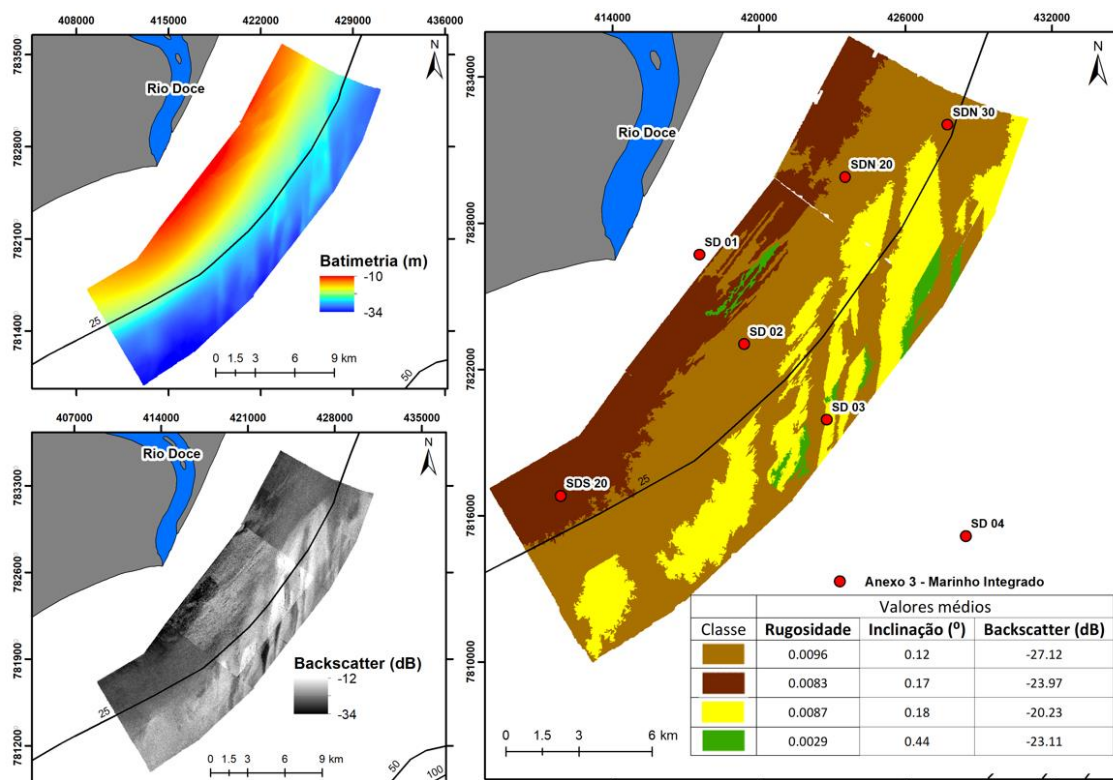
**Fundo rígido (rugoso) com sedimento arenoso:** classe com intensidade de backscatter intermediário ( $-16,62 \pm 1,00$  dB) e inclinação de  $1,20^\circ \pm 0,28$ . A rugosidade é mais expressiva apesar de um valor pequeno de  $0,0001 \pm 0,0001$ . Metade das imagens coincidentes são da categoria Areia com bioclastos e a outra metade de Areia fina/lama. Apesar das imagens de drop câmeras terem apenas mostrado fundos inconsolidados, alguns segmentos dessa classe parecem representar fundos rígidos, mas acabaram sendo agrupados com outros devido ao método de clusterização utilizado pelo modelo RSOBIA. Na região centro-leste da área mapeada, por exemplo, essa classe representa as paredes dos vales; já na região noroeste, algumas feições de textura rugosa observadas na superfície batimétrica sugerem a presença de lateritas.

**Fundo íngreme e rugoso:** classe com intensidade de backscatter intermediário ( $-16,16 \pm 1,04$  dB) e inclinação de  $5,21^\circ \pm 0,88$ , sendo a mais íngreme entre as classes. A rugosidade também é a mais expressiva apesar de um número baixo,  $0,0015 \pm 0,0013$ . Nenhum ponto de drop câmera coincidiu com essa classe.

#### 2.1.3.2 Plataforma Continental adjacente à Foz do Rio Doce

O mapeamento deste setor contabiliza 228 km<sup>2</sup> e cobre 5 pontos amostrais do Anexo 3 - Marinho Integrado (Figura 8). Os principais resultados foram apresentados no RT\_37\_RSE2021 tais como a presença de lama fluida (principalmente da parte rasa) e a alta mobilidade de fundo, caracterizada pela ressuspensão de sedimentos. As profundidades variaram entre 10 e 34 m, e os valores de backscatter são predominantes baixos na região mais rasa, enquanto maiores intensidades estão associadas às feições alongadas. Em geral, observa-se um habitat predominantemente lamoso, de morfologia plana e uma transição para um habitat arenoso com cristas e bancos oblíquos à linha de costa, predominantemente após a isóbata de 25 m. Escarpas e sulcos erosivos estão presentes tanto na região rasa, quanto nas mais profundas, revelando uma dinâmica sedimentar com transporte potencial dos sedimentos finos das regiões mais rasas para a mais profunda do lobo deltaico. O mapa de habitat mostra uma predominância de um **habitat lamoso** (classes marrons), de fundo plano, bem como um mergulho gentil do fundo marinho no sentido offshore. Além disso, um **habitat arenoso** (classe amarela) revela um fundo com morfologia de cristas ou bancos. A última classe (verde) delimita um habitat de **feições erosivas**, caracterizada pelos maiores valores de inclinação de fundo.

Figura 8: No quadro superior esquerdo é apresentado a batimetria representando as profundidades de acordo com a escala de cor. No quadro inferior esquerdo é mostrado o mosaico de backscatter de acordo com os valores em decibéis. No quadro à direita, o resultado final do mapeamento de habitat gerado com a combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, juntamente com os pontos do marinho integrado.



Fonte: Autores

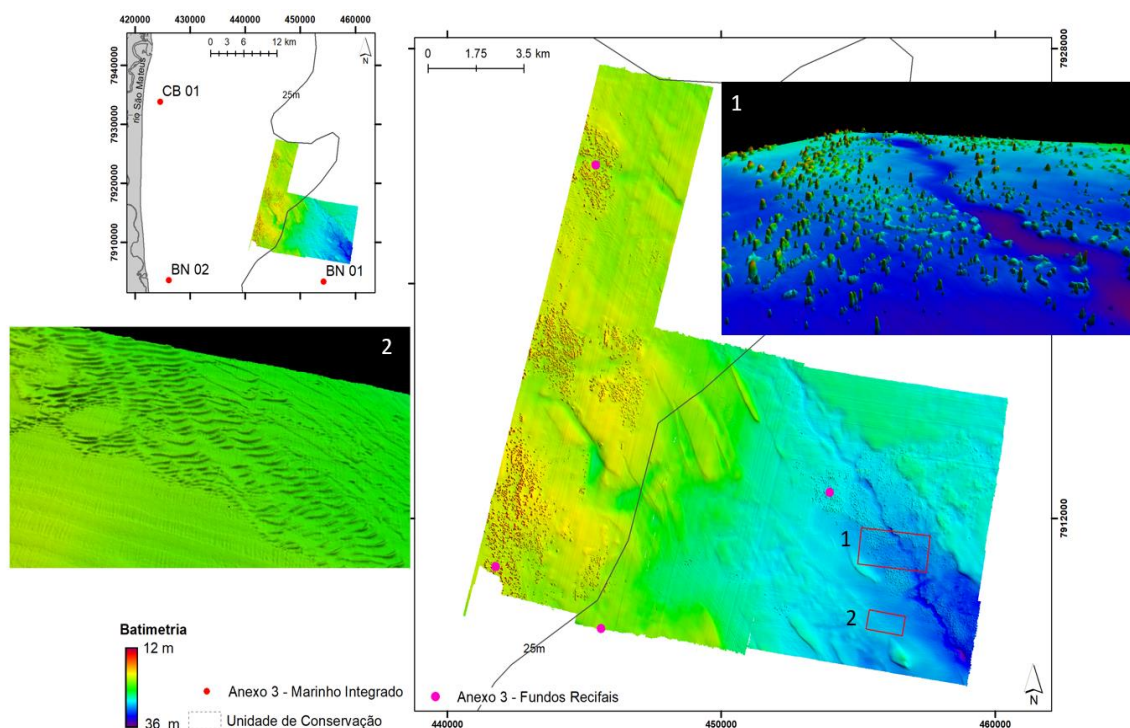
### 2.1.3.3 Região dos Recifes Esquecidos

A área mapeada neste setor soma 211 km<sup>2</sup>, com 201 pontos de imagens coletadas por drop câmeras (Figura 9), sendo 156 coletadas em 2021 (coordenadas podem ser verificadas no A3MMhS2, Tabela 7). A continuidade do mapeamento na região dos Recifes Esquecidos ocorreu entre janeiro/2021 e maio/2021, e segue mostrando uma região com alta complexidade do ecossistema. Mais de 3000 estruturas recifais já foram mapeadas nessa área e suas profundidades de topo variam entre 12 e 35 metros, com altura podendo alcançar até 12 metros. Esses números só reforçam a importância do mapeamento realizado até o momento devido, dentre outros fatores, à importância ecológica do habitat recifal.

A morfologia desta região se mostrou bastante heterogênea, além da presença das estruturas recifais, formas de fundo (*furrows*, bancos arenosos/dunas submersas e *ripples*/marcas de ondas) são marcantes, evidenciando uma dinâmica sedimentar relevante da região. Além disso, com a nova área mapeada foi possível observar a presença de vales incisivos com orientação aproximada SE-NO bem similar à apresentada pelos grupos de estruturas recifais. Algumas estruturas recifais se distribuem de maneira aproximadamente paralela às margens dos referidos vales incisivos. As formas de fundo

relativamente maiores apresentam uma distribuição de seus eixos maiores no mesmo sentido do referido alinhamento dos vales incisos e estruturas recifais. Este fato é um indicativo de que o transporte de sedimentos por carga de fundo, e até mesmo por suspensão, siga também esta orientação preferencial NO-SE (Figura 9).

Figura 9: Batimetria da região dos recifes esquecidos, em destaque: (1) região com estruturas recifais e paleocanal; (2) região com a presença de formas de fundo (dunas submersas, *ripples* e *furrows*).

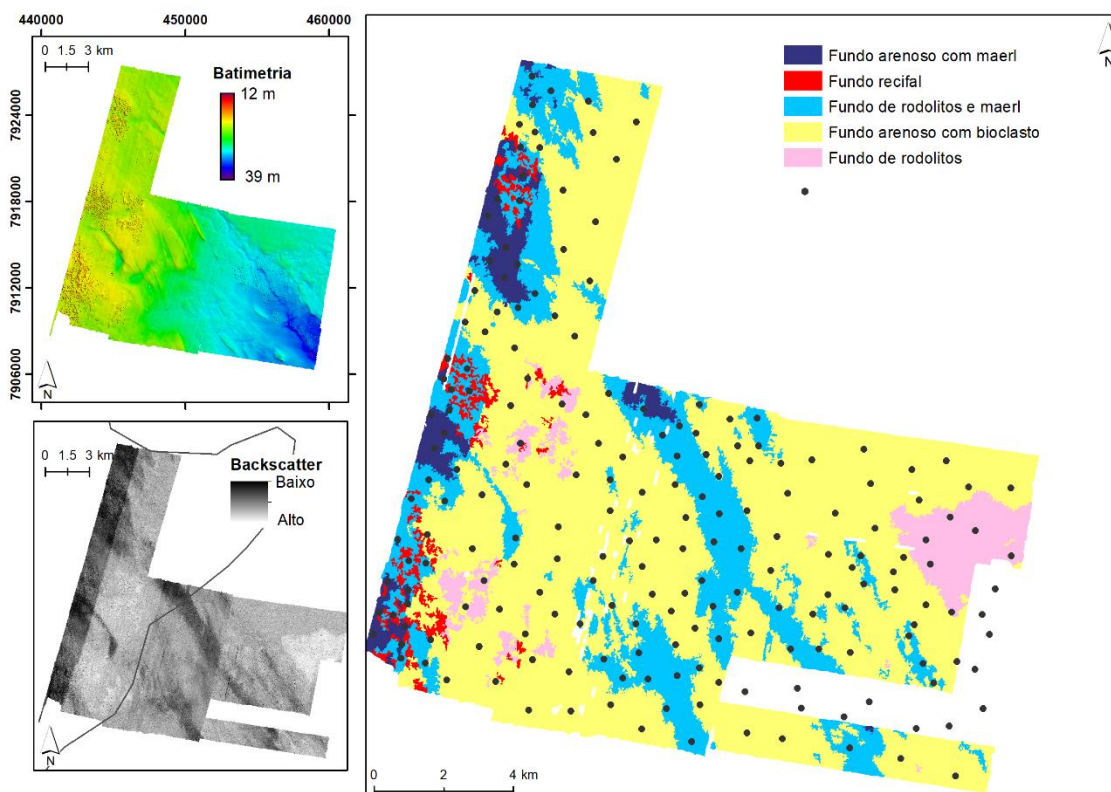


Fonte: Autores

Com base nos dados batimétricos e no mosaico de *backscatter*, foi gerada a segmentação e classificação de habitat (Figura 10). Como a área mapeada é muito maior quando comparada à área levantada no primeiro ano, a resolução da segmentação também precisou ser adequada por questões que envolvem tanto custo computacional como características do método estatístico empregado para a clusterização. Com isso, o produto gerado a partir da segmentação do RSobria ganhou informação em termos da distribuição espacial de habitat em uma escala maior, em detrimento do detalhamento na delimitação das estruturas recifais.



Figura 10: No quadro superior esquerdo é apresentada a batimetria (em metros) na região do Recifes Esquecidos. No quadro inferior esquerdo é mostrado o mosaico de intensidade de *backscatter* (alto e baixo). No quadro a direita, o resultado final do mapeamento de habitat na referida região, gerado com a combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, juntamente com os pontos de drop câmeras.



Fonte: Autores

A Tabela 2 apresenta os resultados alcançados pela clusterização dos dados de sensoriamento remoto acústico. Observa-se de maneira geral que o *backscatter* foi o principal preditor para a maioria das classes. Contudo, para a classe recifal, por exemplo, as derivadas da batimetria foram determinantes para segmentar separadamente esse tipo de fundo.

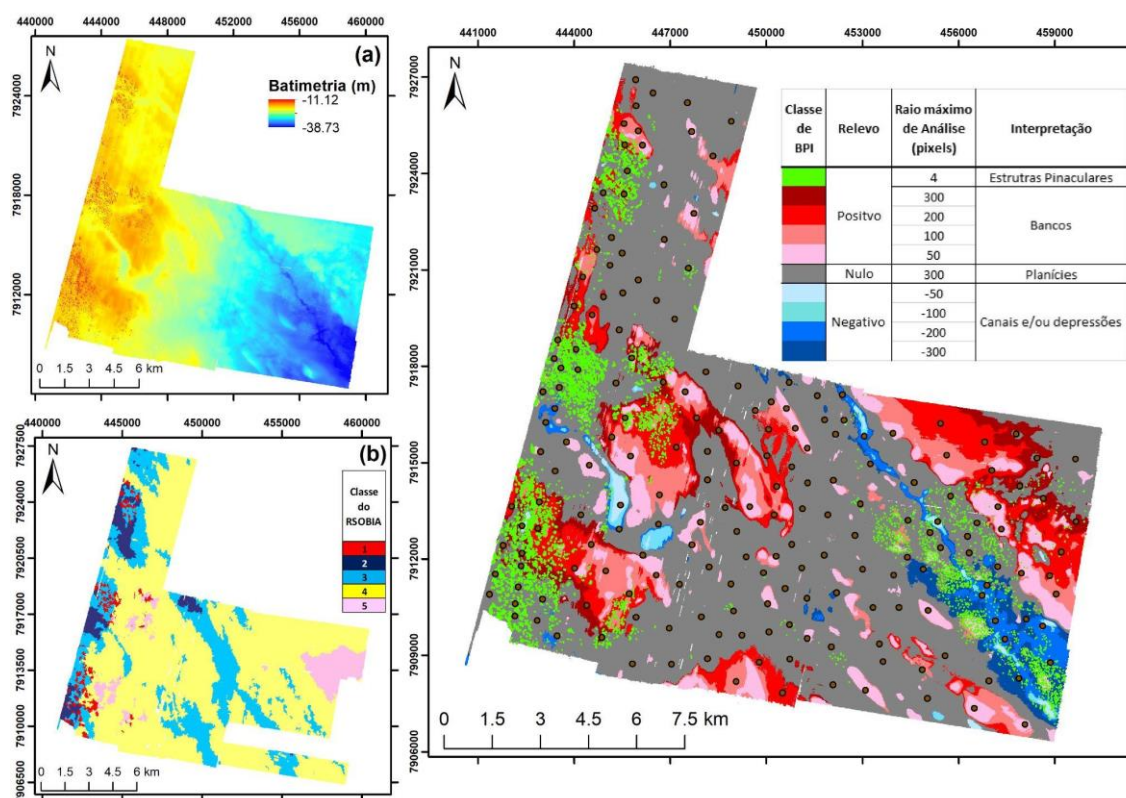
Tabela 2: Especificações dos clusters das camadas de sensoriamento remoto acústico usadas para definir as classes do Mapeamento de Habitat para os Recifes Esquecidos.

| Habitat                  | Backscatter |        |         |      | Inclinação (°) |       |         |      | Rugosidade |         |         |         | Área (km²) |
|--------------------------|-------------|--------|---------|------|----------------|-------|---------|------|------------|---------|---------|---------|------------|
|                          | Mín.        | Máx.   | Mediana | D.P. | Mín.           | Máx.  | Mediana | D.P. | Mín.       | Máx.    | Mediana | D.P.    |            |
| Recifal                  | -24.44      | -14.47 | -21.01  | 2.72 | 2.11           | 10.38 | 5.05    | 1.90 | 0.00086    | 0.06750 | 0.00476 | 0.01058 | 4.58       |
| Arenoso com maerl        | -25.22      | -21.58 | -23.81  | 0.84 | 0.06           | 4.42  | 0.43    | 0.99 | 0.00000    | 0.09453 | 0.00097 | 0.01236 | 7.95       |
| Arenoso com bioclastos   | -23.85      | -17.69 | -20.15  | 1.27 | 0.01           | 5.67  | 0.21    | 0.95 | 0.00000    | 0.25073 | 0.00002 | 0.01628 | 39.58      |
| Rodolitos com maerl      | -22.59      | -14.25 | -16.57  | 1.11 | 0.02           | 5.33  | 0.21    | 0.42 | 0.00000    | 0.18489 | 0.00001 | 0.01028 | 129.15     |
| Rodolitos em fundo plano | -14.88      | -13.25 | -13.84  | 0.36 | 0.13           | 1.89  | 0.53    | 0.40 | 0.00000    | 0.00667 | 0.00039 | 0.00129 | 11.92      |

Fonte: Autores

Considerando que os recifes mapeados compõem um dos habitat mais sensíveis no que tange ao monitoramento, foi realizada uma análise adicional (BPI - Bathymetric Position Index) para que estruturas recifais pudessem ser mais claramente representadas no mapa e classificadas adequadamente. O BPI analisa a elevação dos dados e compara com as células vizinhas na resolução configurada pelo analista, permitindo mapear tanto as feições de relevo positivo (estruturas pinaculares e bancos) como as de relevo negativo (vales incisos). A Figura 11 apresenta uma compilação mostrando, além da classificação do RSobria alcançada (Figura 11b), resultados do BPI. Dessa forma, é possível observar de maneira mais clara a quantidade bem como a distribuição espacial das estruturas recifais (estruturas pinaculares isoladas e bancos).

Figura 11: No quadro superior esquerdo (a) é apresentada a batimetria (em metros) na região do Recifes Esquecidos. No quadro inferior esquerdo (b) o resultado final do mapeamento de habitat na referida região, gerado com a combinação dos resultados da segmentação e classificação do fundo, a legenda é referente a Tabela 7. No quadro a direita, o resultado final da análise do BPI (Bathymetric Position Index).



Fonte: Autores

Com essa combinação de resultados obtidos a partir de duas ferramentas que analisam dados utilizando métodos e escalas distintas, foram sobrepostas as imagens de dropcameras para validação e realização da proposta final para a distribuição de habitat. A Tabela 3 apresenta o enquadramento das categorias das imagens dentro da proposta de classificação de habitat gerada para essa região.

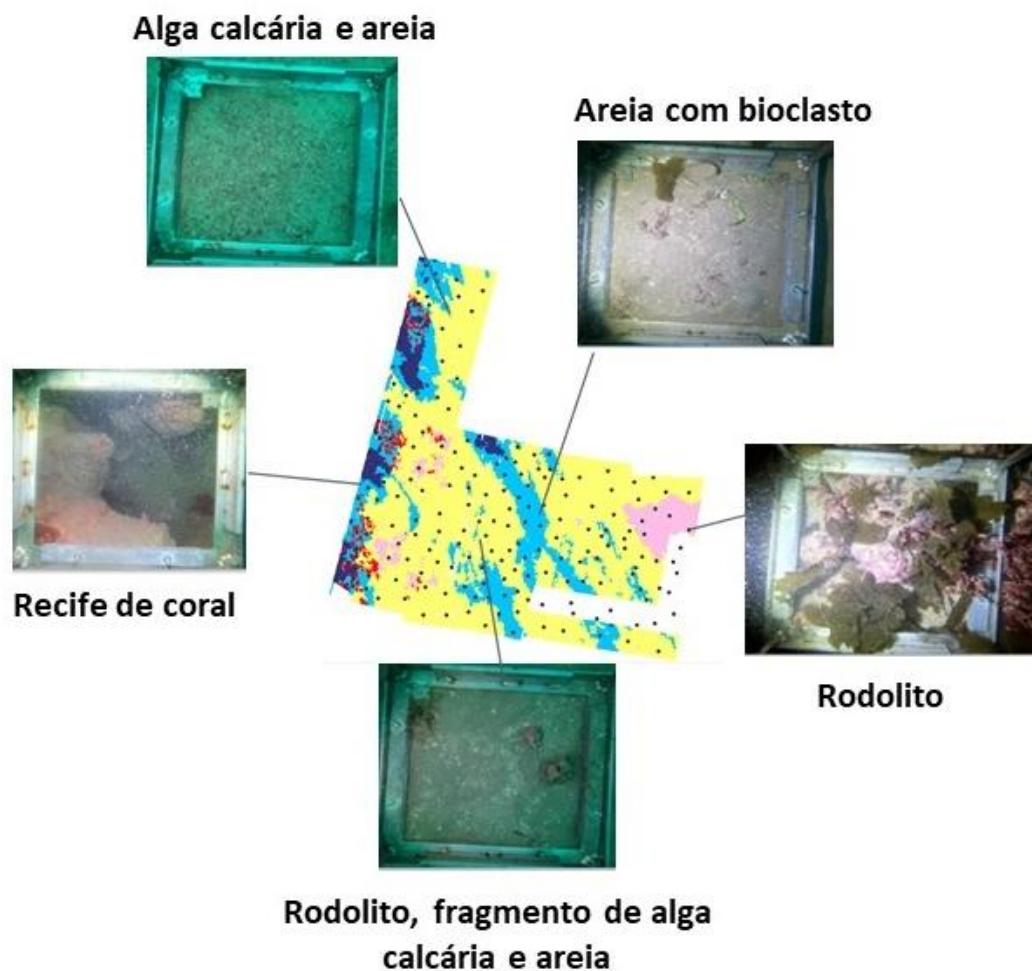


Tabela 3: Enquadramento das categorias das imagens dentro da proposta de classificação de habitat

|                      |                       | Habitat |                          |                        |   |   |
|----------------------|-----------------------|---------|--------------------------|------------------------|---|---|
|                      |                       | Recifal | Arenoso com <i>maerl</i> | Arenoso com bioclastos | Rodolitos com <i>maerl</i>                      | Rodolitos em fundo plano                        |
| Dropcam coincidentes | Total                 | 1       | 19                       | 52                     | 105   | 11  |
|                      | Categorias dominantes | 1ª      | Areia com bioclastos     | Alga calcária e areia  | Areia com bioclastos                            | Areia com bioclastos                            |
|                      |                       | Nº      | 1 (100%)                 | 18 (95%)               | 24 (46%)  | 35 (33%)  |
|                      |                       | 2ª      |                          | Recife de coral        | Alga calcária e areia                           | Rodolitos                                       |
|                      |                       | Nº      |                          | 1 (5%)                 | 14 (27%)  | 31 (30%)  |
|                      |                       | 3ª      |                          |                        | Rodolitos, fragmentos de alga calcária e, areia | Rodolitos, fragmentos de alga calcária e, areia |
|                      |                       | Nº      |                          |                        | 10 (19%)  | 28 (27%)  |
|                      |                       | 4ª      |                          |                        | Rodolitos                                       | Alga calcária e areia                           |
|                      |                       | Nº      |                          |                        | 4 (4%)  | 10 (10%)  |
|                      |                       | 5ª      |                          |                        |   | Recife de coral                                 |
|                      |                       | Nº      |                          |                        |   | 1 (1%)  |

No geral, observa-se a maior quantidade de imagens dentro da classe Rodolitos com *maerl*, o que é coerente com a maior área cobertura dessa classe. As imagens dentro dessa classe mostraram principalmente bioclastos, rodolitos e fragmentos de algas calcárias, o que caracteriza adequadamente esse habitat. O fato de a única imagem posicionada sobre a classe Recifal ser “Areia com bioclastos” não invalida a classificação de habitat, visto que feições recifais são estruturas conspícuas de identificação relativamente precisa em termos de derivadas da batimetria. Provavelmente se deve a fatores de posicionamento do ponto de coleta da imagem, que não possui a mesma acurácia do posicionamento do levantamento geofísico. A Figura 12 exemplifica algumas diferentes categorias de imagens coletadas sobre as diferentes classes de habitat.

Figura 12: Exemplos de imagens para as 5 categorias dos Recifes Esquecidos (Areia com bioclasto; Rodolito; Rodolito, fragmento de alga calcária e areia; Alga calcária e areia e Recife de Coral).



Fonte: Autores

#### 2.1.3.4 Avaliação de Vulnerabilidade dos Ecossistemas

Os mapas de habitat em alta resolução foram usados como uma tentativa de quantificar os indicadores potenciais para cada área. Avaliou-se o impacto potencial de cada área considerando a sensibilidade de cada habitat (Tabela 4). Além disso, impactos ambientais causados pelo rompimento da barragem revelados por outros estudos foram levados em consideração.

Tabela 4: Descrição local e regional de aspectos de habitat e ameaças por indicadores de impactos antropogênicos/naturais usados para avaliar o índice de vulnerabilidade (IV) para cada área mapeada.

|  | HABITAT  |  |                                      |  | AMEAÇAS ANTROPOGÊNICAS E NATURAIS   |  |  |  | Índice de Vulnerabilidade (IV) |   |               |  |             |  |    |
|--|--|--|--------------------------------------|--|---|--|--|--|--------------------------------|---|---------------|--|-------------|--|----|
| Área mapeada                               | Geodiversidade   |  | Ecologia de Paisagem Marítima        |  | Dinâmica Sdimentar  |  | Atividades   |  | Exposição                      |   | Sensibilidade |  | Recuperação |  | IV |
|  | Complexidade Morfológica <sup>(1)</sup>                                    | Distribuição de Sedimentos <sup>(2)</sup>                        | Substrato Rígido/Duro <sup>(3)</sup> | Áreas Protegidas <sup>(6)</sup>          | Dinâmica de Pluma   | Vias de transporte sedimentar <sup>(4)</sup>                                       | Área de água doce impactada  | Áreas de Pesca   |                                |   |               |  |             |  |    |
| Plataforma Continental Interna do Rio Doce | Plano, mergulho gentil em direção offshore                                 | Sedimentos Lamosos e Arenosos                                    |                                      |  | Áreas da foz do rio com constante presença da pluma riverina  | Depocentro de lama   | Área diretamente impactada pela pluma do rio Doce afetada pelo rejeito da barragem de Fundão | Arrasto, rede de pesca e espinhel. Área de pesca de camarão bem estabelecida | 3                              | 2 | 1             |  |             |  | 6  |
| RVS Santa Cruz/APA Costa das Algas Rasa    | Possível regiões lateríticas, áreas rugosas e inclinadas e formas de fundo | Sedimentos Lamosos, Arenosos, Bioclásticos e Rodolitos espaçados | Regiões rugosas e inclinadas         | RVS Santa Cruz/ Apa Costa das Algas Rasa | Apesar da rara influência da pluma, existe uma mobilidade de fundo e consequente transporte de sedimentos revelados pelas formas de fundo | Ressuspensão de carga de fundo   |  | Espinhel, linha e rede de pesca  | 2                              | 3 | 2             |  |             |  | 7  |
| APA Costa das Algas Profunda               | Alta rugosidade, vales incisivos de plataforma                             | Banco de rodolito extensivo, crostas biogênicas e sedimentos     | Rodolitos e crostas                  | APA Costa das Algas                      | na direção Sul (tempo bom), a influência da pluma de sedimentos seja rara, ~ 25-30km da foz do rio  | Baixa sedimentação   |  | Espinhel, linha e rede de pesca  | 1                              | 3 | 3             |  |             |  | 7  |
| Recifes Esquecidos                         | Alto relevo  | Estruturas recifais, sedimentos e rodolitos                      | Recifes e rodolitos                  |  | Episódico, plumas em direção ao norte podem ocorrer durante tempestades (sistemas transientes), ~60-100km da Foz do Rio                   | Baixa sedimentação, potencial de transporte sedimentar do rio de médio-longo prazo |  | Pesca à linha (dados escassos)   | 1                              | 3 | 3             |  |             |  | 7  |

(1) Oliveira et al., (2020); Quaresma et al. (2021)

(2) Bastos et al. (2015); Vieira et al. (2019)

(3) Vieira et al. (2019); Oliveira et al. (2021)

(4) Quaresma et al. (2015); Oliveira et al. (2021)

(5) Bouguignon et al. (2018)

(6) [www.icmbio.gov.br](http://www.icmbio.gov.br)

Fonte: Autores

A Foz do Rio Doce foi a região marinha mais diretamente afetada pelo aporte de rejeito de minério de ferro. A lama suspensa com alta concentração de sedimentos foi detectada nessa área logo na primeira semana da chegada do rejeito no oceano (Quaresma et al, 2020). O habitat lamoso encontrado na plataforma continental interna do Rio Doce representa o depocentro gerado pelo aporte de sedimentos proveniente do rio, sendo a área mais exposta também em relação ao aporte do rejeito de minério. Entretanto, essa é uma região menos complexa e sem a presença de estruturas carbonáticas resultando em uma pontuação de habitat de menor sensibilidade. O mapeamento detalhado dessa região revelou a presença de cordão arenoso linear em direção offshore partindo do habitat lamoso e a ocorrência de feições erosivas. Os cordões arenosos e as escarpas reforçam a transição da dinâmica sedimentar de lama para areia em direção offshore indicadas anteriormente por Quaresma et al (2015) e Vieira et al (2019), permitindo inferir sobre um processo de erosão ativa e transporte de sedimentos que potencialmente poderiam ser direcionados para a plataforma externa. Assim, um material contaminado ali depositado, poderia ser transportado e remobilizado para regiões mais externas da plataforma.

Geralmente as comunidades biológicas associadas com ambientes dinâmicos possuem maior aptidão e prontidão para as necessidades de recuperação, o que sustenta uma pontuação baixa (isto é, menos impactante) para a categoria de recuperação dentro da avaliação de vulnerabilidade. Essa área é muito dinâmica, e a representatividade temporal da distribuição de habitat poderia ser considerada para uma análise de impacto de médio e longo prazo (Anderson et al, 2008; Pittman et al 2021). Além disso, é uma área de suma importância para a pesca de camarão tanto para a comunidade local quanto para a pesca industrial. Desde o primeiro mês após o desastre da barragem, a atividade pesqueira está oficialmente suspensa e proibida. Logo, se a perda econômica fosse levada em consideração de alguma forma em análises de vulnerabilidade, essa área iria obter uma alta pontuação.

A heterogeneidade tanto da RVS-SC/APA-CA Rasa e APA-CA Profunda abrange desde regiões mais planas com sedimentos finos, a feições inclinadas e rugosas, bem como vales incisos com profundidades semelhantes a quebra de plataforma, indicando alta sensibilidade desses ambientes, nos induzindo a ações de conservação para esse habitat (Alsterberg et al., 2017). Além disso, a grande extensão de fundos cobertos por rodolitos contribui para a tridimensionalidade e complexidade da área proporcionando uma grande variedade de organismos incluindo invertebrados que habitam nódulos carbonáticos (Hall-Spencer 1998; Peña & Barbara 2008; Nelson, 2009; Ávila & Riosmena-Rodriguez 2010; Steller et al. 2009; Riosmena-Rodriguez et al, 2010). Os rodolitos são algas calcárias incrustantes que podem ser afetadas por qualquer alteração no padrão sedimentar. Por exemplo, um aporte sedimentar e ressuspensão pode causar a diminuição de radiação solar (Wilson et al., 2004, Riul et al, 2008), o que por sua vez diminui a disponibilidade de nutrientes que mantêm a alga viva (Lobban & Harrison, 1997) ou até mesmo ter efeitos deletérios devido aos efeitos químicos e físicos do sedimento que diminuem sua sobrevivência e recrutamento e induzem respostas de estresse (Harrington et al. 2005). A observação, mesmo que esparsa, de rodolitos na RVS-SC/APA-CA Rasa é um importante indicativo de conectividade entre estes tipos de fundos das áreas mapeadas na APA-CA. O mapeamento desta região rasa revelou a presença de um vale inciso, cuja morfologia de fundo tende

a canalizar e direcionar o transporte de sedimentos de acordo com a hidrodinâmica dominante. A presença de formas de fundo em quantidade e tamanhos variados, bem como a elevada turbidez na coluna d'água em profundidades inferiores a 20 metros revelam uma dinâmica sedimentar ativa. Vale destacar ainda que, principalmente nas regiões mais rasas, foram identificados locais de alta rugosidade e inclinação elevada, sugerindo a presença de lateritas, que podem aprisionar sedimentos. Devido à segurança das amostragens é dificultoso coletas in situ em regiões com essas características. Já a alta pontuação na avaliação da vulnerabilidade da APA-CA Profunda é decorrente principalmente da alta sensibilidade e da improbabilidade de se recuperar, ainda que a exposição deste habitat seja rara e episódica.

Os Recifes Esquecidos compõem um habitat tridimensional altamente complexo, compostos por estruturas consideradas como um dos ecossistemas mais produtivos e vulneráveis do mundo (Hedley et al 2017; Moberg e Folke, 1999). Por conta da sua complexidade, a recuperação é improvável ou levará muito tempo para tal, mas a exposição do habitat é aqui considerada como rara e episódica. Apesar da distância da desembocadura do Rio Doce e da própria linha de costa, as dimensões e orientações das formas de fundo mapeadas na região, bem como dos vales incisos são indicativos de que existe uma dinâmica sedimentar na região com potencial para aumentar o nível de exposição dos recifes aos sedimentos oriundos de regiões mais rasas. Estender o mapeamento de habitat nesta região é essencial para entender com mais detalhe o quão expostas estas estruturas estão, bem como detalhar se existe algum padrão regional na sua distribuição espacial. Portanto, possui uma alta pontuação na avaliação de vulnerabilidade. A área mapeada dos recifes esquecidos foi pioneira no detalhamento da morfologia dessa região, revelando a grande e desconhecida extensão de recifes submersos e representando a única evidência ao sul do mais importante complexo coralíneo do Atlântico Sul, o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e APA Ponta da Baleia (Moura et al., 2013; Ferreira et al., 2020).

#### 2.1.3.5 Testemunhos

Segundo Quaresma et al. (2015), o padrão de sedimentação no setor sul da plataforma continental interna do Rio Doce é dominado por lamas fluviais, sendo que durante eventos de tempestade, esses depósitos podem ser remobilizados e transportados em direção ao norte. O setor centro-norte ainda pode ser considerado uma área sob influência fluvial, mas com processos deposicionais menos intensos, sendo então uma região de passagem para sedimentos em suspensão durante eventos de tempestades, quando a deriva é revertida por ventos SSE. Já o setor norte é caracterizado pela presença de relíquias com elevado teor de carbonato, sendo considerado um depósito mais estável. Cagnin (2018) também afirma que a pluma de sedimentos do Rio Doce tende a se dispersar na direção sul da foz, contudo esse fluxo pode se inverter para a direção norte na presença de ventos SSE constantes, com alta velocidade e longa duração. cenário típico de inverno nessa região. Segundo Oliveira & Quaresma (2018) durante momentos de grande vazão do Rio Doce ventos de sul, sudeste e sudoeste são predominantemente observados na região da costa do Espírito Santo.



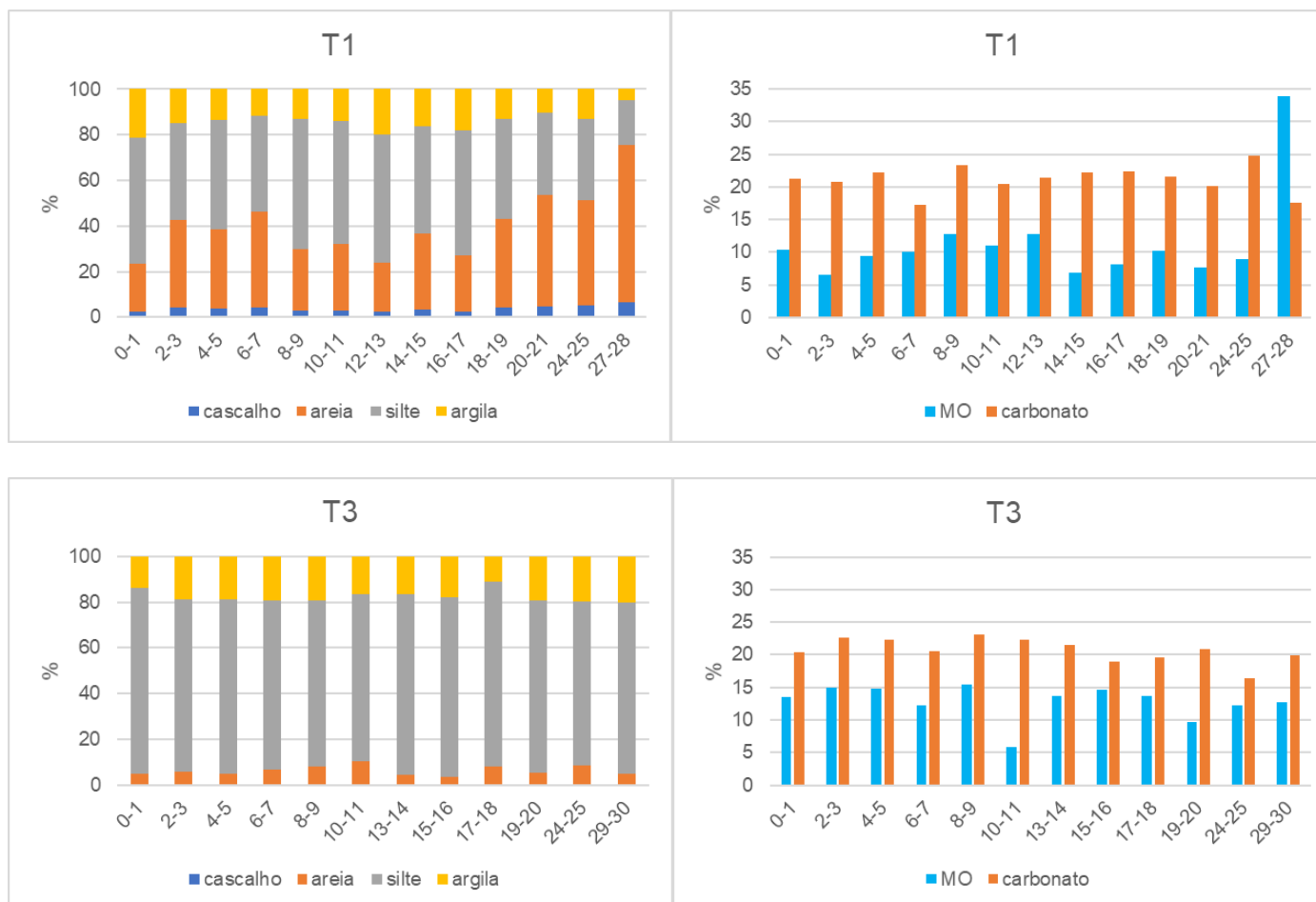
O teste de Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas ( $p < 0,050$ ) entre os testemunhos amostrados para as concentrações de matéria orgânica (MO), carbonatos e granulometria. Os resultados de granulometria referentes à campanha de maio de 2021, revelaram a predominância de lama (silte+argila) nos testemunhos localizados ao sul da foz do Rio Doce (Figura 13), principalmente nos primeiros 20 cm e nos testemunhos mais próximos, T3 e T4. No T3 os teores de lama foram superiores a 90% ao longo de todo o testemunho, e no T4 até 19 cm os teores de lama também ultrapassaram 90% (Figura 13). No T1 a concentração de lama foi superior a 50% até aproximadamente 19 cm. A concentração de matéria orgânica nos testemunhos ao sul da foz foi bastante elevada, com maiores concentrações registradas com maior frequência nos testemunhos T3 e T4, que apresentaram variação de MO entre 5,81 e 15,37% e 4,48 e 12,88%, respectivamente. O maior valor de MO foi registrado na base do testemunho T1, 33,83% (Figura 13). Os teores de carbonato variaram de 17,22-24,83%; 16,43-23,11% e 6,70-23,11% nos testemunhos T1, T3 e T4, respectivamente (Figura 13), sendo considerados litoclásticos (<30%) (Larssouner et al., 1982).

Nos testemunhos localizados ao norte da foz do Rio Doce foram registrados menores teores de sedimentos finos (silte e argila). Foi observado um aumento no teor de lama do topo em direção à base nos testemunhos T6, T7 e T9 (Figura 14), destacando-se os dois primeiros com os maiores percentuais de lama no setor norte. O testemunho T10, o mais distante da foz do rio, foi o que apresentou as menores concentrações de lama, que compôs aproximadamente 50% da granulometria até ~ 17 cm e a partir daí exibiu o aumento desse percentual em direção à base (Figura 14). O testemunho T11 exibiu teores de lama similares aos encontrados no T9 (Figura 14 e Figura 15). As concentrações de matéria orgânica ao norte da foz foram ligeiramente inferiores aos teores registrados ao sul da mesma (Figura 13, Figura 14 e Figura 15). Nos testemunhos T6 e T7 observou-se o aumento das concentrações de matéria orgânica em direção à base, variando de 2,20 a 17,37% e de 2,41 a 12,68%, respectivamente (Figura 14). No testemunho T9, observou-se com maior frequência valores mais elevados de matéria orgânica, entre 6,97 e 12,11% (Figura 14). A variação de matéria orgânica nos testemunhos T10 e T11 foram similares, entre 3,88 e 13,58%, e 3,92 e 11,64%, respectivamente (Figura 15). Os teores de carbonato nos testemunhos ao norte da foz foram considerados litoclásticos e os menores valores foram registrados no testemunho mais próximo à foz, o T6, de 13,21 a 20,81%. Já os testemunhos T9 e T10, apresentaram as maiores concentrações de carbonato, com os respectivos valores de 15,88-25,44% e 18,73-27,31% (Figura 14 e Figura 15).

O testemunho T13, em frente à foz do rio, apresentou concentrações de lama mais elevadas no topo, até ~ 5 cm, com valores acima de 95%. As concentrações de matéria orgânica foram elevadas, entre 6,47 e 14,08% com os maiores valores no topo. As concentrações de carbonato foram consideradas litoclásticas, variando de 7,60 a 18,07% (Figura 16).



Figura 13: Granulometria e concentrações de matéria orgânica e carbonato nos testemunhos T1, T3 e T4, ao sul da foz do Rio Doce em maio de 2021.



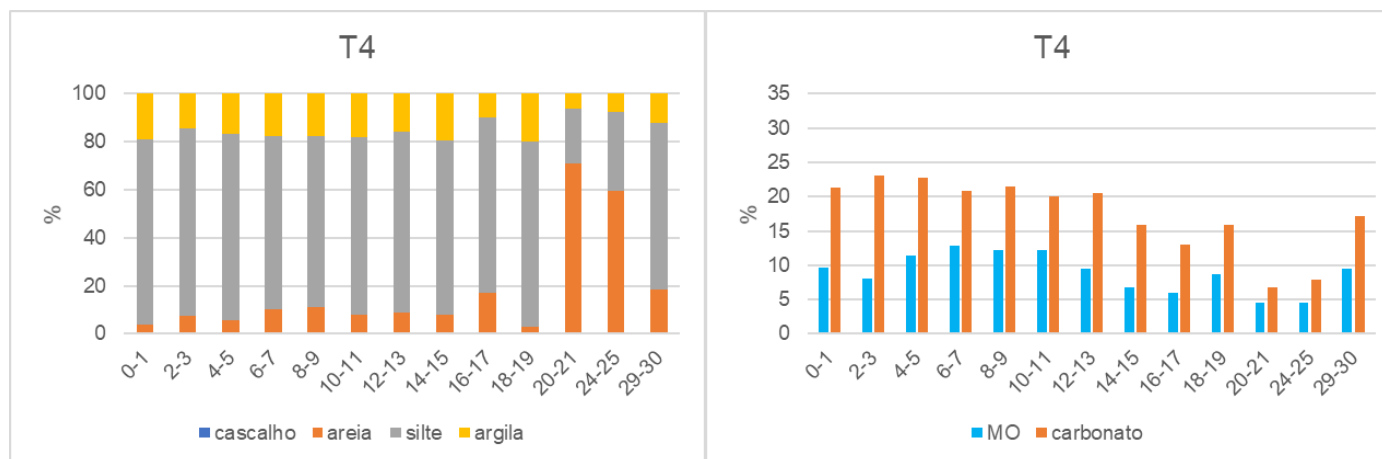
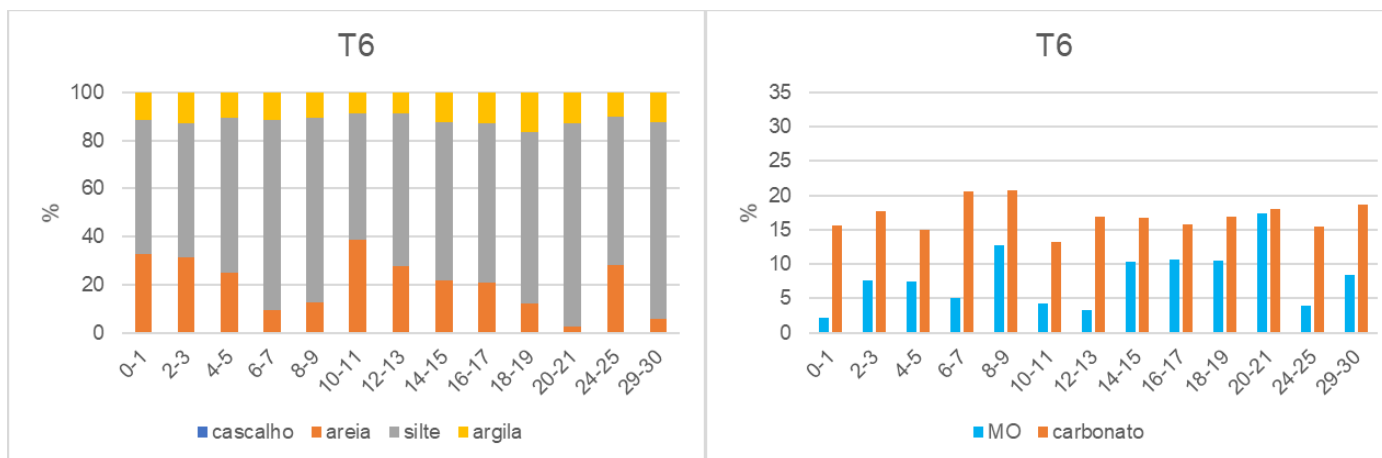


Figura 14: Granulometria e concentrações de matéria orgânica e carbonato nos testemunhos T6, T7 e T9, ao norte da foz do Rio Doce em maio de 2021.



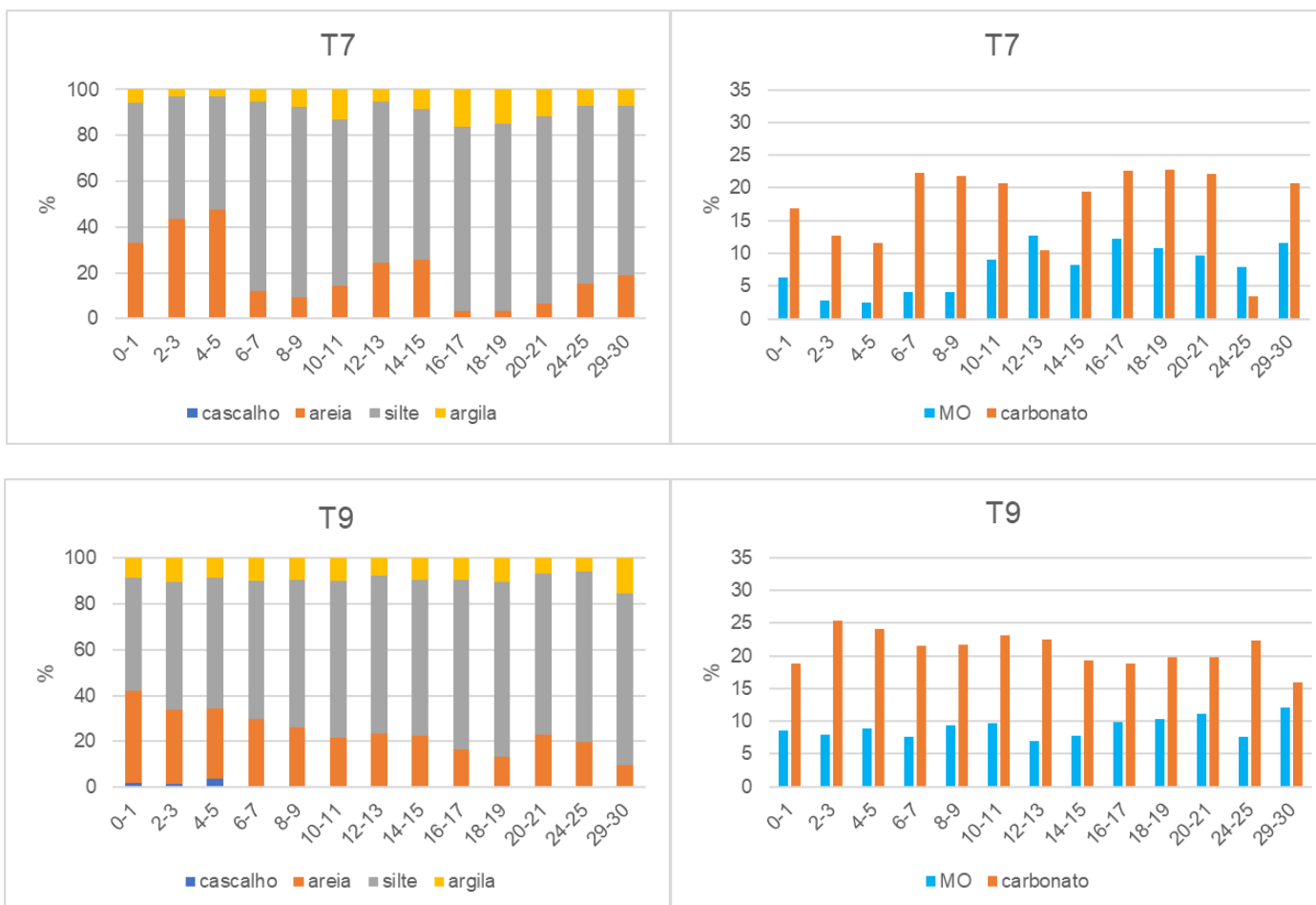


Figura 15: Granulometria e concentrações de matéria orgânica e carbonato nos testemunhos T10 e T11, ao norte da foz do Rio Doce em maio de 2021.

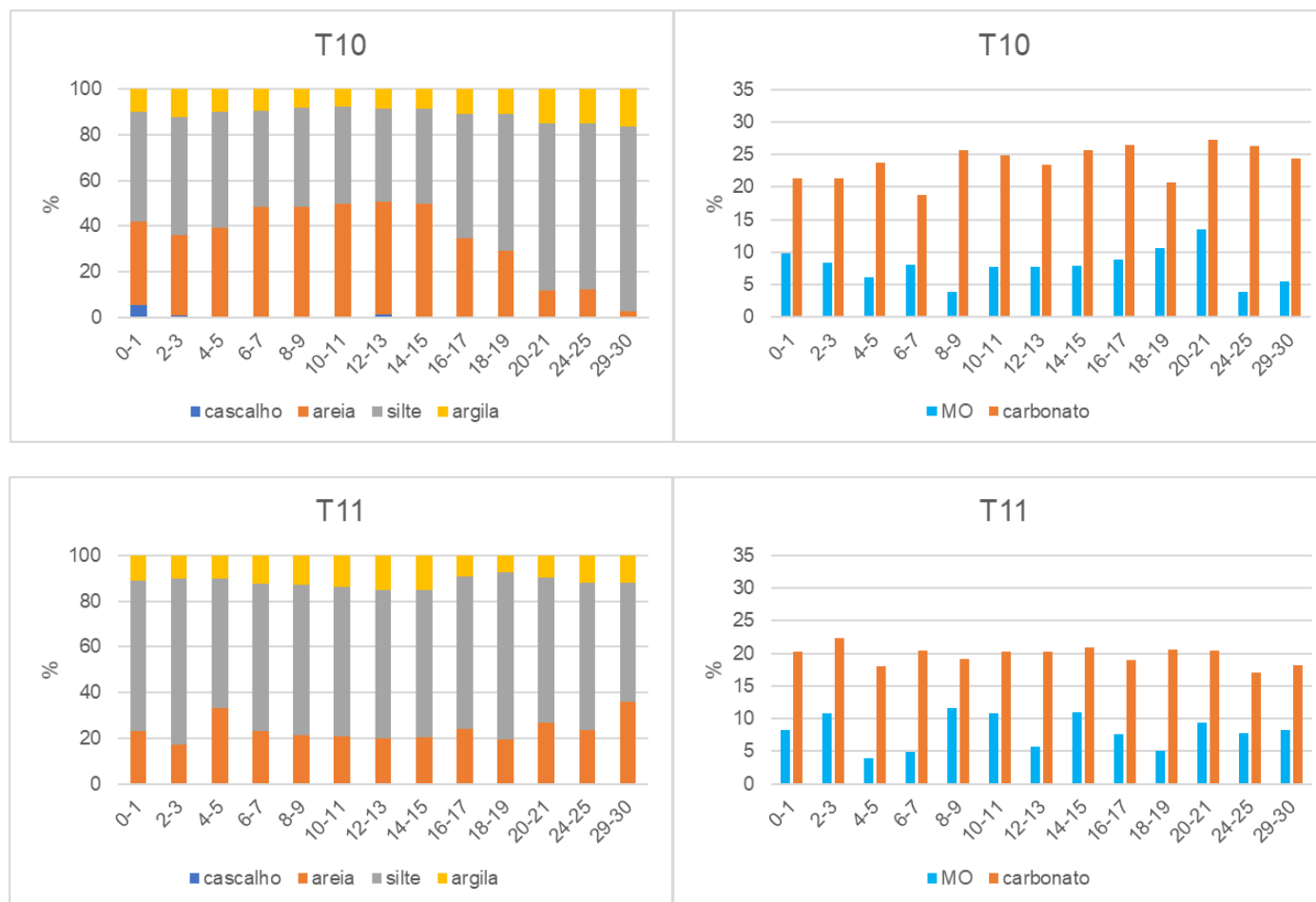
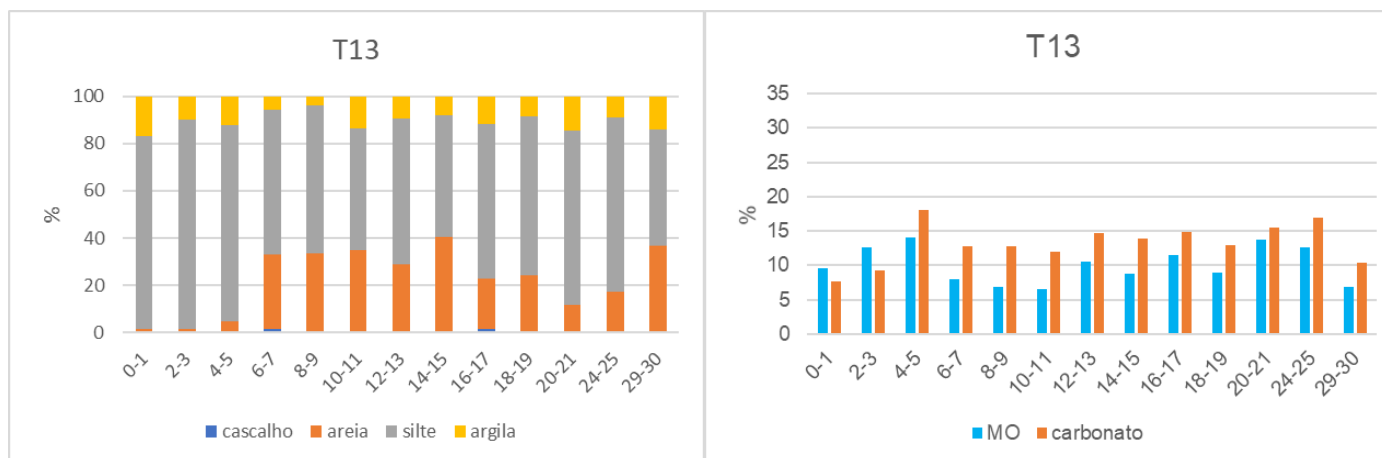


Figura 16: Granulometria e concentrações de matéria orgânica e carbonato no testemunho T13, em frente à foz do Rio Doce em maio de 2021.





Entre a primeira e a segunda campanhas, as concentrações de Zn foram consideradas significativamente diferentes ( $p=0,000005$ ). As concentrações de Zn foram consideradas significativamente diferentes ( $p<0,050$ ) entre os testemunhos na primeira campanha. Em novembro de 2018, as concentrações médias de Zn (Figura 17), foram mais elevadas nos testemunhos ao norte da foz, T6 e T9, com valores de  $51,18\pm1,98$  e  $51,67\pm1,24$  mg/kg, respectivamente. A maior concentração de Zn, porém, foi registrada no testemunho T4, ao sul da foz, 75,53 mg/kg. Na segunda campanha as concentrações de Zn também foram consideradas significativamente diferentes entre os testemunhos ( $p<0,050$ ). As maiores concentrações médias foram observadas nos testemunhos T6 e T13,  $44,05\pm1,92$  e  $66,42\pm6,17$  mg/kg, respectivamente (Figura 17). A maior concentração de Zn em maio de 2021 também foi registrada em frente à foz do rio, no testemunho T13, 137,22 mg/kg. Na segunda campanha ficou clara a tendência de diminuição nas concentrações de Zn com o distanciamento da foz do Rio Doce (Figura 17). Ainda na segunda campanha a concentração de Zn no testemunho T13 ultrapassou o valor de referência TEL.

As diferenças entre as concentrações de Cu não foram consideradas significativas entre as duas campanhas ( $p=0,327678$ ). Na primeira campanha os teores de Cu variaram significativamente entre os testemunhos ( $p<0,050$ ) e o maior valor médio ocorreram ao sul da foz, no testemunho T4,  $19,87\pm2,11$  mg/kg. As menores concentrações ( $1,18-9,25$  mg/kg) e também o menor valor médio de Cu,  $5,39\pm0,41$  mg/kg, foram registrados ao norte da foz, no testemunho T7 (Figura 18). Na segunda campanha as concentrações de Cu também diferiram significativamente ( $p<0,050$ ) entre os testemunhos, e o maior valor médio ocorreu em frente à foz do rio, no testemunho T13,  $38,22\pm1,66$  mg/kg (Figura 18). O valor de referência TEL para o Cu foi ultrapassado em ambas as campanhas, à exceção do T7 em novembro de 2018 e T1, T6, T9, T10 e T11 em maio de 2021 (Figura 18).

As concentrações médias de Pb diminuíram significativamente da primeira para a segunda campanha ( $p=0,000126$ ). Na campanha de novembro de 2018, as concentrações de Pb foram significativamente diferentes entre os testemunhos ( $p<0,050$ ). Observou-se maiores concentrações de chumbo depositadas ao sul da foz e a maior concentração média foi registrada ao sul da foz, no testemunho T3,  $65,40\pm10,51$  mg/kg (Figura 19). Na segunda campanha as concentrações médias de Pb foram visivelmente menores na maioria dos testemunhos (Figura 19). O testemunho T13, em frente à foz, apresentou a maior concentração média de Pb,  $27,97\pm4,16$  mg/kg. A tendência de acúmulo de maiores concentrações de Pb ao sul da foz se manteve como pode ser visto na Figura 19. O valor de TEL para o Pb foi ultrapassado na primeira campanha em todos os testemunhos, à exceção do T7 e do T10, ao norte da foz, e na segunda campanha, apenas o testemunho T13 apresentou concentrações de Pb maiores que TEL (Figura 19).

A diminuição das concentrações de Ni da primeira para a segunda campanha foi visível (Figura 19) e significativa ( $p=0,000027$ ). Na campanha de novembro de 2018, as concentrações médias de Ni variaram significativamente entre os testemunhos ( $p<0,050$ ), e o maior valor foi registrado ao norte da foz, no testemunho T11,  $40,01\pm3,32$  mg/kg. A maior variação nas concentrações de Ni também foi

registrada ao norte da foz, no testemunho T7, com valores entre 3,57 e 97,87 mg/kg. Em maio de 2021, na segunda campanha, as concentrações de Ni também variaram significativamente entre os testemunhos ( $p < 0,050$ ) e a maior concentração média ocorreu em frente à foz, no testemunho T13,  $30,57 \pm 3,44$  mg/kg (Figura 20). O valor de TEL pra Ni foi ultrapassado em todos os testemunhos na primeira campanha. Na segunda campanha o mesmo foi observado, à exceção do T10 (Figura 20).

Figura 17: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Zn nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021.

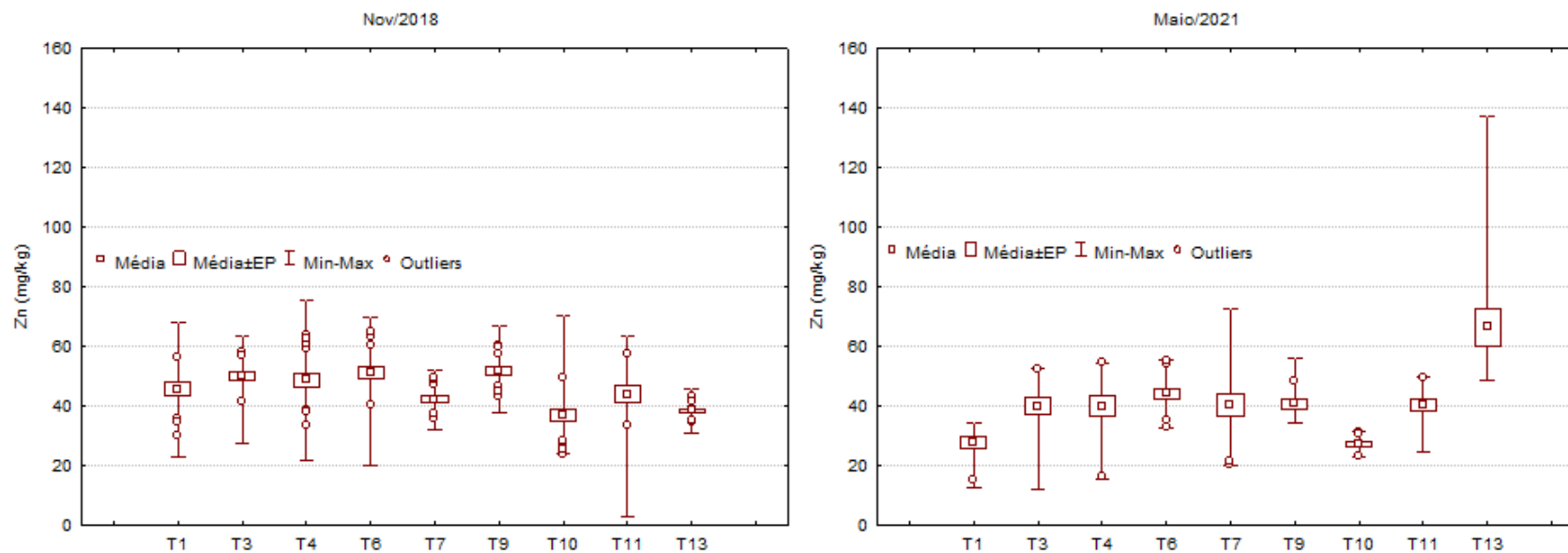


Figura 18: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Cu nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021.

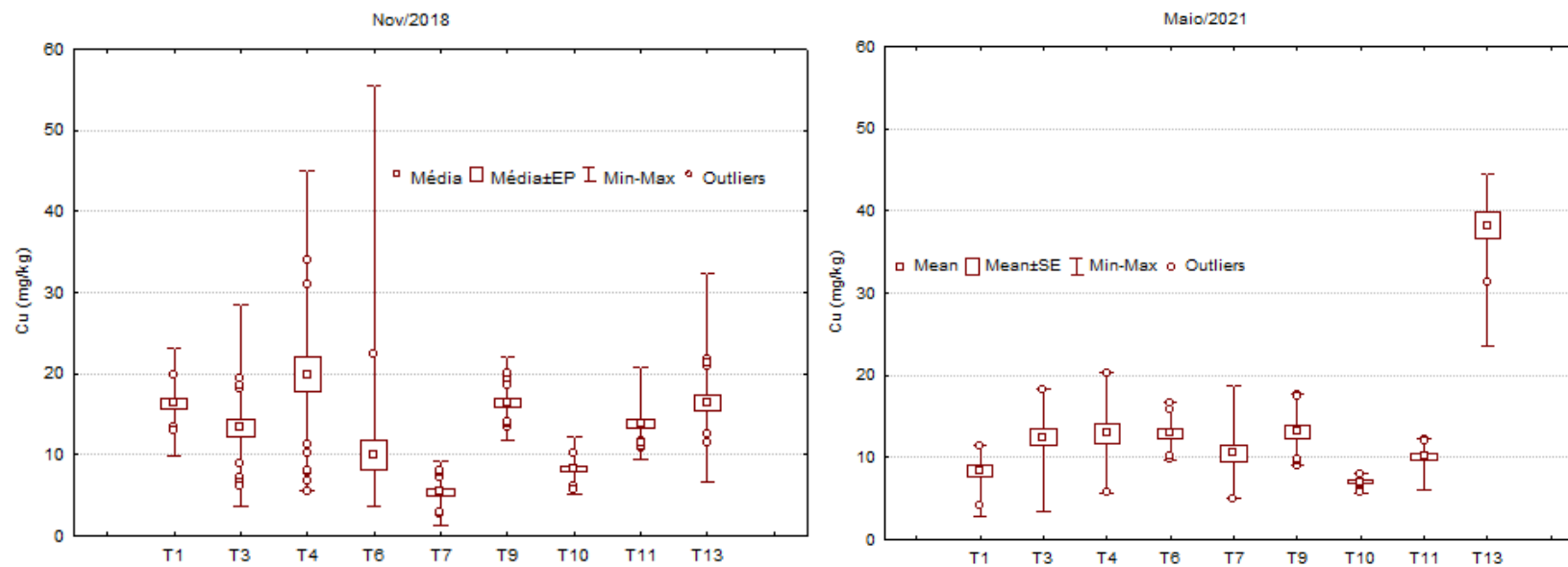


Figura 19: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Pb nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021.

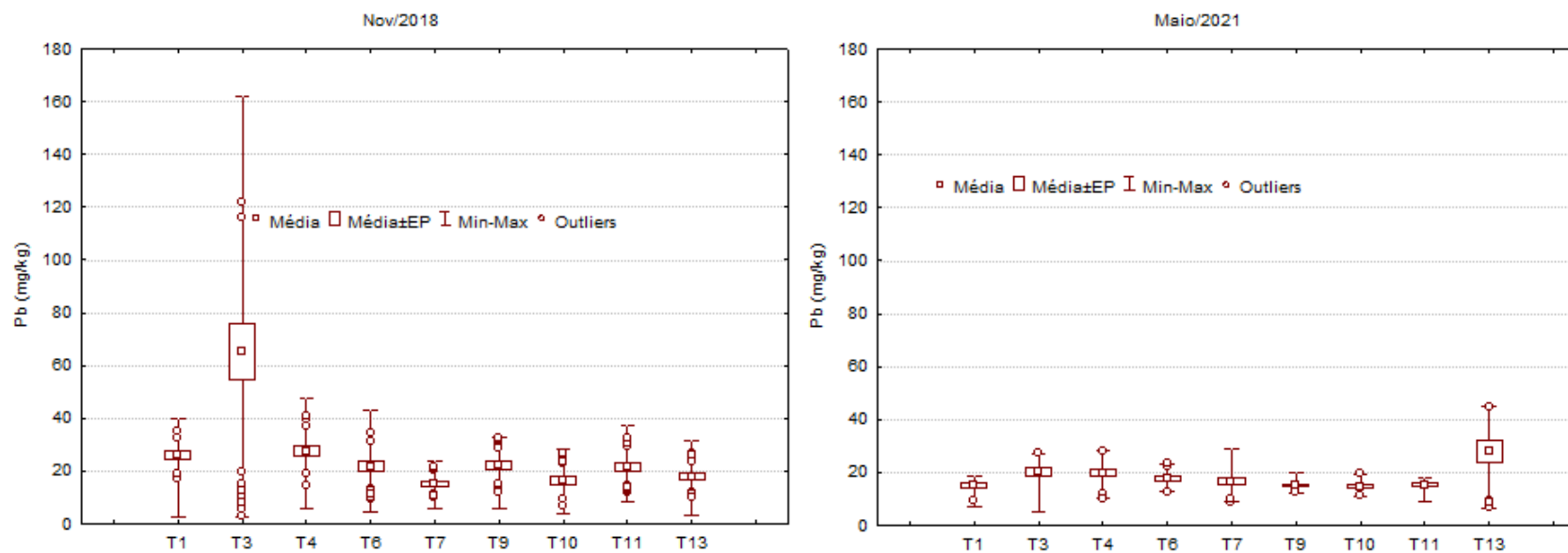
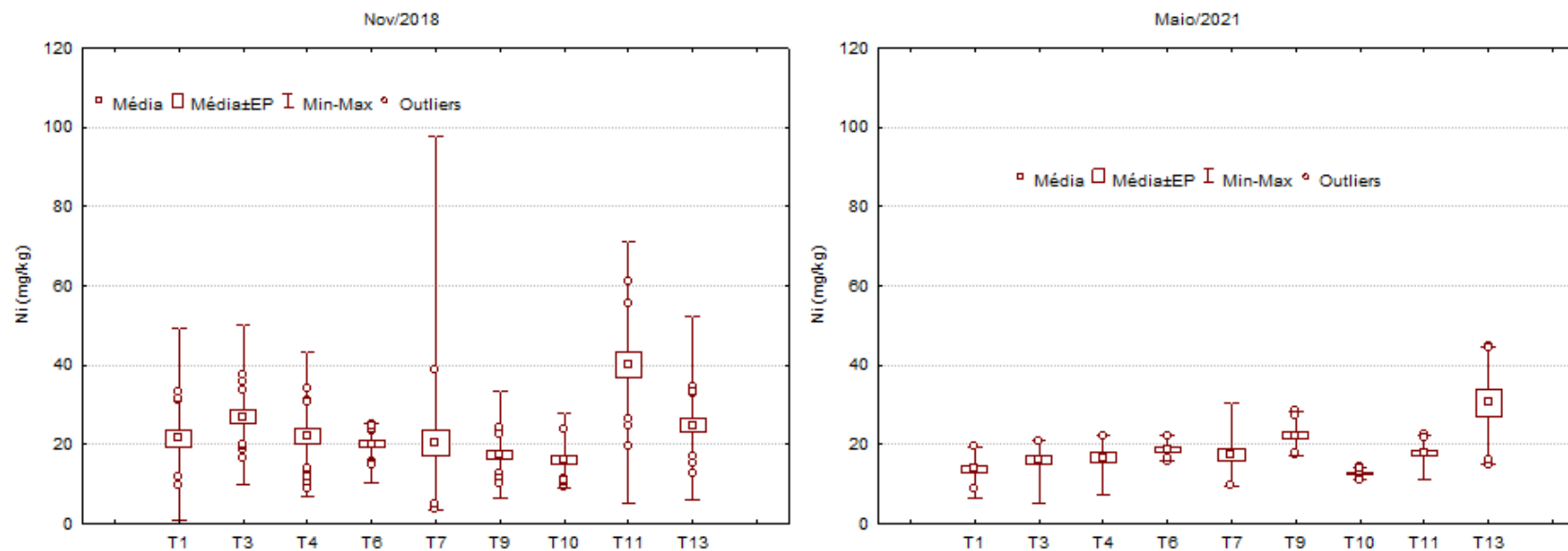


Figura 20: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Ni nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021.





Entre as campanhas de novembro de 2018 e maio de 2021, as concentrações de Cr não variaram significativamente ( $p=0,475649$ ). Na primeira campanha houve diferença significativa ( $p<0,050$ ) nos teores de Cr entre os testemunhos e a maior concentração média foi encontrada no testemunho T11,  $97,44\pm3,78$  mg/kg (Figura 21), ao norte da foz. A diminuição dos valores de Cr foi visível na segunda campanha, com a maior concentração média registrada no testemunho T9, ao norte da foz,  $82,75\pm2,74$  mg/kg. As diferenças de concentrações de Cr entre os testemunhos foram significativas ( $p<0,050$ ) na segunda campanha, sendo observadas maiores concentrações ao norte da foz (Figura 21). Para o Cr, o limite TEL foi ultrapassado em todos os testemunhos em ambas as campanhas (Figura 21). O valor PEL para o Cr também foi ultrapassado na primeira campanha no testemunho T3 (Figura 21).

Na primeira campanha, as concentrações de Mn variaram significativamente entre os testemunhos ( $p<0,050$ ), com a maior média em frente à foz do Rio Doce, no testemunho T13,  $1192\pm86$  mg/kg (Figura 22). As diferenças nas concentrações de Mn foram significativas entre as duas campanhas ( $p=0,001281$ ), e em maio de 2021, o maior valor médio também foi registrado em frente à foz do Rio, no testemunho T13,  $1049\pm153$  mg/kg (Figura 22). Na segunda campanha as diferenças de concentrações de Mn entre os testemunhos foram consideradas significativas ( $p<0,050$ ) e observou-se uma tendência de maiores valores ao norte da foz do Rio Doce (Figura 22).

O ferro foi o principal componente presente nos rejeitos oriundos do rompimento da barragem do Fundão, além de ser naturalmente abundante nos sedimentos marinhos. As diferenças nos teores de Fe entre as duas campanhas amostrais foram significativas ( $p=0,000041$ ). Na campanha de novembro de 2018, a maior concentração média de Fe foi registrada ao norte da foz, no testemunho T9, com valor de  $77789\pm13769$  mg/kg (Figura 23) e as diferenças entre os testemunhos foram consideradas significativas. Contudo, apesar de o maior valor médio ter sido registrado ao norte da foz, observou-se uma tendência de maiores concentrações de Fe nos arredores da foz, como mostra a Figura 22 com valores elevados nos testemunhos T4 e T6. Na segunda campanha o maior valor médio de Fe foi registrado em frente à foz do rio, no testemunho T13,  $79329\pm2103$  mg/kg, e concentrações significativamente diferentes entre os testemunhos ( $p<0,050$ ). O teste de Dunn, também conhecido como teste post-hoc, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, mostrou que as concentrações de Fe não se diferenciaram significativamente entre os testemunhos T13, T6 e T7 ( $p>0,050$ ) nas duas campanhas, sugerindo uma região preferencial de deposição dos rejeitos em frente à foz e ao norte da mesma pelas similaridades estatísticas entre as concentrações.

Figura 21: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Cr nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021.

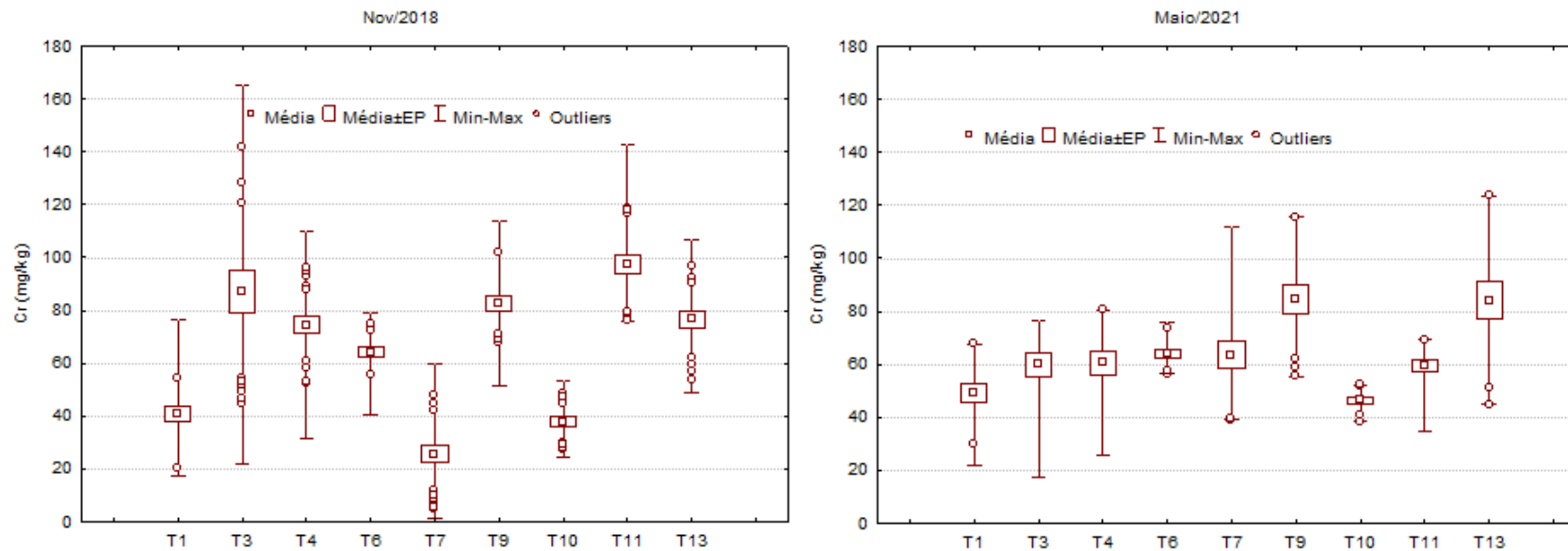


Figura 22: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Mn nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021.

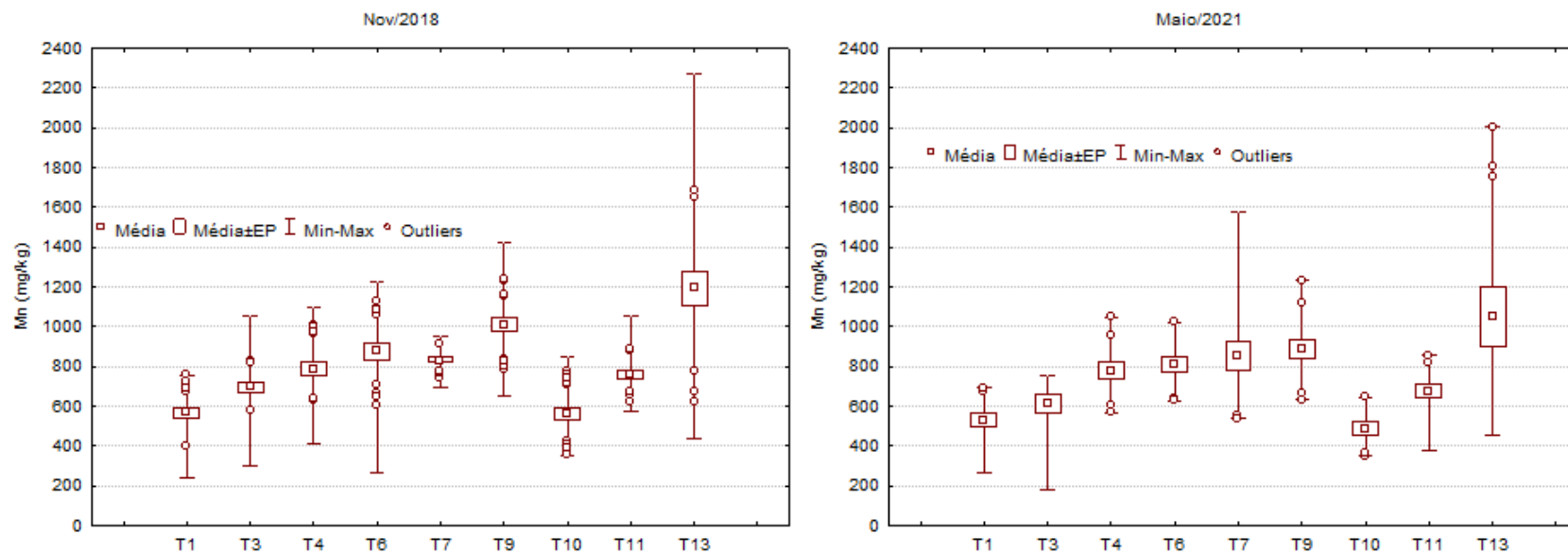
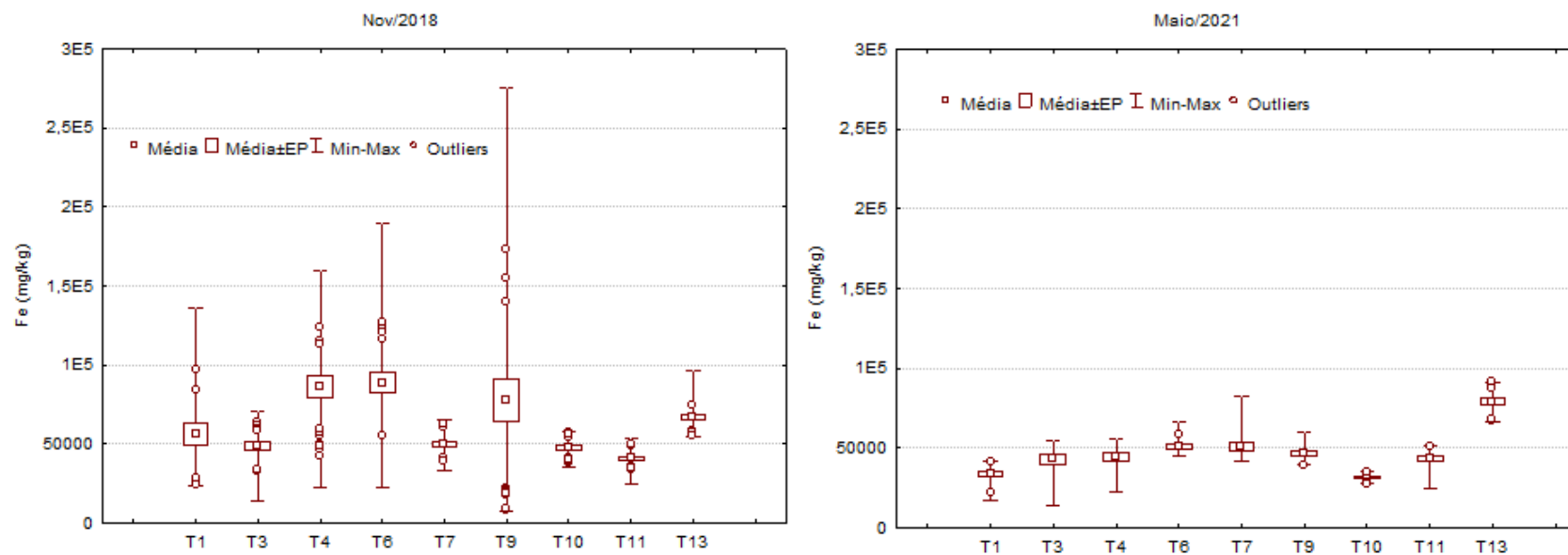


Figura 23: Estatística básica (média, mínimo, máximo, erro padrão e outliers) para as concentrações de Fe nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce em novembro de 2018 e maio de 2021.



A Tabela 5 mostra os resultados da correlação de Spearman para metais e demais variáveis sedimentológicas em maio de 2021. Os resultados mostram correlação direta e significativa entre silte e metais, sugerindo essa fração granulométrica como um dos principais carreadores de elementos metálicos na área de estudo. De fato, a acumulação de sedimentos finos em ambientes costeiros tem implicações muito significativas em termos de retenção de poluentes, já que a relação área/volume do grão mais fino é cinco vezes maior que a do grão mais grosso, e, portanto, possui maior área superficial para adsorção (Wasserman & Wasserman, 2008). Zinco, Cu e Pb também se correlacionaram direta e significativamente com a matéria orgânica, sugerindo que essa variável também atua como carreador de elementos metálicos.

Tabela 5: Resultados da correlação de Spearman ( $p < 0,050$ ) para os resultados de metais, granulometria, matéria orgânica e carbonatos em maio de 2021 (correlações significativas em negrito).

|           | Zn   | Cu          | Pb          | Ni          | Cr          | Mn          | Fe          | MO          | carbonato    | areia        | silte        | argila       |
|-----------|------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Zn        | 1,00 | <b>0,91</b> | <b>0,65</b> | <b>0,84</b> | <b>0,80</b> | <b>0,71</b> | <b>0,84</b> | <b>0,18</b> | <b>-0,39</b> | <b>-0,48</b> | <b>0,52</b>  | 0,10         |
| Cu        |      | 1,00        | <b>0,67</b> | <b>0,86</b> | <b>0,86</b> | <b>0,72</b> | <b>0,81</b> | <b>0,26</b> | <b>-0,41</b> | <b>-0,52</b> | <b>0,54</b>  | 0,18         |
| Pb        |      |             | 1,00        | <b>0,59</b> | <b>0,64</b> | <b>0,57</b> | <b>0,49</b> | <b>0,30</b> | -0,09        | <b>-0,53</b> | <b>0,46</b>  | <b>0,49</b>  |
| Ni        |      |             |             | 1,00        | <b>0,96</b> | <b>0,89</b> | <b>0,74</b> | 0,12        | <b>-0,26</b> | <b>-0,34</b> | <b>0,40</b>  | 0,00         |
| Cr        |      |             |             |             | 1,00        | <b>0,90</b> | <b>0,76</b> | 0,15        | <b>-0,20</b> | <b>-0,42</b> | <b>0,47</b>  | 0,06         |
| Mn        |      |             |             |             |             | 1,00        | <b>0,70</b> | 0,05        | <b>-0,26</b> | <b>-0,34</b> | <b>0,43</b>  | -0,06        |
| Fe        |      |             |             |             |             |             | 1,00        | 0,05        | <b>-0,53</b> | <b>-0,36</b> | <b>0,44</b>  | -0,03        |
| MO        |      |             |             |             |             |             |             | 1,00        | 0,11         | <b>-0,48</b> | <b>0,39</b>  | <b>0,42</b>  |
| carbonato |      |             |             |             |             |             |             |             | 1,00         | -0,09        | 0,04         | <b>0,23</b>  |
| areia     |      |             |             |             |             |             |             |             |              | 1,00         | <b>-0,95</b> | <b>-0,57</b> |
| silte     |      |             |             |             |             |             |             |             |              |              | 1,00         | <b>0,31</b>  |
| argila    |      |             |             |             |             |             |             |             |              |              |              | 1,00         |



Em relação à variabilidade ao longo da coluna sedimentar, os testemunhos localizados ao sul da foz, T1, T3 e T4, apresentaram perfis com similaridades nas duas campanhas. Em novembro de 2018, é possível observar o aumento das concentrações dos elementos metálicos nos três testemunhos aproximadamente na mesma profundidade, entre 14 e 20 cm (Figura 24, Figura 25 e Figura 26). Nos testemunhos T1 e T4 ficou registrado o nítido aumento das concentrações da base para o topo. No T3, o aumento das concentrações de Fe da base para o topo foi expressivo, de 14122 para 53760 mg/kg (Figura 25). Já na segunda campanha, observou-se picos dos elementos metálicos entre 16 e 20 cm para os testemunhos T1 e T4, sendo que o aumento das concentrações da base para o topo foi nítido no T1 (Figura 24). No T3, os picos de metais foram registrados entre 12 e 16 cm com concentrações maiores na base (Figura 25).

No testemunho T13, em frente à foz do Rio Doce, observou-se um aporte pronunciado de elementos metálicos entre aproximadamente 8 e 16 cm (Figura 28) durante a primeira campanha, e apenas Cu, Pb e Ni aumentaram suas concentrações da base para o topo. Na segunda campanha os picos de metais ocorreram entre 12 e 16 cm, não se observando aumento das concentrações em direção ao topo.

Os testemunhos localizados ao norte da foz do Rio Doce, T6, T7, T9, T10 e T11 apresentaram similaridades, com aportes de metais entre 16 e 20 cm para a maioria dos elementos. No T6, mais próximo à foz, observou-se o aumento das concentrações de todos os elementos da base para o topo, sendo que o aumento de Fe foi expressivo, de 55566 para 112145 mg/kg (Figura 28). No T7, as concentrações na base foram mais elevadas do que as de topo, à exceção do Cr, que exibiu um aumento expressivo da base para o topo, de 5,69 para 34,64 mg/kg (Figura 28). Ainda na primeira campanha, os testemunhos T9 e T11 (Figura 30 e Figura 32) também não apresentaram aumento das concentrações de metais da base para o topo com pouca diferença entre as extremidades. Já no T10 o aumento das concentrações de metais da base para o topo ocorreu de forma sutil, à exceção do Ni (Figura 31).

Na segunda campanha, os testemunhos T6 e T9 apresentaram perfis similares, com picos nas concentrações de metais em aproximadamente 8 e 20 cm (Figura 28 e Figura 30). No T6 não se observou aumento das concentrações de metais da base para a o topo, à exceção de Fe e Mn (Figura 28), enquanto, no T9 as concentrações da base foram mais elevadas que as de topo, à exceção do Zn (Figura 30). No T7, observou-se o aumento das concentrações em aproximadamente 6 e 24 cm (Figura 29), e com concentrações na base maiores que as de topo. Os testemunhos T10 e T11 não apresentaram aumento das concentrações da base para o topo, com diferenças pouco expressivas entre as extremidades (Figura 31 e Figura 32). O T10 apresentou aumento das concentrações em aproximadamente 4 e 20 cm (Figura 31). No T11, esse aumento foi registrado em aproximadamente 20 cm (Figura 32).

Figura 24: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T1 em novembro de 2018 e maio de 2021.

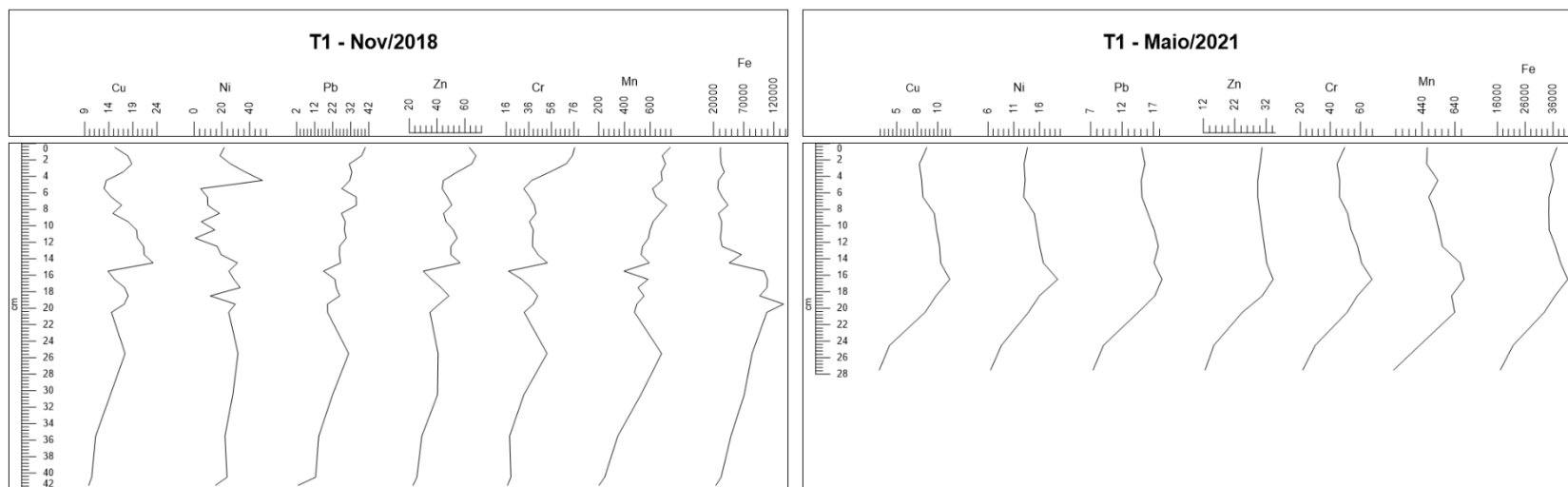


Figura 25: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T3 em novembro de 2018 e maio de 2021.

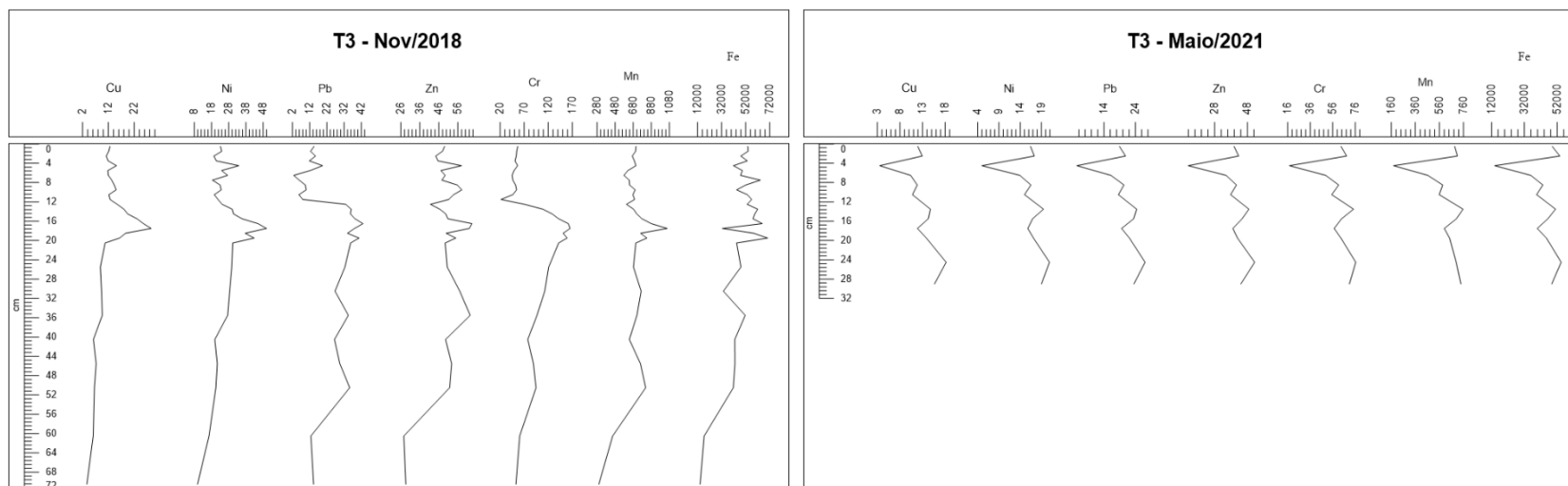


Figura 26: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T4 em novembro de 2018 e maio de 2021.

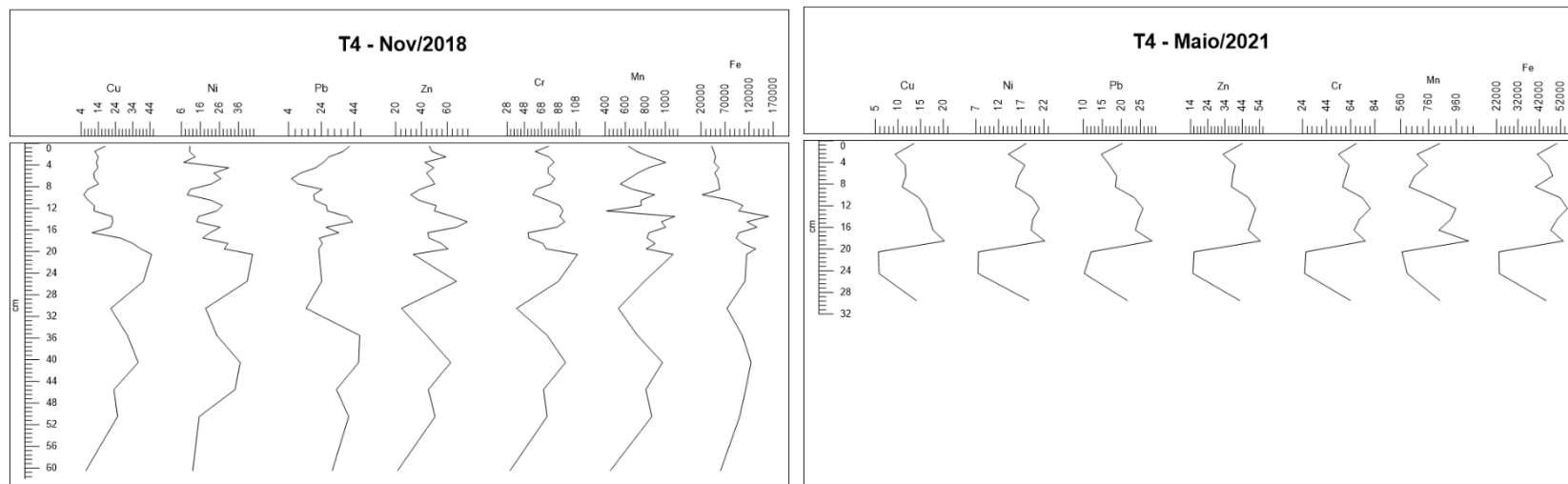


Figura 27: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T13 em novembro de 2018 e maio de 2021.

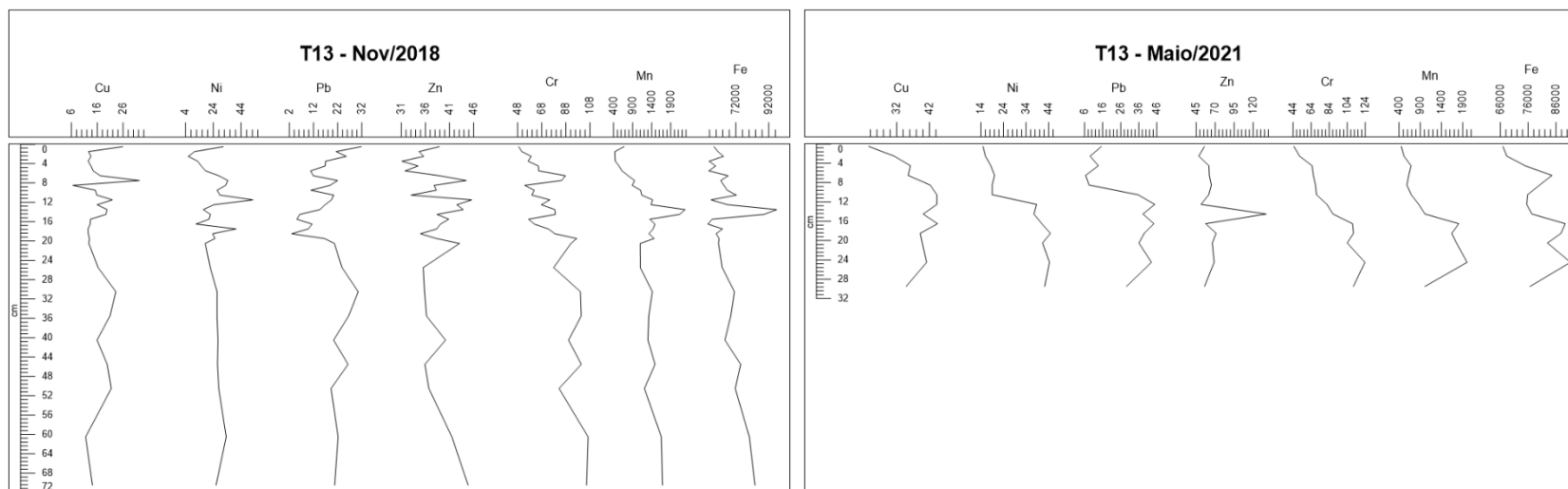


Figura 28: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T6 em novembro de 2018 e maio de 2021.

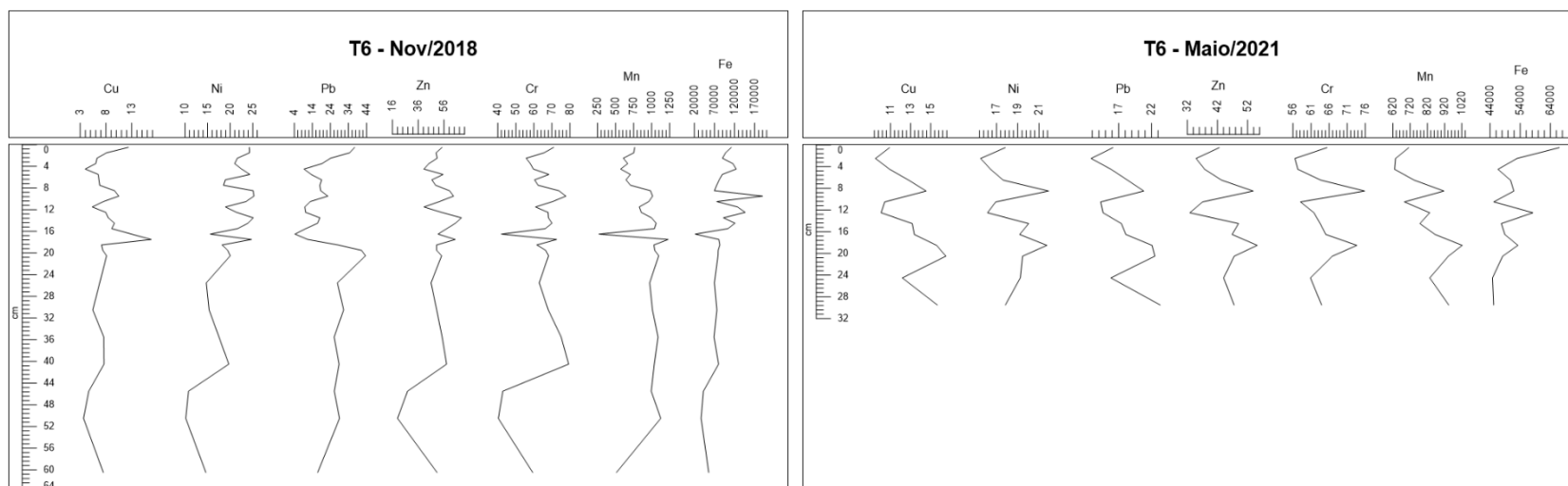




Figura 29: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T7 em novembro de 2018 e maio de 2021.

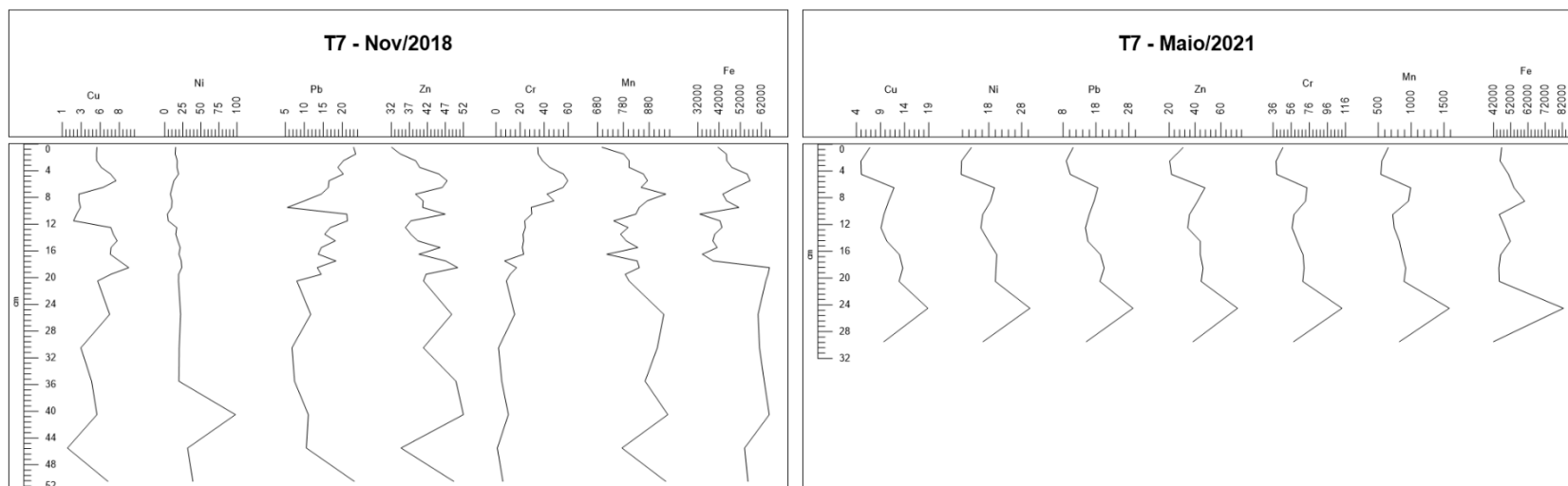


Figura 30: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T9 em novembro de 2018 e maio de 2021.

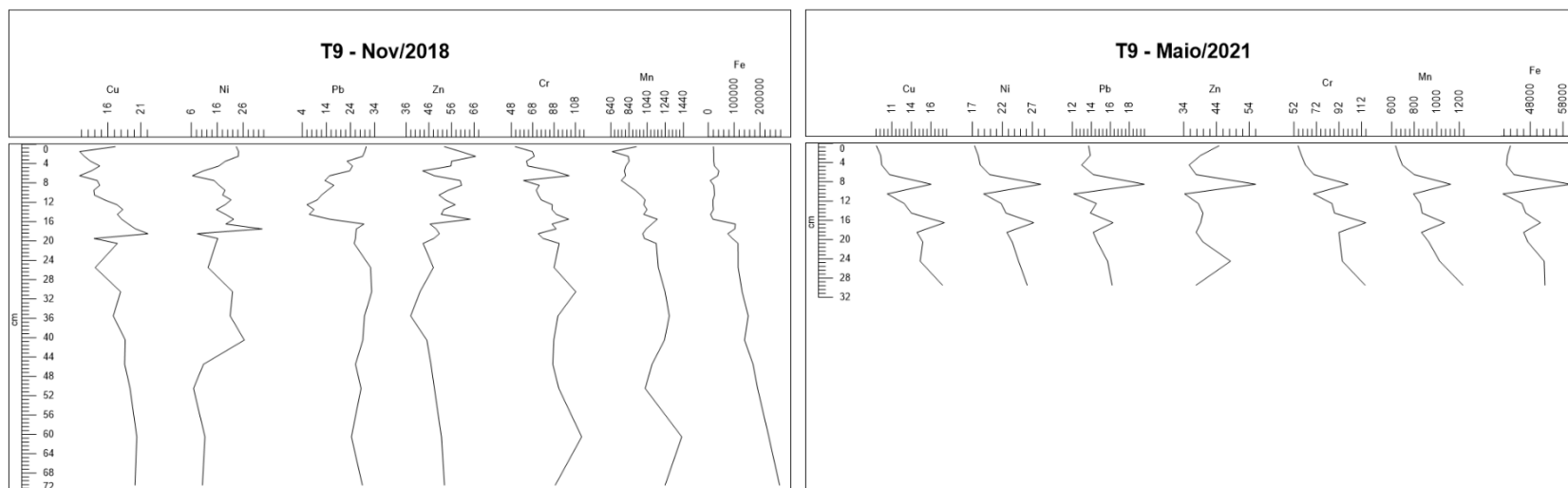


Figura 31: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T10 em novembro de 2018 e maio de 2021.

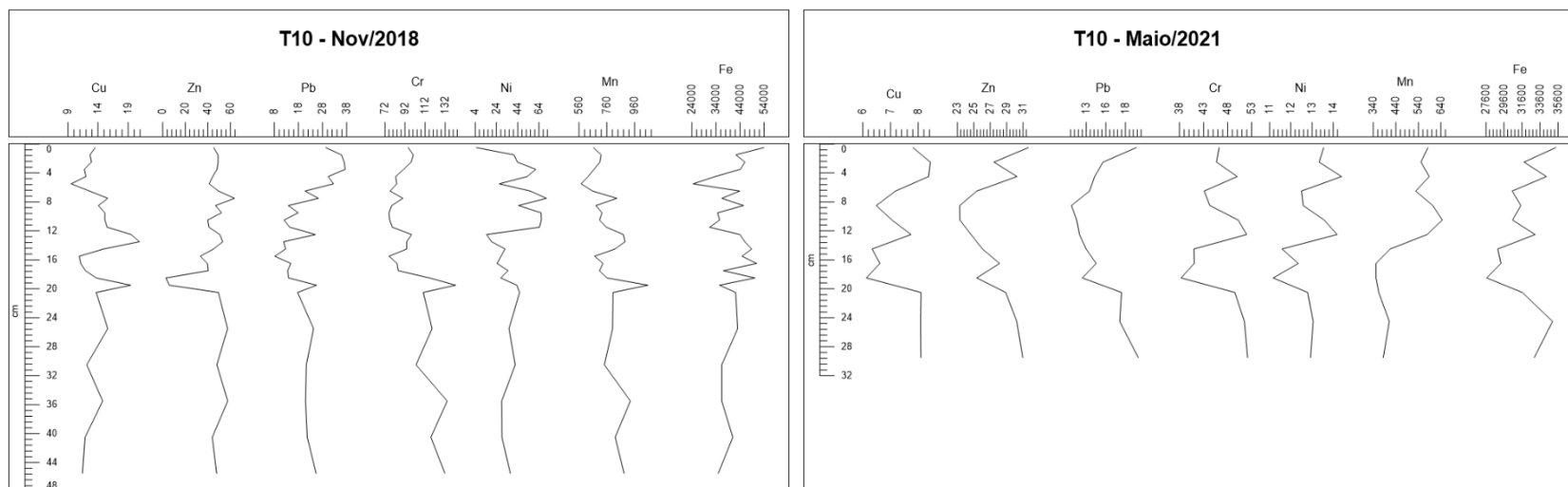
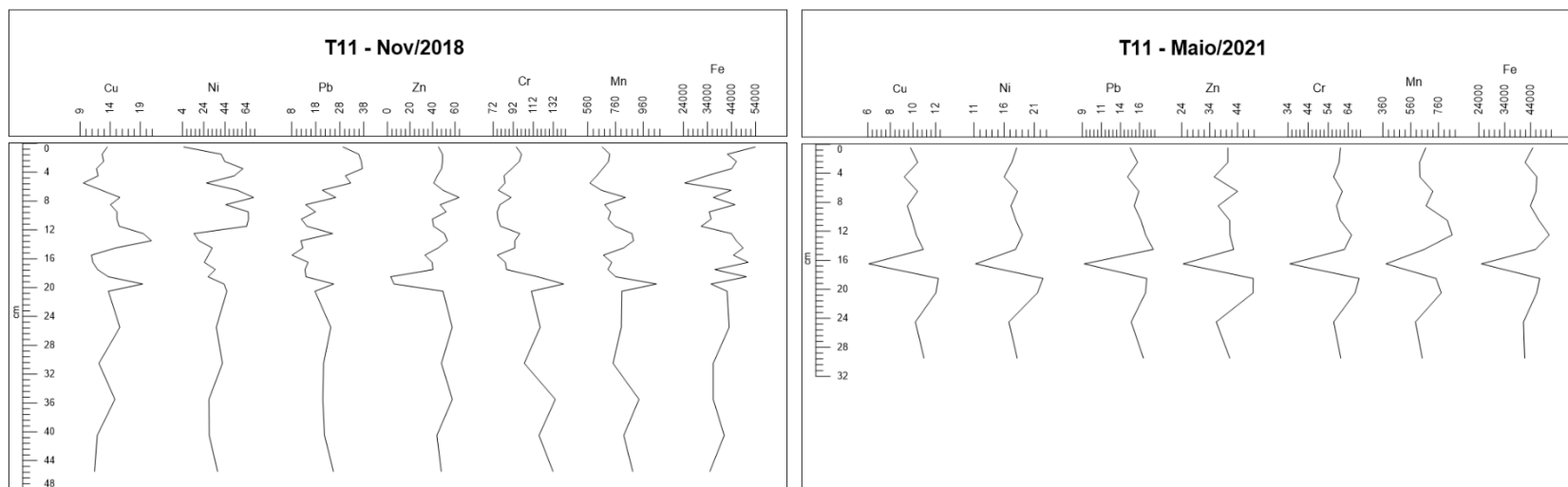


Figura 32: Concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) em ferro (Fe) em  $\mu\text{g/g}$  ao longo do testemunho T11 em novembro de 2018 e maio de 2021.



Os resultados do índice de geoacumulação (Igeo) podem ser vistos na Tabela 5 para os períodos de novembro de 2018 e maio de 2021. Os valores de background de metais para a plataforma continental do Rio Doce foram retirados da base do testemunho T1, coletado em novembro de 2018 e com 71 cm de comprimento. Os resultados de ambos os períodos de coleta sugerem um ambiente extremamente poluído. No caso da segunda campanha, em maio de 2021, deve levar em consideração que o Igeo foi calculado para testemunhos de até 30 cm de comprimento, enquanto os da primeira campanha ultrapassaram essa profundidade. Os resultados mostram um sutil aumento nos índices de geoacumulação de Zn, Cu, Pb e Ni nos testemunhos T7 e T13 (Tabela 6), sugerindo o aumento da contaminação nesses locais e reforçando a hipótese de que além de se depositarem na frente da foz, os sedimentos oriundos do Rio Doce contaminados com rejeitos, tendem a se depositar também ao norte da foz. O índice de geoacumulação para o Fe se manteve elevado em todos os testemunhos nas duas campanhas, mostrando a manutenção dos aportes elevados de ferro na plataforma.

Tabela 6: Valores mínimos e máximos do índice de geoacumulação (Igeo) para Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Mn e Fe em novembro de 2018 e maio de 2021.

|     | Zn       |           | Cu       |           | Pb       |           | Ni       |           | Cr       |           | Mn       |           | Fe       |           |
|-----|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|
|     | Nov/2018 | Maio/2021 | Nov/2018 | Maio/2021 | Nov/2018 | Maio/2021 | Nov/2018 | Maio/2021 | Nov/2018 | Maio/2021 | Nov/2018 | Maio/2021 | Nov/2018 | Maio/2021 |
| T1  | 9-10     | 8-9       | 5-6      | 3-5       | 6-10     | 8-9       | 2-8      | 5-7       | 9-11     | 10-11     | 16-17    | 16-17     | 28-30    | 27-29     |
| T3  | 9-10     | 8-10      | 3-6      | 3-5       | 6-12     | 7-10      | 6-8      | 5-7       | 10-13    | 9-11      | 16-18    | 15-17     | 27-29    | 27-29     |
| T4  | 9-10     | 8-10      | 4-7      | 4-6       | 7-11     | 8-10      | 6-8      | 6-7       | 10-12    | 10-11     | 16-18    | 17-18     | 28-30    | 28-29     |
| T6  | 9-10     | 9-10      | 3-7      | 5-5       | 7-10     | 9-10      | 6-7      | 7-7       | 10-11    | 11-11     | 16-18    | 17-18     | 28-31    | 29-29     |
| T7  | 9-10     | 9-10      | 2-5      | 4-6       | 7-10     | 8-10      | 5-9      | 6-8       | 5-11     | 10-12     | 17-18    | 17-18     | 28-29    | 29-30     |
| T9  | 10-10    | 9-10      | 5-6      | 4-5       | 8-10     | 9-9       | 5-8      | 7-8       | 11-12    | 11-12     | 17-18    | 17-18     | 26-31    | 28-29     |
| T10 | 9-10     | 9-9       | 4-5      | 4-4       | 7-10     | 8-9       | 6-8      | 6-7       | 10-11    | 10-11     | 16-17    | 16-17     | 28-29    | 28-28     |
| T11 | 6-10     | 9-10      | 5-6      | 4-5       | 8-10     | 8-9       | 5-9      | 6-7       | 11-12    | 10-11     | 17-18    | 16-17     | 28-29    | 28-29     |
| T13 | 9-10     | 10-11     | 4-6      | 6-7       | 7-10     | 8-10      | 5-8      | 7-8       | 11-12    | 11-12     | 16-19    | 16-19     | 29-30    | 29-30     |



A maior contaminação foi observada para o ferro, com Nigeo elevado em todos os testemunhos, resultado que pode ser justificado pelo aporte massivo deste elemento para a PCRD através do Rio Doce, em função do rompimento da barragem de Fundão. Rejeitos de mineração geralmente são ácidos devido à oxidação de compostos de enxofre. A exposição de pirita ( $\text{FeS}_2$ ) e outros minerais de enxofre ao oxigênio atmosférico resulta em uma reação intempérica extremamente ácida. O enxofre da pirita é oxidado à sulfato e íons  $\text{Fe}^{2+}$  são liberados. Uma vez iniciada essa reação pela oxidação atmosférica, estabelece-se um ciclo onde o Fe (II) é oxidado a Fe (III) e este último é capaz de oxidar a pirita, substituindo o oxigênio e gerando novamente Fe (II) e produzindo mais acidez. Em águas acidificadas por rejeitos de mineração ( $2,6 < \text{pH} < 2,8$ ), as concentrações de manganês, níquel e cobalto pode aumentar em até 10.000x em relação aos valores de *background*. Já as concentrações de ferro, cobre e chumbo podem aumentar em até 2000, 1000 e 500x, respectivamente (Förster & Wittman, 1981).

Deve-se considerar que no trajeto ao longo do Rio Doce até a foz os metais em suspensão podem sofrer transformações devido a alterações físico-químicas na porção estuarina. Existem diferenças específicas no comportamento de vários elementos metálicos em águas oceânicas e continentais, e elementos como alumínio, ferro, manganês, chumbo, zinco, cobre, titânio e cromo são efetivamente removidos da fração dissolvida ao adentrar o ambiente marinho. Elementos como ferro e cromo, por exemplo, formam rapidamente hidróxidos insolúveis, depositando-se nos sedimentos de fundo. No entanto, um metal imobilizado no sedimento de fundo não necessariamente permanece nessa forma, mas pode ser liberado para a coluna d'água adjacente em função de mudanças físico-químicas no ambiente aquático.

Os dados do presente estudo se mostraram superiores às concentrações encontradas por (Gomes et al., 2017) em sedimentos superficiais na foz do Rio Doce apenas 2 dias após a chegada dos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem, que foram inferiores a  $50.000 \text{ mg.kg}^{-1}$  para ferro. No T6, por exemplo, as concentrações de Fe ultrapassaram  $50.000 \text{ mg.kg}^{-1}$  ao longo de quase todo o testemunho, ultrapassando  $110.000 \text{ mg.kg}^{-1}$  no topo. No T3 as concentrações de ferro também ultrapassaram os valores encontrados por Gomes et al. (2017) entre as profundidades de 10 a 17 cm, atingindo valores tão elevados quanto  $70.236,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nos demais testemunhos concentrações de Fe acima de  $50.000 \text{ mg.kg}^{-1}$  também foram observadas, no T7 com maior frequência na parte inferior do testemunho, a partir de 19 cm. No T10 as concentrações acima de  $50.000 \text{ mg.kg}^{-1}$  foram registradas na porção superior do testemunho, do topo até 5 cm. Gomes et al. (2017) encontraram concentrações de Zn após o acidente  $< 6,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ , ao passo que no presente estudo, essa concentração foi facilmente ultrapassada ao longo de todos os testemunhos, sugerindo forte aporte deste elemento para a área de estudo. Para o cromo, os referidos autores registraram concentrações  $< 30,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  dois dias após a chegada dos rejeitos na foz. No presente estudo as concentrações de Cr ultrapassaram facilmente esse valor, principalmente nos testemunhos T3 e T6, localizados perto da foz. Para os demais testemunhos observou-se concentrações de Cr  $> 30 \text{ mg.kg}^{-1}$  principalmente na porção superior dos mesmos.

#### 2.1.4 Considerações finais

Com relação aos resultados obtidos a partir dos testemunhos, até o momento revelou-se forte contaminação da área de estudo por metais pesados em relação ao *background* local, com destaque para o ferro que apresentou índices de geoacumulação em torno de 30, classificando a área como extremamente poluída. Além disso, as concentrações dos elementos estudados ultrapassaram valores das diretrizes internacionais para avaliação da qualidade de sedimentos. Observou-se que as áreas com maior proximidade da foz do Rio Doce (T3 e T6) apresentam maiores concentrações de metais pesados, justificando-se esses resultados pelos maiores teores de lama e matéria orgânica que atuam como sequestradores desses elementos. No caso do T3 as concentrações são mais elevadas em função da deriva litorânea preferencialmente na direção sul da foz tornando essa região propícia ao acúmulo de material proveniente do Rio Doce, além dos elevados teores de matéria orgânica e sedimentos finos que favorecem o carreamento de metais. O fato de as concentrações de metais pesados serem superiores aos valores encontrados na foz do Rio Doce apenas 2 dias após a chegada dos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem de Fundão, sugere um aporte massivo e contínuo desses elementos para a área de estudo.

Observou-se uma ligeira diminuição das concentrações de metais entre as campanhas de novembro de 2018 e maio de 2021, principalmente de ferro, contudo, os índices de geoacumulação confirmam que a área de estudo se mantém contaminada mesmo após seis anos do rompimento da barragem do Fundão, que ocorreu em 2015. Os resultados da segunda campanha revelaram que a área em frente à foz do Rio Doce, representada no presente estudo pelo testemunho T13, foi a que acumulou, no geral, as maiores concentrações de metais. O acúmulo de ferro, principal elemento componente dos rejeitos da barragem do Fundão, apresentou o maior acúmulo no testemunho T13, e este apresentou similaridades estatísticas com os testemunhos T6 e T7, em termos de concentração de Fe, sugerindo uma tendência deposicional dos rejeitos tanto na área em frente à foz quando ao norte da mesma.

A toxicidade dos metais pesados para a biota é amplamente reconhecida na literatura científica, contudo, os resultados gerados pelo presente estudo não permitem que a biodisponibilidade desses elementos seja avaliada de forma criteriosa, uma vez que foram determinadas as concentrações pseudo-totais. As concentrações de metais pesados acima dos valores propostos por diretrizes internacionais de qualidade de sedimentos sugerem, contudo, risco efetivo para a biota local.

Já os resultados do mapeamento de habitat forneceram informações fundamentais sobre a geodiversidade nas três áreas investigadas. Além disso, representam uma base de conhecimento riquíssima para outros estudos ambientais e de indicadores ecológicos relacionados aos impactos que o desastre possa ter causado.

Em um contexto de programa de monitoramento ambiental, uma das questões relacionadas à análise temporal e espacial dos trabalhos era a falta de conhecimento sobre o fundo marinho. O mapeamento de habitat proporcionou até o momento uma contribuição significativa nesse sentido, fornecendo resultados importantes para o monitoramento e para tomadas de decisão em outras esferas, além da

contribuição científica ao alcançar produtos importantes utilizando técnicas de classificação automatizadas. Ao final de cada subproduto e da interpretação subsequente dos dados adquiridos, fica ainda mais nítida a necessidade de dar continuidade aos levantamentos de campo com o intuito principal de conectar as áreas já mapeadas e produzir então um retrato único e abrangente da geodiversidade dos habitats marinhos estudados até o momento.

Algumas das próximas etapas envolvem a tentativa de extrair mais informações para incrementar a classificação do fundo marinho, e a padronização das análises de imagens para a completude das áreas mapeadas visando estabelecer uma conectividade e aplicabilidade mais ampla das mesmas, possibilitando uma integração maior da classificação de habitat e avaliação da vulnerabilidade.

## 2.2 MODELAGEM NUMÉRICA

### 2.2.1 Introdução

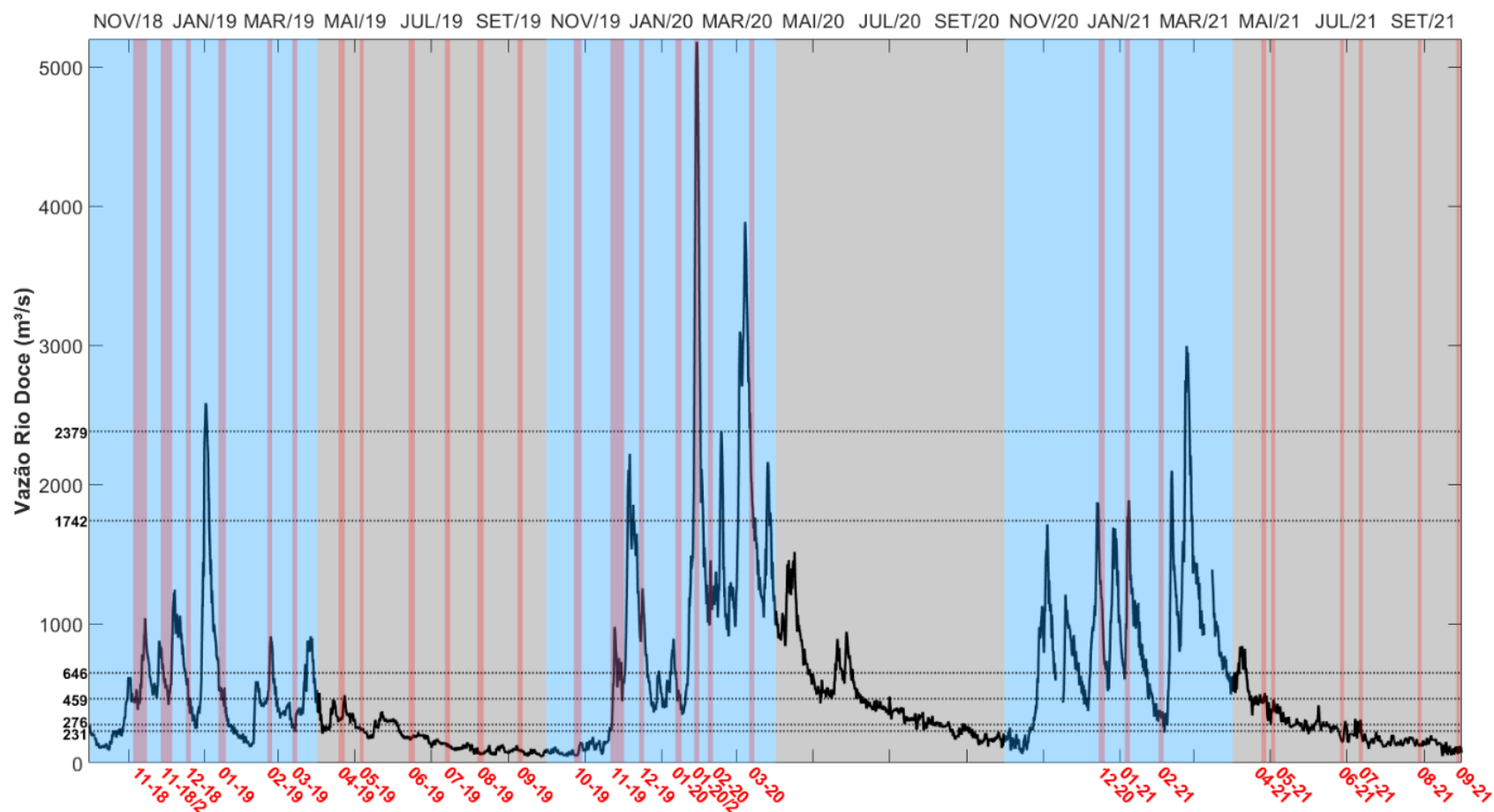
A compreensão da variabilidade espaço-temporal das forçantes físicas identificadas ao longo do período de execução do PMBA/Fest-RRDM foi fundamental para o entendimento das mudanças nos índices de qualidade da água na região marinha adjacente ao Rio Doce (RRDM, 2019a; RRDM, 2020). No período chuvoso há maior aporte de material sedimentar à plataforma continental com rejeitos de mineração a ele associado, haja vista que são frequentes eventos hidrológicos na bacia do Rio Doce que acarretam aumentos significativos da vazão fluvial. Uma vez na plataforma continental, o rejeito de mineração associado ao sedimento é submetido, por exemplo, à atuação de ondas mais energéticas em virtude da passagem de frentes frias na região e à chegada de ondulações remotas (*swell*) durante o período seco que também atuam na remobilização do fundo marinho. Então, tanto o material proveniente do aporte fluvial quanto o sedimento ressuspensionado ficam sob a influência da ação, das correntes geradas pela tensão de cisalhamento do vento, das correntes de maré e da deriva litorânea (RRDM, 2020). Logo, tanto no período seco quanto no período chuvoso foram identificadas mudanças nos parâmetros abióticos e bióticos no ambiente marinho em consequência da variabilidade das forçantes físicas que atuam no ambiente.

Este relatório descreve o comportamento das forçantes físicas ao longo do terceiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, priorizando tanto as comparações interanuais, bem como ressaltando as semelhanças e as diferenças existentes entre os períodos chuvosos e secos. A discussão é apresentada para caracterizar a evolução espaço-temporal da clorofila-*a* e da turbidez a partir da análise dos dados obtidos *in situ* provenientes tanto das séries temporais de CTD e ADCP obtidas nos fundeios quanto das campanhas de perfilagem de CTD, utilizando as imagens de sensoriamento remoto para auxiliar na compreensão sinótica da dinâmica instantânea do ambiente. Os resultados de experimentos numéricos do transporte de sedimentos são devidamente incorporados à discussão para auxiliar no entendimento dos papéis dos diferentes processos físicos atuantes na região costeira e plataforma continental adjacente ao Rio Doce, e assim, auxiliar na tomada de decisões para a mitigação de impactos e conservação do meio ambiente marinho.

### 2.2.2 Resultados

O Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM compreendeu o período de outubro/2020 a setembro/2021 no qual foram realizadas nove campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho (não houve atividades de campo nos meses de outubro/2020, novembro/2020 e março/2021). A variabilidade temporal da vazão fluvial do Rio Doce ao longo de todo o PMBA/Fest-RRDM é mostrada na Figura 33.

Figura 33: Série temporal de vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) horária do Rio Doce medida na estação P21 (Linhares - ES) entre novembro/2018 e setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* na foz do Rio Doce são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos chuvosos e secos para a região. As linhas pontilhadas horizontais indicam os limites que estabelecem as condições de vazão de acordo com Oliveira e Quaresma (2017), sendo estas faixas de valores, em ordem crescente, indicativos de condições de Seca extrema, Baixo fluxo, Seca, Normal, Úmida, Alto fluxo e Inundação, respectivamente.



Na maior parte do mês de outubro/2020 a vazão do Rio Doce esteve dentro da condição de Seca extrema. Após isso, os valores aumentaram formando 3 picos dentro da condição Úmida e 2 picos atingiram a condição de Alto fluxo em meados de dezembro/2020 e início de janeiro/2021. Neste segundo, o valor máximo da vazão foi 1886 m<sup>3</sup>/s que coincidiu com a realização da campanha 01-21. A condição de vazão variou de Seca extrema no início do mês de fevereiro/2021 para Alto fluxo em meados de fevereiro/2021 e, ainda, ocorreu um pico na condição de Inundação ao final do mesmo mês, cujo maior valor registrado foi de 2995 m<sup>3</sup>/s. Após esse evento, os valores de vazão foram diminuindo gradativamente até atingir a condição de Seca extrema em julho/2021, onde permaneceu até setembro/2021.

A Tabela 7 sintetiza a condição de vazão no momento da realização de cada uma das nove campanhas realizadas ao longo do Ano 3 na foz do Rio Doce, bem como os valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo durante o período de execução.

Tabela 7: Síntese das condições de vazão do Rio Doce de acordo com a classificação de Oliveira e Quaresma (2017), média, desvio padrão, mínimo e máximo (m<sup>3</sup>/s) para cada uma das campanhas realizadas na foz do Rio Doce durante o Ano 3.

| Campanha | Período de execução | Condição de Vazão   | Média   | Desvio | Mínimo | Máximo  |
|----------|---------------------|---------------------|---------|--------|--------|---------|
| 12-20    | 15 a 19/12/2020     | Úmida               | 1.139,5 | 263,6  | 704,7  | 1.683,2 |
| 01-21    | 05 a 08/01/2021     | Úmida a Alto fluxo  | 1.371   | 457,6  | 618,1  | 1.886,5 |
| 02-21    | 01 a 04/02/2021     | Seca                | 339,6   | 32,1   | 256,2  | 379,3   |
| 04-21    | 24 a 27/04/2021     | Seca e Normal       | 456,1   | 23,9   | 423,6  | 503     |
| 05-21    | 02 a 04/05/2021     | Seca                | 398,4   | 29,6   | 356,5  | 454,2   |
| 06-21    | 26 a 28/06/2021     | Seca extrema        | 166,2   | 18     | 148,7  | 219,5   |
| 07-21    | 11 a 13/07/2021     | Seca a Seca extrema | 230,4   | 43     | 157,9  | 310,2   |
| 08-21    | 27 a 29/08/2021     | Seca extrema        | 129,2   | 7,0    | 118    | 141,6   |
| 09-21    | 27 a 29/09/2021     | Seca extrema        | 92,5    | 18,6   | 61,5   | 120,7   |

A vazão fluvial do Rio Doce no período correspondente ao Ano 3 apresentou valores de média e mediana de 548 m<sup>3</sup>/s e 351 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. Comparativamente aos anos anteriores, esses valores foram 57% (média) e 39% (mediana) maiores em relação ao mesmo período do Ano 1, ao mesmo tempo que ambos foram 25% menores em relação ao Ano 2.

Especificamente por período, a vazão fluvial do Rio Doce no intervalo chuvoso do Ano 3 (entre outubro/2020 e março/2021) teve média e mediana de 862 m<sup>3</sup>/s e 791 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. Comparando-os aos valores registrados nos anos anteriores, a média foi 66% maior em relação ao mesmo período do Ano 1 e 13% menor em relação ao Ano 2, enquanto o valor da mediana foi 80% e 9% maior do que nos dois anos anteriores, mas 18% menor do que o valor mediano climatológico da estação úmida definida por Oliveira e Quaresma (2017) <sup>1</sup>.

Por outro lado, a vazão média do Rio Doce no período seco do Ano 3 (abril/2021 a setembro/2021) foi de 257 m<sup>3</sup>/s, isto é, 43% maior em relação ao Ano 1 e 45% menor em relação ao Ano 2. Já o valor mediano foi 219 m<sup>3</sup>/s, sendo 42% maior do que o mesmo período do Ano 1, 43% menor em comparação

<sup>1</sup> A estação úmida definida por Oliveira e Quaresma (2017) ocorre entre novembro e março e é caracterizada pelos maiores valores medianos de vazão (965 m<sup>3</sup>/s) com a co-ocorrência de alta carga de sedimento e alta descarga de água.



ao Ano 2 e 40% menor em relação ao valor mediano climatológico da estação seca definida por Oliveira e Quaresma (2017) <sup>2</sup>.

Os valores de média, desvio padrão e mediana da vazão do Rio Doce para todos os períodos supracitados encontram-se sintetizados na Tabela 8. É possível notar que o Ano 2 apresentou a maior variabilidade (desvio-padrão) da série temporal para todos os períodos, seguido pelo Ano 3 e, por último, o Ano 1.

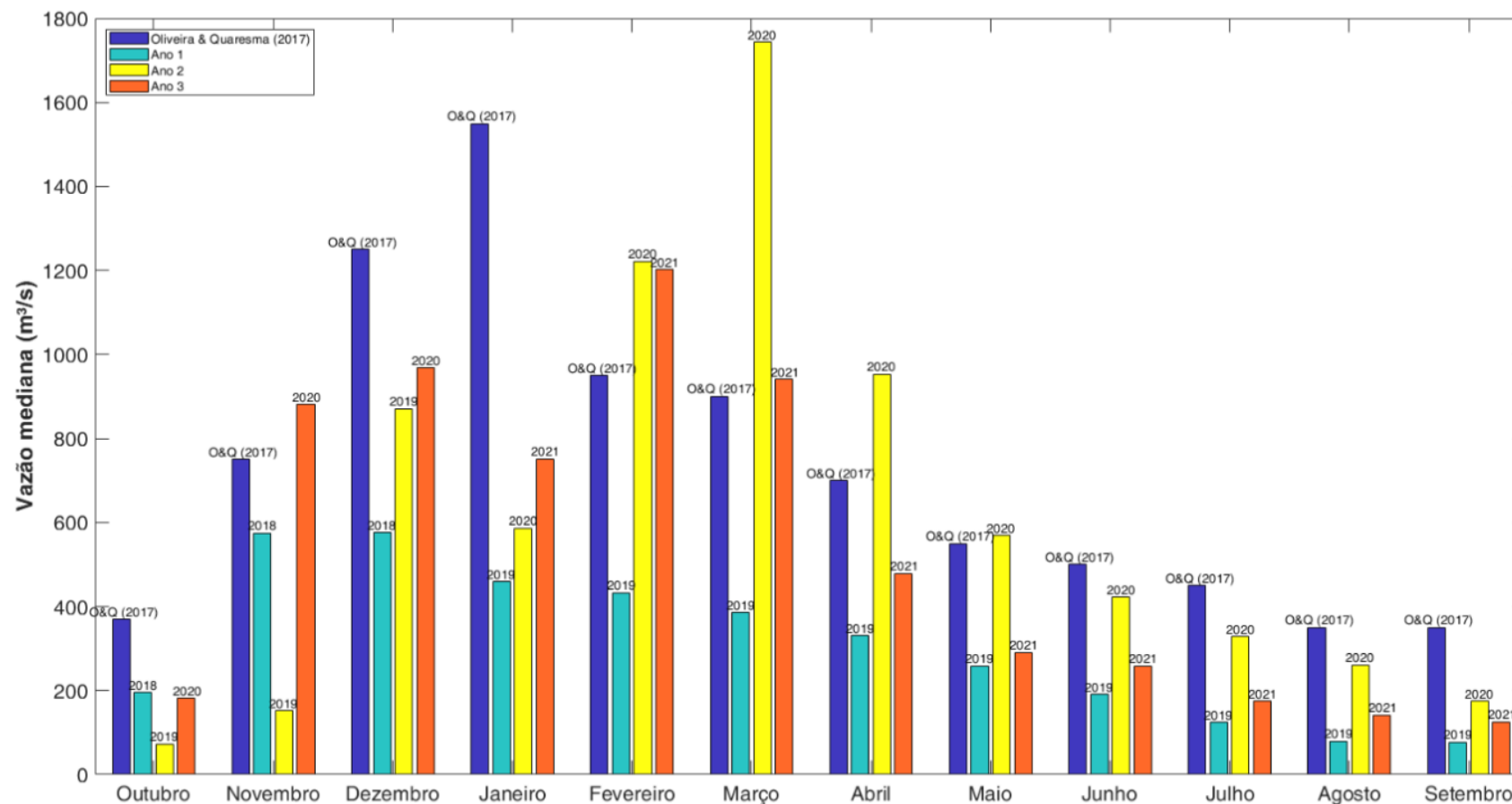
Tabela 8: Valores de média  $\pm$  desvio padrão e mediana da vazão do Rio Doce ( $m^3/s$ ) ao longo dos períodos anuais, chuvosos e secos dos Anos 1 (outubro/2018 – setembro/2019), 2 (outubro/2019 – setembro/2020) e 3 (outubro/2020 – setembro/2021). A estatística foi calculada a partir dos dados medidos na estação P21 (Linhares - ES) do PMBA/Fest-RRDM no ambiente dulcícola entre os meses de outubro/2018 e setembro/2021.

| Intervalo | Anual<br>(outubro a setembro) |         | Período chuvoso<br>(outubro a março) |         | Período Seco<br>(abril a setembro) |         |
|-----------|-------------------------------|---------|--------------------------------------|---------|------------------------------------|---------|
|           | Média $\pm$ Desvio            | Mediana | Média $\pm$ Desvio                   | Mediana | Média $\pm$ Desvio                 | Mediana |
| Ano 1     | 349,15 $\pm$ 332,29           | 253,10  | 519,11 $\pm$ 391,61                  | 439,45  | 180,11 $\pm$ 102,05                | 153,90  |
| Ano 2     | 726,58 $\pm$ 751,41           | 468,65  | 987,89 $\pm$ 952,41                  | 725,00  | 465,27 $\pm$ 293,06                | 382,10  |
| Ano 3     | 548,43 $\pm$ 493,54           | 350,90  | 862,18 $\pm$ 539,37                  | 791,10  | 257,04 $\pm$ 152,69                | 219,10  |

A comparação interanual da distribuição mensal mediana da vazão do Rio Doce com os valores medianos mensais climatológicos segundo Oliveira e Quaresma (2017) é mostrada na Figura 34.

<sup>2</sup> A estação seca definida por Oliveira e Quaresma (2017) se estende de abril a outubro, caracterizada pelos valores mais baixos da mediana da vazão do Rio Doce ( $368 m^3/s$ ).

Figura 34: Valores medianos da vazão do Rio Doce (m³/s) para os meses de outubro a setembro de acordo com a climatologia de Oliveira e Quaresma (2017) (azul), durante o Ano 1 (verde), durante o Ano 2 (amarelo) e durante o Ano 3 (laranja).



Em geral, as vazões medianas foram quase sempre menores do que o padrão climatológico, exceto para os meses que marcam a transição entre os períodos chuvosos e secos, isto é, fevereiro e março que são os dois últimos meses do período chuvoso e abril e maio que são os dois primeiros meses do período seco. Este atraso de um ou dois meses para ocorrer a maior vazão comparativamente à climatologia sugere que o padrão da distribuição temporal da vazão mediana parece ter se alterado. A confirmação de uma alteração desta significância ainda carece de mais dados, mas pode ser importante ter isso em consideração na análise dos dados obtidos.

As variabilidades temporais da vazão fluvial (Figura 33), da descarga sólida em suspensão (QSS) do Rio Doce estimada na estação P21 (Linhares - ES) (Figura 35) e da turbidez medida no Rio Doce em Regência (Linhares – ES) na estação RDO-16 Boia do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos da Fundação RENOVA (PMQQS) (Figura 36) mostraram aumentos significativos durante os picos de vazão destacados anteriormente. Destaca-se que no momento da maior vazão registrada ao longo do Ano 3, o valor de QSS atingiu 55.030 t/d e a turbidez no rio atingiu 739 NTU. Durante a realização da campanha 01-21, o valor máximo da QSS foi de 17.526 t/d (13,4% do valor máximo registrado no Ano 3) e a turbidez associada foi de 249 NTU. Por outro lado, no decorrer do período seco os valores de QSS não ultrapassaram 2.349 t/d (ou seja, 4% do valor máximo registrado no Ano 3) e o máximo de turbidez registrada foi de 93 NTU, ambos em abril/2021.

Em contrapartida, a salinidade prática estimada a partir da condutividade medida na estação RDO-16 Boia do PMQQS (Figura 37) se comportou de maneira inversa à vazão fluvial.

Figura 35: Série temporal de descarga sólida em suspensão ( $10^5$  t/d) horária do Rio Doce medida na estação P21 (Linhares - ES) entre novembro/2018 e setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* na foz do Rio Doce são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos chuvosos e secos para a região.

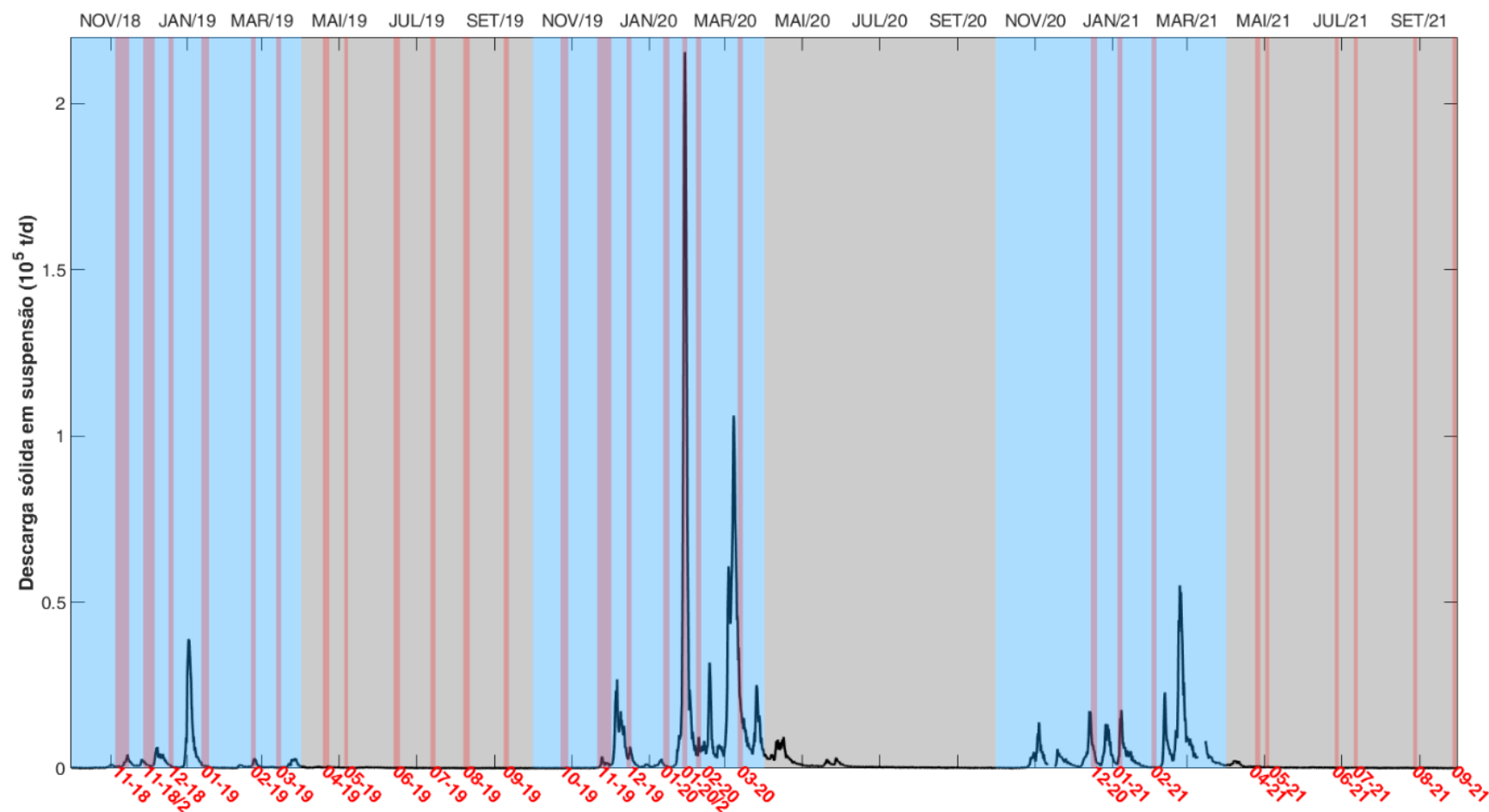


Figura 36: Série temporal de turbidez (NTU) horária medida na estação automática RDO-16 Boia do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos da Fundação RENOVA entre novembro/2018 e setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* na foz do Rio Doce são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos chuvosos e secos para a região.

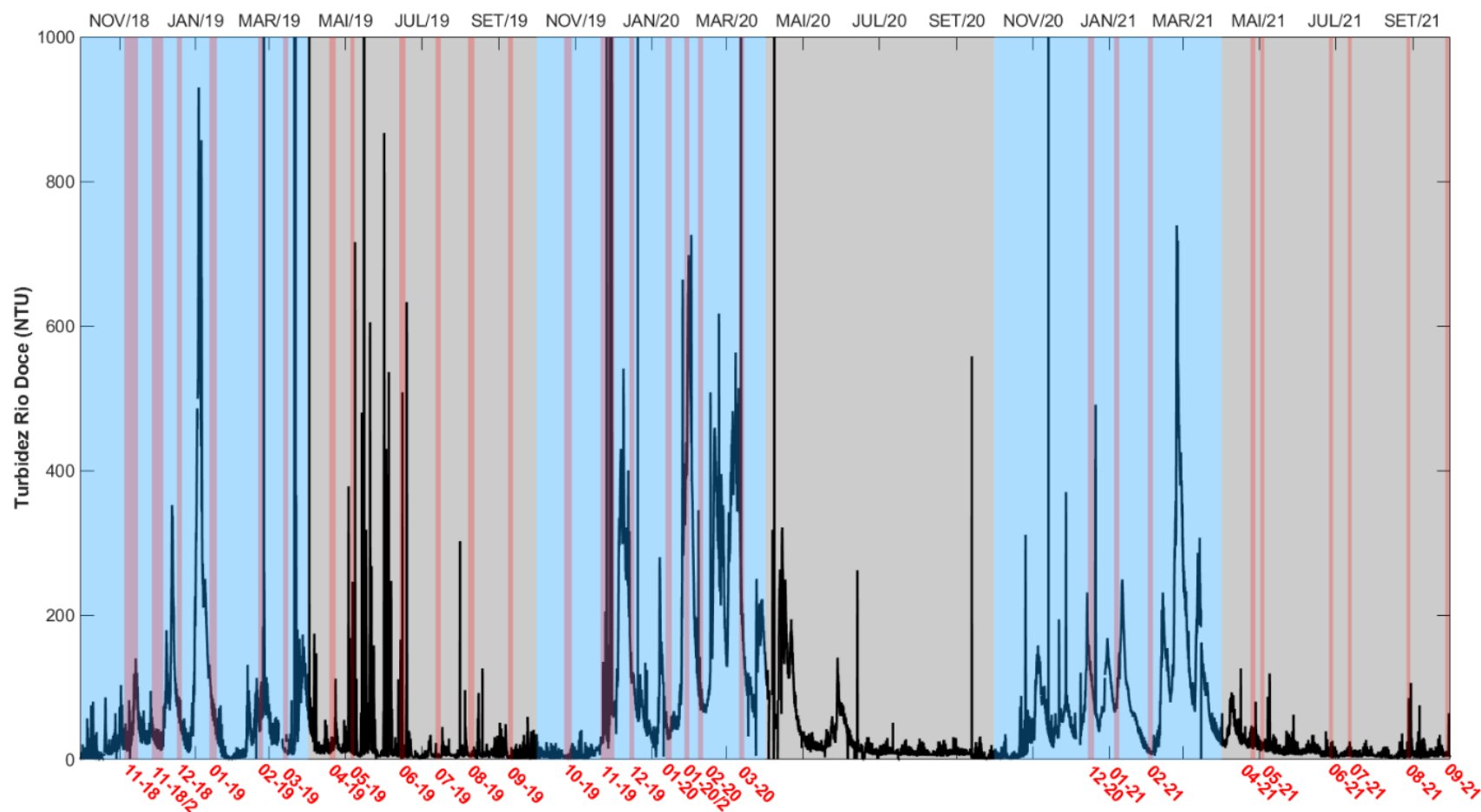
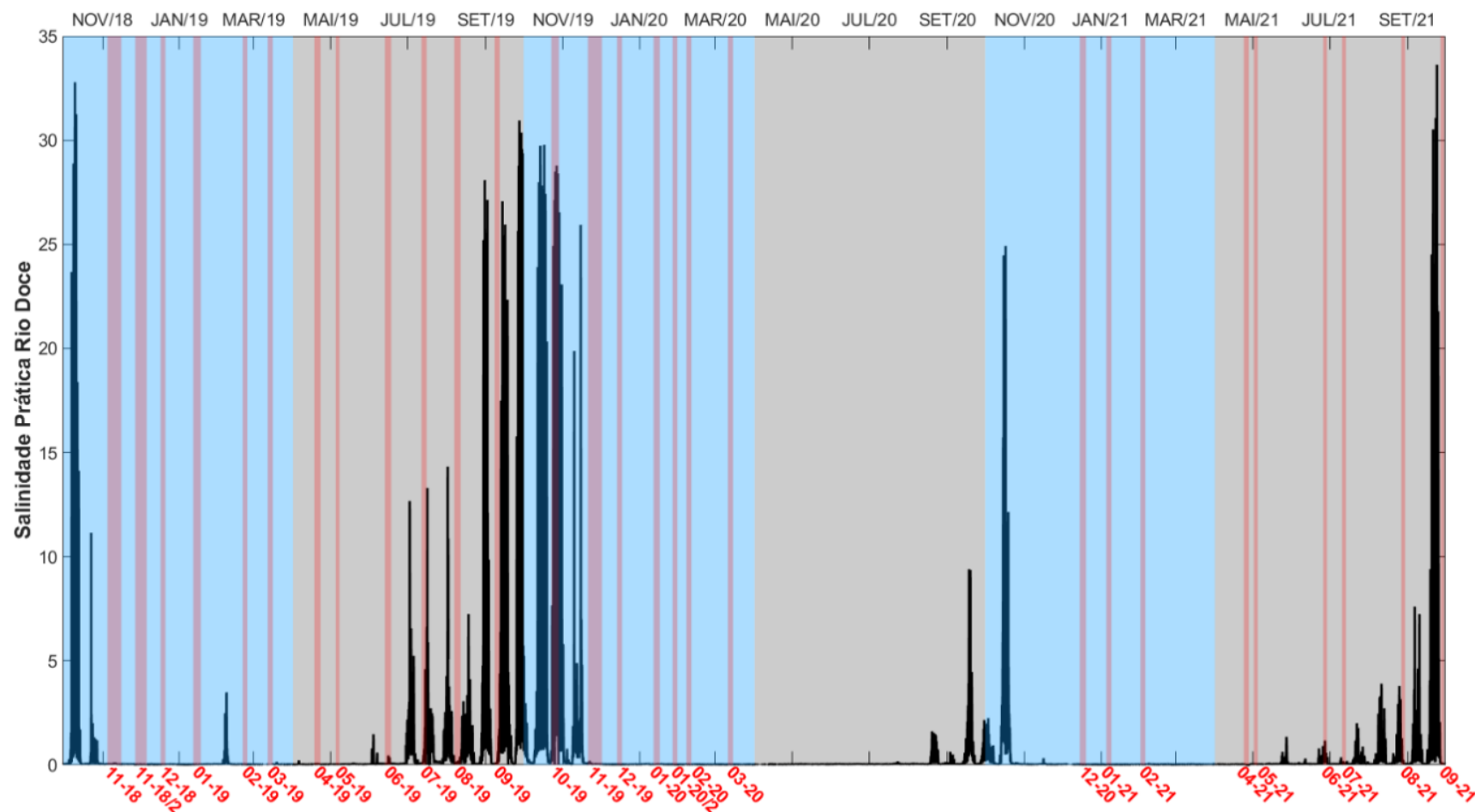


Figura 37: Série temporal de salinidade prática (sem unidade) horária calculada a partir da condutividade (uS/cm) medida na estação automática RDO-16 Boia do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos da Fundação RENOVA entre novembro/2018 e setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* na foz do Rio Doce são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam, nesta ordem, os períodos chuvosos e secos para a região.



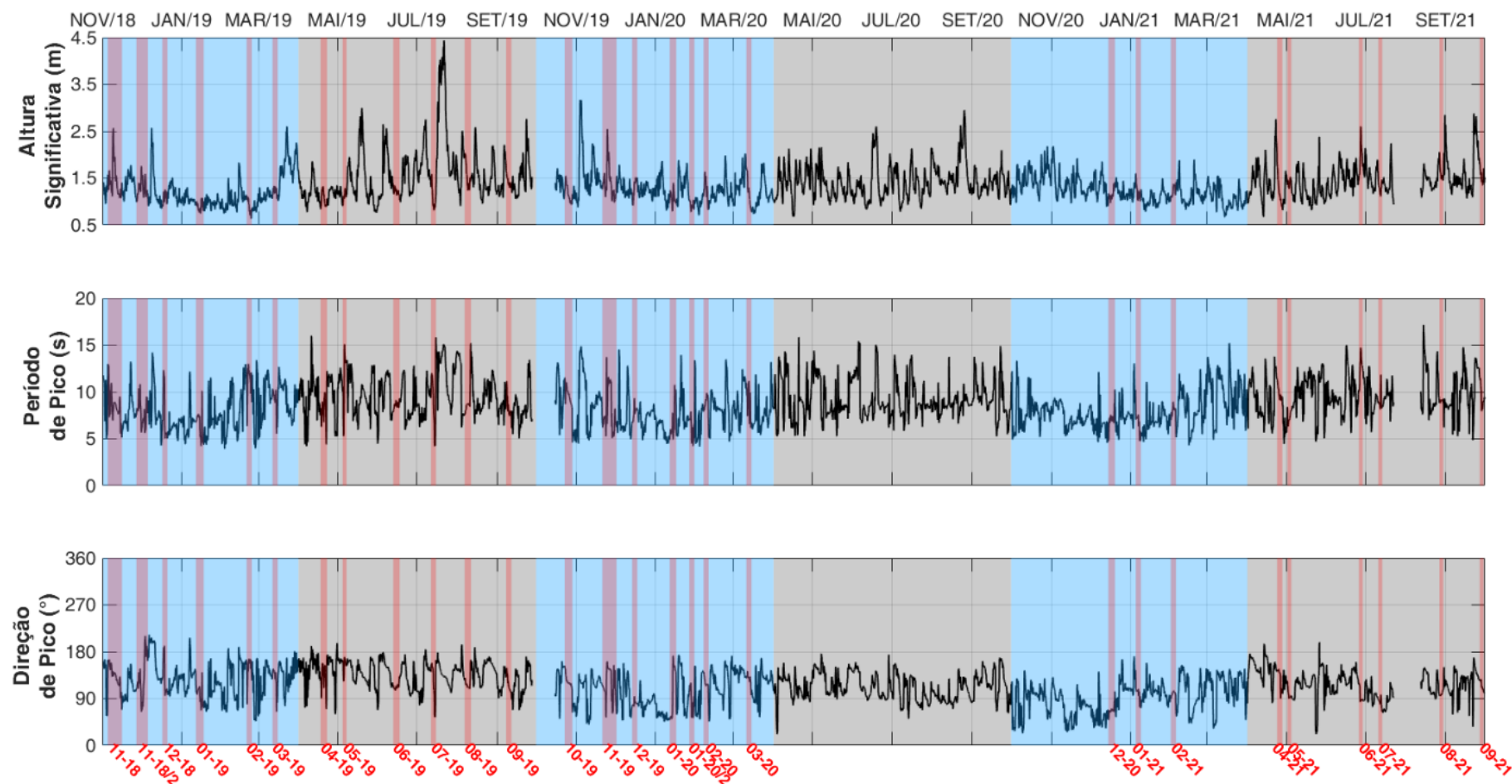


Em outubro/2020 a vazão do Rio Doce estava na condição de Seca extrema e a salinidade prática dentro do rio atingiu o valor de 25, pois com a descarga fluvial reduzida houve a intrusão de água salgada para dentro do rio. Com o aumento da vazão no período chuvoso, a salinidade medida na Boia RDO-16 ficou praticamente zero. Com o reinício do período seco e a diminuição da vazão fluvial, a salinidade medida dentro do rio voltou a aumentar. Isso pode ser identificado desde o mês de julho/2021 quando a vazão retornou à condição de Seca extrema enquanto o valor de salinidade chegou a 8. O maior valor (34) ocorreu no final do mês de setembro/2021 quando a vazão fluvial do Rio Doce permaneceu entre 49 e 151 m<sup>3</sup>/s.

Embora a vazão fluvial seja o fator principal da ocorrência de água salina dentro do rio, é, principalmente, a maré quem modula a intensidade desta intrusão. Uma vez que as maiores salinidades medidos dentro do rio ocorrem na combinação das menores descargas fluviais com a maré de enchente no período de sizígia.

Assim como a salinidade, a ocorrência das ondas de gravidade superficial ao longo das medições do PMBA/Fest-RRDM aconteceu de forma oposta ao comportamento da vazão. De modo geral, conforme apresentados nos relatórios anteriores (RRDM, 2019a; RRDM, 2020), os períodos secos foram caracterizados por um incremento da energia das ondas de gravidade na região em comparação aquele observado nas medições referentes aos períodos chuvosos (Figura 38).

Figura 38: Séries temporais de altura significativa – Hs - (superior), período de pico de onda – Tp - (central) e direção de pico de onda – Dp - (inferior), medidas no fundeio F3 no período de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região. As séries temporais para esses mesmos parâmetros nos demais pontos de fundeio são apresentados no *Material Suplementar A3MMS2, Figuras 1 a 3*.



A altura significativa ( $H_s$ ) média de ondas no período seco do Ano 3 foi  $1,46 \pm 0,36$  m, valor cerca de 17,7% maior em relação ao medido no período chuvoso do mesmo ano ( $1,24 \pm 0,27$  m) (RRDM, 2021), resultando em um  $H_s$  anual médio de cerca de  $1,34 \pm 0,36$  m. Em comparação aos anos anteriores (Tabela 9), o valor de médio anual da altura significativa de onda do Ano 3 foi ligeiramente menor que aquele do Ano 2 ( $1,36 \pm 0,36$  m) devido, principalmente, às medições relativas ao período chuvoso (RRDM, 2021). Assim, o Ano 1 manteve-se como o período de maior valor médio anual de  $H_s$  ( $1,40 \pm 0,53$  m), devido ao desenvolvimento da Tempestade Tropical Iba (março/2019) e do evento de grandes ondas (julho/2019) (RRDM, 2020).

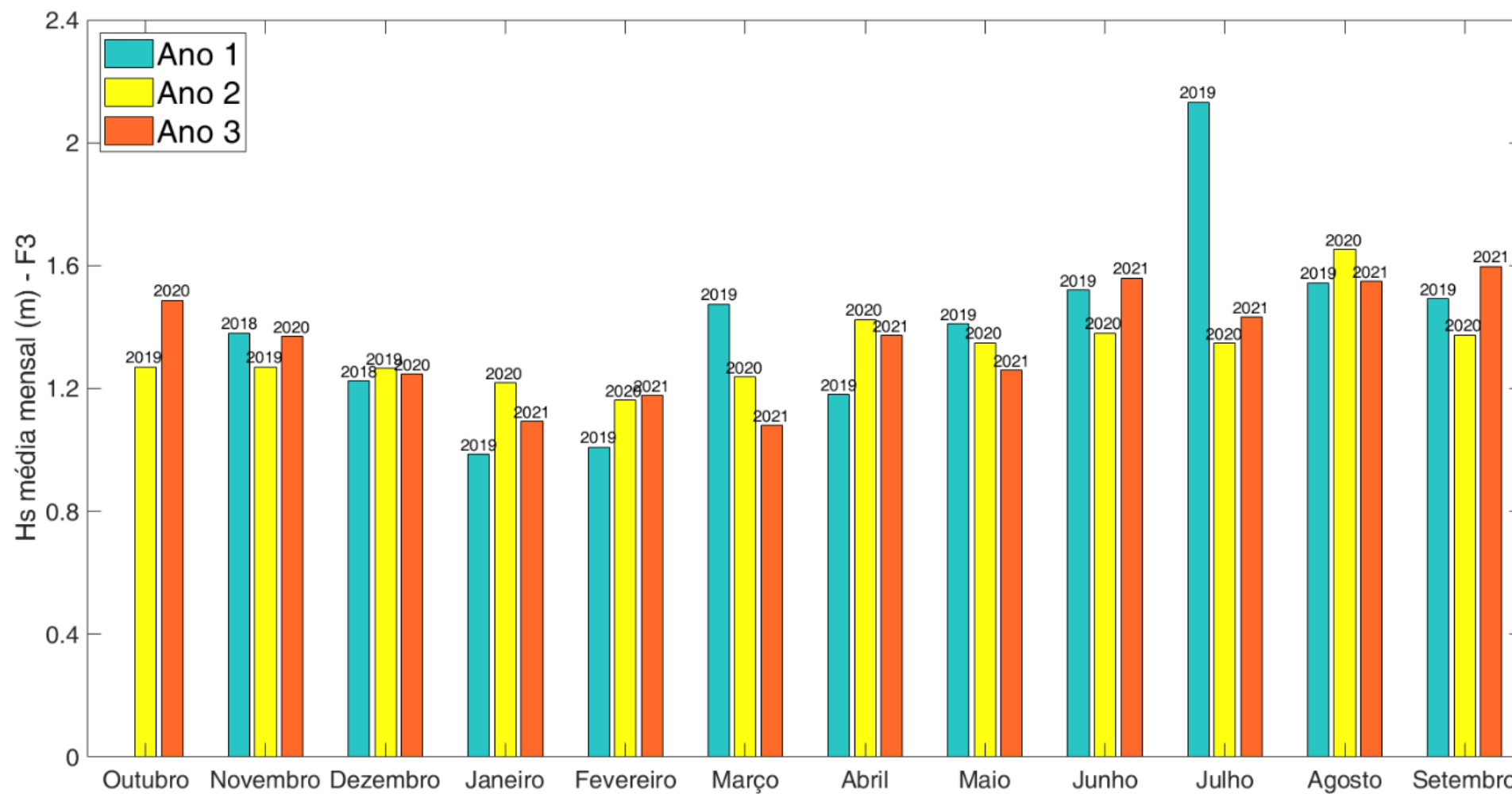
Tabela 9: Valores de média  $\pm$  desvio-padrão de altura significativa de onda (m) ao longo dos períodos anuais, chuvosos e secos dos Anos 1 (novembro/2018 – setembro/2019), 2 (outubro/2019 – setembro/2020) e 3 (outubro/2020 – setembro/2021).

A estatística de ondas foi realizada a partir das medições no fundeio F3.

|           | <b>Anual<br/>(outubro a setembro)</b> | <b>Período chuvoso<br/>(outubro a março)</b> | <b>Período Seco<br/>(abril a setembro)</b> |
|-----------|---------------------------------------|--|--|
| Intervalo | Média $\pm$ Desvio Padrão             | Média $\pm$ Desvio Padrão                    | Média $\pm$ Desvio Padrão                  |
| Ano 1     | $1,40 \pm 0,53$                       | $1,22 \pm 0,35$                              | $1,55 \pm 0,60$                            |
| Ano 2     | $1,36 \pm 0,36$                       | $1,29 \pm 0,35$                              | $1,42 \pm 0,37$                            |
| Ano 3     | $1,34 \pm 0,33$                       | $1,24 \pm 0,27$                              | $1,46 \pm 0,36$                            |

Ainda em relação às médias mensais calculadas para o fundeio F3 (Figura 39), a exceção dos eventos ocorridos em março/2019, o Ano 1 apresentou os menores valores de  $H_s$  médio mensal para a maioria dos meses correspondentes ao período chuvoso quando comparado aos outros anos, enquanto os Anos 2 e 3 apresentaram comportamento similar (RRDM, 2021).

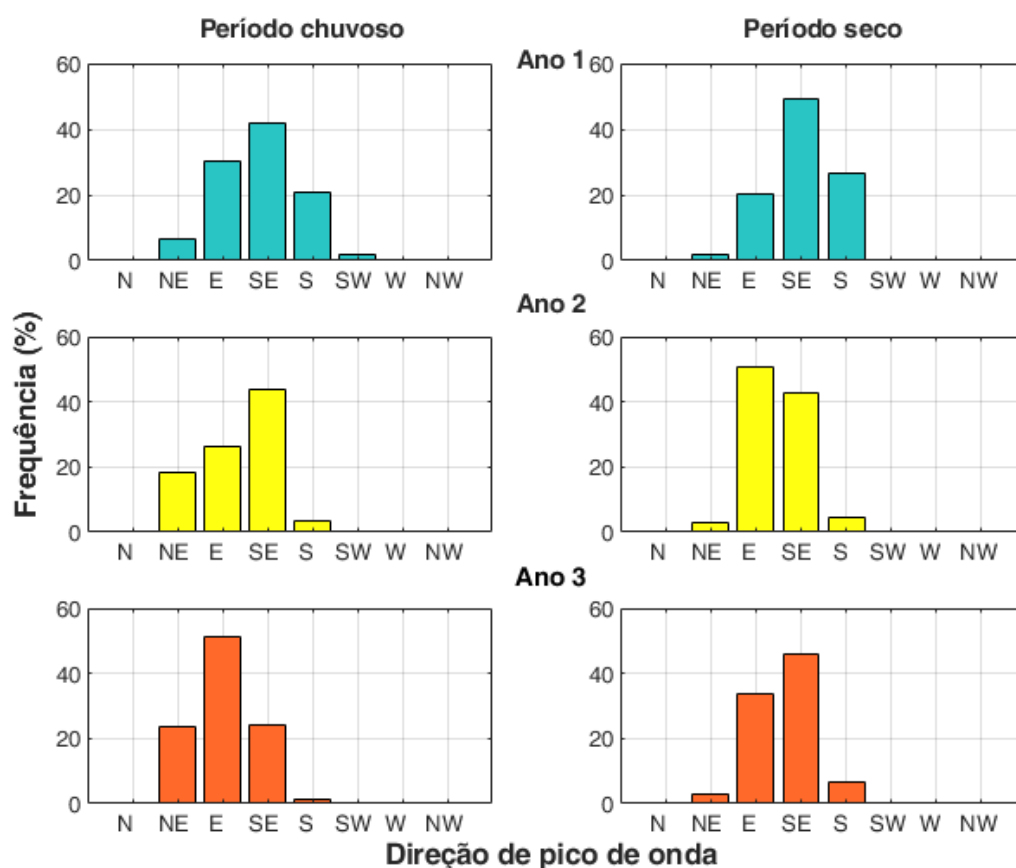
Figura 39: Valores médios mensais de altura significativa de ondas (Hs) medidos no fundo F3 para os meses de outubro a setembro do ano seguinte durante o Ano 1 (verde), o Ano 2 (amarelo) e o Ano 3 (laranja).



O período seco do Ano 1 apresentou os maiores valores de Hs médio mensal nos meses de maio e julho, abril e agosto no Ano 2, e junho e setembro para o Ano 3 (Figura 39). Apesar desta relativa variabilidade, nota-se o aumento gradativo sazonal de Hs no período seco dos três anos monitorados, enquanto a ocorrência dos eventos extremos em março/2019 e julho/2019 (Ano 1) se destacam em relação aos anos subsequentes.

Da mesma forma, houve alterações na direção de pico das ondas incidentes na região (Figura 40).

Figura 40: Frequência de ocorrência das direções de picos de ondas medidas no Fundeio 3 referentes aos períodos chuvosos (lado esquerdo) e períodos secos (lado direito) do Ano 1 (superior - verde), Ano 2 (meio- amarelo) e Ano 3 (inferior-laranja).



A direção de incidência das ondas no fundeio F3 variou de NE a SW, mas com maior frequência entre E e SE seguido de S e NE. A exceção do período seco do Ano 2 e chuvoso do Ano 3 quando a maior frequência de incidência foi E, nos demais a direção foi SE. Apesar das ondas de SE e E se manterem predominantes tanto nos períodos chuvosos quanto nos períodos secos, a maior ocorrência de ondas do quadrante NE nos meses úmidos deram lugar à direção S associados às entradas de frentes meteorológicas e a chegada de ondulações remotas (*swell*) típicas dos meses de outono e inverno (período seco).

A ocorrência dos eventos extremos destacados previamente caracterizou a direção de incidência das ondas de S no Ano 1. Essa direção ocorreu em 26,4% do tempo do período seco e 21% do período chuvoso. Esses valores também foram maiores que os observados nos períodos secos do Ano 3 (6,4%) e do Ano 2, com a menor porcentagem entre os três (4,4%).

A análise a seguir refere-se ao padrão observado durante os dias nos quais ocorreram as campanhas realizadas pelo PMBA/Fest-RRDM no Ano 3. Durante o período chuvoso (dezembro/20, janeiro/21 e fevereiro/21), os valores médios de altura significativa variaram entre 1,11 m e 1,22 m (Tabela 10), sendo a campanha de janeiro a que abrangeu um dos maiores picos de altura significativa de ondas, alcançando 1,7 m em 5 de janeiro. Em fevereiro foram observados dois picos de Hs de aproximadamente 2,0 m, contudo não contemplados pelos dias de campanha. Já nas campanhas realizadas durante o período seco do mesmo ano (abril/2021 a setembro/2021), os valores médios de altura significativa de ondas variaram entre 1,2 m (04-21) e 1,98 m (06-21).

Tabela 10: Valores médios, de desvio padrão, mínimos, máximos e 90º percentil das ondas medidas no fundeio F3 e da intensidade dos ventos provenientes da reanálise do *European Center for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF)* para o ponto 39,75°O e 19,75°S durante o período de realização de cada uma das campanhas realizadas na foz do Rio Doce durante o Ano 3.

| Campanha | Período de execução | Parâmetros                   | Média | Desvio Padrão | Mínimos | Máximos | 90º Percentil |
|----------|---------------------|------------------------------|-------|---------------|---------|---------|---------------|
| 12-20    | 15 a 19/12/20       | Hs (m)                       | 1,11  | 0,08          | 0,91    | 1,38    | 1,18          |
|          |                     | Tp (s)                       | 6,98  | 0,74          | 4,86    | 7,69    | 7,5           |
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 4,81  | 1,13          | 2,31    | 7,34    | 6,42          |
| 01-21    | 05 a 08/01/21       | Hs (m)                       | 1,20  | 0,17          | 0,98    | 1,70    | 1,42          |
|          |                     | Tp (m)                       | 6,96  | 0,84          | 4,38    | 7,64    | 7,60          |
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 4,81  | 1,13          | 1,13    | 2,31    | 7,34          |
| 02-21    | 01 a 04/02/21       | Hs (m)                       | 1,22  | 0,12          | 1,04    | 1,44    | 1,38          |
|          |                     | Tp (m)                       | 8,01  | 0,62          | 5,94    | 9,23    | 8,77          |
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 5,25  | 1,22          | 2,98    | 8,02    | 6,58          |
| 04-21    | 24 a 27/04/2021     | Hs (m)                       | 1,20  | 0,26          | 0,63    | 1,91    | 1,61          |
|          |                     | Tp (m)                       | 9,84  | 0,93          | 4,51    | 12,17   | 11,02         |
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 2,80  | 1,35          | 0,45    | 5,67    | 4,74          |
| 05-21    | 02 a 04/05/2021     | Hs (m)                       | 1,40  | 0,09          | 1,16    | 1,61    | 1,52          |
|          |                     | Tp (m)                       | 7,22  | 0,72          | 5,90    | 9,84    | 8,03          |



| Campanha | Período de execução | Parâmetros                   | Média | Desvio Padrão | Mínimos | Máximos | 90º Percentil |
|----------|---------------------|------------------------------|-------|---------------|---------|---------|---------------|
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 5,27  | 1,18          | 2,93    | 7,45    | 6,88          |
| 06-21    | 26 a 28/06/2021     | Hs (m)                       | 1,98  | 0,33          | 1,44    | 2,82    | 2,52          |
|          |                     | Tp (m)                       | 12,73 | 1,40          | 9,93    | 14,93   | 14,65         |
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 3,94  | 1,12          | 0,91    | 5,79    | 5,29          |
| 07-21    | 11 a 13/07/2021     | Hs (m)                       | 1,28  | 0,11          | 1,04    | 1,52    | 1,43          |
|          |                     | Tp (m)                       | 8,99  | 1,34          | 7,87    | 13,96   | 10,74         |
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 3,91  | 1,34          | 2,04    | 5,92    | 5,43          |
| 08-21    | 27 a 29/08/2021     | Hs (m)                       | 1,60  | 0,16          | 1,34    | 2,12    | 1,87          |
|          |                     | Tp (m)                       | 9,04  | 0,41          | 7,29    | 9,76    | 9,52          |
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 7,08  | 1,13          | 5,23    | 9,05    | 9,02          |
| 09-21    | 27 a 29/09/2021     | Hs (m)                       | 1,53  | 0,15          | 1,27    | 1,95    | 1,75          |
|          |                     | Tp (m)                       | 9,57  | 1,37          | 7,35    | 11,96   | 11,44         |
|          |                     | Intensidade dos Ventos (m/s) | 6,03  | 0,93          | 4,29    | 7,93    | 7,22          |

Dentre as campanhas realizadas no período seco (Figura 38) ressaltam-se as campanhas: a) 04-21, realizada dois dias após um período de 5 dias com ondas consideradas de mau tempo (Hs maior que 1,5 m), atingindo um valor máximo de 3,11 m no dia 22 de abril; b) a campanha 06-21, realizada sob a influência de um Hs máximo de 2,8 m em uma janela de 8 dias com ondas de mau tempo; e c) a campanha 09-21, cujo início foi seguinte a um período de 6 dias de ondas de mau tempo, cujo Hs máximo de 3,31 m foi observado no dia 24 de setembro. Essas informações foram consideradas importantes a medida que fatores abióticos e bióticos podem ter tempo de resposta distintos às mudanças hidrodinâmicas que ocorrem, de modo que, tanto o que ocorre durante as campanhas, quanto eventos prévios, são significativos para entender a dinâmica do meio marinho.

Os valores médios de Tp (período de pico) (Tabela 10) também indicaram diferenças entre o período chuvoso e o período seco do Ano 3, sendo os maiores valores encontrados nas campanhas realizadas durante os meses de outono e inverno (período seco) em detrimento das campanhas ocorridas nos meses de primavera e verão (período chuvoso). Analisando os resultados mostrados na Tabela 4, evidencia-se que essa diferença se deu principalmente devido ao aumento dos valores máximos de Tp

observados durante o período seco, pois mesmo em casos cujos valores mínimos foram semelhantes aos medidos no período chuvoso (campanhas 04-21 e 05-21), o valor médio de  $T_p$  manteve-se elevado. O percentil 90 é outro indicador dessa alteração, pois valores mais altos desse parâmetro durante o período seco demonstram também o aumento nos valores que contemplam 90% dos dados medidos durante as campanhas e que estão abaixo desse indicador. A campanha 06-21 destacou-se por apresentar os maiores períodos de pico das ondas, com um máximo de 14,93 s, apesar de não indicar a ocorrência das maiores intensidades de vento, que, por sua vez, foram observadas na campanha 08-21, na qual atingiram 9,05 m/s (Tabela 10).

As principais direções de picos de ondas ( $D_p$ ) e direções dos ventos locais durante a realização das campanhas estão descritos na Tabela 11. Em sua maioria, em campanhas cuja maior ocorrência de ondas foi do quadrante E, a predominância foi de ventos NE. A caracterização do clima de ondas na Bacia do Espírito Santo realizada por Nogueira (2015) revelou que esse domínio de ondas de E com períodos abaixo dos 8 s (Tabela 10), ressalta a forte influência da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) no verão, com o desenvolvimento de pistas de NE e E que geram ondas destas direções na região.

Nas campanhas realizadas entre maio e agosto de 2021, a predominância de ventos N e NE foi suprimida pela incidência de ventos E, SE e S, com ondas predominantes de E e SE. Situações menos comuns, mas observadas nas campanhas 04-21 e 09-21, por exemplo, apontam ondas de SE mais frequentes durante a ocorrência de ventos NE, sugerem que os ventos locais pouco influenciaram a direção de pico das ondas incidentes da região da plataforma continental onde está fundeado o Fundeio 3, refletindo a bimodalidade do mar na região, sob influência de ondulações geradas a partir de ventos remotos.

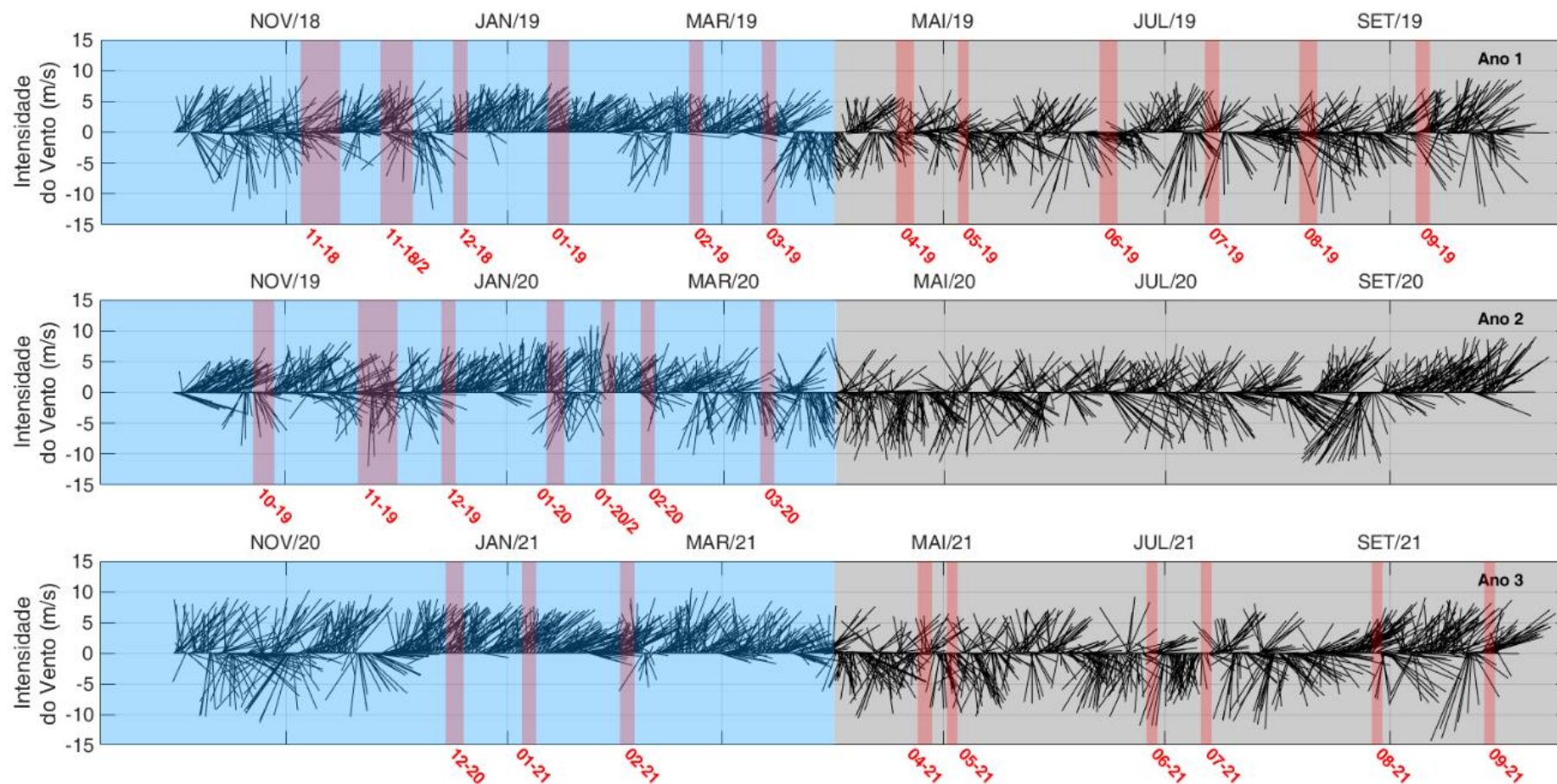
Tabela 11: Percentual das duas maiores frequências de ocorrência da direção dos ventos provenientes da reanálise do *European Center for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S e da direção de picos ( $D_p$ ) das ondas medidas no fundeio F3 durante a realização das campanhas realizadas no Ano 3. Para determinação das frequências de direções, os seguintes intervalos foram considerados para os diferentes quadrantes: N (>337,5 e <=22,5); NE (>22,5 e <=67,5); E (>67,5 e <=112,5); SE (>112,5 e <=157,5); S (>157,5 e <=202,5); SW (>202,5 e <=247,5); W (>247,5 e <=292,5) e NW (>292,5 e <=337,5). A campanha 08-21 apresentou apenas uma direção de pico de ondas pois o percentual é calculado considerando também as medições com ausência de dados.

| Campanha | Ventos      |                | Ondas       |                |
|----------|-------------|----------------|-------------|----------------|
|          | Direção (°) | Frequência (%) | Direção (°) | Frequência (%) |
| 12-20    | N           | 28,3           | NE          | 56,3           |
|          | NE          | 71,7           | E           | 39,5           |
| 01-21    | N           | 39,6           | E           | 92,6           |
|          | NE          | 60,4           | SE          | 5,2            |
| 02-21    | N           | 11,5           | NE          | 1,0            |
|          | NE          | 88,5           | E           | 98,9           |

|       | Ventos |      | Ondas |      |
|-------|--------|------|-------|------|
| 04-21 | N      | 36,8 | E     | 23,2 |
|       | NE     | 32,6 | SE    | 52,6 |
| 05-21 | S      | 54,9 | E     | 94,4 |
|       | SE     | 45,1 | SE    | 4,2  |
| 06-21 | NE     | 46,5 | E     | 74,6 |
|       | E      | 52,1 | SE    | 25,3 |
| 07-21 | E      | 29,6 | NE    | 7,0  |
|       | S      | 28,2 | SE    | 93,0 |
| 08-21 | NE     | 22,5 | E     | 98,6 |
|       | E      | 28,2 |       |      |
| 09-21 | N      | 11,3 | E     | 35,2 |
|       | NE     | 76,6 | SE    | 64,8 |

Ventos pretéritos aos dias das campanhas também são importantes para compreender a ocorrência de ondas durante as coletas e podem ser visualizados na Figura 41, que mostra o padrão de vento durante o desenvolvimento do PMBA/Fest-RRDM. Ambos os períodos (chuvoso e seco) tem padrão similar durante os três anos. Os primeiros três meses do período chuvoso (outubro a dezembro) foi marcado pela alternância na direção dos ventos, enquanto nos meses de verão climatológico o vento foi predominantemente nordeste com poucas inversões de direção. Nesse padrão, cabe destacar o Ano 3, com uma ocorrência de inversões ainda menor que as observadas nos anos anteriores. Por outro lado, os períodos secos foram marcados por frequentes entradas de frentes frias e alternância de ventos do quadrante norte (caracterizadas como condição de tempo bom) para ventos do quadrante sul, relativamente mais intensos associados à instabilidade atmosférica e aumento da turbulência oceânica.

Figura 41: Série temporal horária de ventos (notação meteorológica), provenientes da reanálise do *European Center for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.



A predominância de ocorrência de vento nordeste ao longo do ano nas imediações do Rio Doce (Figura 42) consequentemente se reflete na predominância de correntes sul-sudoeste, como pode ser visualizado nas componentes da corrente paralelas à costa (Figura 43). As componentes da corrente perpendiculares à costa nos mesmos pontos e profundidades são apresentadas no *Material Suplementar A3MMS2, Figura 4*

Figura 42: Distribuição anual de ventos (notação meteorológica na rosa de direções para os Ano 1, 2 e 3, respectivamente. Os dados são provenientes da reanálise do *European Center for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) para o ponto 39,75°O e 19,75°S.

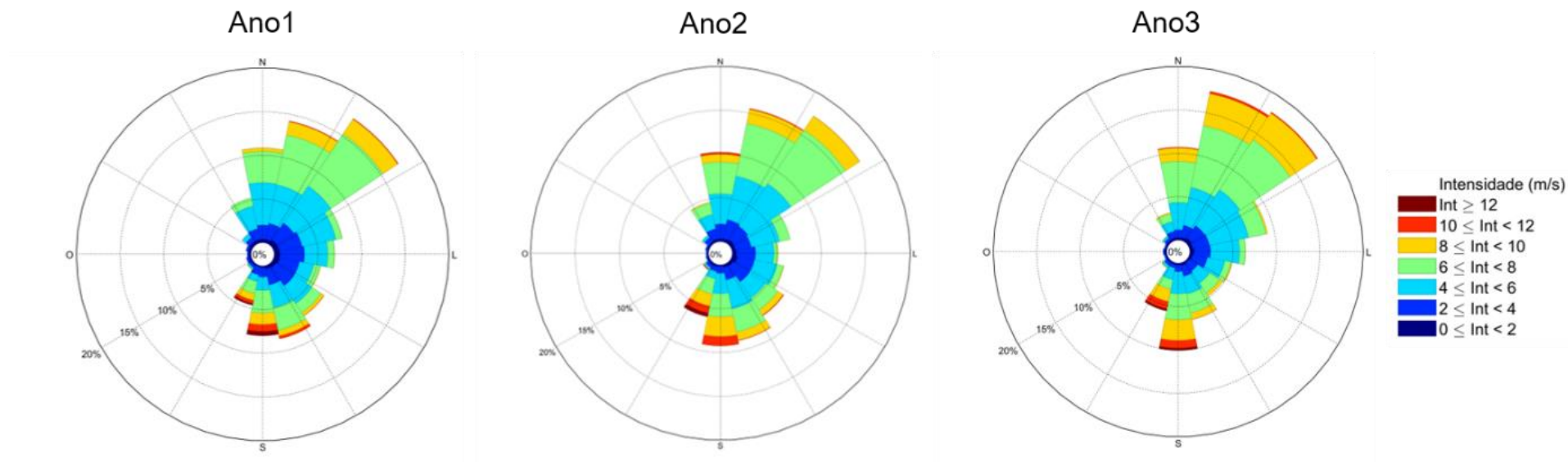
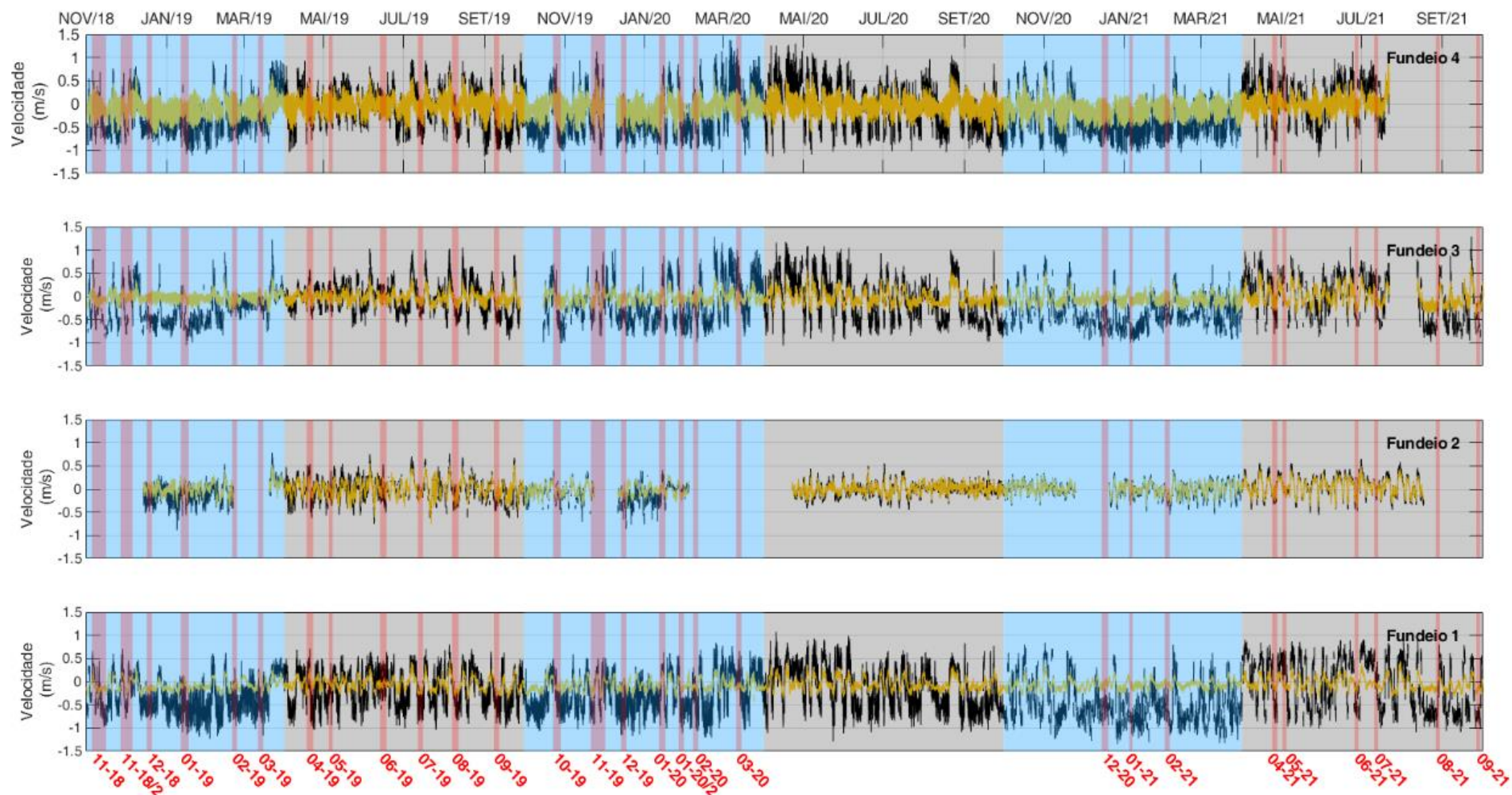




Figura 43: Séries temporais das componentes de correntes paralelas à costa, referentes aos meses de novembro/2018 a setembro/2021, medidas em superfície (linha preta) e próximo ao fundo (linha amarela) nos fundeios F1 (a), F2 (b), F3 (c) e F4 (d). Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.



Assim como descrito em RRDM (2019a), para os fundeios F1 e F3, notadamente existem diferenças nas direções e magnitudes das correntes medidas em superfície e no fundo da coluna d'água, tanto durante os períodos chuvosos quanto durante os períodos secos, sendo as médias de magnitude das correntes de fundo inferiores às de medidas em superfície. Especificamente, como destacado nos relatórios anteriores (e.g., RRDM, 2020), a magnitude das correntes no fundeio F2 são menores do que aquelas medidas nos demais fundeios, sem uma direção preferencial (alta variabilidade – *Material Suplementar A3MMS2, Figura 6 e Figura 9*). Isso se deve, principalmente, à sua localização em função da mudança da orientação da linha de costa.

A análise de distribuição de correntes na região estudada ao longo dos Anos 1, 2 e 3 mostrou que apesar de em ambos os períodos (chuvoso e seco) a direção das correntes ser principalmente em uma variação de SO, S e SE, em superfície e próximo ao fundo, também ocorrem correntes NO, N e NE, como exemplificado para o fundeio F3 nas Figura 44 e Figura 45. O que diferenciou os períodos secos dos períodos chuvosos em termos de correntes foi justamente a maior incidência de correntes em direção NO, N e NE observadas nos períodos secos.

Nos períodos secos foi constatado uma distribuição correspondente a 32%, 33% e 35% respectivamente aos Anos 1, 2 e 3 nas medições de correntes em direção NO, N e NE em superfície no Fundeio 3. No mesmo ponto nos períodos chuvosos, essas porcentagens caem para 17%, 25% e 11%, respectivamente. Essa variação está intimamente ligada a frequência de entradas de frentes frias na região, cujo aumento de ocorrência é significativo nos períodos secos.

Figura 44: Distribuição de correntes na rosa de direções nos períodos chuvosos dos Anos 1, 2 e 3 em superfície e próximo ao fundo no fundeio F3. A distribuição de correntes na rosa de direções nos demais pontos são apresentadas no *Material Suplementar A3MMS2, Figuras 5 a 7*.

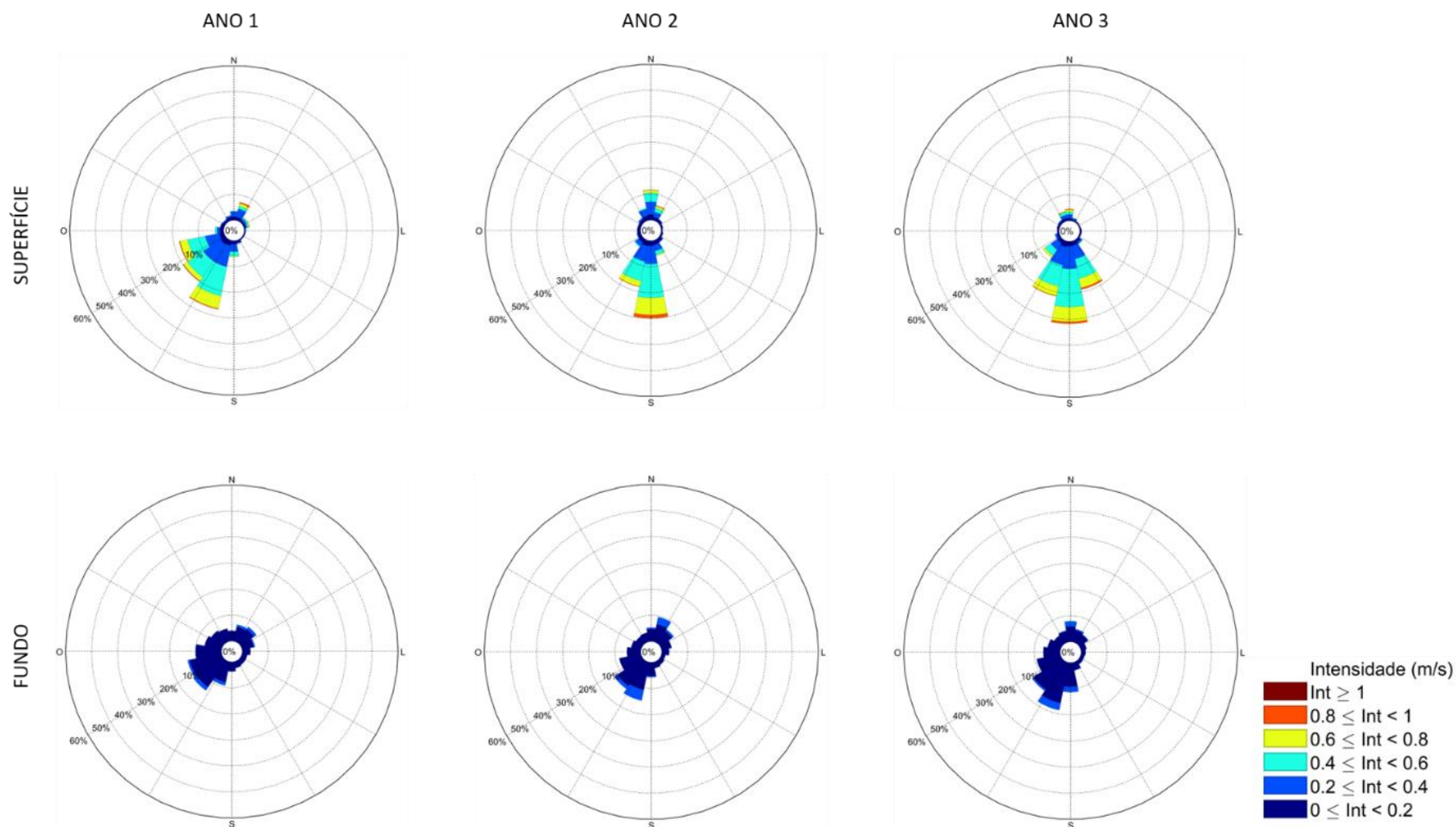
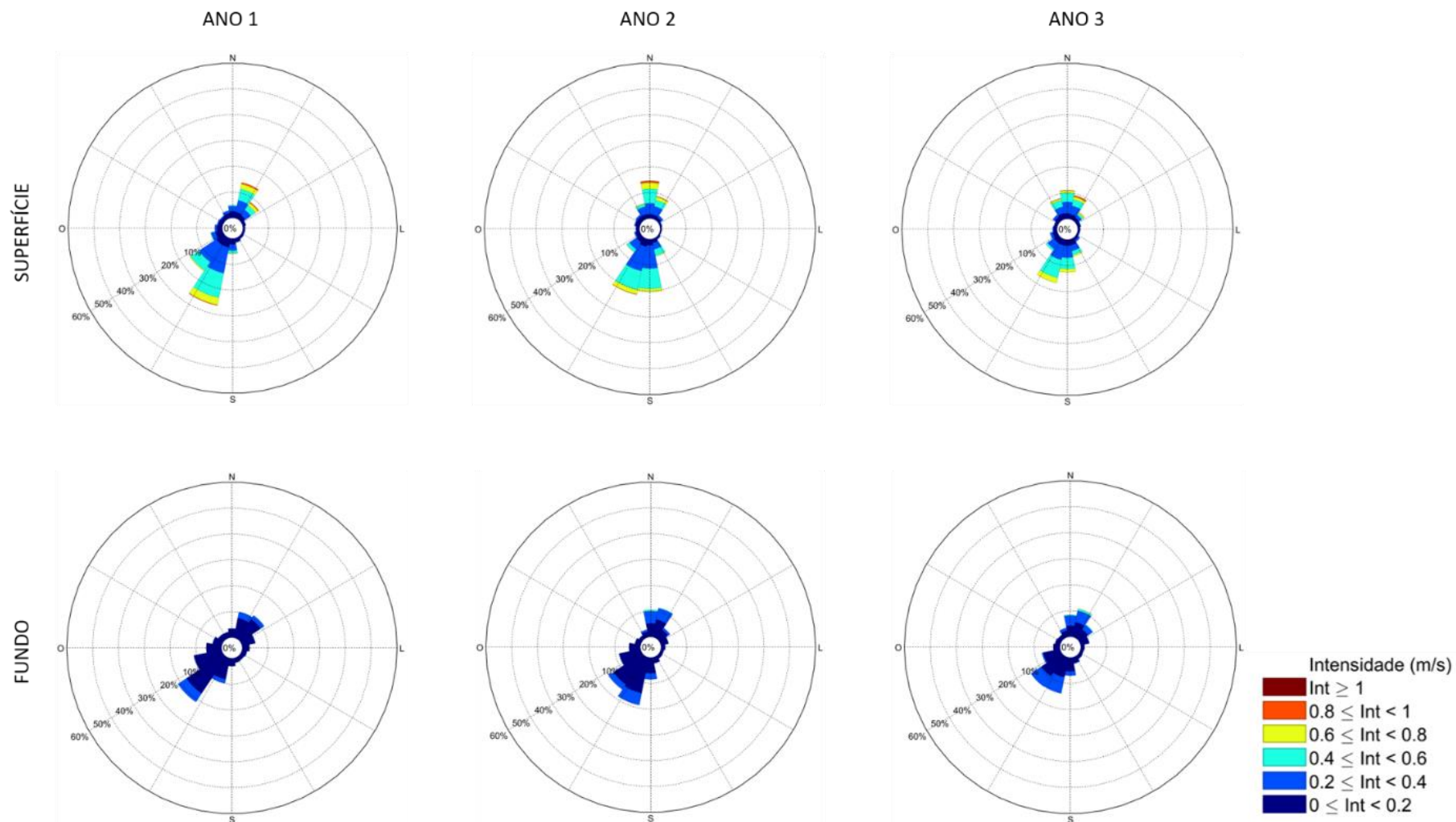


Figura 45: Distribuição de correntes na rosa de direções nos períodos secos dos Anos 1, 2 e 3 em superfície e próximo ao fundo no fundeio F3. A distribuição de correntes na rosa de direções nos demais pontos são apresentadas no *Material Suplementar A3MMS2, Figuras 8 a 10*.





Em F4, as diferenças de direção e magnitude das correntes entre superfície e fundo foram comparativamente menores e as mudanças ocorreram ao longo da coluna d'água inteira, com pequeno cisalhamento vertical de correntes. Destaca-se ainda que as correntes junto ao fundo em F4 apresentam maiores intensidades de correntes quando comparadas às observadas nos demais fundeios (*Material Suplementar A3MMS2, Figura 7 e Figura 10*).

Como identificado no RRDM (2019a), nos períodos chuvosos, mais notavelmente em F1, houve uma rotação da direção principal de correntes entre a superfície e o fundo, aumentando a contribuição das componentes perpendiculares à costa (*Material Suplementar A3MMS2, Figura 4*). Isso é reflexo do processo de ressurgência costeira, transportando água em direção à costa próximo ao fundo. Apesar de presente em todo ano, esse processo foi menos evidente no período seco.

Conforme apontado nos relatórios anteriores (RRDM, 2019a; RRDM, 2020), estas correntes estão em equilíbrio geostrófico orientadas primordialmente paralelamente às isobatimétricas locais (Figura 44 e Figura 45). No entanto, ao longo de todo o período amostrado houve uma dominância da escala subinercial, associada essencialmente às variações de vento local e remoto e à passagem de ondas confinadas costeiras geradas remotamente à plataforma continental. Essa dominância ocorre principalmente nos fundeios mais ao sul (F1 e F2) e decresce mais ao norte, em direção aos fundeios F3 e F4. Em F4, foi observado um comportamento diferenciado das correntes ao longo da coluna d'água, a direção preferencial das correntes foi marcadamente noroeste-sudeste, porém, sem um sentido preferencial bem definido, refletindo uma influência de forçantes suprainerciais, principalmente a maré, independente do período analisado. A influência da maré nos dados de corrente tende a decrescer em direção aos fundeios mais ao sul. As análises espectrais realizadas para as correntes paralelas e perpendiculares à costa para cada fundeio em superfície e fundo podem ser verificadas em RRDM (2019a).

A maré na região da foz do Rio Doce e plataforma continental adjacente é um dos fenômenos que definem a variabilidade de alta frequência do padrão de correntes (Castro *et al.*, 2013; Teixeira *et al.*, 2013; Viégas, 2006), podendo ser determinante no transporte de sedimentos em suspensão, e também determinante na formação da parte norte do depósito. A presença de correntes residuais de enchente ou vazante podem definir o destino do material remobilizado. Resultados de experimentos numéricos abordados em RRDM (2020b) relataram que a assimetria de níveis de maré na plataforma mostrou dois padrões, assimetria positiva ao sul da foz e negativa ao norte (na região de Abrolhos). Já ao longo da costa a assimetria foi preferencialmente positiva favorecendo a dominância de enchente nas correntes e como consequência o transporte residual para norte. Em estuários e regiões costeiras, a assimetria das marés é reconhecida como um dos processos mais importantes na geração de transporte residual de sedimentos e, consequentemente, alterações morfológicas em grande escala (Dronkers, 1986; Friedrichs and Aubrey, 1988; Pugh, 1987).

### 2.2.3 Discussão

No período chuvoso são frequentemente registrados aumentos na vazão do Rio Doce, a ocorrência majoritária de ventos N-NE e correntes predominantemente sul-sudoeste, ambos sem inversões significativas. O Rio Doce apresenta vazões de pico em média de 1296 m<sup>3</sup>/s na estação chuvosa por ser regulado por um clima tropical e um regime de chuvas subequatorial, com a precipitação anual média na bacia hidrográfica variando entre 900 e 1500 mm (ANA, 2016). Há uma grande variabilidade interanual no regime de chuvas, modulada por sistemas sinóticos e de mesoescala, como a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), que, além da mudança na direção dos ventos para o quadrante sul, levam a períodos de pluviosidade persistente durante o verão austral na bacia do Rio Doce, resultando em elevadas vazões, inundações do Rio Doce e maior aporte de sedimentos (Oliveira e Quaresma, 2017; Rudorff *et al.*, 2018). Neste período, a hidrodinâmica direciona o aporte fluvial do Rio Doce para sul-sudoeste paralelamente à costa como pode ser evidenciado pelo aumento dos valores de turbidez superficial e de concentração da clorofila-*a* e diminuição dos valores de salinidade superficial nos setores Foz Central, Foz Sul e APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz (RRDM, 2021).

O período seco é tipicamente caracterizado pelo aumento da frequência de entrada de frentes frias que acarretam o aumento da energia das ondas que, por sua vez, ressuspendem o sedimento já depositado, elevando os valores de turbidez próximos ao fundo marinho. A passagem das frentes frias é acompanhada pelas inversões na direção dos ventos para sul e das correntes para norte o que, consequentemente, direcionam o aporte fluvial do Rio Doce e o material ressuspendido para norte (RRDM, 2019a; RRDM, 2020).

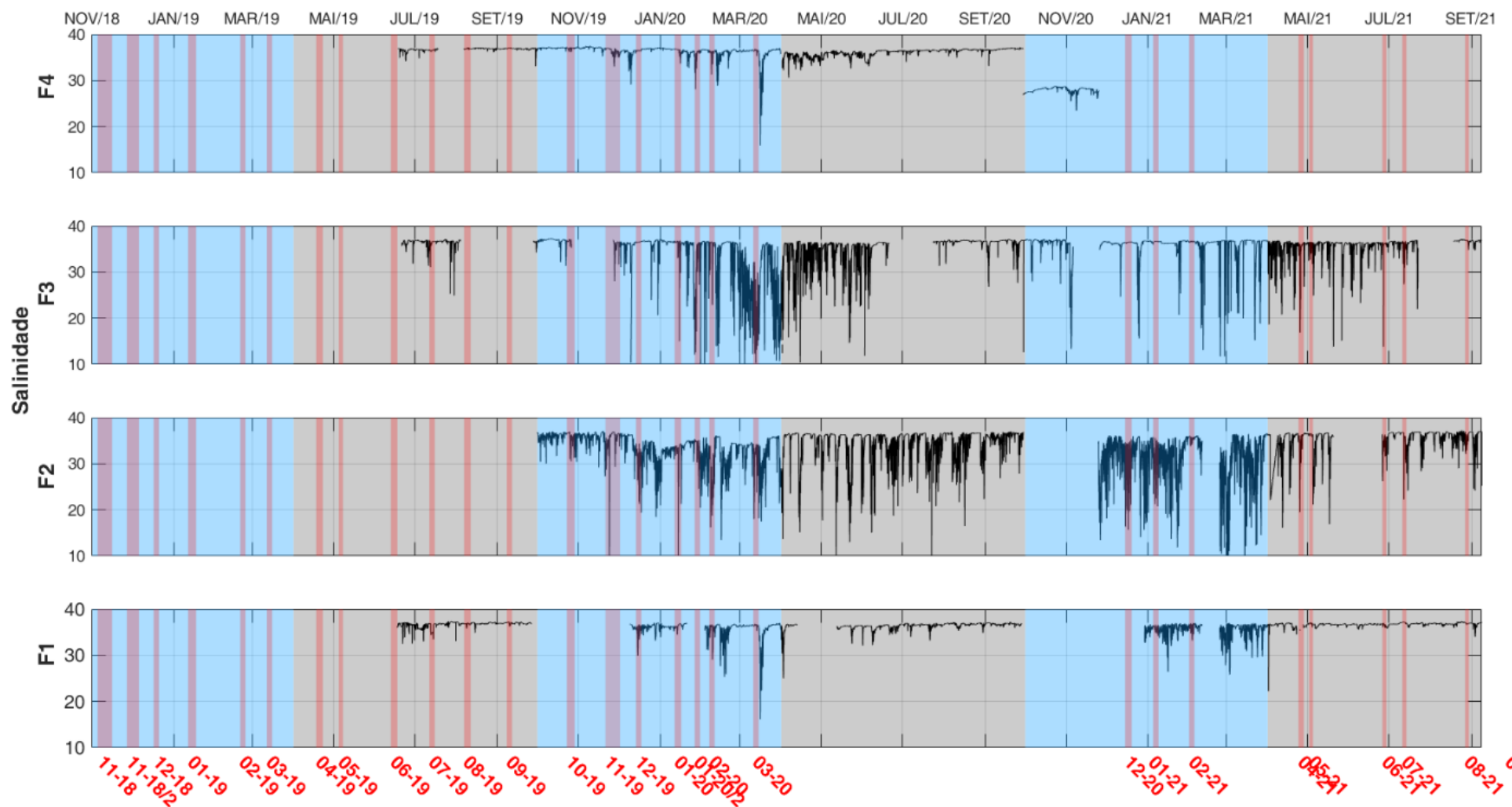
Ainda que a atuação dos processos físicos na região durante os períodos chuvosos e secos tenha sido bem descrita ao longo do período de execução do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2019a; RRDM, 2020), a análise individual de eventos em uma escala temporal menor (dias) tornou-se uma peça importante da integração com os demais subprojetos para entender as mudanças abióticas e bióticas no ambiente marinho. Entende-se como eventos agudos as condições de Alto fluxo e Inundação do Rio Doce e os aumentos efêmeros da energia de ondas que são os principais responsáveis pelas alterações dos indicadores como a turbidez e a clorofila-*a* na plataforma continental adjacente à foz do rio.

Ao considerar-se o Ano 3 de execução do PMBA/Fest-RRDM, a análise das séries temporais de salinidade superficial medidas simultaneamente nos fundeios F1, F2, F3 e F4 mostraram menores valores próximos à foz do rio (fundeios F2 e F3) (Figura 46). Conforme amplamente discutido em RRDM (2019b), a tipologia da vazão do rio associada às condições de ventos atuantes sobre a plataforma continental condicionam o padrão de espalhamento da pluma fluvial, fazendo com que esta se desloque mais próxima ou mais distante da costa, além de ser ora advectada para norte ou para sul. Para o Ano 3, o percentual das frequências de ocorrência da direção dos ventos NO, N e NE foi de 47%, sendo que esse valor subiu para 60% ao se considerar somente o período chuvoso e caiu para 34% durante o período seco. Por outro lado, o percentual das frequências de ocorrência da direção dos ventos SO,



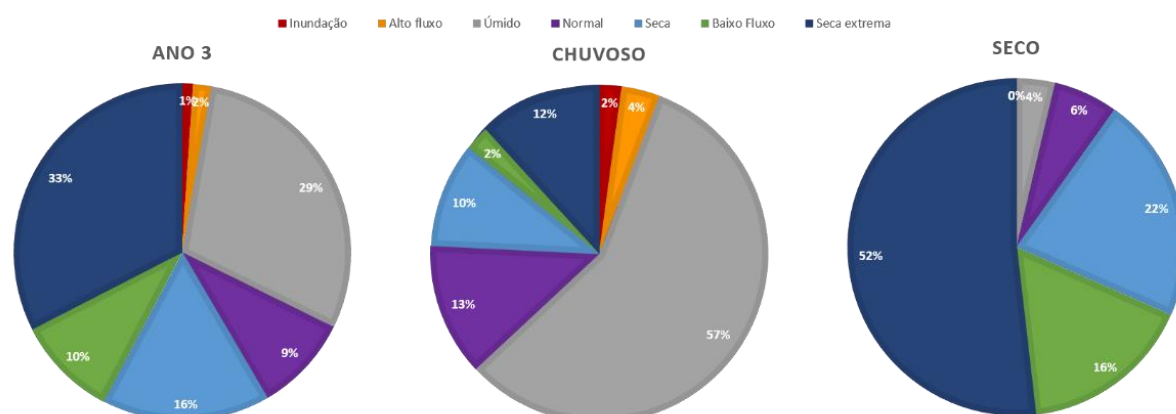
S e SE durante o Ano 3 foi de 25,5%, mas foi menor durante o período chuvoso (10%) e maior durante o período seco (41%) devido ao aumento da frequência de entradas de frentes frias na região.

Figura 46: Séries temporais de salinidade superficial medidas nos fundeios F4, F3, F2 e F1 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinzas indicam os períodos chuvosos e secos para a região.



Condições de vento nordeste direcionam a pluma para sul da foz diminuindo a salinidade superficial no setor Foz Sul (F2), e fazendo com que a salinidade ao norte da foz do Rio Doce (F3) não seja influenciada pela descarga do rio. Se combinado com a alta descarga continental do rio, a diminuição da salinidade superficial pode ser vista também no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (F1). Esse padrão pode ser observado no intervalo entre as campanhas 01-21 e 02-21. No período chuvoso do Ano 3, o vento foi predominantemente NE (Figura 41) e a vazão fluvial do Rio Doce (Figura 33) permaneceu 63% do tempo dentro das condições de alta descarga (Figura 47). Contrariamente, em 90% do período seco a vazão esteve dentro das condições de baixa descarga de água (Figura 47) e houve frequente registro de ventos do quadrante S (Figura 41), indicando que a pluma de água doce foi advectada para norte, fato corroborado pelos valores de salinidade superficial medidos em F1, que foram maiores em detrimento dos valores amostrados nos demais fundeios.

Figura 47: Porcentagem do tempo em que a vazão do Rio Doce permaneceu dentro dos limites que estabelecem as condições de vazão propostos por Oliveira e Quaresma (2017) durante todo o Ano 3 (esquerda), durante o período chuvoso do Ano 3 (outubro/2020 a março/2021) (centro) e durante o período seco do Ano 3 (abril a setembro/2021) (direita) do PMBA/Fest-RRDM.

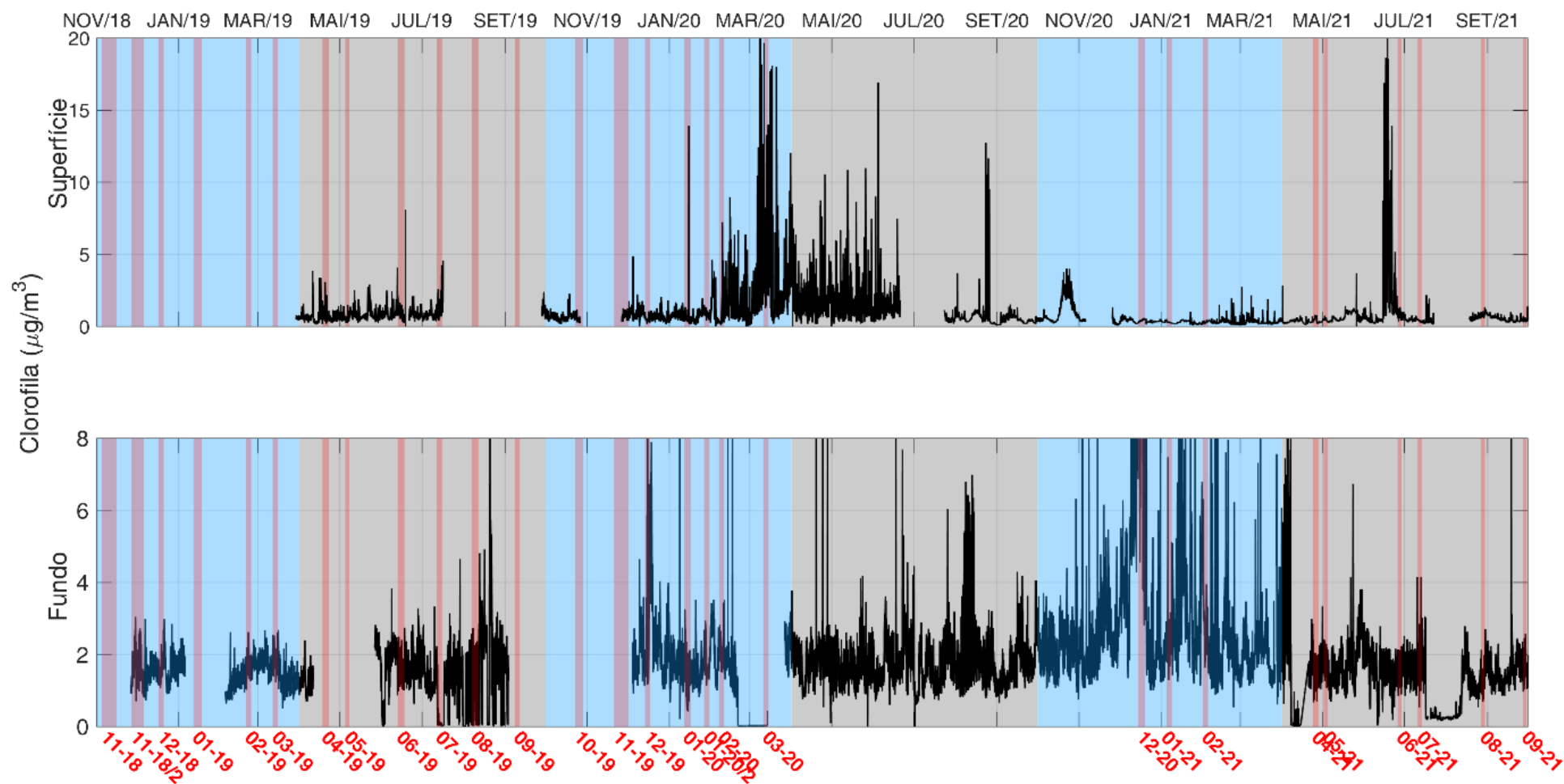


Experimentos numéricos apresentados em RRDM (2019b) e RRDM (2020) mostraram que condições de alta vazão do Rio Doce e ventos de NO, N e NE favorecem o desacoplamento da pluma da costa em resposta ao transporte superficial de Ekman em sentido *offshore*. Já em condições de alta vazão, quando há predominância de ventos de SE e E, a pluma de água doce se desloca para norte colada à costa (transporte de Ekman superficial em sentido à costa) alcançando uma distância máxima de aproximadamente 11 km da costa.

O *input* de nutrientes associados à descarga continental frequentemente desencadeia o aumento da produção biológica local (RRDM, 2019a). Neste sentido, seria esperado que baixos valores de salinidade superficial fossem acompanhados de aumentos nas concentrações de clorofila-a como foi observado, por exemplo, na campanha 03-20 (Figura 46 e Figura 48). Entretanto, o Ano 3 se comportou de forma atípica em relação aos anos anteriores, isto é, a correlação entre a salinidade e a clorofila-a superficial não foi observada tanto no período chuvoso quanto no seco em F3 ( $R = 0,10$  para o período chuvoso e  $R = 0,03$  para o período seco;  $p < 0,05$ ). Tanto para o Ano 1 ( $R = -0,41$  para o período seco;

$p < 0,05$ . Período chuvoso não calculado devido à lacuna na série temporal) quanto para o Ano 2 ( $R = -0,68$  para o período chuvoso e  $R = -0,43$  para o período seco;  $p < 0,05$ ) essa correlação foi significativa e negativa.

Figura 48: Séries temporais de clorofila-a medidas em superfície e no fundo no fundeio F3 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região. As séries temporais de clorofila-a nos demais pontos de fundeios são apresentadas no *Material Suplementar A3MMS2, Figuras 11 a 13*.



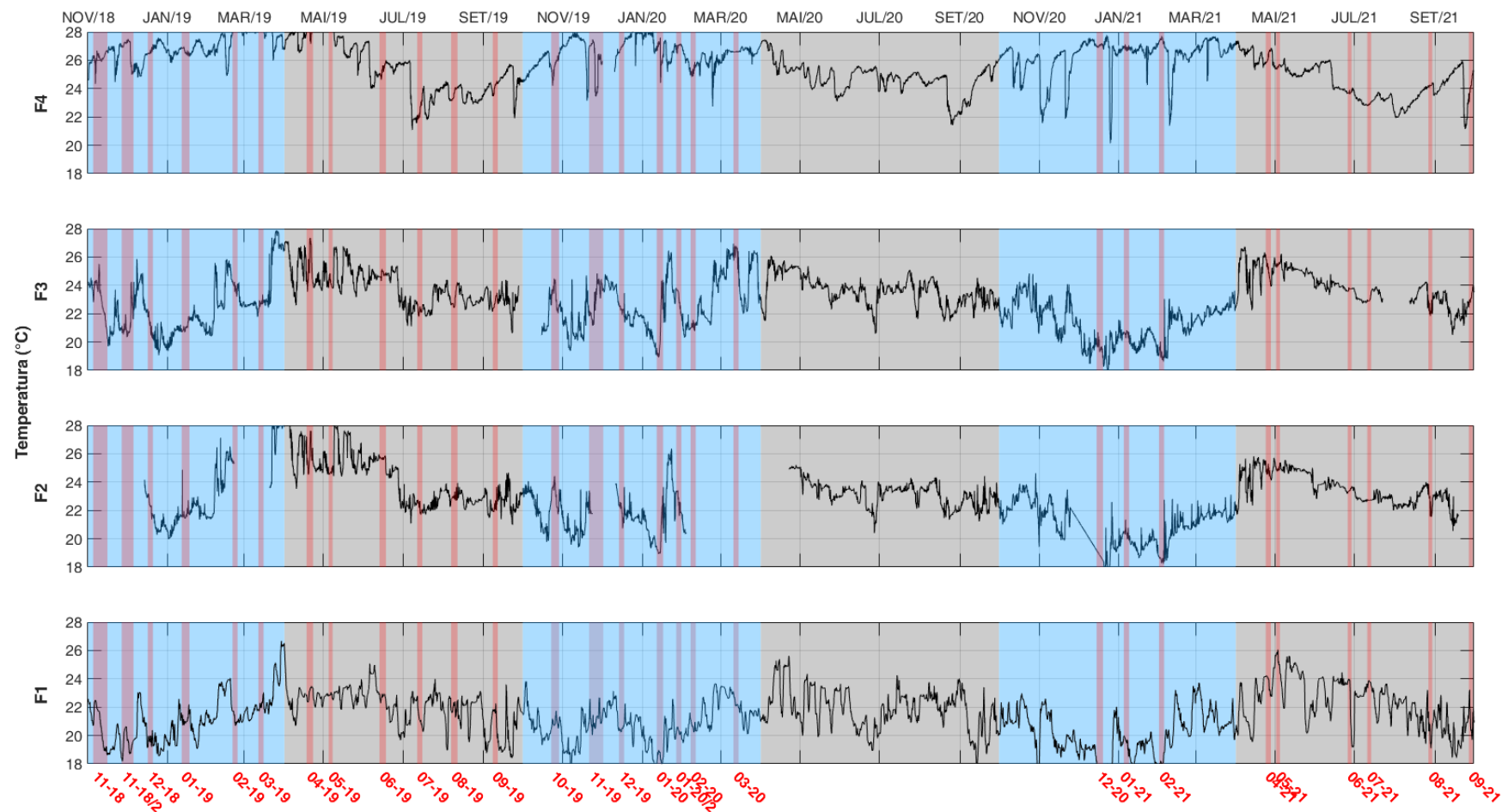
Em relação às concentrações de clorofila-*a* obtidas próximas ao fundo durante o Ano 3, os valores médios calculados para o período chuvoso nos fundeios F1, F2 e F3 são maiores que os valores médios que se referem ao período seco (Tabela 12), exceto no fundeio F4 onde os valores se mantêm próximos. A fim de compreender essa diferença, a Tabela 6 deve ser analisada conjuntamente às medições da temperatura da água do mar próximas ao fundo obtidas de forma simultânea às estimativas de clorofila-*a* nos fundeios F1, F2, F3 e F4 - Figura 49).

Tabela 12: Valores médios de clorofila-*a* ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) medidas junto ao fundo nos períodos chuvoso e seco ao longo do Ano 3 nos fundeios F1, F2, F3 e F4.

| <b>Período</b> | <b>F1</b> | <b>F2</b> | <b>F3</b> | <b>F4</b> |
|----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Chuvoso        | 1,7       | 2,7       | 2,8       | 0,8       |
| Seco           | 1,1       | 1,9       | 1,8       | 1,1       |



Figura 49: Séries temporais de temperatura (°C) medidas próximas ao fundo nos fundeios F4, F3, F2 e F1. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinzas indicam os períodos chuvosos e secos para a região.



A Figura 49 destaca a presença de águas com temperatura em torno de 22 °C em aproximadamente 88,2% (F1), 78,9% (F2) e 67% (F3) do período chuvoso do Ano 3. Esse padrão não pôde ser encontrado em F4 onde a temperatura média foi de 26,2 °C.

Quantitativamente, verificou-se que a correlação entre a temperatura (°C) e a concentração de clorofila-*a* no fundo do fundeio F3 (Figura 48) foi significativa e negativa para o período chuvoso do Ano 3 ( $R = -0,48$ ;  $p < 0,05$ ), indicando que o aumento na concentração de clorofila-*a* esteve associado à ocorrência de águas mais frias sobre a plataforma continental. O padrão observado é consequência do desenvolvimento da ressurgência costeira (e.g., Palóczy *et al.*, 2016) com a intrusão da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) sobre a plataforma continental, uma massa d'água com altas concentrações de nutrientes (Perassoli *et al.*, 2020) que favorece o desenvolvimento de altas concentrações de clorofila-*a*, quando a luz não é um fator limitante. A ACAS também foi identificada através das coletas hidrográficas nas estações amostrais, conforme apresentado nos Diagramas-TS em RRDM (2020).

As campanhas de perfilagem de CTD realizadas no período chuvoso do Ano 3 em dezembro/2020 (Figura 50) e fevereiro/2021 (Figura 51) (12-20 e 02-21, respectivamente) corroboraram a correlação negativa entre a temperatura e a concentração de fluorescência na plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce. A Figura 50 e a Figura 51 mostraram que as concentrações de fluorescência maiores do que 0,5 mg/m<sup>3</sup> estiveram associadas às temperaturas menores do que 24°C. A análise de massas de água realizada mostrou que a ACAS ocupou o fundo da coluna d'água ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce e aflorou no ponto de coleta mais próximo à costa (SD 01), resultando em uma ressurgência completa. Nos transectos paralelos à costa, a ACAS aflorou à superfície em todos os pontos do setor Foz Sul ao longo da isóbata de 20 m, mas somente no ponto mais ao sul ao longo da isóbata de 30 m. No setor Foz Norte a água mais fria associada ao processo de ressurgência costeira não aflorou à superfície em ambas as campanhas, com o desenvolvimento de uma ressurgência incompleta (e.g., *Material Suplementar A3MMS1, Figura 7 – painel direito – RRDM, 2021*).

Figura 50: Seções verticais de temperatura potencial (°C), Água Central do Atlântico Sul (%) e fluorescência (mg/m<sup>3</sup>) obtidas pela perfilagem de CTD realizada em dezembro de 2020 (campanha 12-20) ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce (esquerda), da isóbata de 20 m (meio) e da isóbata de 30 m (direita).

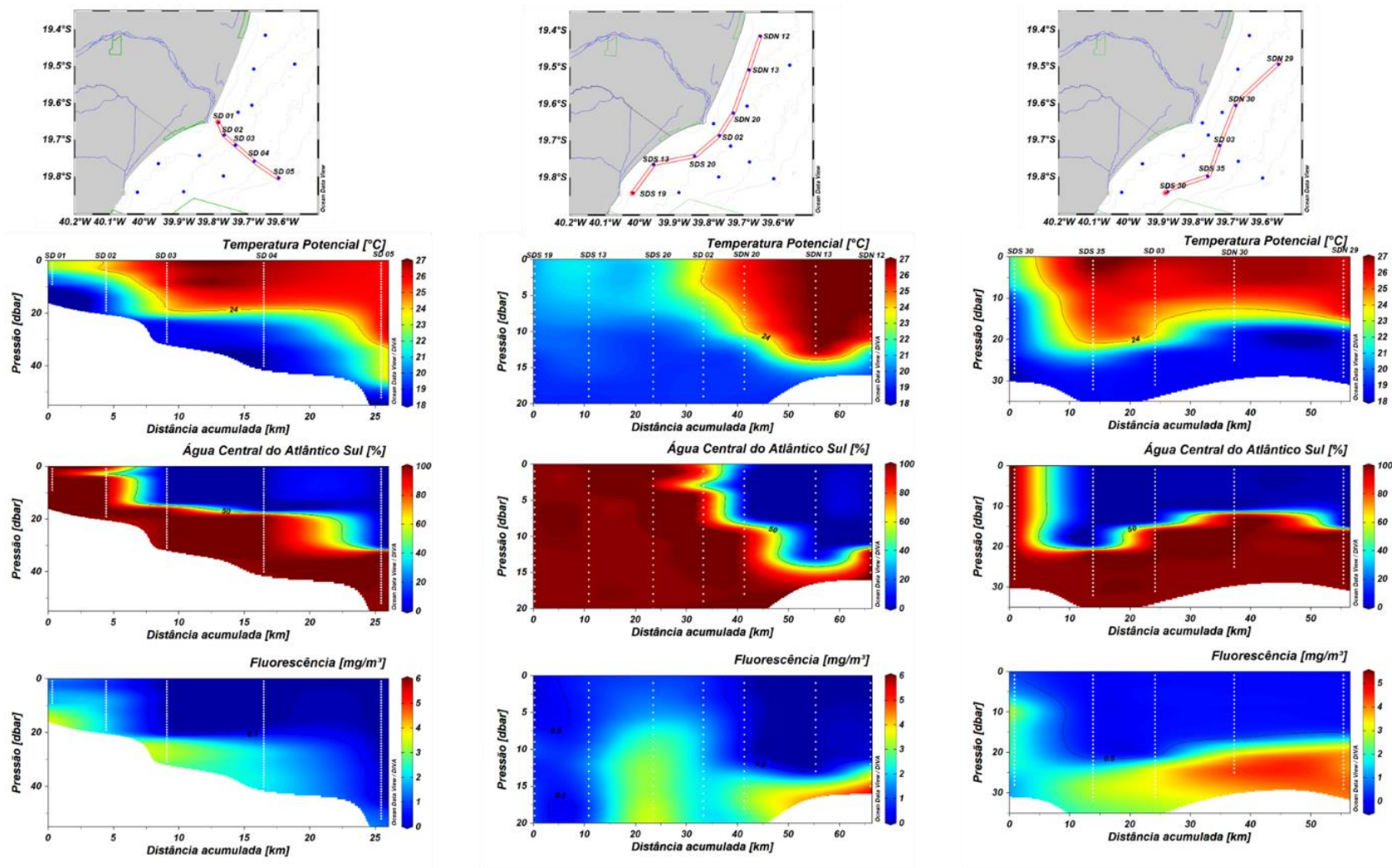
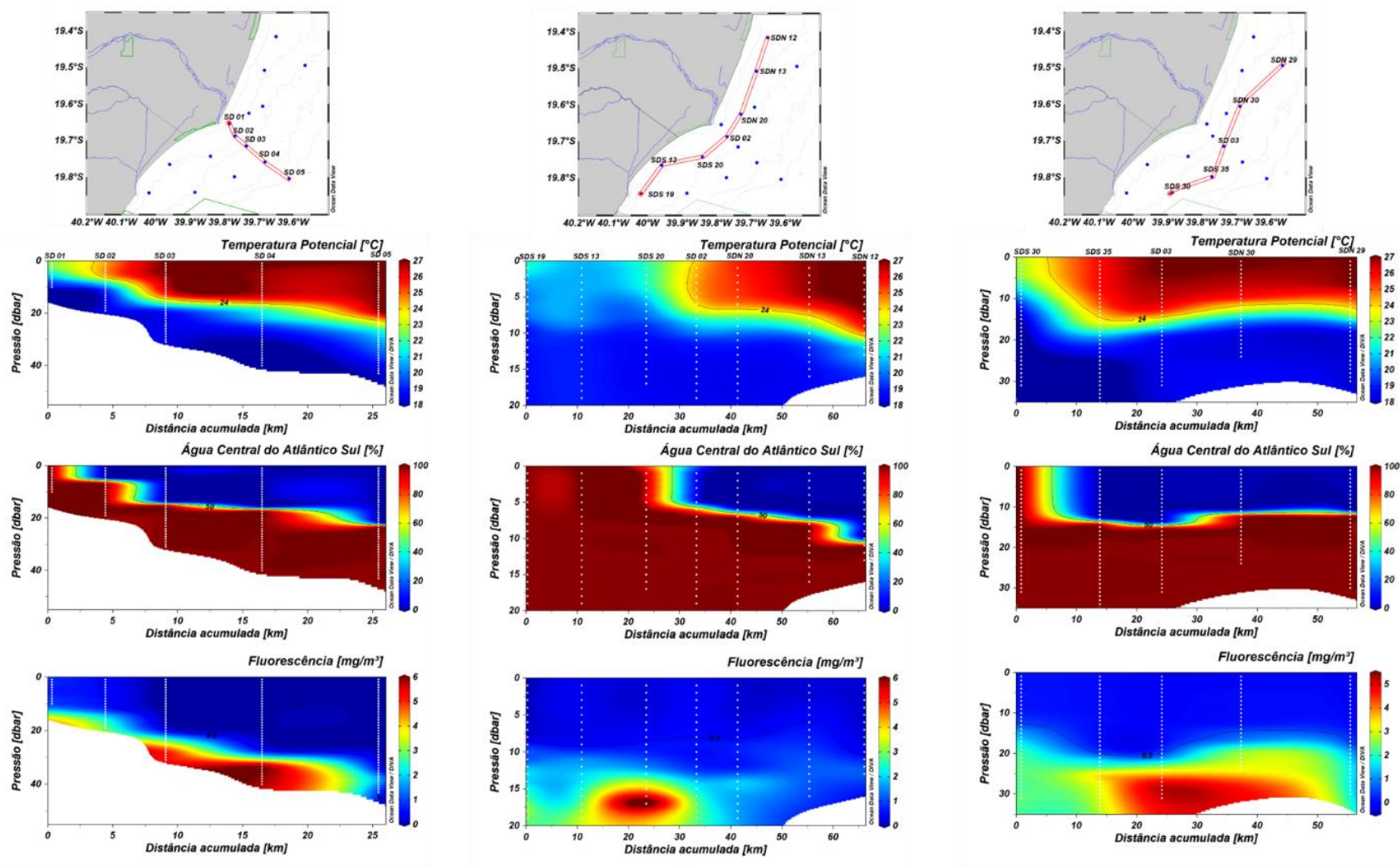


Figura 51: Seções verticais de temperatura potencial (°C), Água Central do Atlântico Sul (%) e fluorescência (mg/m<sup>3</sup>) obtidas pela perfilagem de CTD realizada em fevereiro de 2021 (campanha 02-21) ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce (esquerda), da isóbata de 20 m (meio) e da isóbata de 30 m (direita).



A variabilidade espaço-temporal da temperatura da água do mar medida no escopo do PMQQS (Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos da Zona Costeira) da Fundação RENOVA em 18 diferentes estações amostrais distribuídas ao longo da isóbata de 10 m ratifica o padrão identificado na Figura 49, Figura 52 e Figura 53. A Figura 52 mostra o diagrama de Hovmöller para a temperatura de fundo e a Figura 53 para a temperatura de superfície.



Figura 52: Diagrama espaço-temporal da temperatura (°C) medida no fundo (50 cm acima do leito submarino) no escopo do PMQQS da Fundação RENOVA em 18 pontos amostrais localizados ao longo da isóbata de 10 m na plataforma continental a norte e a sul da foz do Rio Doce entre outubro/2018 e junho/2021. As áreas em branco significam ausência de dados devido à não realização das coletas.

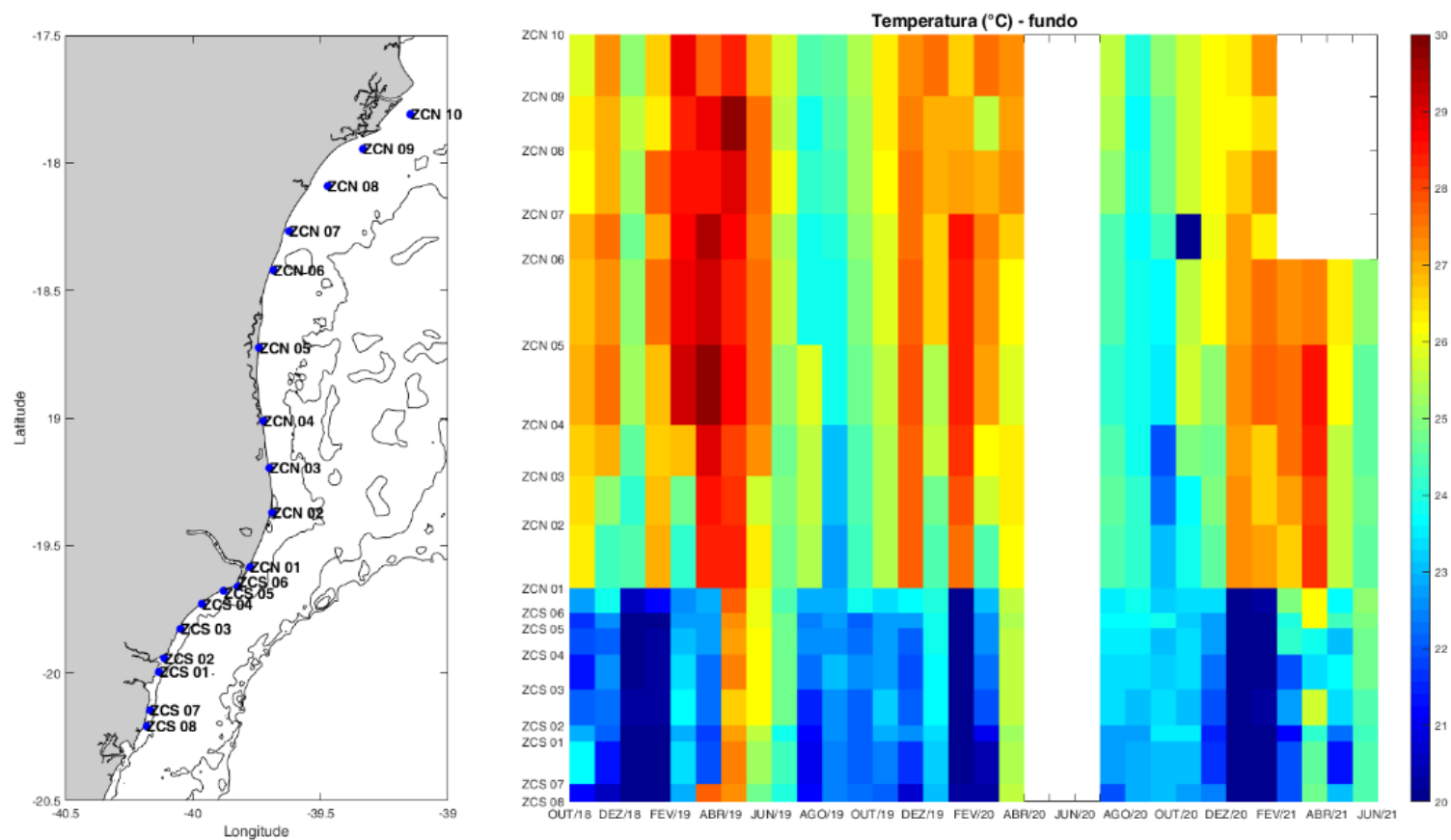
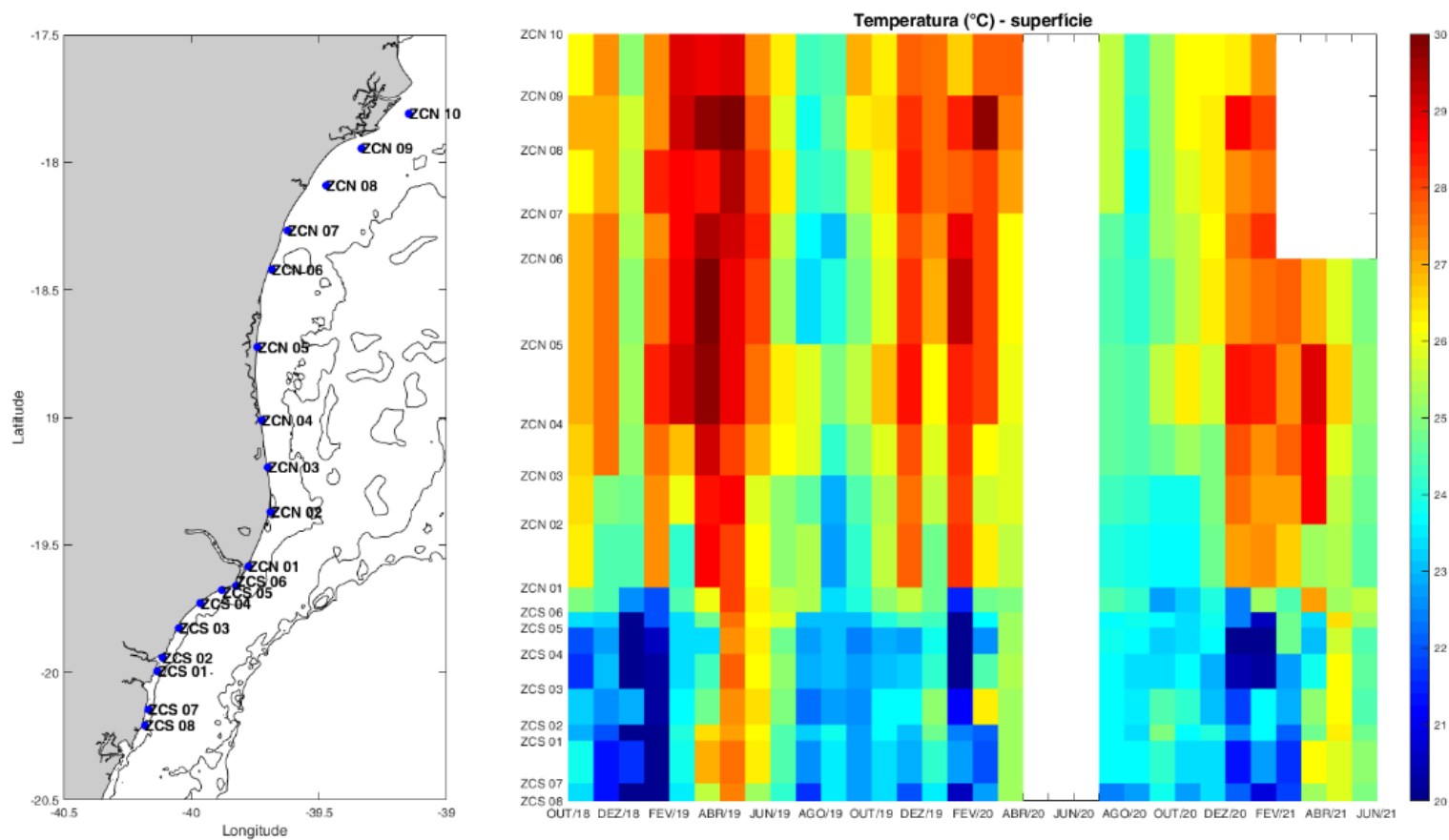




Figura 53: Diagrama espaço-temporal da temperatura (°C) medida na superfície (15 cm abaixo da superfície do mar) no escopo do PMQQS da Fundação RENOVA em 18 pontos amostrais localizados ao longo da isóbata de 10 m na plataforma continental a norte e a sul da foz do Rio Doce entre outubro/2018 e junho/2021. As áreas em branco significam ausência de dados devido à não realização das coletas.



Na maior parte do ano o limite é bem definido com águas frias (temperaturas em torno de 22 °C) ao sul do ponto ZCN 01 (aproximadamente a latitude de 19,5 °S) e águas mais quentes ao norte. Há uma exceção nos meses do outono (final de março a junho) quando a temperatura medida nos pontos ao sul da foz do Rio Doce fica coerente aos valores medidos ao norte da desembocadura.

Para o período seco do Ano 3, quando o processo de ressurgência costeira não é favorecido devido à maior variabilidade na direção dos ventos incidentes na plataforma adjacente ao Rio Doce, os percentuais de ocorrência de água com temperatura menor que 22 °C foram aproximadamente 41,7% (F1), 1% (F2) e 5,4% (F3) (Figura 49). Especificamente para o fundeio F3, o valor da correlação entre a temperatura de fundo (Figura 49) e a concentração de clorofila-a (Figura 48) foi de  $R = 0,3$  ( $p < 0,05$ ). A correlação direta calculada entre essas duas variáveis sugere que outros fatores, além do desenvolvimento de ressurgência costeira, são importantes para determinar esse padrão: o balanço líquido de calor negativo na interface oceano-atmosfera (Ghisolfi *et al.*, 2015) e a turbulência decorrente da ação de ondas mais energéticas na região. Ambos os processos favorecem a mistura vertical da coluna d'água.

De fato, no período seco, quando a vazão do Rio Doce é significativamente reduzida e as ondas são mais energéticas (Figura 38) ocorre a ressuspensão de sedimentos depositados na plataforma continental com a disponibilização dos nutrientes depositados no fundo para coluna d'água. A disponibilização de nutrientes também ocorre no período chuvoso, entretanto nesses meses o fluxo líquido de calor é positivo, o que favorece o desenvolvimento de um oceano estratificado (RRDM, 2019a) além de, conforme mencionado previamente, os valores médios de alturas significativas das ondas serem menores do que aquelas registradas no período seco (Figura 38, Tabela 9).

A distribuição espaço-temporal da turbidez é função da entrada da carga sedimentar via descarga continental e da ressuspensão que ocorre sobre o material já sedimentado ou processos que dificultam a sedimentação do material em suspensão. Uma vez na coluna de água, o material em suspensão sofre a influência, principalmente, das correntes marinhas, da tensão de cisalhamento do vento e da deriva litorânea.

O *input* de sedimentos via descarga continental pode ser avaliado na Figura 35. Embora ele aconteça durante todo o ano, a entrada desse material durante o período seco foi reduzida a 4% do máximo registrado no Ano 3 (isto é, no período chuvoso, como esperado). Uma vez no ambiente marinho o valor de turbidez é maior próximo ao fundo do que em superfície conforme as medidas realizadas nos quatro pontos de fundeio (Figura 54, Figura 55, Figura 56 e Figura 57).

Figura 54: Séries temporais de turbidez medidas em superfície e no fundo no fundeiro F4 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados *in situ* no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.

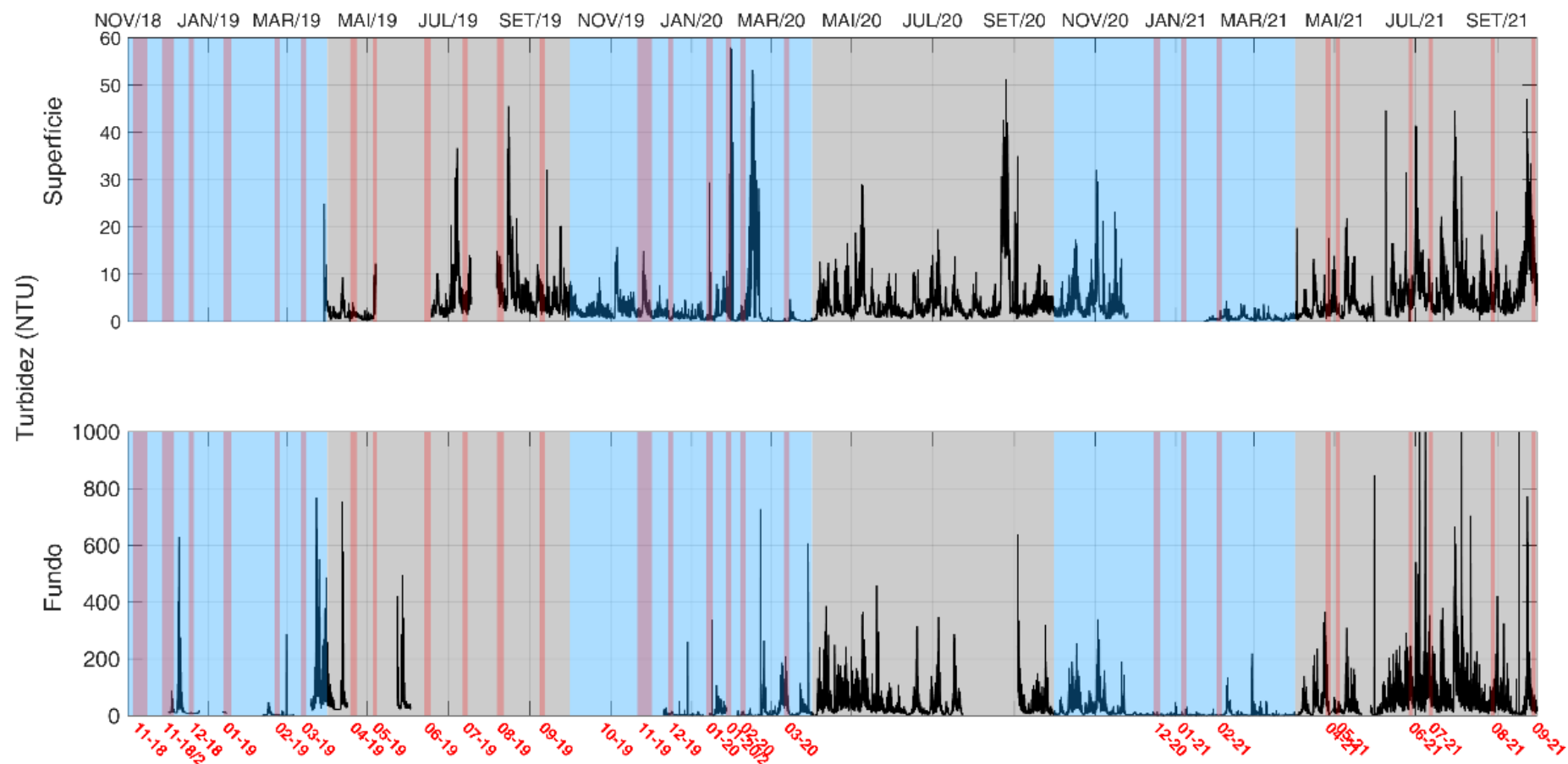


Figura 55: Séries temporais de turbidez medidas em superfície e no fundo no fundeiro F3 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.

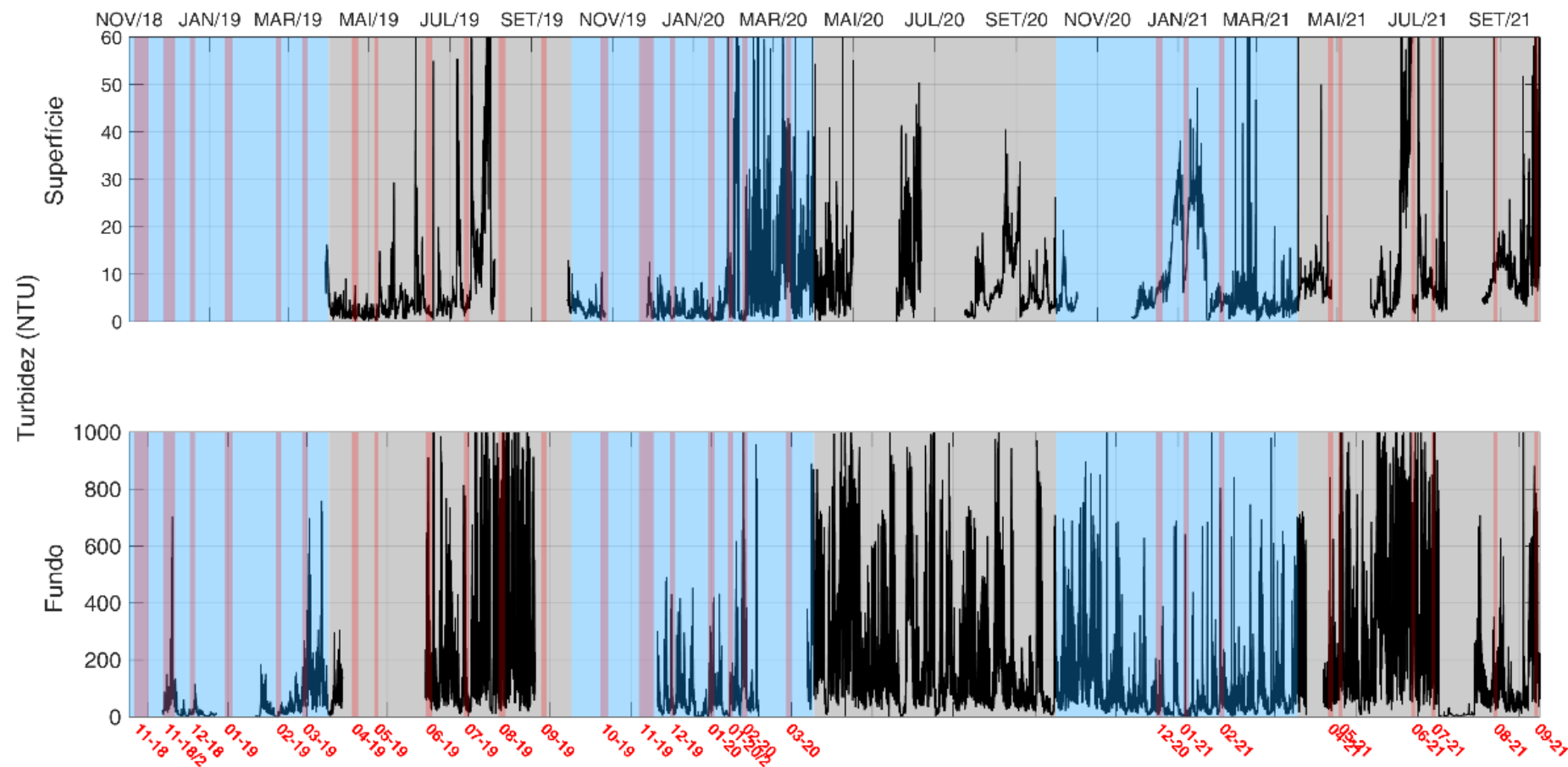


Figura 56: Séries temporais de turbidez medidas em superfície e no fundo no fundeiro F2 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.

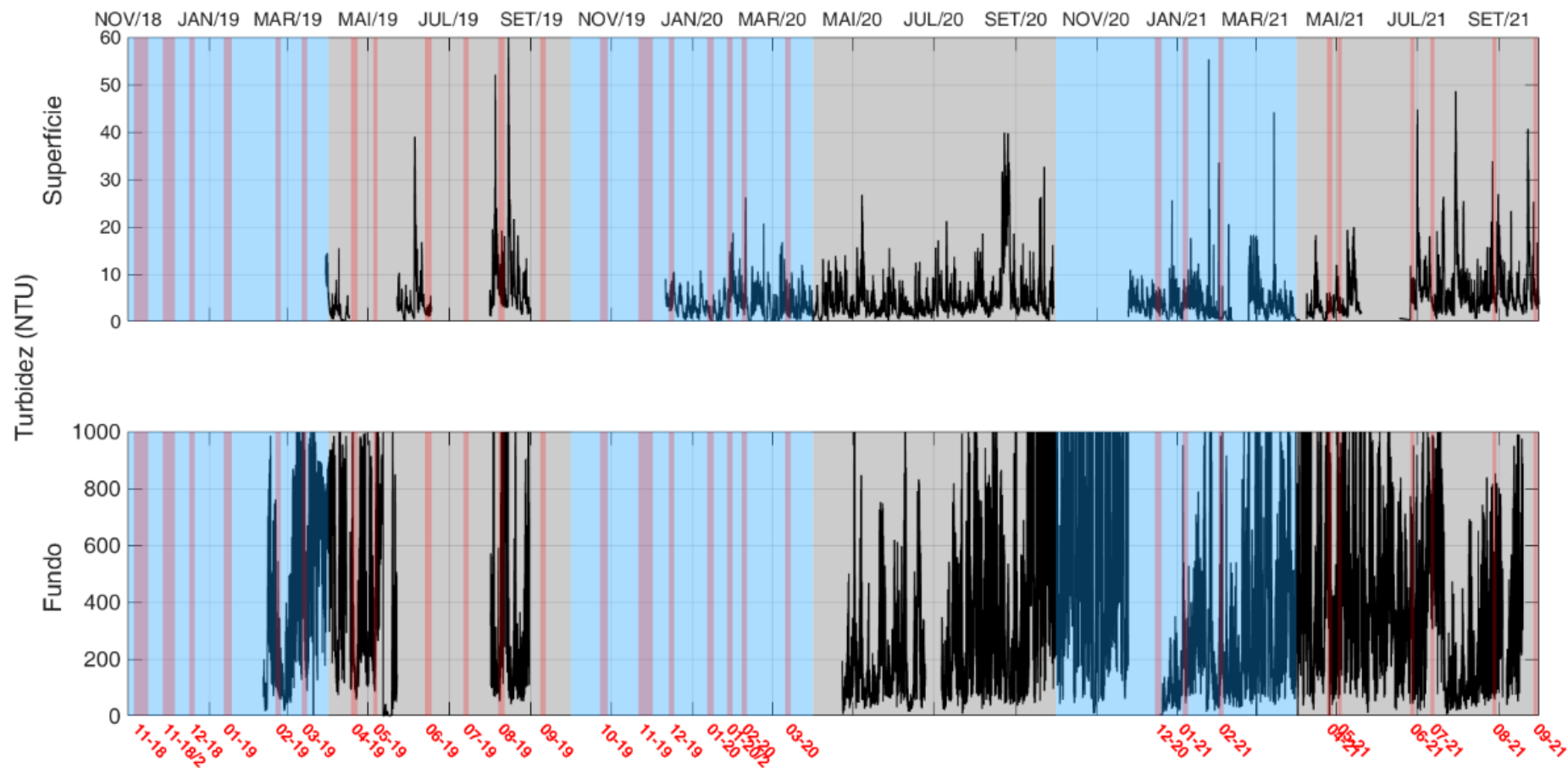
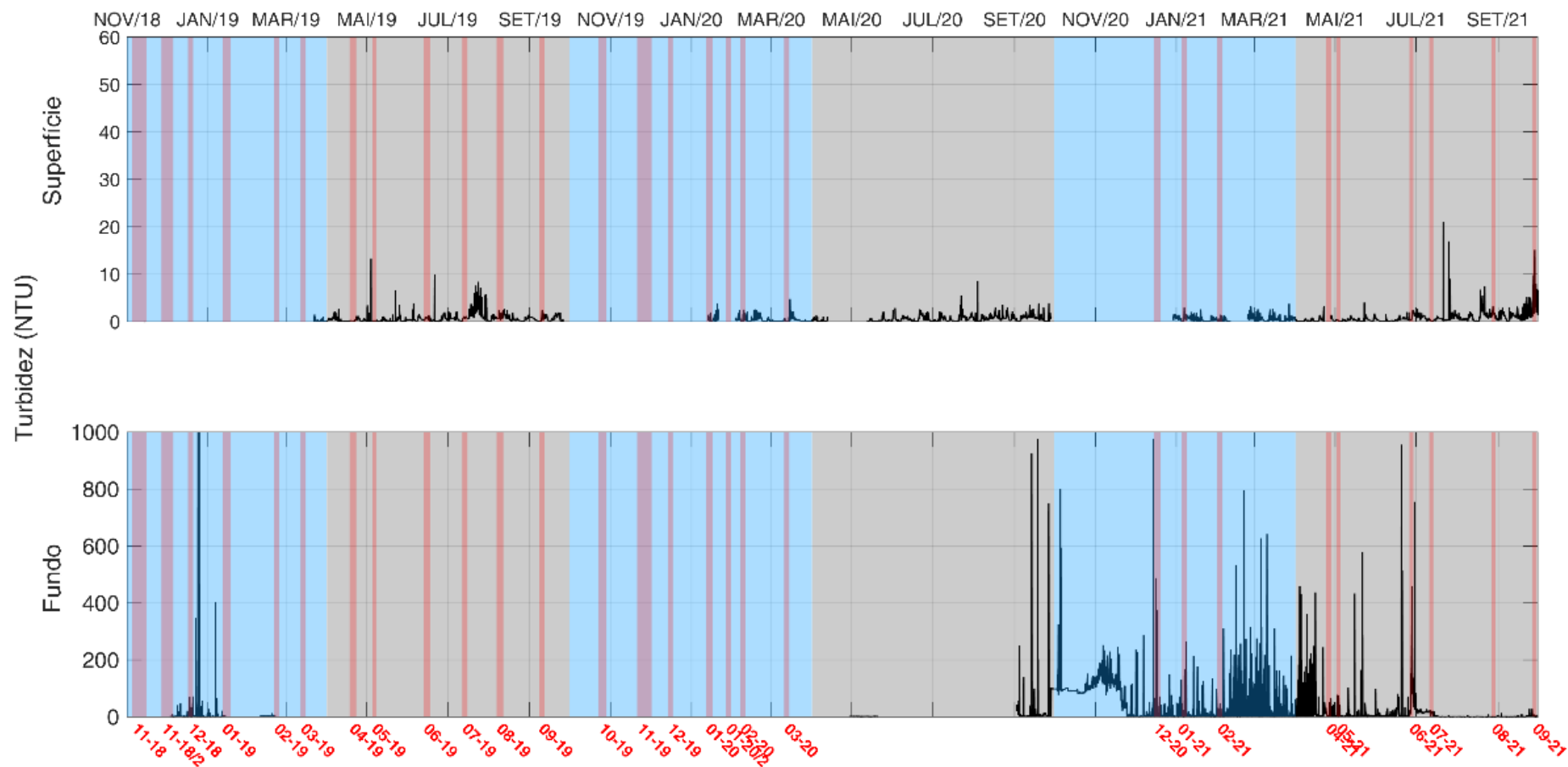


Figura 57: Séries temporais de turbidez medidas em superfície e no fundo no fundeiro F1 de novembro/2018 a setembro/2021. Os períodos de realização das campanhas de coletas de dados in situ no ambiente marinho são destacados pelas faixas verticais vermelhas. As áreas azuis e cinza indicam os períodos chuvosos e secos para a região.





Quando analisados conjuntamente, há uma nítida tendência de acúmulo de material nas regiões dos fundeios F3 (Figura 55) e F2 (Figura 56), os pontos mais próximos à desembocadura do Rio Doce, mas também onde Quaresma e colaboradores (2015) indicam a presença do depocentro (RRDM, 2019a). Nos pontos extremos de amostragem (fundeio F4 ao norte e F1 ao sul, Figura 54 e Figura 57, respectivamente) os valores de turbidez são reduzidos, mas ainda estão presentes.

Embora os dados obtidos no fundeio F1 (Figura 57) indiquem uma redução significativa na turbidez, é necessário considerar que, para haver registro da pluma de sedimentos, essa deve passar pelo local exato de medição. Isso é relevante porque a atuação de ventos nordeste (favoráveis à ressurgência costeira) estabelece um gradiente termohalino que pode condicionar a advecção da pluma, já que há o desenvolvimento de um fluxo para sul a ele associado. Muitas vezes o gradiente se inicia desde a desembocadura do Rio Doce e continua afastado da costa ao sul da foz do Rio Doce se os ventos NE persistirem (Figura 41). Esse padrão de deslocamento já foi previamente apresentado e discutido em RRDM (2019b).

A sazonalidade também fica evidente nas séries temporais de turbidez nos quatro pontos de fundeio (Figura 54 a Figura 57). Há uma tendência de aumento dos valores de turbidez no período seco quando ocorre o aumento na passagem de frentes meteorológicas, inversão na direção de vento (Figura 41) e de corrente (Figura 43) (NE para S-SE) e aumento na altura significativa de onda ( $H_s$ ) (Figura 38). A tendência de aumento é maior no fundo do que na superfície e ocorre apesar da redução da entrada de sólidos suspensos (Figura 3) neste período.

Na Figura 14 do *Material Suplementar A3MMS2* são apresentados os gráficos de coerência espectral entre as medições de  $H_s$  (Figura 38) e turbidez medida no fundo do fundeio F3 (Figura 55), cujo valor máximo se aproxima de 0,5 para o período chuvoso e 0,7 para o período seco. Resultados numéricos da modelagem da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) realizada para o período seco do Ano 1 (RRDM, 2020) sugeriram que as ondas com  $H_s > 1$  m seriam capazes de ressuspender sedimentos depositados na plataforma e principalmente no depósito lamoso, sendo a CSS proporcional à magnitude das ondas (quando a quantidade de material não é limitante). Nos fundeios F1, F2, F3 e F4 os valores de  $H_s$  medidos ao longo dos três anos apresentaram médias maiores do que 1 m, tanto para o período seco quanto para o período chuvoso (Tabela 9). Logo, potencialmente houve ressuspensão de sedimentos pela ação de ondas durante todo o ano na plataforma continental adjacente ao Rio Doce, sendo o montante de sedimentos ressuspensos dependente da energia das ondas incidentes na região. Ondas maiores, associadas com ventos do quadrante sul, são mais energéticas e tem maior capacidade de ressuspensão dos sedimentos. Com a inversão dos ventos e correntes e a deriva litorânea para norte ao norte da foz do Rio Doce (RRDM, 2020) faz com que os valores de turbidez possam aumentar nos fundeios F2 (Figura 56), F3 (Figura 55) e F4 (Figura 54).

A diferenciação espacial entre a área ao norte e ao sul da foz do Rio Doce também pode ser avaliada pelos diagramas de Hovmöller de turbidez de superfície (Figura 58) e fundo (Figura 59) medidos ao longo da isóbata de 10 m no escopo do PMQQS.

Figura 58: Distribuição espaço-temporal da turbidez (NTU) medida na superfície (15 cm abaixo da superfície do mar) pelo PMQQS da Fundação RENOVA em 18 pontos amostrais localizados ao longo da isóbata de 10 m na plataforma continental a norte e a sul da foz do Rio Doce entre outubro/2018 e junho/2021. As áreas em branco significam ausência de dados devido à não realização das coletas.

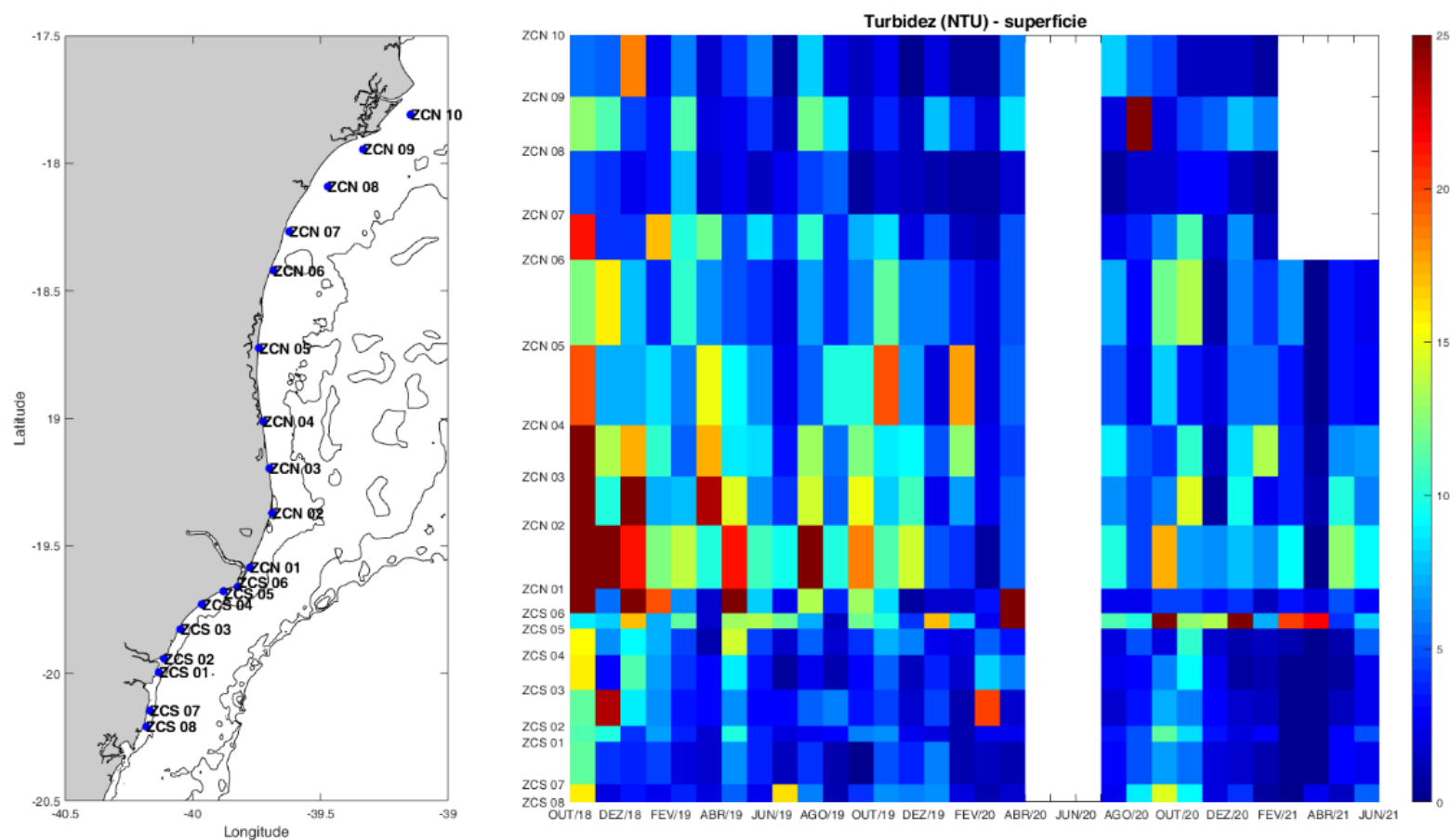
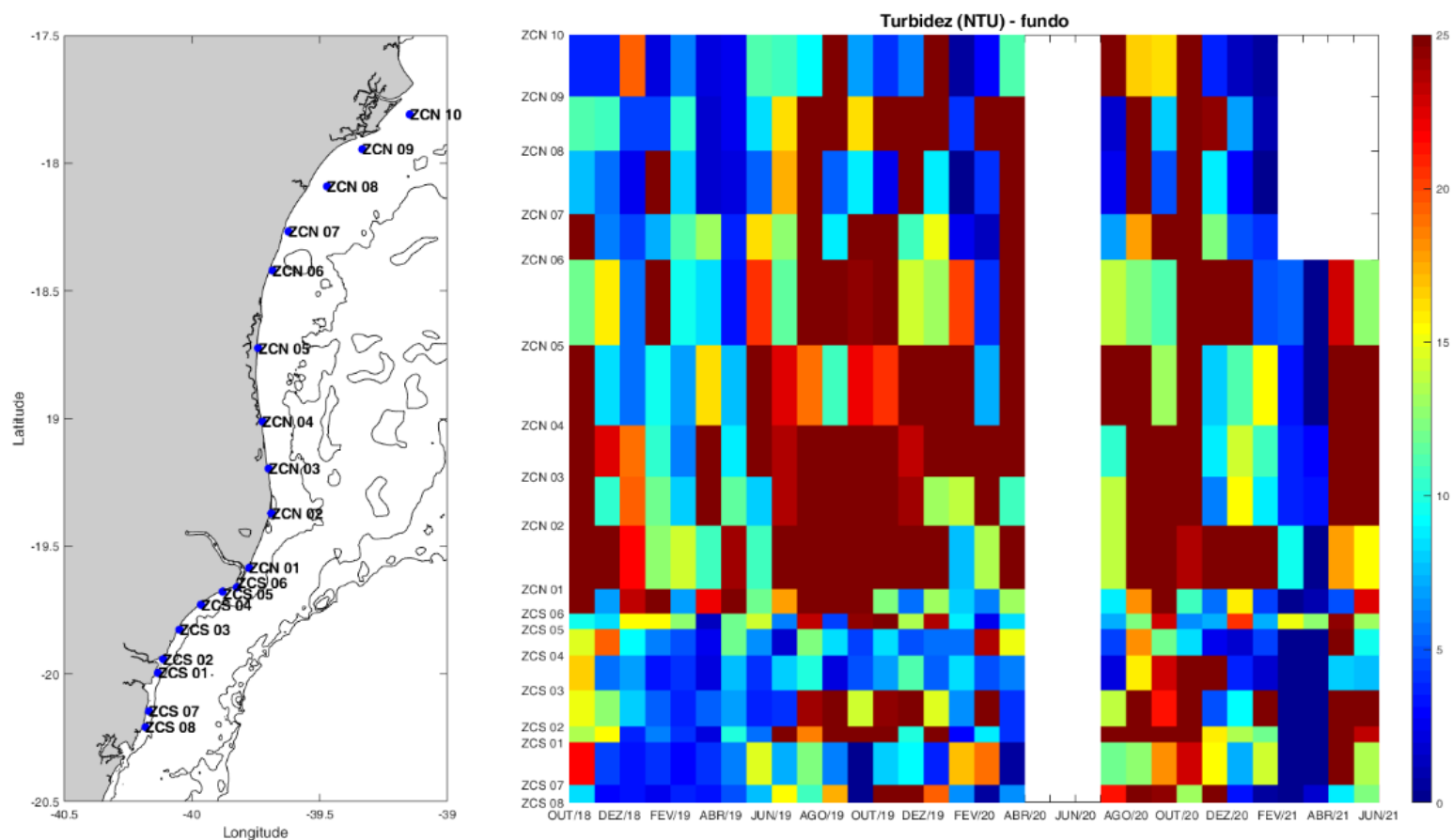


Figura 59: Distribuição espaço-temporal da turbidez (NTU) medida no fundo (50 cm acima do leito submarino) pelo PMQQS da Fundação RENOVA em 18 pontos amostrais localizados ao longo da isóbata de 10 m na plataforma continental a norte e a sul da foz do Rio Doce entre outubro/2018 e junho/2021. As áreas em branco significam ausência de dados devido à não realização das coletas.



Em ambos os diagramas há uma tendência de aumento da turbidez a partir do ponto amostral ZCS 06 (Regência – Linhares/ES), embora seja visível uma relativa variabilidade sazonal principalmente na turbidez de fundo (Figura 59). Os maiores valores de turbidez ao norte da estação de coleta ZCS 06 basicamente refletem a inversão da direção dos ventos (e a dinâmica de Ekman correspondente) e correntes que direcionam a pluma para norte aderida à costa (RRDM, 2019a), potencialmente capturada pela deriva litorânea. As condições típicas do período chuvoso tendem a propagar a pluma para sul-sudoeste afastada da costa e, portanto, os valores de turbidez são reduzidos, principalmente em superfície.

Em termos de turbidez, duas campanhas realizadas no período seco merecem destaque durante o Ano 3: a campanha 04-21 e 06-21. A primeira teve início dois dias após um pico de Hs que atingiu um valor de 3,11 m (Figura 38). A vazão estava dentro da condição Normal (Tabela 8), com valor médio acima das demais campanhas realizadas durante o período seco e até mesmo acima da média da campanha 02-21 realizada durante o período chuvoso. Embora os ventos N-NE tenham sido os mais frequentes durante a realização dessa campanha (Tabela 11), ventos do quadrante sul atuaram do dia 19 de abril até o dia em que campanha foi iniciada (Figura 41). Logo, a ação do vento e da corrente deslocou a pluma do rio e o material ressuspendido para norte, como pôde ser visto na imagem de cor verdadeira do dia 24 de abril (Figura 60). Os valores de turbidez superficial (Figura 61 – esquerda), bem como os de clorofila-a (Figura 61 – central), ficaram elevados ao longo de toda a plataforma continental interna dos setores Foz Norte, Norte e Abrolhos. Coerentemente, nesses setores (exceto Abrolhos, pois não houveram medições) também foram encontradas diminuições dos valores de salinidade superficial medidas pela perfilagem de CTD durante a campanha 04-21 (Figura 62), um importante traçador da influência fluvial direta no ambiente marinho. Esses valores foram característicos de Água Costeira que ocupou a superfície dos pontos do setor Foz Norte e dos pontos mais costeiros do setor Norte (Figura 63), mostrando que as descargas de outros rios também possuem importante contribuição na região. Por outro lado, nenhum sinal de salinidade e turbidez superficial pôde ser visto no setor da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.



Figura 60: Imagem da cor verdadeira obtida no dia 24 de abril de 2021 pelo sensor MODIS/Aqua. Os triângulos em azul claro mostram a localização das estações de coletas de dados *in situ* e os pentágonos em azul escuro a localização dos fundeios monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM.

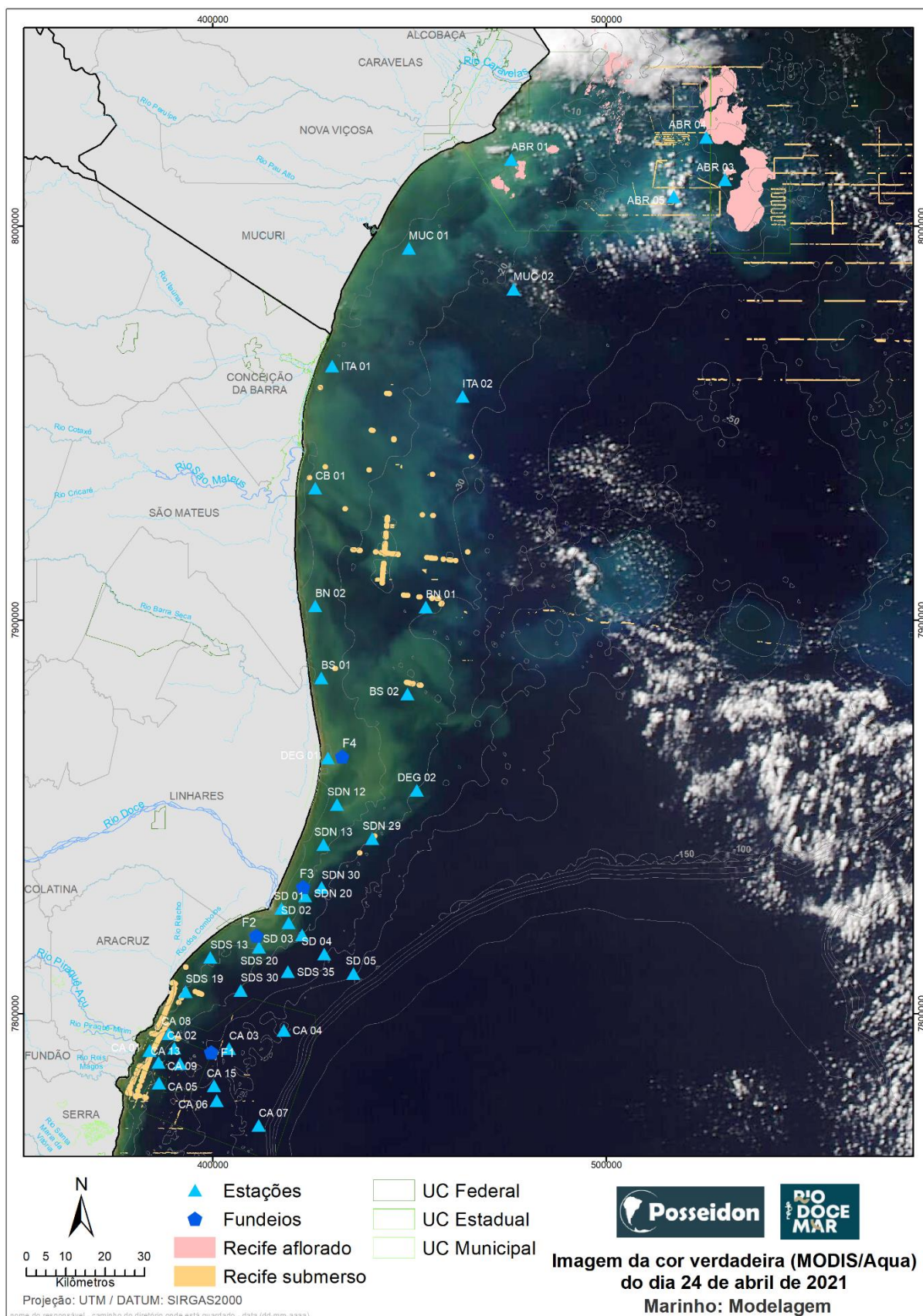




Figura 61: Imagem da turbidez calculada (FNU - esquerda), Clorofila-a ( $\text{mg}/\text{m}^3$  - central) e Temperatura da superfície do mar ( $^{\circ}\text{C}$  - direita) para o dia 24 de abril 2021 pelo sensor MODIS/Aqua. Os triângulos em cinza mostram a localização das estações de coletas de dados *in situ* e os pentágonos em azul escuro a localização dos fundeios monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM.

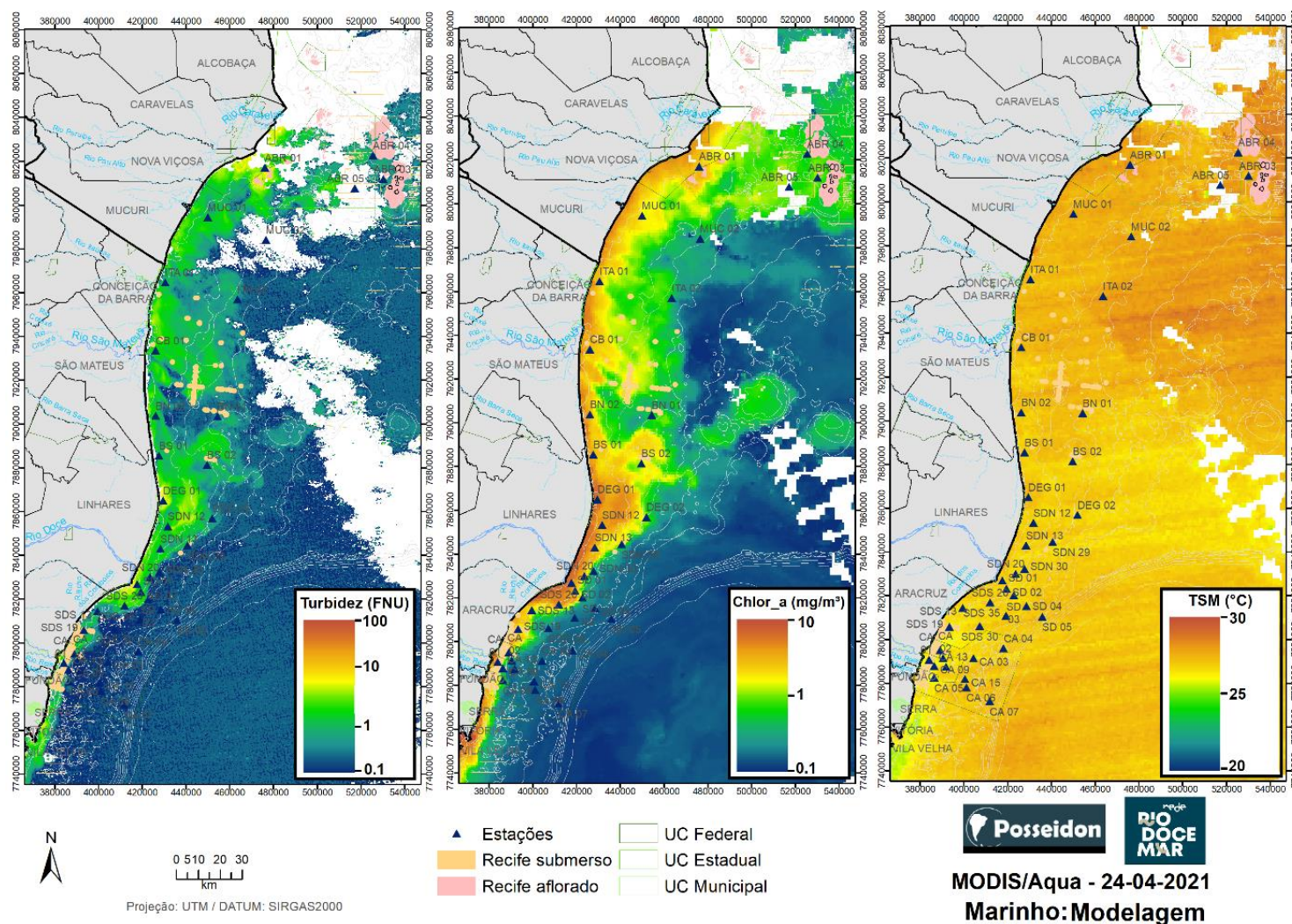




Figura 62: Mapa da distribuição superficial da salinidade prática durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em abril de 2021 (campanha 04-21).

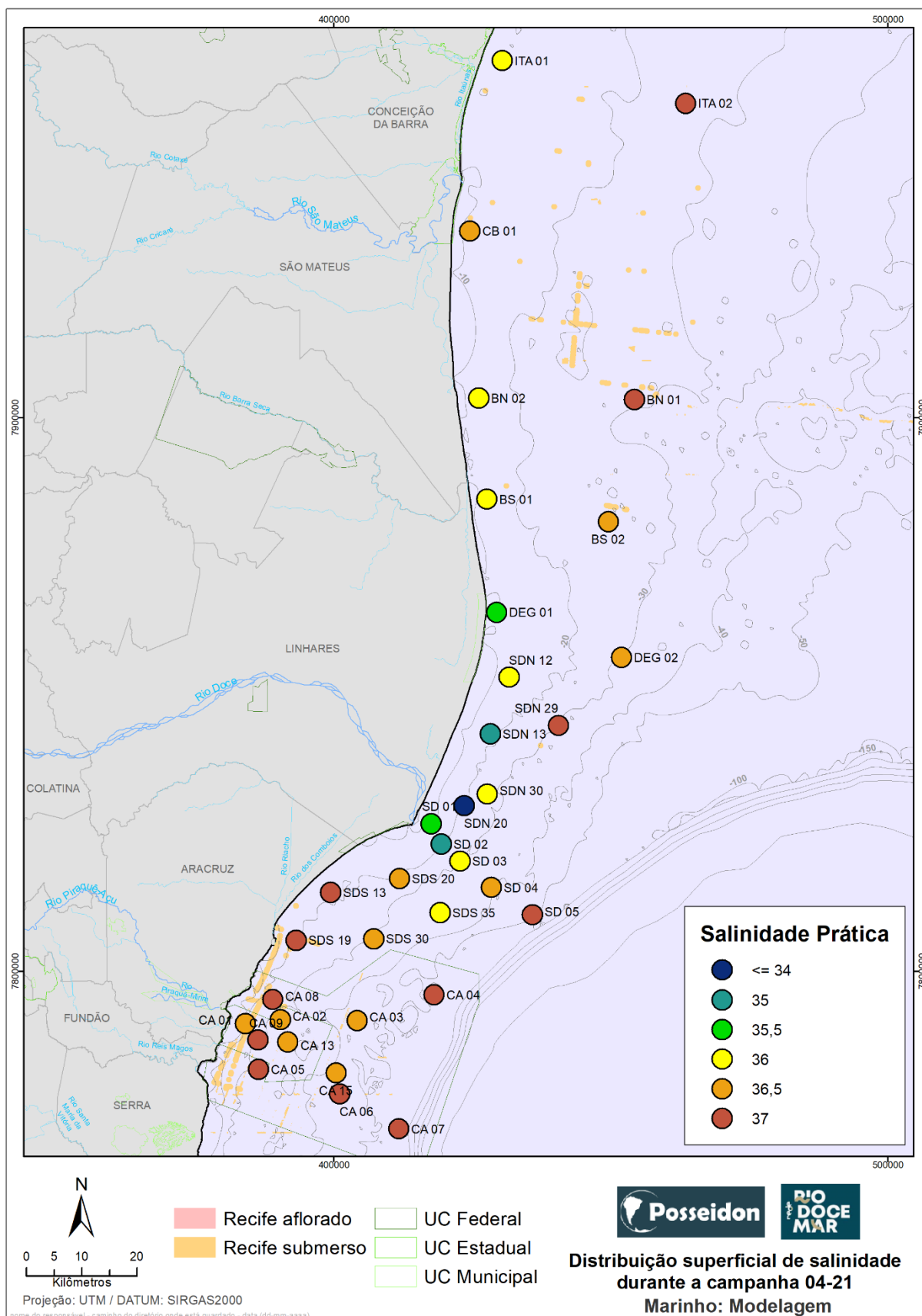
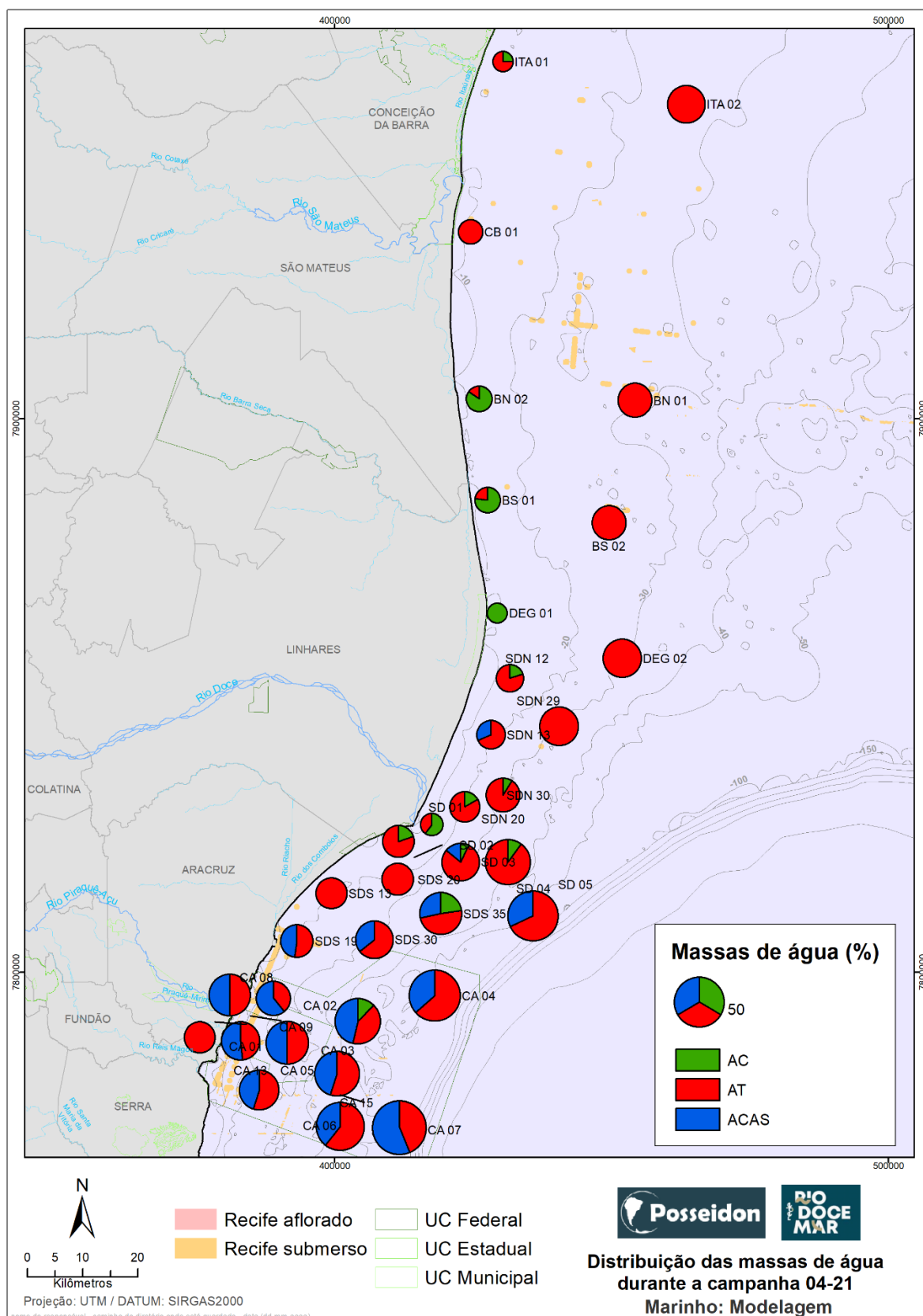


Figura 63: Mapa da distribuição das massas de água durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em abril de 2021 (campanha 04-21). O tamanho do círculo da legenda corresponde a uma coluna d'água de 50 dbar. A porcentagem da coluna d'água ocupada por cada massa de água é representada pelas cores: verde (AC - Água Costeira), vermelho (AT - Água Tropical) e azul (ACAS - Água Central do Atlântico Sul).



Os dados de turbidez obtidos na perfilagem com o CTD mostraram que, para o período seco, os valores foram muito mais elevados no fundo da coluna d'água do que na superfície (Figura 64), conforme mostrado nos pontos mais costeiros dos setores Foz Sul, Foz Central, Foz Norte e Norte e nos fundeios (Figura 54 a Figura 57). Ao longo da coluna d'água (Figura 65), o sinal de turbidez ( $> 10$  NTU) próximo ao fundo chegou a ocupar os últimos 13 dbar no ponto SDS20 (depocentro) e a salinidade superficial os primeiros 4 dbar da coluna d'água com o menor valor (29) no ponto SDN 20. O padrão descrito é compatível com a ressuspensão de sedimentos pela ação das ondas, a advecção para norte da pluma de água e sedimentos (ressuspendidos e originados pela descarga do rio) pelos ventos e correntes e a possível captura da pluma pela deriva litorânea, principalmente até a isobata de 10 m.

Figura 64: Mapa da distribuição da turbidez (NTU) na superfície (barras em laranja) e no fundo (barras em marrom) durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em abril de 2021 (campanha 04-21). O tamanho das barras na legenda corresponde a uma concentração de 11,5 NTU (laranja) e 23 NTU (marrom).

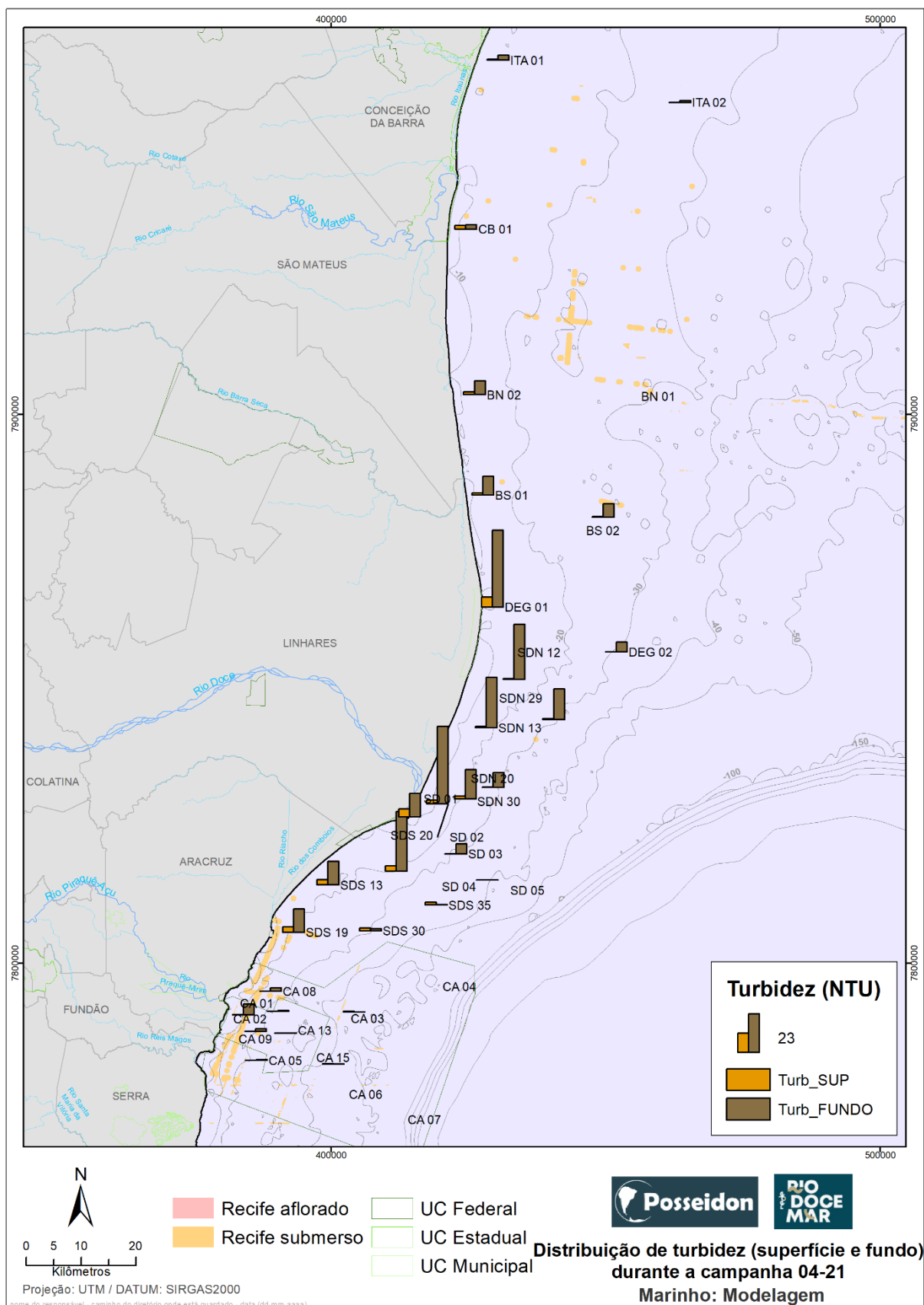
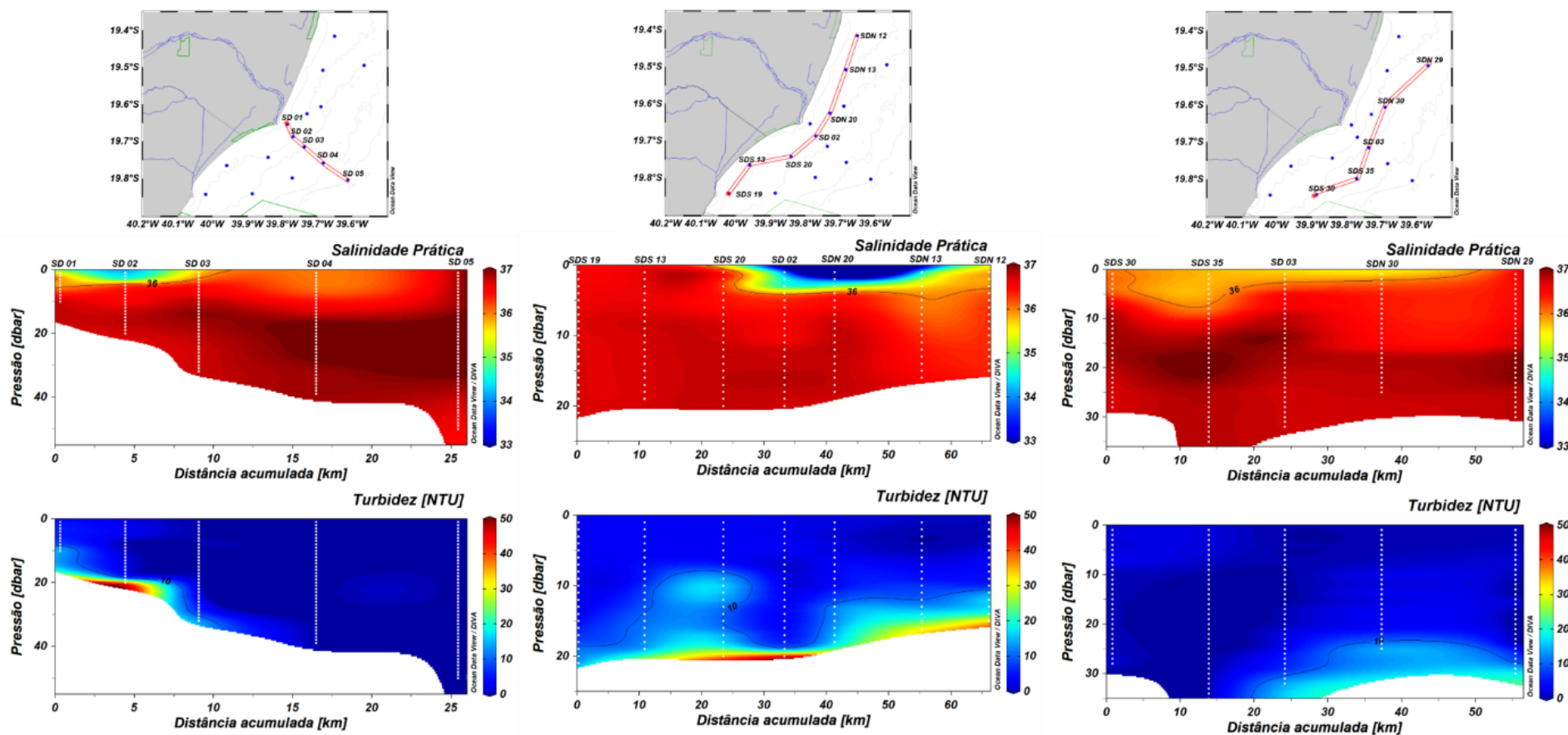


Figura 65: Seções verticais de salinidade prática (painéis centrais) e turbidez (NTU – painéis inferiores) obtidas pela perfilagem de CTD realizada em abril de 2021 (campanha 04-21) ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce (esquerda), da isóbata de 20 m (meio) e da isóbata de 30 m (direita).



A outra campanha de destaque no período seco do Ano 3 é a 06-21, pois foi realizada dentro de uma janela de 8 dias com atuação de ondas de S-SE, sendo o Hs máximo de 2,8 m atingido no dia 27 de junho (Figura 38). Ao longo de todo o período de execução do PMBA/Fest-RRDM essa campanha foi a única na qual houve coincidência de a equipe de campo estar no mar com ondas de mau tempo, pois, por segurança, as atividades embarcadas são realizadas em condições de tempo bom. A vazão do Rio Doce estava na condição de Seca extrema (Tabela 8), e, embora os ventos fossem provenientes de E-NE (Tabela 11) e as correntes sul (Figura 43) durante a realização da campanha, ventos sul e correntes norte atuaram durante os dias precedentes ao início da campanha.

A informação *in situ* (Figura 66 e Figura 67) mostra altos valores de salinidade, exceto pelo valor isolado no ponto SDS 20 ocupando os primeiros 4 dbar. Coerente com o baixo aporte fluvial (Tabela 8), o sinal do aporte fluvial nos dados de turbidez *in situ* só foi registrado no ponto mais próximo à foz (SD 01) (Figura 68).



Figura 66: Mapa da distribuição superficial da salinidade prática durante a campanha de coleta de dados in situ realizadas em junho de 2021 (campanha 06-21).

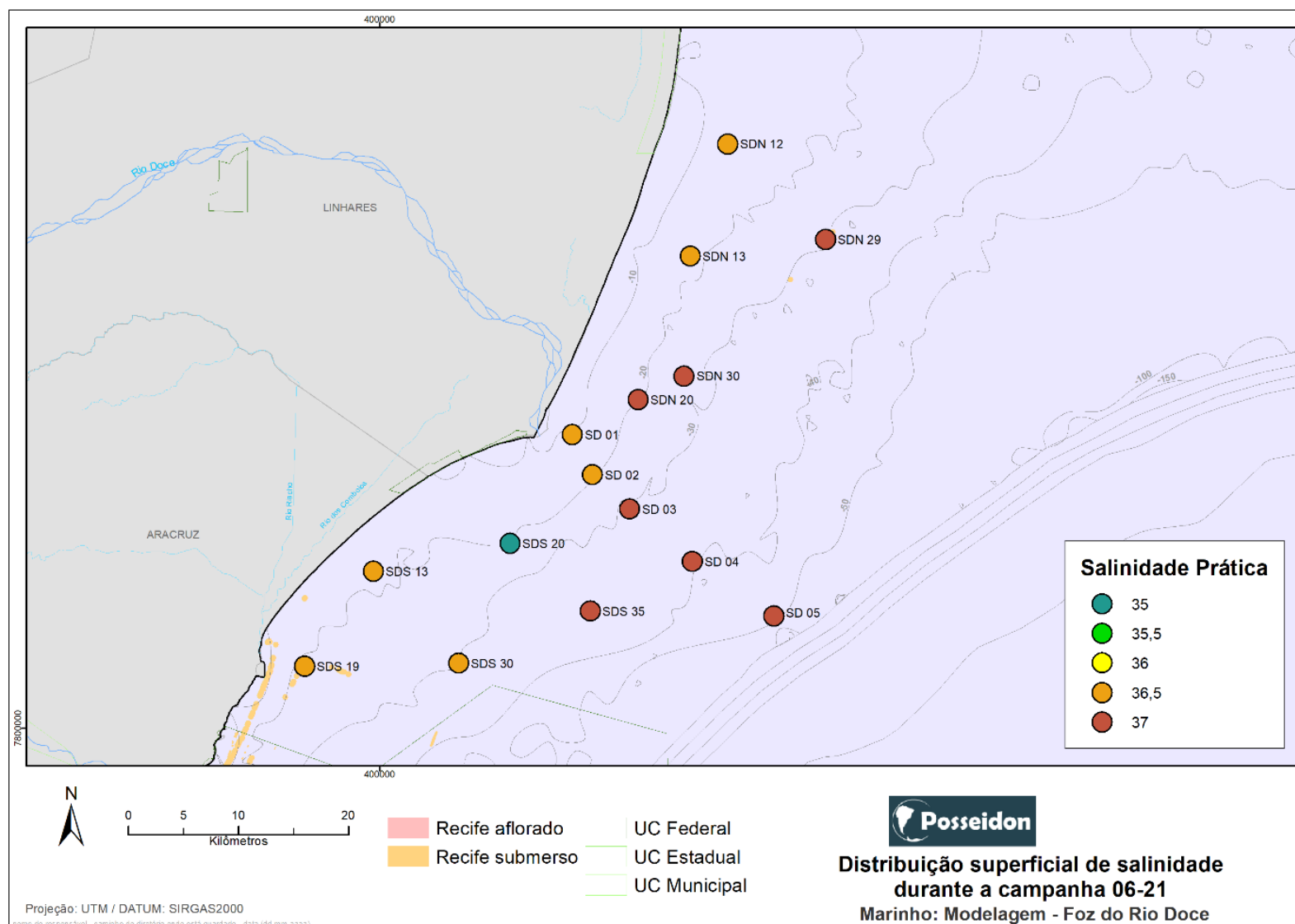


Figura 67: Seções verticais de salinidade prática (painéis centrais) e turbidez (NTU – painéis inferiores) obtidas pela perfilagem de CTD realizada em junho de 2021 (campanha 06-21) ao longo do transecto perpendicular à foz do Rio Doce (esquerda), da isóbata de 20 m (meio) e da isóbata de 30 m (direita).

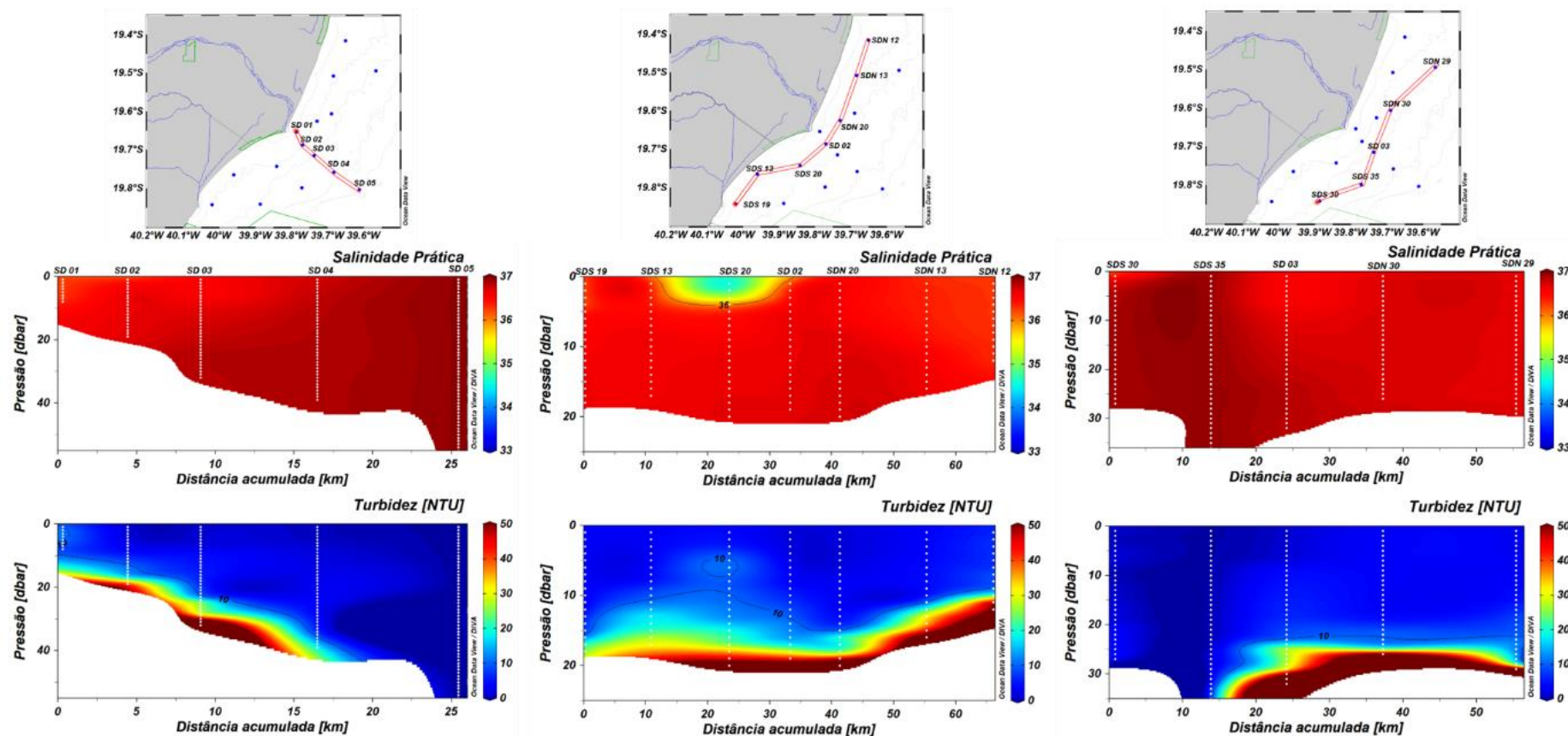
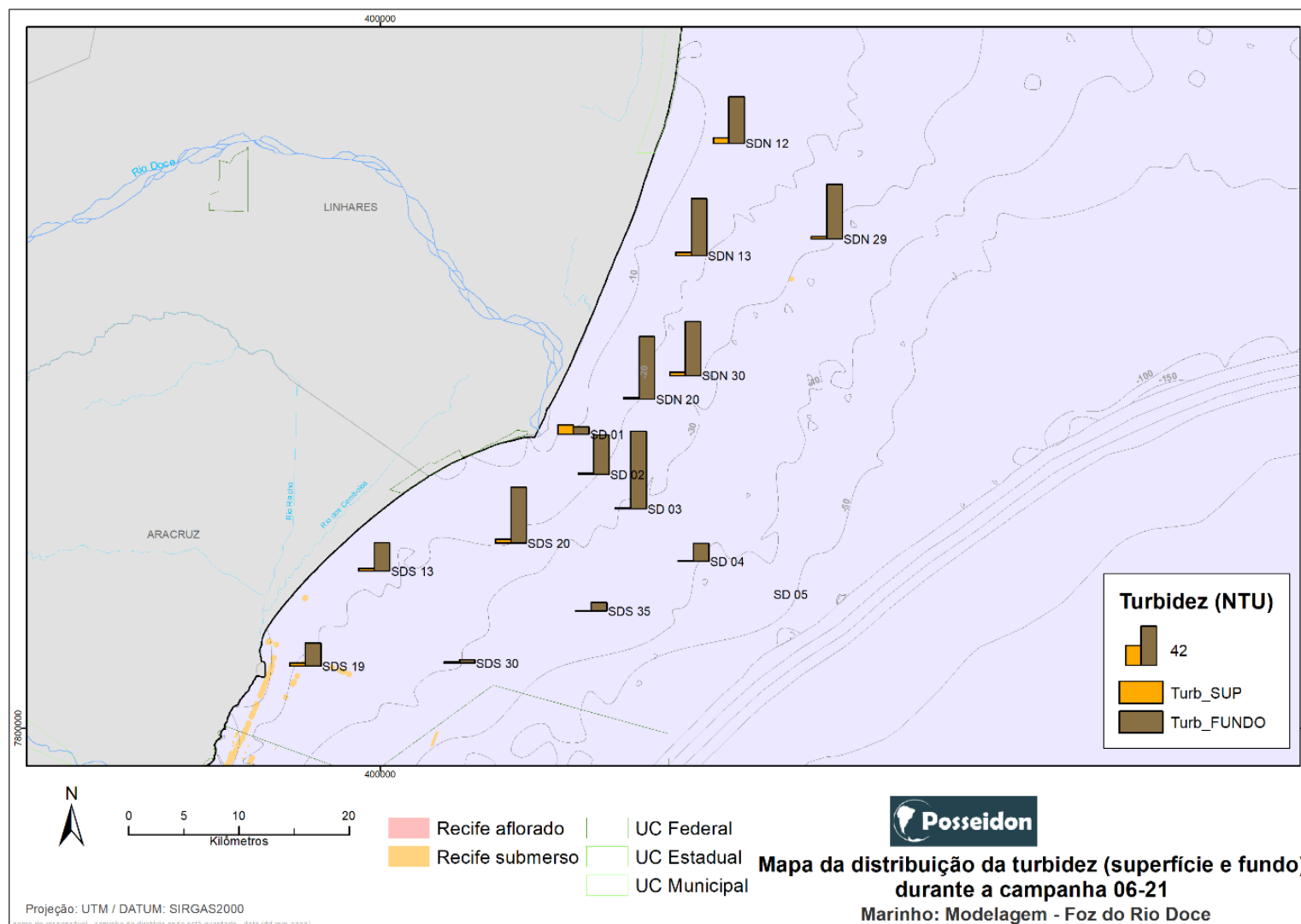


Figura 68: Mapa da distribuição da turbidez (NTU) na superfície (barras em laranja) e no fundo (barras em marrom) durante a campanha de coleta de dados *in situ* realizadas em junho de 2021 (campanha 06-21). O tamanho das barras na legenda corresponde a uma concentração de 21 NTU (laranja) e 42 NTU (marrom).



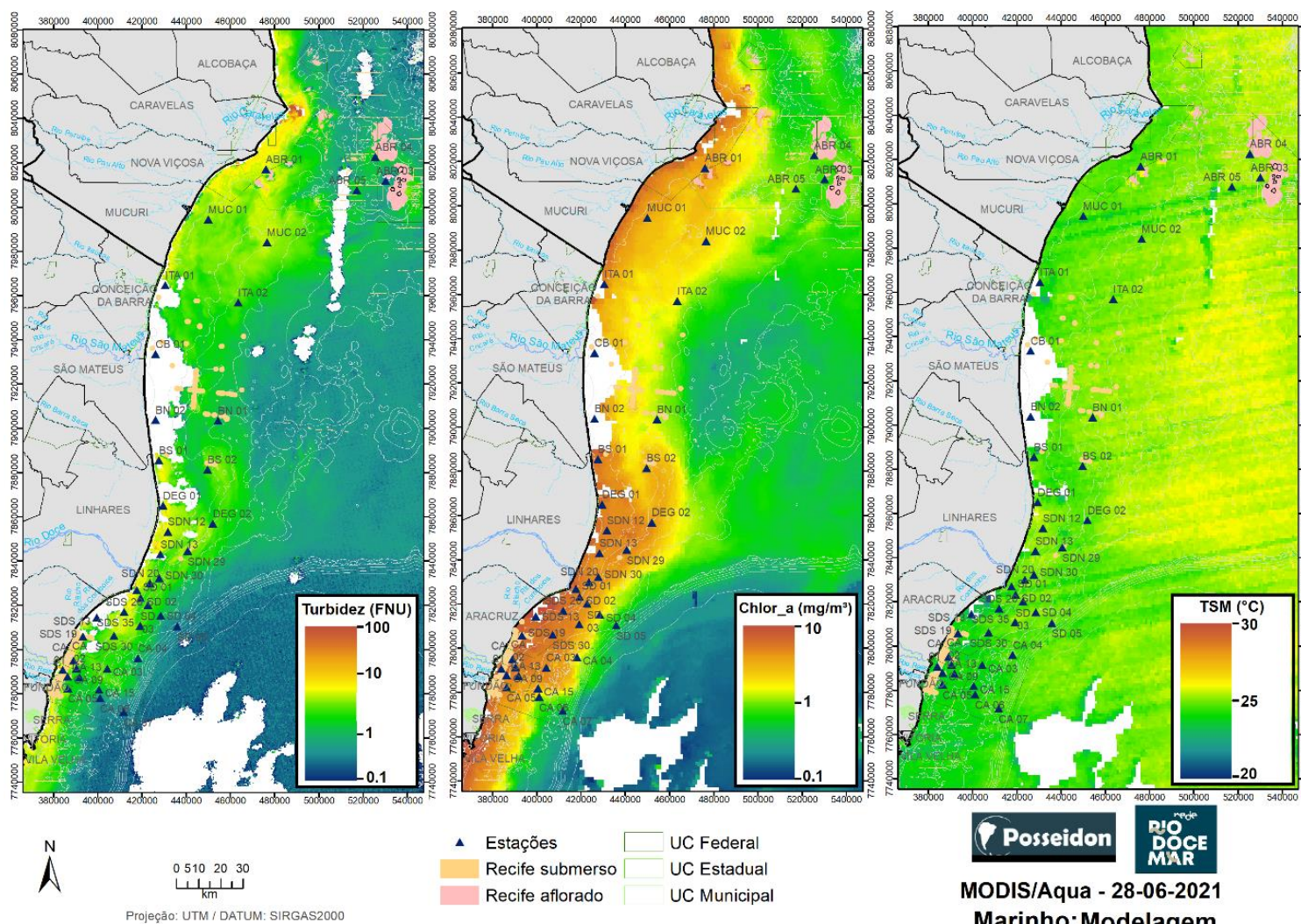
Por outro lado, a turbidez medida próxima ao fundo marinho (Figura 68) mostrou valores significativamente aumentados desde o depocentro (SDS 20) se estendendo aos pontos mais costeiros do setor Foz Sul, Foz Central e Foz Norte e em direção ao oceano aberto até a isóbata de 40 m (SD 04). Embora os maiores valores de turbidez ocorram próximo ao fundo (Figura 68) toda a coluna de água reflete a maior energia do sistema marinho (Figura 69) com aumento nos valores de turbidez (Figura 70 – esquerdo), clorofila-*a* (Figura 70 – central) e homogeneidade térmica (Figura 70 – direita) estimadas via dados *ex-situ* observadas sobre a plataforma continental desde o Espírito Santo até a Bahia, se estendendo pelo Banco de Abrolhos.



Map of the Rio Doce estuary and surrounding areas, showing bathymetry, station locations, and administrative boundaries. The map includes labels for cities like Caravelas, Nova Viçosa, Mucuri, Conceição da Barra, São Mateus, Linhares, Colatina, Aracruz, Fundão, and Serra. It also shows various rivers and streams. Bathymetric contours are labeled with depths like -10, -20, -30, -50, -100, and -150. Numerous stations are marked with blue triangles and labeled: ABR 01, ABR 03, ABR 05, MUC 01, MUC 02, ITA 01, ITA 02, CB 01, BN 01, BN 02, BS 01, BS 02, DEG 01, DEG 02, SDN 12, SDN 13, SDN 29, SDN 30, SDN 01, SDN 20, SD 01, SD 02, SD 03, SD 04, SD 05, SD 13, SD 20, SD 30, SD 35, CA 08, CA 02, CA 03, CA 04, CA 09, CA 15, CA 05, CA 06, CA 07. A legend at the bottom left identifies symbols for stations (blue triangle), fundeios (blue pentagon), reef (pink), and submerged reef (orange). It also shows administrative boundaries for Federal, State, and Municipal units. A scale bar (0-30 km) and a north arrow are included. The map is titled 'Imagem da cor verdadeira (MODIS/Aqua) do dia 28 de junho de 2021' and 'Marinho: Modelagem'.



Figura 70: Imagem da turbidez calculada (FNU - esquerda), Clorofila-a ( $\text{mg}/\text{m}^3$  - central) e Temperatura da superfície do mar ( $^{\circ}\text{C}$  - direita) para o dia 28 de junho de 2021 pelo sensor MODIS/Aqua. Os triângulos em cinza mostram a localização das estações de coletas de dados in situ e os pentágonos em azul escuro a localização dos fundeios monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM.





A dispersão do sedimento em suspensão em resposta aos principais eventos foi realizada via simulação numérica. Em RRDM (2020) foram analisados dois eventos extremos quando as ondas de gravidade foram importantes: a passagem da Tempestade Tropical Iba e o evento denominado de Grandes Ondas (GO). Neste relatório é apresentada uma complementação dessa modelagem de ondas com as estimativas das vazões líquidas de transporte longitudinal ao longo do litoral. O cálculo foi realizado considerando o período de um ano (ano 2019) e os períodos correspondentes aos dois cenários definidos (Iba e GO). Para uma análise de casos nos quais a vazão do Rio Doce foi importante, foi também selecionado o período de novembro/2019 a março/2020 (período chuvoso do Ano 2), quando ocorreu a maior vazão ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM (Figura 33). Visando entender a abrangência espaço-temporal dos resultados obtidos a partir das medições pontuais realizadas durante as campanhas do PMBA/Fest-RRDM (ao longo desse período chuvoso), foram realizadas simulações numéricas considerando as forçantes de maré, ondas, ventos e descarga fluvial do Rio Doce. Os resultados da modelagem foram comparados com os dados de turbidez disponíveis, ondas e correntes medidas nos fundeios e séries temporais da velocidade do vento da base ERA5. Também foi utilizado o modelo já calibrado e utilizado na simulação de eventos de ondas (RRDM, 2020) agora para os sedimentos separados em 2 frações, uma representativa do depósito (equivalente ao apresentado em RRDM (2020) e outra proveniente do Rio Doce, para avaliar a contribuição tanto da ressuspensão devido às ondas dos sedimentos oriundos do depósito quanto da carga de sedimentos de origem fluvial nas concentrações ou turbidez medidas.

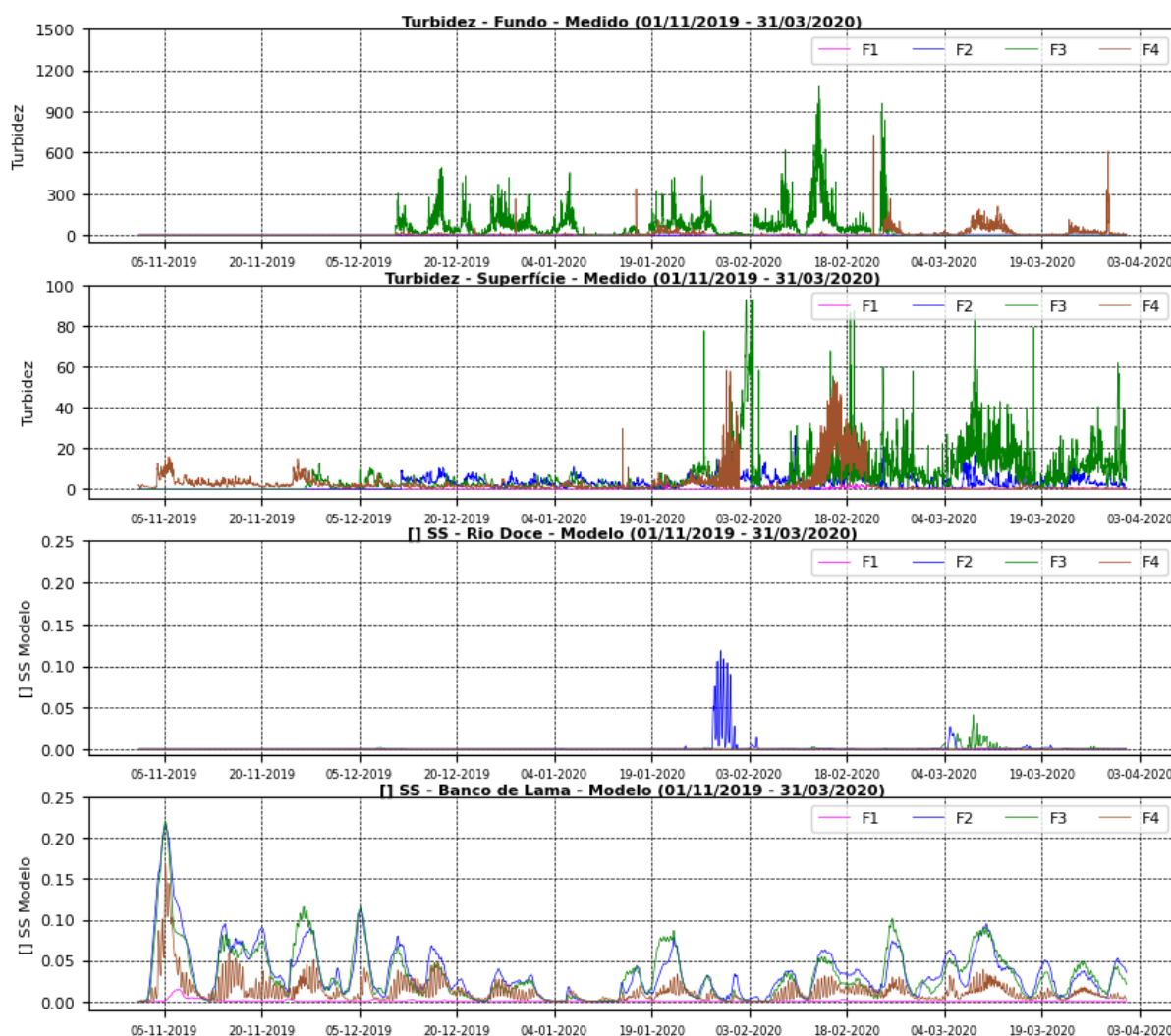
A apresentação dos resultados dos experimentos numéricos se inicia pela simulação quando a vazão é importante, destacando-se a influência das diferentes forçantes nos aumentos de turbidez, seguidos dos resultados da deriva litorânea que mostram o papel das ondas na dispersão de sedimentos oriundos do Rio Doce pela corrente litorânea e sua possível influência na presença de lama nas praias do litoral, especialmente ao norte da foz do Rio Doce, como reportado em RRDM (2019e).

#### 2.2.3.1 Modelagem durante o Período Chuvoso

Na simulação para o período compreendido entre os meses de novembro/2019 a março/2020 foram levados em consideração as ondas, o vento, a maré e vazão fluvial, e foi realizada uma comparação das ondas e as correntes simuladas com os dados disponíveis nos 4 fundeios (*Material Suplementar A3MMS1, Figuras 4, 5, 6 e 7*). Neste caso foi considerada a entrada de sedimentos em suspensão trazidos pelo Rio Doce, além da manutenção do banco lamoso como fonte de sedimentos devido à ressuspensão por ondas (RRDM, 2020). Nesta configuração do modelo a velocidade de sedimentação do sedimento em suspensão oriunda do rio foi parametrizada variando entre 0,125mm/s e 0,25mm/s, valores considerados nas simulações prévias. Desta forma, os resultados do modelo mostram a contribuição das duas fontes de sedimentos consideradas, e com isso, a comparação dos processos físicos, ressaltando a contribuição da pluma ou da ressuspensão dos sedimentos do depósito lamoso, nas variações encontradas de turbidez.

A Figura 71 apresenta a variação temporal da turbidez medida nos quatro pontos de fundeio (F1, F2, F3 e F4) e a concentração de sedimentos em suspensão obtidas pelo modelo oriundas das duas fontes: Rio Doce (sedimentos de origem fluvial) e Banco Lamoso (sedimentos ressuspensos dos bancos lamosos já formados ao longo da costa). A apresentação destes resultados é feita de forma qualitativa, uma vez que a comparação é feita entre turbidez e concentração de sedimentos em suspensão. Cabe mencionar que os resultados obtidos pelo modelo 2DH são médios na coluna d'água, enquanto os dados de turbidez medidos em campo correspondem a duas profundidades distintas: superfície e fundo. As séries dos dados de turbidez medidos *in situ* apresentaram momentos em que não houveram medições como, por exemplo, no fundeio F1 onde não há informação próximo ao fundo durante todo o período analisado.

Figura 71: Séries temporais da turbidez medida *in situ* (de cima para baixo: fundo e superfície) e da concentração do sedimento em suspensão obtidas pelo modelo (Rio Doce e Banco de Lama), durante o período chuvoso considerado, nos quatro pontos de fundeio (F1, F2, F3 e F4).



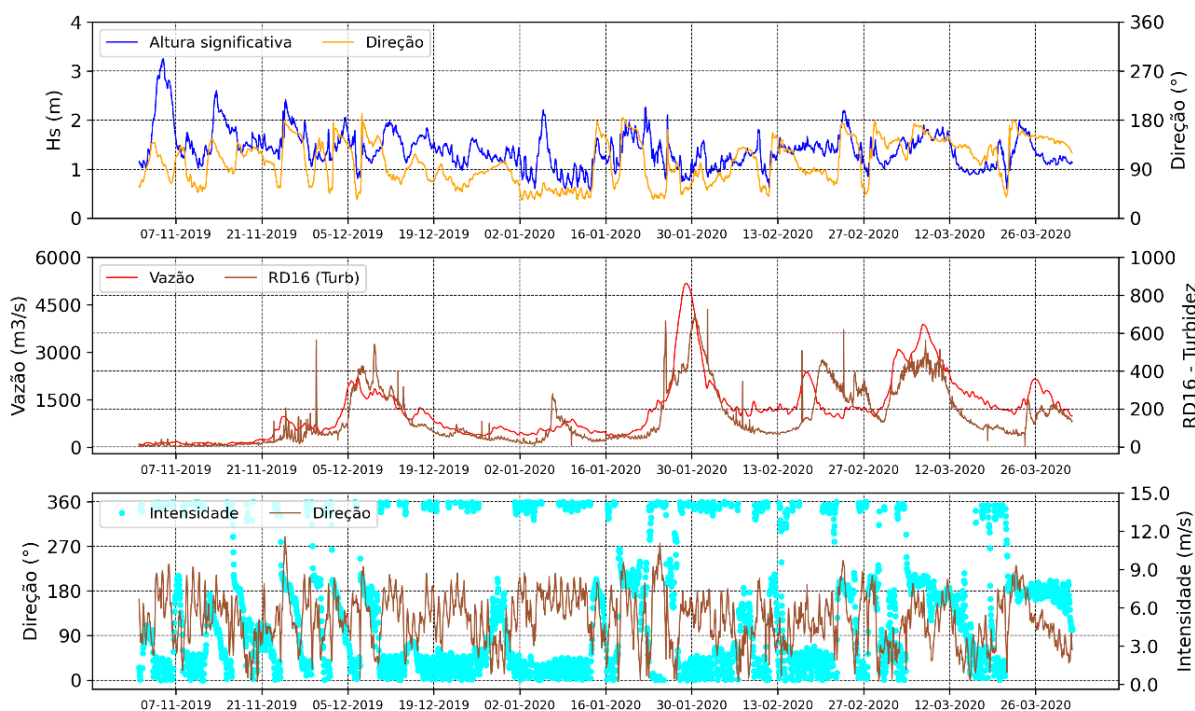
As concentrações do sedimento em suspensão (CSS) obtidas pela simulação apresentaram comportamentos diferentes de acordo com a fonte, Rio Doce ou Banco Lamoso. O sedimento em suspensão oriundo do Rio Doce apresentou concentrações baixas na maior parte do tempo, havendo um aumento expressivo em duas situações, no final do mês de janeiro no fundeio F2 e início do mês de março de 2020 no fundeio F3. A CSS oriunda do banco lamoso apresentou oscilações durante todo o período. No fundeio F4 podem ser observadas marcadas variações de alta frequência na escala da maré (semidiurnas), além das oscilações de baixa frequência.

A comparação qualitativa entre a CSS representada pelo modelo e a turbidez medida mostrou que o modelo conseguiu reproduzir eventos importantes que controlam a dinâmica de sedimentos em suspensão na região em estudo, tanto devido à ressuspensão quanto aos aportes de sedimentos pelo rio.

O período chuvoso avaliado foi caracterizado por um aumento da vazão, inicialmente de, aproximadamente, 90 a 1000 m<sup>3</sup>/s, com a ocorrência de dois eventos subsequentes importantes que ultrapassaram 3000 m<sup>3</sup>/s (Figura 72). O primeiro evento de alta vazão ocorreu no final do mês de janeiro/2020, e o segundo ocorreu no início de março/2020, com a entrada de um sistema frontal.

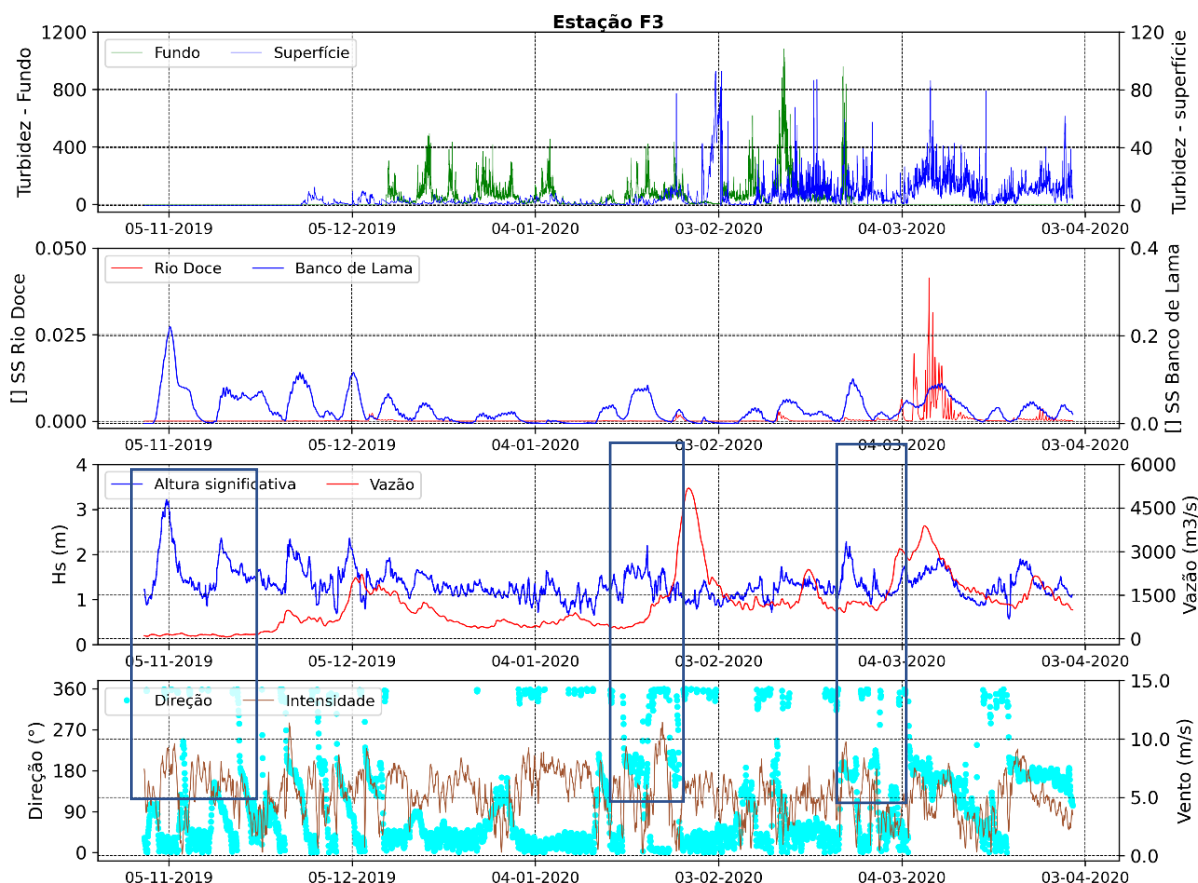
O clima de ondas durante o período analisado foi caracterizado por ondas com altura significativa, em média, em torno de 1,3 m com direção E-NE. No período sopraram ventos NE com intensidade de 10 m/s. Já no início de março, quando houve a entrada de um sistema frontal com ventos do quadrante S, foram observadas alturas significativas de cerca de 1,5 m e direção S-SE, por mais de 3 dias (Figura 72).

Figura 72: Séries temporais da a) altura e direção de ondas, b) vazão do Rio Doce e turbidez e c) direção e intensidade do vento durante o período chuvoso simulado.



O período entre novembro/2019 e março/2020 foi caracterizado pela entrada de ondas com alta energia e alternância da direção e intensidade do vento, ora associado ao sistema de Alta Pressão do Atlântico Sul, ora pela entrada de sistemas frontais. Essa variação teve consequências no comportamento dos sedimentos, como pode ser visto na Figura 73, tanto nos dados de turbidez medidos como nas CSS simuladas. Pode-se observar, por exemplo no fundeiro F3, o aumento dos sedimentos em suspensão simulados pelo modelo sob a influência da ressuspensão pelas ondas (CSS oriunda do Banco de Lama), assim como a influência dos eventos de alta vazão (CSS oriunda do Rio Doce) e nos dados de turbidez medidos em superfície.

Figura 73: Variação da turbidez medida no fundeio F3 (superfície e fundo) e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) obtidos pelo modelo (Banco de Lama e Rio Doce), durante o período chuvoso analisado. Os quadrados ressaltam os eventos escolhidos para análise mais detalhada da influência dos processos físicos (ondas, vazão e vento).

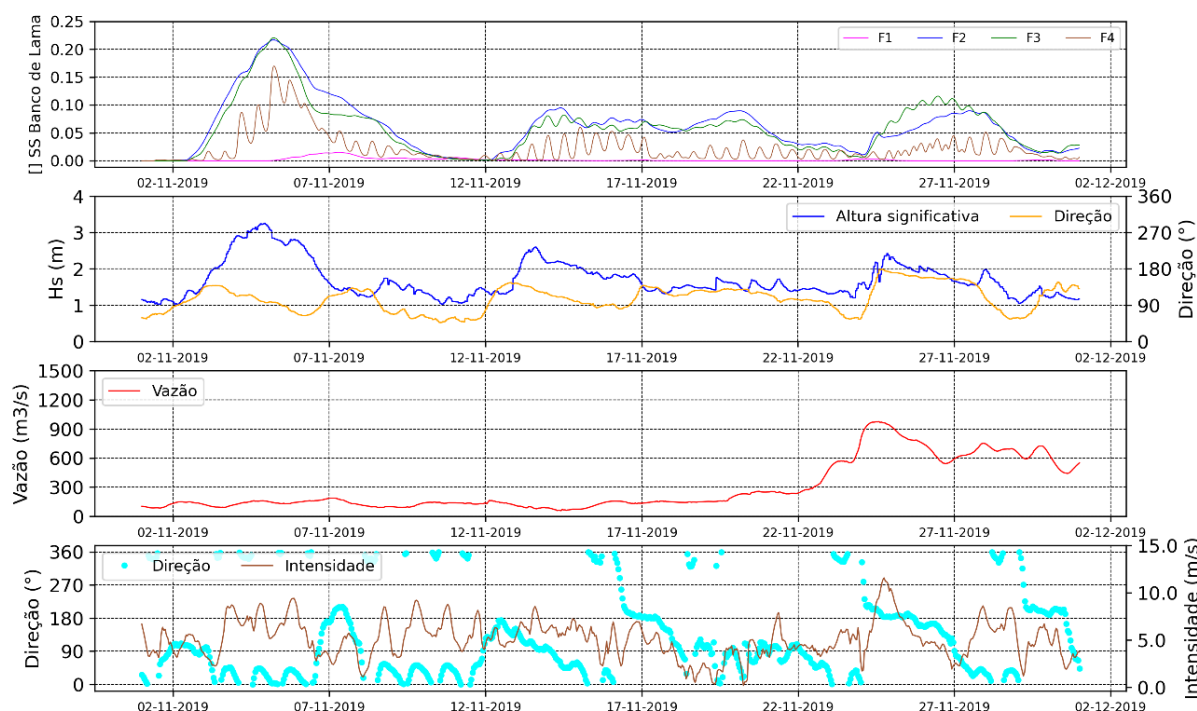


Para uma melhor compreensão da influência dos processos físicos na dinâmica dos sedimentos em suspensão foram escolhidos três eventos para serem analisados em maior detalhe (indicados pelos retângulos na Figura 73). O primeiro evento corresponde a ocorrência de alta energia de ondas e baixa vazão, o segundo a um evento de alta vazão com altura significativa de ondas abaixo da média (em torno de 1 m) e ventos NE e o terceiro cenário corresponde a passagem de um sistema frontal.

O primeiro evento, durante o mês de novembro/2019, apresentou alturas significativas de ondas que superaram os 3 m com direção E-SE, baixa vazão fluvial e ventos NE de 7 m/s, configurando a influência da atuação da ASAS na região. Neste período não há medidas de turbidez nos fundeios, exceto no F4 onde foi registrada a turbidez em superfície. Nesse evento não foi detectado sedimento em suspensão oriundo do Rio Doce em nenhuma das estações de fundeio (Figura 71), mas a CSS oriunda do banco de lama acompanhou os eventos de maior energia das ondas (Figura 74).



Figura 74: (a) Concentrações de sedimentos em suspensão nos pontos de fundeio obtidos pelo modelo numérico a partir da simulação com sedimentos oriundos do Banco Lamoso; (b) altura e direção de ondas; (c) vazão do Rio Doce; (d) direção e intensidade do vento durante o Evento 1 (Figura 73).



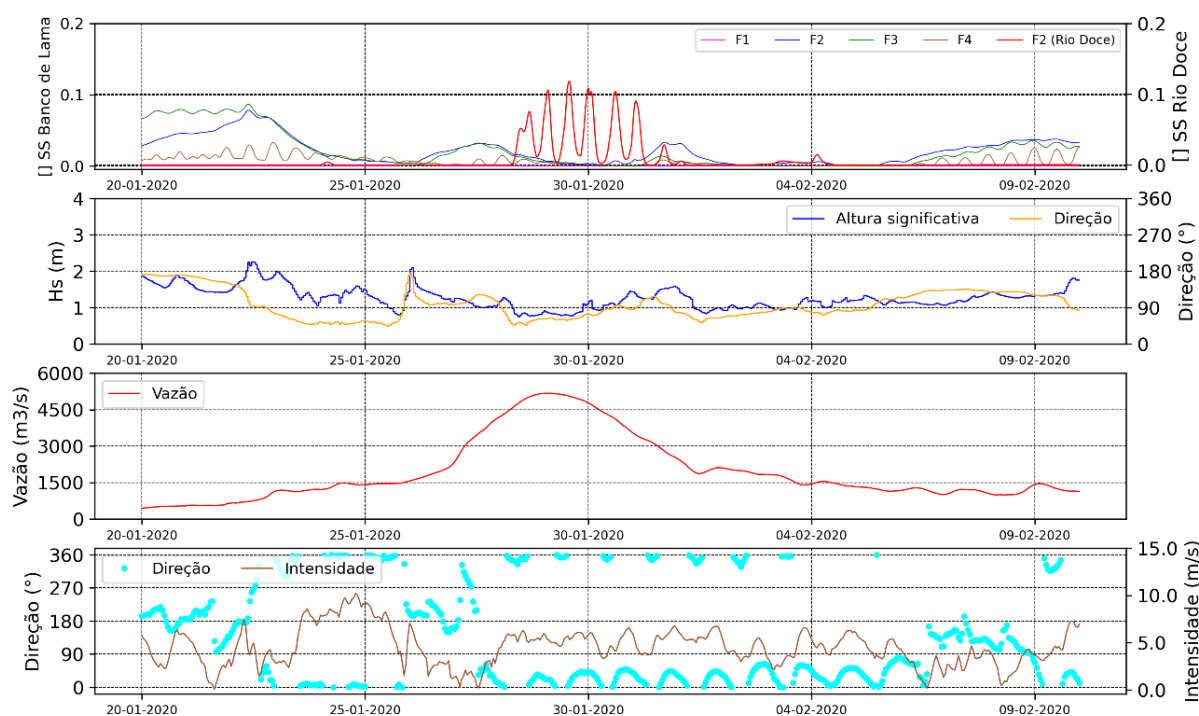
A concentração máxima dos sedimentos em suspensão esteve diretamente associada à intensidade das ondas, evidenciando uma maior ressuspensão dos sedimentos do banco lamoso por este processo. No fundeio mais profundo e localizado mais ao sul da foz do Rio Doce (F1), as concentrações foram as menores, enquanto nos fundeios F2 e F3, de menores profundidades e localizadas no banco de lama, foram as mais influenciadas pela ação das ondas. Em F3 e F4 observou-se que a variação da CSS foi modulada pela maré que em condição de sizígia resultam nas maiores amplitudes. Ainda assim, as oscilações de menor frequência, controladas pela ação das ondas, foram as que tiveram maior controle sobre a ressuspensão do sedimento de fundo. No último período deste evento, a partir do dia 24 de novembro, houve um aumento da CSS no fundeio F3 em relação a F2, associada à ação de ventos S. Este comportamento evidencia um transporte da pluma de sedimentos mais ao norte pela ação dos ventos S, diminuindo a concentração em F2 e aumentando em F3, indicando a importância da atuação dos ventos no transporte dos sedimentos, uma vez que os mesmos foram disponibilizados pela ação das ondas para serem transportados.

O segundo evento corresponde ao período de 20 de janeiro a 10 de fevereiro de 2020. Ele foi marcado pela vazão superando 5000 m<sup>3</sup>/s, ventos NE e ondas moderadas (Hs em torno de 1 metro). Como pode ser observado na Figura 74, a CSS oriunda do Rio Doce apresentou sinal somente no fundeio F2, enquanto os sedimentos em suspensão oriundos do banco de lama foram evidentes em todos eles. Como observado no evento anterior, a série temporal da CSS oriunda do banco de lama acompanhou a energia das ondas em todos os pontos, mas moduladas pela maré nos fundeios F3 e F4 (Figura 75).



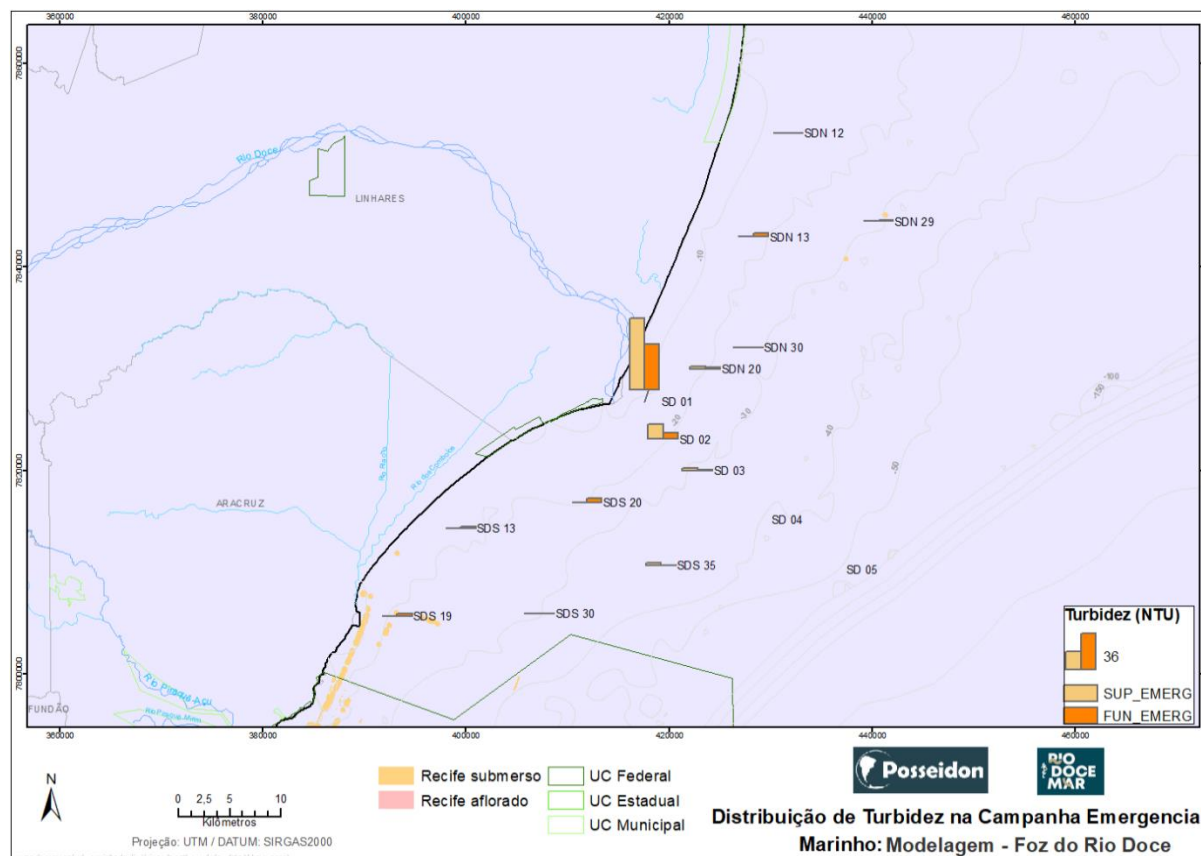
Ressalta-se que quando a altura de onda foi inferior a 1 m as concentrações no banco de lama foram marcadamente inferiores. Durante o período de maior vazão a CSS oriunda do Rio Doce apresentou maiores concentrações no ponto de fundeio F2, com forte modulação pela maré. Já no fundeio F3, localizada ao norte da foz, não foram detectados sedimentos em suspensão oriundos do rio. Com atuação persistente dos ventos NE, a pluma de sedimentos foi transportada para sul. Ainda que a entrada de carga de sedimento em suspensão tenha sido elevada neste evento, este resultado demonstra a influência do vento no deslocamento da pluma de sedimentos.

Figura 75: (a) Concentrações de sedimentos em suspensão nos pontos de fundeio obtidos pelo modelo numérico a partir da simulação com sedimentos oriundos do Banco Lamoso; (b) altura e direção de ondas; (c) vazão do Rio Doce; (d) direção e intensidade do vento durante o Evento 2 (Figura 73).



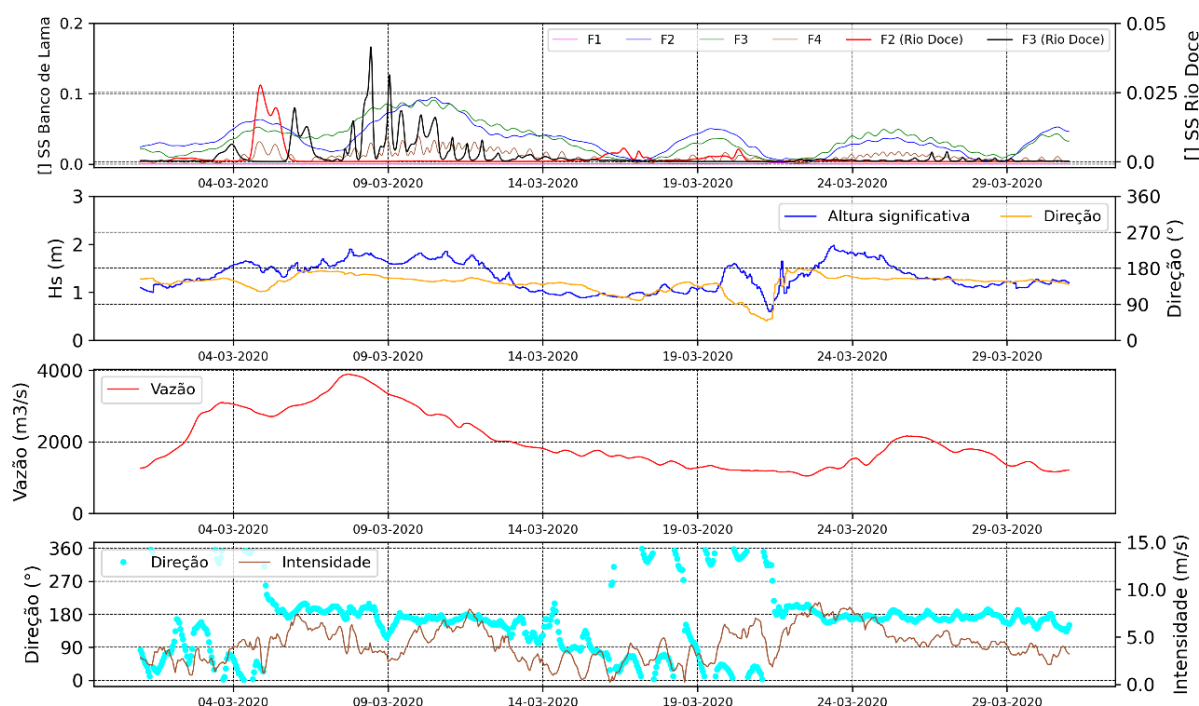
Neste período foi realizada uma campanha emergencial de coleta de dados *in situ* (campanha 01-20/02) para mapear a distribuição dos sedimentos em suspensão em um momento de grande vazão fluvial (Figura 76). A distribuição de valores de turbidez, obtidos em superfície e no fundo, estão de acordo com o comportamento dos resultados modelados. Nas estações amostrais localizadas mais próximas a foz, a turbidez em superfície foi mais elevada que no fundo mostrando a importância da entrada de carga de sedimentos pelo rio. Como neste período a altura significativa das ondas estava em torno de 1 metro, a contribuição fluvial foi mais relevante do que os processos de ressuspensão pelas ondas.

Figura 76: Mapa da distribuição da turbidez (NTU) na superfície (barras em laranja claro) e no fundo (barras em laranja escuro) durante a campanha de coleta de dados in situ realizada em janeiro de 2020 (campanha 01-20/02). O tamanho das barras na legenda corresponde a uma concentração de 18 NTU (laranja claro) e 36 NTU (laranja escuro).



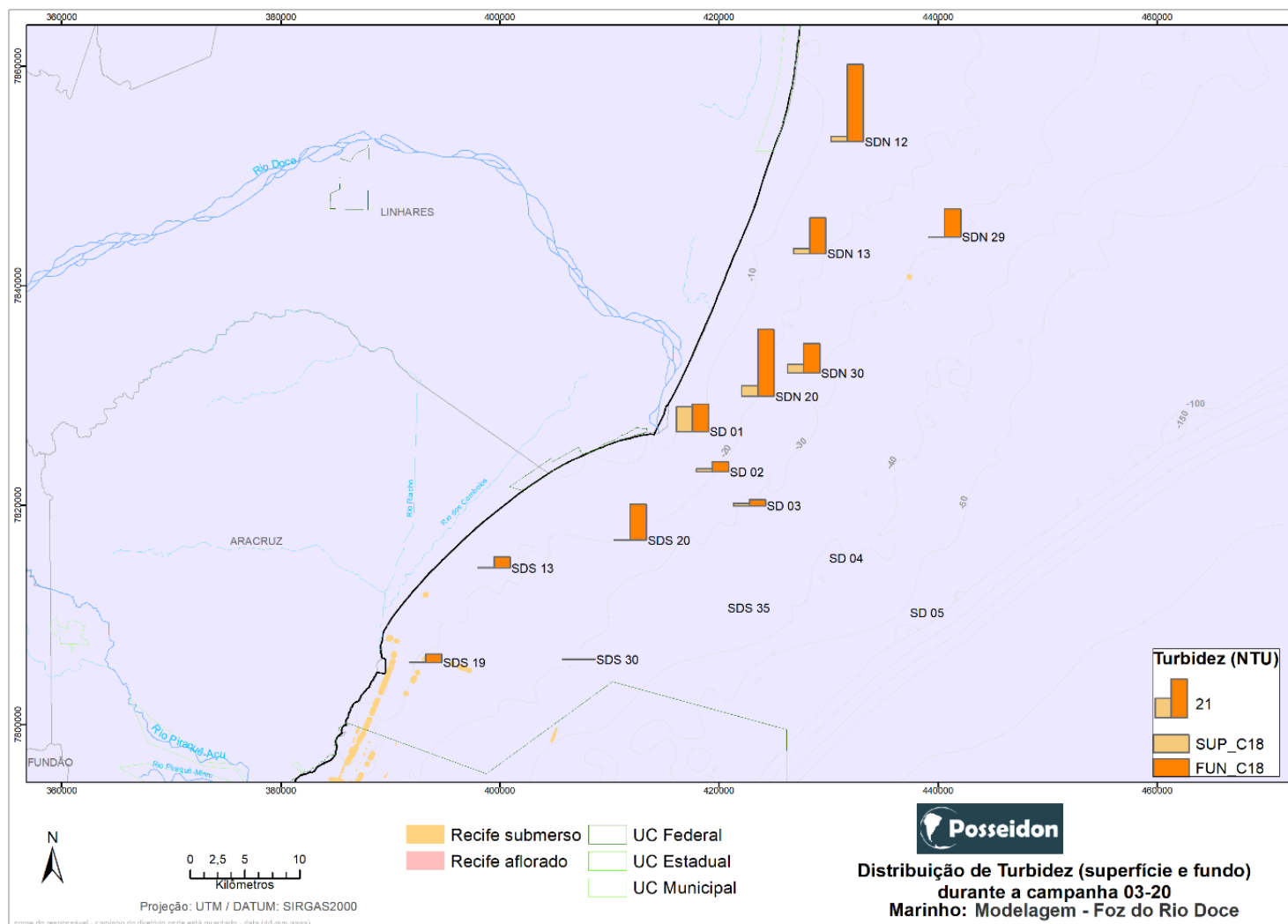
No terceiro evento houve a passagem de dois sistemas frontais pela região, associado ao aumento da altura significativa de ondas, da vazão e ventos S. Na passagem do primeiro sistema frontal, a vazão chegou próximo a 4000 m<sup>3</sup>/s com altura significativa de onda acima dos 2 m. Assim como observado nos cenários anteriores, a CSS oriunda do banco lamoso acompanhou a variação na altura significativa das ondas, atingindo seus valores máximos no auge do evento (Figura 77). No período de maior vazão fluvial, a CSS oriunda do Rio Doce foi detectada somente no fundeio F3 com forte influência da maré, como observado no Evento 2 no fundeio F2. Sob a ação de ventos S a pluma foi deslocada no sentido ao norte, não sendo detectada no ponto F2. A medida que a direção do vento foi mudando de S para E, ainda que com a diminuição da vazão fluvial, no ponto F2 foi observado o sinal do Rio Doce na CSS. Com a mudança do vento novamente para S, e com um leve aumento da vazão (para em torno de 2000 m<sup>3</sup>/s), novamente pequenas concentrações de sedimentos em suspensão oriundos do Rio Doce foram detectadas no ponto de fundeio F3.

Figura 77: (a) Concentrações de sedimentos em suspensão nos pontos de fundeio obtidos pelo modelo numérico a partir da simulação com sedimentos oriundos do Banco Lamoso e do Rio Doce; (b) altura significativa e direção das ondas; (c) vazão do Rio Doce; (d) direção e intensidade do vento durante o Evento 3 (Figura 73).



Os resultados obtidos durante a realização da campanha 03-20 (Figura 78), realizados entre os dias 11 e 14 de março de 2020, estão de acordo com o comportamento da pluma de sedimentos simulada para este período. Pode-se observar que os maiores valores de turbidez foram medidos nas estações mais ao norte da foz do Rio Doce. Ainda que o período de amostragem tenha sido realizado ao final da passagem do sistema frontal, esses resultados demonstram que a pluma de sedimentos formada pela ressuspensão do banco lamoso pela ação das ondas e pela entrada de sedimentos através do rio se deslocou para norte em virtude da ação dos ventos S.

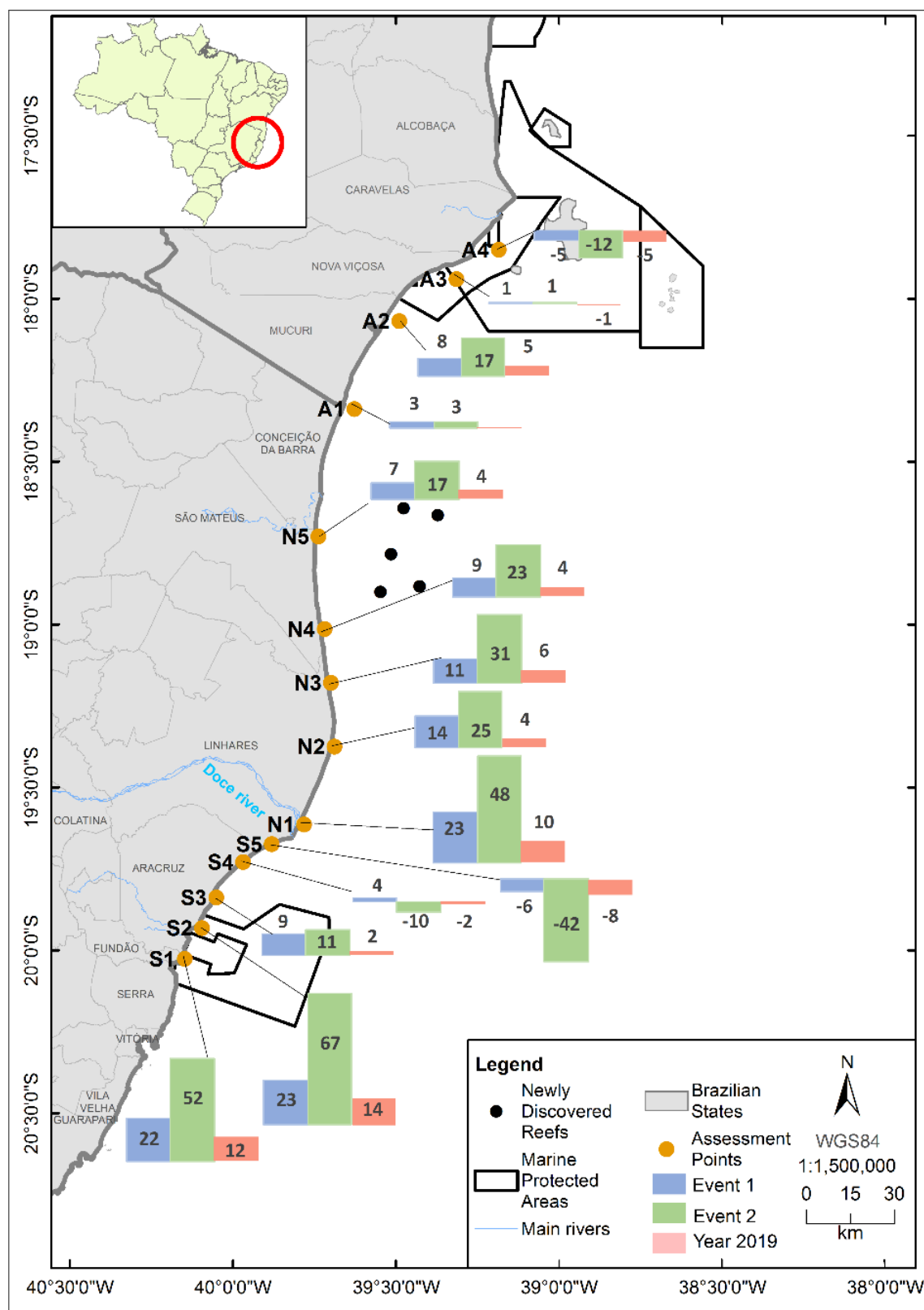
Figura 78: Mapa da distribuição da turbidez (NTU) na superfície (barras em laranja claro) e no fundo (barras em laranja escuro) durante a campanha de coleta de dados in situ realizada em março de 2020 (campanha 03-20). O tamanho das barras na legenda corresponde a uma concentração de 10,5 NTU (laranja claro) e 21 NTU (laranja escuro).



Dando continuidade à análise da capacidade de transporte longitudinal devido às ondas (RRDM, 2020a), foram calculadas as vazões líquidas de deriva, como potencial processo de captura. A estimativa de vazões litorâneas residuais (ou líquidas no período analisado) foi realizada, tanto para um ano completo (ano 2019), como para os 2 eventos analisados na modelagem de ondas, os eventos IBA (evento 1) e GO (evento 2) dentro do período seco do Ano 1. Para estimar as vazões do transporte litorâneo foi utilizada como referência a metodologia proposta por Rodriguez e Mehta (2000), com aplicação para sedimentos finos dentro da zona de surfe. Assim, foram calculados em 14 seções ao longo do litoral (coincidentes e utilizando os dados dos perfis de praia levantados em RRDM, 2019d) a velocidade média das correntes litorâneas -  $V(y)$ , e a área de influência, definida pela largura da zona de surfe e a profundidade de quebra das ondas ( $db$ ). Uma vez que o modelo numérico utilizado não consegue reproduzir as principais feições hidrodinâmicas dentro da zona de surfe devido à discretização da malha, para determinar  $V(y)$  foi empregado o modelo analítico-paramétrico (Longuet-Higgins, 1970a, 1970b), utilizando como entrada os resultados da simulação de ondas na isóbata de 10 metros. Mais detalhes desta implementação são apresentados no *Material Suplementar A3MMS1*.

A Figura 79 mostra a distribuição da vazão litorânea residual (ou média para cada período de análise), para o ano de 2019, e para os Eventos 1 e 2. Tanto a vazão residual anual como as vazões residuais nos Eventos 1 e 2, apresentaram um comportamento similar. Em geral, a deriva é para o norte e com direção sul apenas nas seções ao sul adjacentes a foz do rio Doce, S4 e S5, e no extremo norte da região considerada, seções A3 e A4, explicada pela diferente orientação da linha de costa (aproximadamente SW-NE nos trechos do litoral mencionados).

Figura 79: Distribuição das vazões litorâneas residuais ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) estimadas em cada seção ao longo da costa, para o ano de 2019 e para os Eventos 1 e 2. As vazões médias do Rio Doce em cada período foram  $337 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $470 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $110 \text{ m}^3/\text{s}$ , respectivamente. A orientação das barras indica o sentido do transporte (positivo para o norte e negativo para o sul).





Os dois eventos selecionados ocorreram nas estações de outono e inverno austral. O Evento 2 é um exemplo extremo da ocorrência de Sistemas Transientes, com dominância de ventos do setor S. O transporte residual mantém a mesma direção para o norte considerando-se o ano inteiro de 2019 ou os eventos independentes. A diferença entre os períodos analisados está na magnitude do valor residual, em ordem decrescente. Evento 2, Evento 1 e anual.

A disponibilidade de sedimentos finos e, potencialmente, os rejeitos associados trazidos pelo Rio Doce em eventos chuvosos, também podem ser facilmente capturados pela corrente litorânea. Nesses casos, são observadas as máximas concentrações em suspensão na estação fluvial de Linhares (da ordem de 150 mg/l) (RRDM, 2019f). Considerando as concentrações observadas em 2019, podemos esperar um transporte litorâneo máximo da ordem de 7,296 t/d, significativo quando comparado ao aporte médio anual do Rio Doce durante esse ano, de 408 t/d. Considerando apenas a vazão litorânea residual anual, de 10 m<sup>3</sup>/s, com a média anual de concentrações de 14 mg/l, obter-se-ia um transporte para o norte, pela deriva litorânea, de 12 t/d, da ordem de 3% da carga média de sedimentos trazida pelo rio.

Como demonstrado nas simulações do transporte de sedimentos finos ressuspensos dos bancos lamosos nas proximidades do Rio Doce, as concentrações em eventos de ressuspensão podem ser significativamente maiores que a média anual fluvial. No Evento 1, a média das concentrações modeladas foi de 122 mg/l, com uma vazão litorânea residual de 23 m<sup>3</sup>/s, obter-se-ia um transporte de 239 t/d, enquanto no Evento 2, a média das concentrações modeladas foi de 175 mg/l, com uma vazão residual de 37 m<sup>3</sup>/s resultaria num transporte residual para o norte de 562 t/d. Ou seja, durante esses eventos, o transporte para o norte de sedimentos finos, pela deriva litorânea, seria da ordem de 58% (evento 1) e 138% (evento2) da carga média de sedimentos trazida pelo Rio Doce.

Nas seções localizadas no entorno da foz do Rio Doce, N1 e S5, essas vazões litorâneas foram as maiores do litoral analisado. Especificamente, na Tabela 13 são mostradas as vazões litorâneas máximas para as 2 seções, considerando os períodos secos e chuvosos de cada ano de monitoramento, assim como a porcentagem de atuação para cada direção dominante (%Norte para a seção N1 e %Sul para a seção S5) .

Tabela 13: Valores médios de vazão do Rio Doce (Q<sub>média</sub>), máximos de vazão de deriva litorânea (Q<sub>lit</sub> máx) e frequência para as seções na foz do Rio Doce para cada período considerado.

| Intervalo Temporal | Deriva litorânea    |  |  |         |  |       |
|--------------------|---------------------|--|--|---------|--|-------|
|                    | Rio Doce (Linhares) |  | N1                                       |         | S5                                       |       |
|                    | Período             | Q <sub>média</sub> (m <sup>3</sup> /s) | Q <sub>lit</sub> máx (m <sup>3</sup> /s) | % Norte | Q <sub>lit</sub> máx (m <sup>3</sup> /s) | % Sul |
| Out/2018-mar/2019  | chuvoso             | 519,1                                  | 226,5                                    | 65,9    | 178,1                                    | 77,2  |
| Abr/2019-set/2019  | seco                | 180,1                                  | 788,4                                    | 80,6    | 864,3                                    | 72,4  |
| Out/2019-mar/2020  | chuvoso             | 987,9                                  | 193,2                                    | 52,6    | 276,1                                    | 96,1  |
| Abr/2020-set/2020  | seco                | 465,3                                  | 175,5                                    | 50,1    | 194,1                                    | 95,5  |
| Out/2020-mar/2021  | chuvoso             | 862,2                                  | 78,9                                     | 28,6    | 130,1                                    | 98,7  |

|                    |         | Deriva litorânea                       |  |         |  |       |
|--------------------|---------|--|--|---------|--|-------|
|                    |         | Rio Doce (Linhares)                    |  | N1      |  | S5    |
| Intervalo Temporal | Período | Q <sub>média</sub> (m <sup>3</sup> /s) | Q <sub>lit</sub> máx (m <sup>3</sup> /s) | % Norte | Q <sub>lit</sub> máx (m <sup>3</sup> /s) | % Sul |
| Abr/2021-set/2021  | seco    | 257,1                                  | 251,1                                    | 62,8    | 257,2                                    | 92,4  |

Relacionando os valores da estimativa de vazões litorâneas com a vazão do Rio Doce para cada período, observa-se que os transportes, na direção norte ou sul, podem ser da ordem ou superiores ao aporte fluvial em épocas de estiagem e inferiores, entre 15 e 40%, durante períodos chuvosos. Pode ser destacada a dominância de vazões na direção Norte para a seção N1 (com frequências entre 81 e 50%) e na direção Sul para a seção S5 (frequências entre 72 e 99%). Destaca-se que em função do aumento da frequência de ondas incidentes do quadrante E-NE nos Anos 2 e 3 em comparação ao Ano 1 (como já foi destacado), existe uma tendência do aumento da deriva na direção Sul. No entanto, as vazões litorâneas residuais na seção N1 continuam sendo para o norte ao considerar um balanço anual, da ordem de 3% e 5% da média da vazão do Rio Doce para o Ano 1 (2019) e Ano 2 (2020), respectivamente. Já para a seção S5 as vazões litorâneas foram para o sul e intensificadas do Ano 1 para o Ano 2, com magnitudes de 2% a 5% da média da vazão do Rio Doce, respectivamente. Especificamente para o período chuvoso do Ano 3, devido a dominância de ondas com direção E-NE, a presença de deriva na direção norte foi de apenas 29% na seção N1 e chegou a 99% para a direção sul na seção S5. Já, durante o período seco do Ano 3, as dominâncias de deriva retornam ao padrão dominante, evidenciando transporte para o Norte ao norte da foz (seção N1) e para o Sul, na seção S5 (ao sul da foz).

Em resumo, a captura dos sedimentos pela corrente litorânea, tanto provenientes da pluma do rio quanto os ressuspensos do depósito da plataforma, pode se configurar como um processo relevante do transporte dos sedimentos e rejeitos oriundos do Rio Doce para o Norte. Foi determinado nas seções da Figura 79 os percentuais de ocorrências anual (2019) do transporte litorâneo para o norte. Observamos que esse percentual diminui da seção S1 a S5 (de 71 a 19%), aumentando novamente para 69% na primeira seção ao norte da foz do Rio Doce (N1) e se mantendo em torno de 70% nas seções mais ao norte, até as duas últimas seções (A3 e A4), quando esse percentual cai para 30% e 2%, respectivamente. De fato, a presença de sedimentos finos na antepraia foi observado até o povoado de Guriri (RRDM, 2019c), o que evidencia essa dinâmica. Também, é interessante notar, por exemplo para esse ano de 2019, a diferente combinação de ventos e deriva. Para a primeira seção ao norte da foz do Rio Doce, seção N1, 69% de ocorrências de transporte na direção norte com 44% (ou seja 64% das ocorrências) de ocorrências com ventos do setor N, ou seja, com direções do vento contrários à direção do transporte. Nessa mesma seção, das 31% de ocorrências de transporte na direção Sul, em apenas 2% (ou seja, 6% das ocorrências), o vento tinha a direção oposta, do setor S.

## 2.2.4 Conclusão

As análises empreendidas ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM mostraram que a distribuição espacial da clorofila-a sobre a superfície marinha, assim como a pluma de água doce, varia

constantemente em função do volume de água aportado na plataforma continental e a atuação dos ventos incidentes na região, caracteristicamente N-NE durante o período chuvoso, apresentando constantes inversões para S-SO durante o período seco, devido à passagem de frentes frias na região. A direção dos ventos é importante pois condiciona o carregamento da pluma de água doce para as áreas a norte ou a sul da foz do Rio Doce, assim como determina a que distância da costa a pluma de água doce será encontrada.

De modo geral, em áreas da plataforma continental localizadas ao norte da foz do Rio Doce, não é registrada a ocorrência de ACAS em nenhuma época do ano, de maneira que, as concentrações de clorofila-a medidas nestas áreas estão relacionadas à disponibilidade de nutrientes na coluna d'água advinda da atuação de ondas que remobilizam o sedimento depositado no fundo marinho. Assim, nas regiões ao norte da foz, onde está localizado o fundeio F4, por exemplo, as concentrações de clorofila-a no período seco e chuvoso se mantêm praticamente constantes, visto que a Hs das ondas atuantes na região varia em torno de 1 m durante todo o ano, apresentando acréscimos durante a passagem de frentes frias na região.

Além de influenciarem as concentrações de clorofila-a, a descarga fluvial do Rio Doce e a ação de ondas na plataforma continental impactam diretamente a turbidez medida no ambiente. De modo geral, em superfície próximo à foz do Rio Doce, são encontrados valores de turbidez maiores durante o período chuvoso comparativamente aos registrados durante o período seco. Nesses meses, as maiores concentrações de turbidez são registradas próximo ao fundo devido à atuação de ondas mais energéticas em virtude da passagem de frente frias, de modo que, quanto maior o Hs das ondas, maior o potencial que estas têm de remobilizar sedimentos depositados no fundo.

Uma análise conjunta entre os resultados de CSS simulados via modelagem numérica evidenciou a influência dos processos físicos na dinâmica de sedimentos em suspensão na região. Mesmo com uma importante contribuição de água doce e carga de sedimentos em suspensão no período chuvoso, a ação das ondas continua sendo um dos processos físicos mais importante nesta dinâmica, atuando na ressuspensão dos sedimentos do banco lamoso, embora com resultados de concentrações inferiores ao do período seco. As concentrações devidas à pluma de sedimento aportados pelo Rio Doce ficaram restritas às regiões próximas da foz (pelo menos nas condições simuladas), sendo advectada para norte ou sul de acordo com o sistema atmosférico atuante na região no momento analisado.

A análise numérica mostrou que a deriva litorânea é preferencialmente para norte ao longo da área simulada, com exceção nas seções ao sul adjacentes à foz do Rio Doce e no extremo norte da região considerada que a deriva litorânea é para sul, explicada pela diferente orientação da linha de costa (aproximadamente SW-NE nos trechos do litoral mencionados). Assim, mesmo em eventos chuvosos, os sedimentos finos em suspensão podem ser capturados para corrente litorânea e transportados para norte.

## 2.3 SEDIMENTOLOGIA

### 2.3.1 Introdução

Os sedimentos são oriundos do intemperismo físico e químico de rochas, da morte de organismos, e da precipitação *in situ*, constituindo uma parte natural dos ambientes aquáticos. São frequentemente caracterizados de acordo com o tamanho dos grãos a fim de se avaliar a sua mobilidade. Grãos de tamanho  $> 2000 \mu\text{m}$  são chamados de cascalho. Grãos de tamanho entre  $250$  e  $2000 \mu\text{m}$  abrangem as areias muito grossa, grossa e média. Grãos entre  $63$  e  $250 \mu\text{m}$  englobam as areias finas e muito finas. Já grãos  $< 63 \mu\text{m}$  constituem-se por silte e argila. Em ambientes marinhos, o processo de floculação é um importante agente acelerador da deposição dessa fração granulométrica mais fina. Os sedimentos finos podem ainda ser caracterizados como sedimentos coesivos e não-coesivos. Dentre os coesivos, as argilas são uma fração significativa e apresentam fortes propriedades coesivas, enquanto que a fração silte apresenta fracas propriedades coesivas. A composição dos sedimentos finos varia no espaço e tempo como resultado do aporte variado de material orgânico e inorgânico natural (autóctone e alóctone) (McConnachie e Petticrew, 2006) e antrópico (Grilo *et al.*, 2013; Costa *et al.*, Costa *et al.*, 2015).

Alterações abruptas na granulometria do sedimento podem resultar em efeitos negativos na biota. Um aumento da deposição de sedimento fino em fundos compostos por sedimentos mais grossos pode resultar em efeito adverso sobre a pesca (Rabeni, 1997). Muitas espécies de peixes desovam no cascalho por meio da deposição de ovos nos espaços vazios entre os grãos. Os ovos precisam de água fresca em movimento para sobreviver e crescer e, em seguida, uma rota de fuga depois de eclodirem. Se partículas mais finas de sedimento preencherem esses espaços, as taxas de mortalidade dos ovos de peixe se tornam elevadas (Chapman, 1988; Castro e Reckendorf, 1995). Além disso, uma alteração da comunidade bentônica decorrente do soterramento ou modificação do habitat de fundo (Bilotta e Brazier, 2008; Relyea *et al.*, 2012) também tem consequências para a pesca, já que invertebrados bentônicos são uma importante fonte de alimento para os peixes (Kjelland, *et al.*, 2015).

A flora aquática também é afetada pelo aumento da carga de sedimentos de fundo e em suspensão, resultando em soterramento das espécies bentônicas e na redução da produtividade primária de espécies bentônicas e fitoplancônicas decorrente da elevada turbidez (Bilotta e Brazier, 2008) e de outros efeitos. Assim, a carga anormal de sedimentos finos também pode resultar em uma diminuição na diversidade e densidade dos organismos de níveis tróficos superiores devido a um suprimento limitado de alimentos, fazendo com que os peixes migrem para outras áreas (Kjelland, *et al.*, 2015). Por outro lado, a redução no acúmulo de sedimentos finos devido a algum tipo de interferência pode causar danos onde estes são parte crucial do ecossistema (ex.: manguezais e praias dissipativas) (Castro e Reckendorf, 1995).

Outros fatores importantes em ambientes de plataforma continental são as variações temporais do aporte sedimentar, normalmente dependentes das variações sazonais da vazão fluvial e da entrada de

sistema frontais. Além de promoverem aumento da energia na coluna d'água, os sistemas frontais também proporcionam aumento da taxa de transporte sedimentar instantâneo e de longo prazo.

Um dos impactos físicos diretos e às alterações de habitat que modificações no padrão de aporte (incremento ou redução) de sedimentos finos pode provocar (Griffiths e Walton, 1978; Chapman, 1988; Biliotta e Brazier, 2008; Newcombe e Macdonald, 2011), é na qualidade dos corpos hídricos. Sedimentos finos são quimicamente ativos devido sua capacidade de troca iônica e por isso são associados ao acúmulo e transporte de contaminantes. A característica hidrofóbica de diversos contaminantes faz com que sejam preferencialmente encontrados no compartimento sedimentar, tanto no material particulado em suspensão (MPS) quanto no sedimento de fundo. Sua quantidade e característica podem afetar a integridade física, química e biológica dos ecossistemas aquáticos (U.S. EPA 2021).

A Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (U.S. EPA, 2021) lista o sedimento como o poluente mais comum em rios, córregos, lagos e reservatórios, principalmente após eventos de chuvas, quando os solos são lavados e concentram o material nos corpos hídricos. Quando em suspensão em elevada concentração, os sedimentos resultam em perturbações diversas. Dessa forma, a análise das propriedades físicas do sedimento é fundamental para se conhecer regiões preferenciais de deposição da fração fina e, conseqüentemente, dos possíveis contaminantes associados. Também devido ao seu potencial acumulador de contaminantes, sedimentos a serem dragados em águas sob jurisdição brasileira devem ser caracterizados de acordo com as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais definidos nas Resoluções CONAMA 344/2004 e 454/2012, onde a granulometria é mencionada como uma característica física a ser caracterizada e determinante da necessidade de uma caracterização química e ecotoxicológica, visando o gerenciamento da disposição do material dragado.

A determinação das tendências na qualidade do sedimento depende da amostragem contínua de longo prazo, as quais permitem uma distinção de variações no aporte e acúmulo dos sedimentos decorrentes de flutuações naturais ou de indução por ação antrópica (Castro e Reckendorf, 1995). Uma vez que o sedimento está no ambiente aquático, é necessário saber a sua taxa de transporte. Se o aporte for maior do que as taxas naturais ou de background, então uma ação deve ser considerada. A forma mais eficaz de lidar com o acúmulo inadequado de sedimentos em habitats aquáticos é interromper ou reduzir sua fonte através da estabilização e revegetação de encostas e, possivelmente, outras medidas (U.S. EPA, 2021). Deve-se inicialmente reconhecer e delinear a fonte e estabelecer taxas de aporte adequados para o ecossistema avaliado. A taxa de erosão do fundo que ocorre no sistema não perturbado também deve ser determinada, pois se tornará a meta alvo para o sucesso da restauração.

Nesse contexto, o escopo do subprojeto Sedimentologia do Anexo 3- Marinho é de monitorar o padrão de dispersão do Material Particulado em Suspensão (MPS) bem como de acompanhar a evolução do depósito sedimentar na plataforma continental após o rompimento da barragem de Fundão (Novembro/2015) com o intuito de identificar: regiões preferenciais de acúmulo de sedimento fino; tendências de aumento ou redução do MPS, da densidade do sedimento superficial de fundo, do

afinamento ou engrossamento do sedimento de fundo; tendências de aumento ou redução da mobilidade do sedimento de fundo; e alterações na composição mineralógica do sedimento de fundo.

A equipe deste subprojeto também fez um levantamento das ações de remediação e contenção realizadas pela Fundação Renova, disponíveis no site da mesma (<https://www.fundacaorenova.org/>), na tentativa de averiguar se tais ações estão direcionando os resultados encontrados para valores iguais ou próximos dos conhecidos previamente ao rompimento da barragem de Fundão (dados pretéritos). Espera-se que o material de rejeito de minério, e aquele remobilizado pela passagem do movimento de massa provocado pela lama de rejeitos, exportado pelo Rio Doce apresente uma tendência de redução após o evento do rompimento. Isso se daria, provavelmente, pela diminuição da quantidade de material disponível (que já teria sido deslocado durante a fase crítica), pela lavagem pelas chuvas das áreas afetadas, pela dispersão por correntes e ondas do material que chegou no ambiente costeiro e marinho, e das ações de remediação e contenção realizadas pela Fundação Renova desde a barragem de rejeitos até a foz do Rio Doce.

De Outubro/2018 a Setembro/2021 foram coletadas 1832 amostras de água para análise de MPS, 971 amostras de sedimento para análise de parâmetros sedimentares, 432 amostras de sedimento para análise de parâmetros mineralógicos, 242 amostras de sedimento para análise de densidade e 20 amostras de 1L de emulsão para análise de MPS.

Assim, uma análise espaço-temporal do sedimento superficial e do MPS foi feita para a região marinha monitorada. Para tanto, os parâmetros monitorados na coluna d'água (matriz água) e no sedimento superficial de fundo (matriz sedimento) por esse subprojeto são os indicados na Tabela 14.

Tabela 14: Parâmetros monitorados na coluna d'água (matriz água) e no sedimento superficial de fundo (matriz sedimento) pelo subprojeto Sedimentologia do Anexo 3 Marinho.

| Matriz    | Parâmetro  |
|-----------|--|
| Água      | Concentração do MPS                                  |
| Sedimento | Densidade do sedimento superficial                   |
|           | Granulometria do sedimento superficial               |
|           | Teor de matéria orgânica do sedimento superficial    |
|           | Teor de carbonato de cálcio do sedimento superficial |
|           | Mineralogia do sedimento superficial                 |

As análises mineralógicas sedimentares visaram uma correlação entre o material sedimentar encontrado na plataforma continental monitorada com o rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão e sua distinção das composições mineralógicas naturais. Adicionalmente, se buscou entender e monitorar a dispersão do material sedimentar oriundo do rompimento da barragem no habitat marinho. Para tanto, os dados do monitoramento foram comparados aos resultados de mineralogia e química do rejeito de minério coletado poucos dias após o rompimento da barragem de Fundão, na região de Paracatu de Baixo (MG). Os minerais  $\text{CaSiO} \cdot \text{H}_2\text{O}$  e  $(\text{Ca}, \text{Fe})(\text{OH})\text{Br}$ , antes apresentados individualmente no Ano 1, passaram a compor um grupo único intitulado "Outros minerais e compostos" juntamente com outros minerais de menor contribuição. A metodologia detalhada de análise e de coleta utilizada por esse subprojeto pode ser encontrada no *Material Suplementar A3MSS1, Item 1*.



Os dados sedimentares adquiridos foram integrados com os dados de fundeio adquiridos pelo Subprojeto de Modelagem Numérica, com os dados de produtividade primária adquiridos pelo Subprojeto Fitoplâncton e com os dados de abundância zooplancônica adquiridos pelo Subprojeto Zooplâncton. Também são considerados nas análises os dados sedimentológicos da plataforma continental existentes anteriores ao evento do rompimento (valores de background ou valores pretéritos) bem como a sazonalidade dos períodos chuvoso (de Outubro a Março) e seco (Abril a Setembro) para a bacia hidrográfica do Baixo Rio Doce.

Os resultados adquiridos e analisados ao longo dos anos de monitoramento (tanto de forma independente quanto sob a configuração de PMBA) permitiram avaliar quais parâmetros sedimentológicos auxiliam de forma mais efetiva nos objetivos propostos do monitoramento ambiental para a conservação da biodiversidade marinha, sendo estes: a) Qualidade ambiental da coluna d'água através da avaliação do MPS, a qual indica a quantidade de material em suspensão exportada pelo Rio Doce e/ou que sofre ressuspensão por ondas e correntes na plataforma continental. Indica ainda, o processo de dispersão do sedimento e a turbidez na coluna d'água, os quais estão diretamente associados a impactos físicos nos habitats e biodiversidade marinhos pelo excesso de turbidez e, indiretamente associados à contaminação, já que o sedimento é um meio transportador e de acúmulo de possíveis contaminantes; b) Mobilidade do sedimento de fundo (transporte e deposição sedimentar), que indica maior ou menor susceptibilidade do sedimento de fundo à erosão, transporte e deposição. Processos sedimentares que podem interferir nos habitats e condições de vida de diferentes espécies; e c) Sinal de rejeito no sedimento de fundo através de indicadores mineralógicos, os quais orientam a interpretação da presença do rejeito e possível contaminação da biodiversidade. Os resultados utilizados na confecção deste relatório podem ser encontrados no material suplementar *A3MSS1, Item 2*.

### 2.3.2 Variação Espaço-Temporal

Para uma melhor análise da evolução espaço-temporal dos indicadores, as condições hidrológicas e meteocceanográficas na área monitorada foram avaliadas em conjunto. Cabe destacar que essas condições são melhor discutidas nos trechos específicos desse item, que tratam desses indicadores. Os dados de vazão e carga de sedimento em suspensão do Rio Doce discutidos nesse relatório foram disponibilizados pela equipe do subprojeto Bacia Integração Estuário/ Anexo 3 Dulcícola. Os dados foram medidos na estação P21, localizada em Linhares (longitude: 388195 m; latitude: 7853688 m). Análises de tendência temporal da concentração de MPS e da anomalia normalizada da tensão crítica de ressuspensão foram realizadas a partir do Teste de Tendência de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975). O teste de Mann-Kendall foi utilizado para avaliar as tendências estatisticamente monotônicas nas séries temporais dos dois indicadores para os períodos de outubro de 2018 a março de 2020 (Anos 1 e 2) e de dezembro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3).

### 2.3.2.1 Material Particulado Em Suspensão

As Figuras 1 e 2 do Material Suplementar A3MSS1 mostram que ao longo do PMBA o comportamento da vazão foi próximo à climatologia (Oliveira e Quaresma, 2017), com um aumento das vazões máxima diária e mediana mensal, entre outubro e março (período chuvoso), e uma redução da vazão entre abril e setembro (período seco). Ao longo do PMBA, os valores máximos de vazão foram observados em dezembro de 2018 (2313 m<sup>3</sup>/s) e janeiro de 2019 (2584 m<sup>3</sup>/s) no Ano 1; janeiro (5179 m<sup>3</sup>/s) e março (3885 m<sup>3</sup>/s) de 2020 no Ano 2; e em janeiro (1887 m<sup>3</sup>/s) e fevereiro (2994 m<sup>3</sup>/s) de 2021 no Ano 3. Como esperado, essa mudança no momento de pico de vazão foi acompanhada por uma mudança no aporte de sedimento em suspensão, que no Ano 1 foi maior entre novembro 2018 e janeiro de 2019, enquanto no Ano 2, os maiores aportes foram observados entre janeiro e março de 2020 e no Ano 3, o maior aporte de sedimento em suspensão ocorreu entre dezembro de 2020 e fevereiro de 2021 (Material Suplementar A3MSS1, Figura 3). Destaca-se que em fevereiro de 2020 (Ano 2), a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 13 vezes maior que em fevereiro de 2019 (Ano 1) e que em março de 2020 (Ano 2), a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 30 vezes maior que em março de 2019 (Ano 1). Já no período chuvoso do Ano 3, a carga total de sedimento em suspensão tendeu a ser menor que no ano anterior. Entretanto, essa carga total mensal se manteve superior ao Ano 1, com destaque para fevereiro de 2021 (Ano 3), quando a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 18 vezes superior a fevereiro de suspensão mínima ocorreu no Ano 1, quando o Rio Doce aportou 7,9x10<sup>6</sup> toneladas de sedimentos em suspensão, e a máxima ocorreu no Ano 2, quando o aporte foi de aproximadamente 51,6 x10<sup>6</sup> toneladas. No Ano 3 a carga de sedimento em suspensão total anual foi aproximadamente 19,4 x10<sup>6</sup> toneladas.

Além disso, é importante destacar o número de dias em que a vazão foi superior ao limite para evento extremo de cheia (>2379 m<sup>3</sup>/s; Oliveira e Quaresma, 2017). Enquanto ao longo do período chuvoso do Ano 2 esse limiar foi ultrapassado em 17 dias (janeiro, fevereiro e março de 2020), nos Anos 1 e 3, os eventos extremos de cheia foram registrados somente em 3 dias (janeiro de 2019) e 4 dias (fevereiro de 2021), respectivamente. A importância desses eventos no aporte de sedimento e, consequentemente, poluentes para o ambiente marinho vêm sendo destacada por muitos estudos (Roussiez *et al.*, 2013; Dumas *et al.*, 2015; Moriarty *et al.*, 2015), que apontam que, além do aumento desse aporte, pode também ocorrer o particionamento dissolvido/particulado de poluentes e consequentemente sua biodisponibilidade para a biota. Ainda, tem sido encontrado que as condições meteoceanográficas durante os eventos extremos de cheia determinam os padrões preferenciais de dispersão e deposição de ambos, sedimento e poluentes, no ambiente marinho (Grifol *et al.*, 2014; Moriarty *et al.*, 2015; López *et al.*, 2017).

Na região da Foz do Rio Doce, o aumento da concentração de MPS associada às condições de vento propicia uma dispersão do material em suspensão, afetando os Setores Norte e APA Costa das Algas. Estudos prévios (Oliveira, 2018; RT-19D/RRDM, 2019) têm mostrado que o transporte de sedimento em direção ao setor APA Costa das Algas ocorre durante principalmente condições de ventos de norte e nordeste, os quais favorecem correntes para sul, sudeste e sudoeste; e que o transporte de sedimento

para os Setores Foz Norte e Norte ocorre, principalmente durante ventos do quadrante sul. Como pode ser visto nas *Figuras 4 e 5 do Material Suplementar A3MSS1*, enquanto durante o período chuvoso dos Anos 1 e 3, os maiores valores de vazão ocorreram sob ventos do quadrante norte, durante o Ano 2 as máximas vazões ocorreram tanto sob ventos do quadrante norte, como sob ventos do quadrante sul na plataforma continental. Tais diferenças nas condições conjuntas de vazão do Rio Doce e vento sobre a plataforma continental tiveram forte influência sobre a evolução espaço-temporal dos indicadores nos setores monitorados, determinando os padrões de dispersão de MPS e sedimento de fundo observados.

Em relação ao Setor Abrolhos, os resultados ao longo do PMBA têm mostrado uma maior influência dos eventos hidrológicos dos rios que deságuam nesse setor, de forma que as maiores concentrações de MPS foram observadas durante ou logo após chuvas de moderada a forte intensidade terem ocorrido no centro – norte do Espírito-Santo e sul da Bahia (Mapas de Precipitação; Inmet, 2021). Nesse setor, as maiores concentrações de MPS foram observadas em janeiro de 2020 (Ano 2) para os estratos superfície e meio, e em julho de 2021 (Ano 3) para o estrato fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 6*). A maior concentração de MPS no Ano 2 na superfície e no meio da coluna d'água no setor Abrolhos decorre do fato de dezembro de 2019 e janeiro de 2020 terem sido mais chuvosos que dezembro de 2018 e janeiro de 2019 (Ano 1) e que dezembro de 2020 e janeiro de 2021 (Ano 3), para todo centro – norte do Espírito-Santo e sul da Bahia (Mapas de Precipitação; Inmet, 2021). Já a maior concentração de MPS observada em julho de 2021 esteve associada a menores teores de matéria orgânica (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 6*) que nas campanhas anteriores, sugerindo uma maior influência de eventos de ressuspensão. Essa campanha ocorreu no início de julho de 2021, quando além de chuvas de intensidade moderada terem atuado na região de Caravelas – BA, ventos de sul e sudeste (intensidade maior que 8 m/s), e ondas de sul (altura significativa de ondas entre 1,55 m e 2,10 m) também foram observados nos dias que antecederam a coleta nesse setor (Boia Abrolhos – PNBOIA; Centro de Hidrografia Da Marinha, 2021). Uma análise interanual do comportamento geral das estações mostra que maiores concentrações de MPS foram observadas no Ano 3 em relação ao Ano 1, para todas as estações do setor Abrolhos (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 8*). Quando se compara o Ano 3 com o Ano 2, 6 das 4 estações do setor Abrolhos apresentaram concentração mediana maior no Ano 3 que no Ano 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 9*). As exceções foram ABR 01 e ABR 03. Em relação a estação ABR 01 (estação mais próxima à costa), foi observada uma forte influência do expressivo volume de chuvas observado em dezembro de 2019 e janeiro de 2020, de forma que a estação apresentou concentração 40% menor no Ano 3 em relação ao Ano 2.

A análise da variação espaço-temporal da concentração de MPS e do teor de MO no MPS do setor Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 10*) mostra o efeito significativo dos eventos de ressuspensão na dinâmica sedimentar desse setor. Conforme discutido no Relatório Semestral de Evolução (RSE) de 2021 (RT-37/RRDM, 2021), quando comparadas as concentrações dos Anos 1 (outubro/2018 a setembro de 2019), Ano 2 (outubro de 2019 a março/2020) e período chuvoso do Ano 3 (novembro/2020 a fevereiro/2021), as maiores concentrações de MPS foram encontradas no Ano 2 em relação aos Anos 1 e 3. Esse resultado é um reflexo também do fato de dezembro de 2019 e janeiro

de 2020 terem sido mais chuvosos que dezembro de 2018 e janeiro de 2019 (Ano 1) e que dezembro de 2020 e janeiro de 2021 (Ano 3), para todo centro – norte do Espírito-Santo e sul da Bahia (Mapas de Precipitação; Inmet, 2021). Entretanto, quando foram considerados os dados das campanhas do período seco do Ano 3 (campanhas de abril e julho 2021), foi observado um aumento generalizado da mediana do Ano 3 em relação às medianas dos Anos 1 e 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 7, 8 e 9*). A exceção é a estação DEG 01, que apresentou mediana maior no Ano 1 em relação ao Ano 3. A análise por estrato da coluna d'água mostra que para a superfície e o meio da coluna d'água, as maiores concentrações foram observadas na campanha de janeiro de 2021 (Ano 2), com destaque para o meio da coluna d'água, que apresentou nessa campanha as maiores concentrações de MPS ao longo de todo o PMBA. Para o fundo da coluna d'água as maiores concentrações de MPS foram observadas na campanha de abril e julho de 2021 (Ano 3), ao longo de todo o PMBA. As campanhas de abril e julho de 2021 no Setor Norte foram caracterizadas por maiores valores de altura significativa de onda e tensão de cisalhamento de fundo que a campanha de janeiro de 2021 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 11 e 12*). Tanto para o meio, quanto para o fundo da coluna d'água essas maiores concentrações de MPS estiveram associadas a menores teores de matéria orgânica (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 10*).

Em relação aos setores da Foz do Rio Doce, a análise dos dados monitorados entre novembro de 2015 e setembro de 2021 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 13 a 21*) mostra que um pico máximo na concentração de MPS ocorreu nas estações SD 01 e SD 02 no momento da chegada da lama de rejeito na plataforma continental adjacente à desembocadura do Rio Doce (RT-19C/RRDM, 2019; Quaresma *et al.*, 2020). Os valores observados em novembro de 2015, bem como valores superiores a esses, somente voltaram a ocorrer ao longo do Monitoramento PMBA na estação SD 01 na Campanha 4 (1006 mg/L) e em amostras de emulsões de coloração alaranjada coletadas na interface ar/água (ex.: SDE 14 – janeiro de 2020 = 1642,5 mg/L e SDE 18 – dezembro de 2020 = 1233,10; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 22*). Apesar das emulsões terem sido coletadas majoritariamente próximas à foz do Rio Doce, entre as estações SD 01 e SD 02, coletas também ocorreram em maiores profundidades no Setor Foz Sul e nas proximidades do limite norte do Setor APA Costa das Algas (RT-19C/RRDM, 2019; Grilo *et al.*, 2021). Segundo Grilo *et al.* (2021), as emulsões são estruturas micelares enriquecidas em ferro e têm sua origem relacionada ao rompimento da barragem de Fundão, que forneceu o material necessário (ou precursores) que não são comumente encontrados em ambientes naturais. A difratometria de raios-X identificou como fases majoritárias a halita, a caulinita e cristais metal-orgânicos de ferro, além de fosfito de ferro e goethita.

A análise conjunta das concentrações de MPS (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 13 a 21*) e das condições meteoceanográficas antes ou durante as campanhas nos setores da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 4, 5, 23 e 24*) mostra que enquanto no setor Foz Central o aporte do Rio Doce é a forçante responsável pelos picos de MPS, nos setores Foz Norte e Foz Sul ambas a ressuspensão e as condições meteorológicas durante eventos extremos hidrológicos são responsáveis pelos picos de MPS.

Assim como constatado para o setor Norte, a inclusão dos dados das campanhas do período seco do Ano 3 (campanhas de abril e julho 2021) para os setores Foz Norte e Foz Sul resultou em um aumento generalizado da mediana do Ano 3 em relação às medianas dos Anos 1 e 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 14, 20 e 7 a 9*), associado a uma redução do teor de MO (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 15 e 21*). Destaca-se que o aporte de sedimento em suspensão do Rio Doce ao longo do período seco do Ano 3 foi menor que o do Ano 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 3*), evidenciando a importância dos eventos de ressuspensão no comportamento do MPS nesses setores. Uma análise por estrato de profundidade mostra que para o meio e o fundo da coluna d'água no setor Foz Norte, as concentrações foram maiores no Ano 3 enquanto que para a superfície, as maiores concentrações foram em março de 2020, no Ano 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 13*). Salienta-se que a campanha de março de 2020 (11 a 14/03) foi realizada durante e após um evento extremo de cheia (vazão máxima  $\geq 2379 \text{ m}^3/\text{s}$ ; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 1*) associado a ventos do quadrante sul (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 4*), e a um aumento da tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 11*). Para o setor Foz Sul, as concentrações foram maiores no Ano 3 para a superfície, meio e fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 19*), sendo que as maiores concentrações em superfície foram em fevereiro de 2021, no meio da coluna d'água em janeiro de 2021 e no fundo da coluna d'água em junho de 2021.

No setor Foz Central (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 16 e 17*), as concentrações de MPS mostram uma influência direta do aporte do Rio Doce, com destaque para os estratos superfície e meio. As maiores concentrações foram observadas no período chuvoso do Ano 3 em superfície e no período chuvoso do Ano 2 para o meio da coluna d'água. Para o fundo da coluna d'água tem se observado um aumento das concentrações de MPS ao longo do PMBA, de forma que as maiores concentrações foram observadas ao longo do período seco do Ano 3, com destaque para as campanhas de abril e agosto de 2021. Como mencionado anteriormente, a carga total de sedimento em suspensão durante o período chuvoso do Ano 3 foi menor que a do Ano 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 3*), com destaque para a campanha emergencial realizada no final de janeiro de 2020 quando ocorreu o maior pico de vazão ao longo dos três primeiros anos do PMBA (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 1*). Em relação ao MPS próximo ao fundo, as maiores concentrações em campanhas caracterizadas por condições de seca (vazão entre  $276,4 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $459,3 \text{ m}^3/\text{s}$ ) evidencia a importância de eventos de ressuspensão na determinação do MPS no fundo da coluna d'água. Ambas as campanhas de abril e agosto de 2021 foram caracterizadas por um aumento da altura significativa de ondas e da tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 11*). Na escala interanual, as concentrações de MPS durante o Ano 2 foram maiores que no Ano 1 por um fator de 1,6 vezes, considerando todo o setor (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 7*). Considerando todo o Ano 3, a análise mostra um aumento generalizado das medianas de concentração de MPS em relação ao Ano 1 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 8*), e um aumento para as estações SD 02, SD 03 e SD 04 em relação ao Ano 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 9*). As estações SD 01 e SD 05 apresentaram maior mediana de concentração de MPS no Ano 2 em relação aos Anos 1 e 3. A maior mediana de concentração de MPS no Ano 2 para a estação SD 01 decorre do fato dessa estação estar



mais próxima à foz do Rio Doce e, portanto, foi a mais influenciada pelo maior aporte do Rio Doce no Ano 2 em relação aos Anos 1 e 3. Já a estação SD 05 apresentou as maiores concentrações de MPS nas campanhas de janeiro (campanha 01/2020-2), fevereiro e março de 2020, realizadas durante ou logo após eventos extremos de cheia (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 1*). A ocorrência de eventos extremos de cheia associados a determinadas condições oceanográficas, como por exemplo, maré vazante de sizígia (coleta na estação SD 05 nas campanhas 01/2020-2 fevereiro e março/2020) possibilita um maior alcance do sedimento em suspensão exportado pelo Rio Doce.

Como discutido por estudos prévios e em relatórios anteriores, no Setor APA Costa das Algas a concentração de MPS é fortemente influenciada pelo material exportado pelo Rio Doce durante condições conjuntas de eventos de cheia e ventos do quadrante norte (Oliveira, 2018; RT-19D/RRDM, 2019; RT-36D/RRDM, 2020; RT-37/RRDM, 2021). Entretanto, assim como observado para a campanha de julho de 2019 (registro dos maiores valores de altura significativa de onda sobre a plataforma ao longo de todo o PMBA (RT-19D/RRDM, 2019), a ocorrência de um evento de maior energia (altura significativa de ondas no Fundeio 1 entre 1,5 e 2,5 m; dados do Subprojeto Modelagem Numérica/Anexo 3 Marinho) nos dias que antecederam a campanha de abril de 2021 resultou no aumento da concentração de MPS em ambas as estações rasas e profundas (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 26*). Esse aumento de MPS esteve associado a uma redução do teor de matéria orgânica do MPS para ambas estações rasas e profundas (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 27*), evidenciando a influência dos eventos de ressuspensão. Na escala interanual, nesse setor com exceção da estação CA 03, foi observada uma diminuição na concentração de MPS no Ano 2 em relação ao observado no Ano 1, com posterior aumento generalizado das concentrações de MPS no Ano 3 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 7, 8 e 9*). Como pode ser visto na *Figura 9 do Material Suplementar A3MSS1*, as estações CA 02, CA 04, CA 05, CA 08, CA 13, CA15 tiveram mediana da concentração de MPS no Ano 3 pelo menos 5 vezes maior que a mediana observada no Ano 2, com destaque para a estação CA 04 com mediana de MPS 10 vezes maior no Ano 3 (8 mg/L) que a observada no Ano 2 (0,8 mg/L). Como mencionado acima, esse aumento na concentração de MPS na estação CA 04 também esteve associado à uma redução do teor de matéria orgânica.

#### 2.3.2.2 Densidade do sedimento superficial e Potencial de Mobilidade

Os efeitos de eventos de mobilidade do sedimento de fundo na disponibilidade de sedimentos finos e poluentes para a coluna d'água, bem como na distribuição de habitats bênticos são amplamente reconhecidos na literatura (Wang *et al.*, 2018; Agnesi *et al.*, 2020), e, portanto, quantificá-los é de grande importância para o gerenciamento e monitoramento do ambiente marinho. Esses eventos de mobilidade ocorrem quando as tensões de cisalhamento são maiores que a tensão crítica de ressuspensão local, calculada, ao longo do PMBA, a partir da média mensal da densidade úmida do sedimento superficial para cada setor. No PMBA, o potencial de mobilidade do sedimento de fundo é calculado para o mês de cada campanha para os setores Norte, Foz Norte, Foz Central e Foz Sul.



A tensão crítica de ressuspensão local depende de fatores como, por exemplo, a composição mineralógica, o teor de água, a distribuição granulométrica e a atividade biológica (Grabowski *et al.*, 2011). Para avaliar a influência de diferentes parâmetros sedimentológicos e mineralógicos na tensão crítica de ressuspensão foi realizada uma análise de correlação de *Spearman* entre a densidade úmida do sedimento superficial (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 28, 29, 30, 31, 32 e 33*) e os seguintes parâmetros: teor de MO do sedimento superficial (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 34 a 39*), teores das frações sedimentares cascalho, areia, lama, silte e argila (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 40 a 46*), mediana e percentil 90 do tamanho do grão (D50 e D90 ( $\mu\text{m}$ ); *Material Suplementar A3MSS1, Figuras 47 a 53*), teor do conjunto mineralógico de fases ferro (IMS - volume total de magnetita, hematita, goethita, maghemita e grenalita; %; *Material Suplementar A3MSS1, Figuras 54 a 59*). A análise mostrou correlações significativas ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) entre a densidade úmida do sedimento superficial e os parâmetros teor de MO do sedimento superficial, D50, IMS e teores das frações sedimentares, areia, lama, silte e argila. Foi encontrado que a densidade diminui com o aumento do teor de MO do sedimento superficial; com o aumento do teor de lama, silte e argila; e com a redução do teor do conjunto mineralógico de ferro. A relação encontrada da densidade úmida e da tensão crítica do sedimento superficial com os parâmetros teor de MO do sedimento superficial, D50, e teores das frações sedimentares, areia, lama, silte e argila é de amplo conhecimento na comunidade científica (Grabowski *et al.*, 2011), entretanto, a influência da composição mineralógica na erodibilidade do sedimento superficial permanece não clara e subentendida (Kilkie, 2017).

É importante destacar que após o rompimento da barragem de fundão, o elevado volume de rejeito associado a uma condição sazonal extremamente seca levou à formação de uma suspensão de lama de alta concentração, alterando os processos sedimentares ao longo da plataforma interna e levando a altas taxas de sedimentação, aumento do conteúdo de argila e redução da densidade úmida do sedimento superficial (Quaresma *et al.*, 2020). Ao longo dos dois primeiros anos do PMBA (outubro de 2018 a março de 2020) foi encontrada uma redução da densidade superficial úmida em resposta aos eventos de cheia do Rio Doce (RT-36D/RRDM, 2020), com tendência de redução da densidade úmida do sedimento superficial nos setores Norte, Foz Central e Foz Sul. O setor Foz Norte não apresentou tendências. Entretanto, nas campanhas do período chuvoso do Ano 3 não foi observada a redução da densidade em resposta a eventos de cheia. Considerando todo o ciclo do Ano 3, para os setores Norte, Foz Norte e Foz Central foi observada uma tendência de redução não significativa da densidade do sedimento superficial. Já o setor Foz Sul apresentou tendência de aumento significativa da densidade do sedimento superficial. Atualmente, ambas a influência da variação da composição mineralógica na erodibilidade do sedimento superficial e a tendência de aumento da densidade do sedimento superficial no setor Foz Sul estão sob investigação do grupo de Sedimentologia/Anexo 3 – Marinho, visto que a porção rasa dos setores Foz Central e Foz Sul está inserida na região preferencial de deposição do sedimento aportado pelo Rio Doce (Quaresma *et al.*, 2015) e o comportamento desse indicador é de grande importância na distribuição de habitats bênticos e na disponibilização de poluentes para a coluna d'água.

Em relação ao setor Abrolhos, somente a estação ABR 01 apresentou coleta de material para a análise de densidade durante os três anos de coleta do PMBA (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 28*). A estação ABR 01 apresentou um aumento da densidade úmida do sedimento superficial, e consequentemente da tensão crítica de ressuspensão no Ano 2 (janeiro de 2020) em relação aos valores observados no Ano 1 (dezembro de 2018 e abril de 2019). Em janeiro de 2021 (Ano 3), a estação ABR 01 apresentou densidade semelhante à observada no Ano 2, com posterior redução em julho de 2021. Essa redução ocorreu em resposta ao aumento do aporte dos rios que deságuam na região decorrente do volume de chuva moderado que caiu nos dias que antecederam a coleta (Mapas de Precipitação; Inmet, 2021). Já para o setor APA Costa das Algas, como previamente discutido do Relatório Anual 1 (RT-19C/RRDM, 2019), não há dados prévios de densidade úmida disponíveis conhecidos no setor APA Costa das Algas, e a evolução espaço-temporal foi avaliada com dados coletados a partir de janeiro de 2016. Ao longo dos três anos do PMBA somente houve coleta de densidade do sedimento superficial nas estações CA 01, CA 02, CA 03, CA 08, CA 09 e CA 14, sendo que na estação CA 14 (porção profunda do setor) somente houve coleta em outubro de 2018 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 33*). Ao longo dos Anos 1 e 2 tendências temporais foram ausentes ( $p > 0.05$ ) para ambas estações rasas e profundas do setor APA Costa das Algas. No Ano 3, não houve coleta de densidade do sedimento superficial na campanha de janeiro de 2021 e na campanha de julho de 2021 somente houve coleta na estação CA 09.

Além do uso da densidade do sedimento superficial no cálculo do potencial de mobilidade, que será discutido a seguir, a densidade também tem sido utilizada na identificação de fundos com lama fluida. Como discutido no Relatório Anual 1 (RT-19C/RRDM, 2019), a lama fluída não é considerada um depósito propriamente dito e sim uma suspensão de elevada concentração (entre 700 e 1200 Kg/m<sup>3</sup>, aproximadamente) que pode ser facilmente remobilizada (Mehta, 2013; Mac Anally *et al.*, 2007; Wintwerp e van Kereste, 2004) e resultar na amplificação do processo de amortecimento de ondas e correntes (Mehta, 1991, 2013; Traykovski *et al.*, 2000; Vinzon *et al.*, 2009).

Fundos com lama fluída foram identificados na região da Foz do Rio Doce em estudos prévios ao rompimento da Barragem de Fundão (Quaresma *et al.*, 2015). Após o rompimento da Barragem de Fundão, em novembro de 2015, fundos de lama fluída foram observados na região da Foz do Rio Doce, de forma que valores nunca antes registrados foram observados (densidade úmida  $\leq 1099$  kg/m<sup>3</sup>; Quaresma *et al.*, 2020). Ao longo do PMBA, fundos com lama fluída foram identificados nos setores Norte (DEG 01; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 61*), Foz Norte, Foz Central e Foz Sul (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 62*, e APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 63*), com destaque para os setores Foz Central e Foz Sul, onde têm sido observado o maior número de observações de fundos com lama fluida. Na escala interanual, foi observado um aumento no número de observações de fundos com lama fluida no Ano 2 em relação ao Ano 1, com posterior redução no Ano 3 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 61, 62 e 63*).

No que tange ao potencial de mobilidade do sedimento superficial, foi observada uma tendência de aumento significativa ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) ao longo dos Anos 1 e 2 para o Setor Norte, com uma ausência

de tendência ao longo do Ano 3. Para os setores da Foz do Rio Doce, tendências de aumento foram identificadas para os três setores ao longo dos Anos 1 e 2, sendo que somente no setor Foz Sul a tendência foi significativa ( $p$ -valor  $< 0,05$ ). Para o Ano 3, nos três setores da Foz do Rio Doce o potencial de mobilidade apresentou tendência de aumento não significativa ( $p$ -valor  $> 0,05$ ). Na escala mensal, os maiores percentuais de mobilidade foram observados em janeiro de 2020 e abril de 2021 no Setor Norte (aproximadamente 53% do tempo; *Material Suplementar A3MSS1, Figura 55*), sendo que em janeiro de 2020 esse percentual foi associado ao menor valor de anomalia da tensão crítica do sedimento superficial ao longo dos três anos do PMBA para o setor. Nos setores da Foz do Rio Doce, mensalmente, os maiores percentuais de mobilidade foram observados em junho de 2021 (63,9% do tempo) no setor Foz Norte, em novembro de 2019 (aproximadamente 85,4% do tempo) no setor Foz Central, e em abril e maio de 2021 (aproximadamente 72% do tempo) no Setor Foz Sul.

No geral, os maiores percentuais de mobilidade do sedimento superficial foram observados no período seco do Ano 3 para os setores Norte, Foz Norte e Foz Sul, e no período chuvoso do Ano 2 para o setor Foz Central (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 55 a 58*). Sazonalmente, foi observada uma redução do potencial de mobilidade no período chuvoso do Ano 3 quando comparado ao período chuvoso do Ano 2, para os três setores da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 56 a 58*) e para o setor Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 55*). Essa redução do potencial de mobilidade ocorreu devido a um aumento da densidade do sedimento superficial (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 29, 30, 31 e 32*) e consequentemente da tensão crítica de ressuspensão, associado a uma redução da tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 11 e 12*), quando comparado ao período chuvoso do Ano 2. Desde que não houve coleta no período seco do Ano 2 em decorrência da Pandemia da Covid-19 (lacuna de coletas entre abril e novembro de 2020; identificada nas figuras como “gap”), somente é possível comparar o período seco do Ano 3 com o do Ano 1. Maiores potenciais de mobilidade foram estimados para o período seco do Ano 3 em relação ao do Ano 1 para os setores Norte (Ano 1: 43,7% do tempo e Ano 3: 53,2% do tempo), Foz Norte (Ano 1: 28,8% do tempo e Ano 3: 56,7% do tempo), Foz Central (Ano 1: 40,2% do tempo e Ano 3: 63,1% do tempo) e Foz Sul (Ano 1: 45,8% do tempo e Ano 3: 65,2% do tempo). Para os setores Foz Central e Foz Sul, esse aumento ocorreu principalmente em decorrência de maiores valores de tensão de cisalhamento observados no período seco do Ano 3 em relação ao Ano 1 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 12 e 13*), visto que esses setores apresentaram menores tensões críticas de ressuspensão no período seco do Ano 1 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 54 e 55*). Já os setores Foz Norte e Norte apresentaram menor tensão crítica de ressuspensão no período seco do Ano 3 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 55 e 56*), associadas a maiores tensões de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 12 e 13*).

#### 2.3.2.3 Presença do sinal do rejeito no sedimento de fundo

A presença do sinal do rejeito no sedimento de fundo é avaliada com base no teor do conjunto mineralógico de ferro (IMS), comparativamente aos valores de referência anteriores ao rompimento da

barragem de Fundão (backgrounds) para as áreas estudadas. O IMS engloba o volume total de magnetita, hematita, goethita, maghemita e grenalita, encontrados em cada amostra (Orlando *et al.*, 2020). Além disso, também é considerada a composição mineralógica obtida a partir da análise de difratometria de raios-X convencional.

Ao longo dos três anos do PMBA, a presença do sinal de rejeito foi identificada nos setores Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 55 e 65*), Foz Norte, Foz Central e Foz Sul (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 56, 57, 58 e 66*), e APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 57 e 67*). No setor Norte, a presença do sinal de rejeito foi identificada nas estações rasas DEG 01, BS 01, BN 02, CB 01 e ITA 01, e nas estações profundas DEG 02 e BN 01. Ainda nesse setor, as maiores porcentagens de IMS foram observadas na estação DEG 01. Na região da Foz do Rio Doce, a presença do sinal de rejeito foi identificada em todas as estações dos setores Foz Norte, Foz Central e Foz Sul em ao menos 1 campanha, com destaque para as estações SD 01 e SDN 20, que apresentaram as maiores porcentagens de IMS. Outro destaque é a estação SD 05, que apresentou pela primeira vez o indicativo da presença do sinal do rejeito no Ano 3 (julho de 2021). No setor APA Costa das Algas a presença do sinal de rejeito foi identificada nas estações CA 01, CA 02, CA 04, CA 05, CA 06, CA 08, CA 10, CA 13 e CA 15. Nesse setor, as maiores porcentagens de IMS foram observadas nas estações profundas CA 06 (janeiro de 2020) e CA 04 (julho de 2021).

A evolução espaço-temporal do sinal de rejeito ao longo dos três anos de PMBA está em concordância ao padrão de longo-prazo do transporte de sedimento na região marinha adjacente à foz do Rio Doce (Quaresma *et al.*, 2021), com os maiores volumes observados na porção rasa dos setores Foz Norte e Foz Central. Juntamente com a fração lamosa, o material oriundo da Barragem de Fundão apresenta direção preferencial de transporte para norte/nordeste, sendo transportado preferencialmente em batimetrias inferiores a 20 m, a partir da Foz do Rio Doce. Apesar do tempo decorrido (novembro de 2015 a setembro de 2021), os dados mostram que além das concentrações do IMS nos setores da Foz do Rio Doce não apresentarem redução de seus valores (análise comparativa com dados pré-rompimento; *Material Suplementar A3MSS1, Figuras 56 a 58*), foi identificada uma tendência de aumento significativa ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) do teor de IMS no setor Foz Central. Ademais, a manutenção de um patamar dinâmico do teor de IMS no sedimento na região próxima à foz do Rio Doce (estação SD 01) e nas estações do setor Foz Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 56*) indica que o material que chega à foz apresenta um regime de fluxo contínuo.

#### 2.3.2.4 Análise da resposta dos indicadores às ações realizadas na Bacia do Rio Doce

Após o grande aporte nos meses iniciais (novembro de 2015 a janeiro de 2016) ocorreu uma tendência de redução das concentrações de MPS no primeiro ano. Como mencionado no Item [2.1](#), ao longo do Ano 3 não foi identificada uma tendência de aumento na concentração de MPS na região monitorada. Entretanto, a análise do indicador densidade do sedimento superficial e potencial de mobilidade mostra que o material exportado pelo Rio Doce durante o rompimento da barragem de Fundão alterou as

propriedades físicas do sedimento natural previamente observado na plataforma. Os resultados mostram que o aporte contínuo desse material, mesmo que em menor escala, chega à plataforma continental, contribuindo para a manutenção dessa alteração. Além disso, a não redução dos valores de IMS associada à tendência de aumento significativa do teor de IMS no setor Foz Central também confirma o regime de fluxo contínuo do material oriundo da Barragem de Fundão à área monitorada no PMBA. Dessa forma, embora o indicador concentração de MPS indique uma redução do aporte de MPS em relação ao observado no período inicial após o rompimento da barragem (Quaresma *et al.*, 2020), os outros dois indicadores mostram que o material oriundo do rompimento da barragem continua sendo depositado na plataforma continental adjacente.

Dentre os 43 programas que compõem o Termo de Transação de Ajustamento de Conduta (TTAC), as ações executadas pelos programas “09 - Recuperação do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Risoleta Neves”, “23 – Manejo de rejeitos”, “24 – Implantação de sistemas de contenção dos retos e de tratamento nos locais de impacto nos rios” e “25 – Revegetação, enrocamentos e outros métodos” podem ser considerados os mais efetivos para a diminuição da chegada do material oriundo do rompimento da barragem (fluxo de sedimento e detritos) nas calhas e margens dos rios. A principal consequência da atuação desses programas é reduzir o volume de rejeito que aporta na Foz do Rio Doce. Tais trabalhos de remediação e contenção à montante do rio, juntamente com a lavagem pelas chuvas no primeiro ano de grande parte do material que estava depositado nas margens, parecem estar resultando na redução de concentrações de MPS acima da média para a região. No entanto, um grande volume de rejeito ainda se encontra no leito e nas margens dos rios afetados pelo rompimento da barragem, e principalmente no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Risoleta Neves, onde ainda está depositado cerca de 10 milhões de metros cúbicos de rejeito do rompimento da Barragem de Fundão (Fundação Renova, 2021). Portanto, os esforços devem ser continuados e uma maior atenção deve ser dada ao manuseio do material ultrafino/coloide, o qual ainda é exportado para a plataforma continental e é, em parte, responsável pela alteração das propriedades físicas do sedimento e da dispersão do rejeito (Grilo *et al.*, 2018; Grilo *et al.*, 2020; Grilo *et al.*, 2021).

Salienta-se que, diferente de lagos e canais, a região impactada na plataforma continental é muito extensa, o que torna a dragagem inviável. Assim, a melhor forma de se reduzir os impactos no ambiente marinho é a redução do material de rejeito exportado pelo rio.



## 2.4 HIDROGEOQUÍMICA

### 2.4.1 Apresentação

No âmbito do monitoramento PMBA/Fest-RRDM, os estudos da Hidrogeoquímica abordam três grandes áreas de conhecimento: nutrientes, metais e compostos orgânicos. Cada área é desmembrada em diversos parâmetros que são analisados na coluna d'água e sedimento, cujos resultados são submetidos a uma avaliação espaço-temporal, considerando períodos com diferentes condições hidrológicas e setorização da malha amostral (Abrolhos; Setor Norte; Foz do Rio Doce e APA/RVS Costa das Algas). Essa avaliação permite discutir fatores relacionados à qualidade ambiental, fontes de matéria orgânica a partir de traçadores geoquímicos, indicadores de rejeito, além de direcionar a integração com processos meteoceanográficos e respostas biológicas na área de estudo.

O presente relatório anual encontra-se estruturado em função da matriz ambiental (água e sedimento), setorização espacial e respectivos parâmetros para cada área de conhecimento. A abordagem adotada contempla o panorama geral da distribuição dos teores de nutrientes, metais e compostos orgânicos ao longo das 28 campanhas amostrais realizadas pelo Anexo 3 do PMBA/Fest-RRDM, com enfoque nas variações mais relevantes e tendências para cada ano monitorado (Ano 1: 11-18 a 09-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; e Ano 3: 12-20 a 09-21), bem como a comparação entre os períodos chuvosos de outubro a março (Kruskal Wallis  $p < 0,05$ ) e secos de abril a setembro (Mann-Whitney  $p < 0,05$ ). Sempre que possível, as condições observadas neste estudo foram comparadas aos dados pré-Rompimento da Barragem (2013/2014; aqui tratados como dados pretéritos) e no período pós-Rompimento da Barragem fora do âmbito do PMBA (2015/2016; definidos como Pré-PMBA/Fest-RRDM).

Para nutrientes, as comparações também foram realizadas por meio da aplicação do Índice de Potencial de Eutrofização Costeira (ICEP, em inglês), proposto por Billen e Garnier (2007) para regiões marinhas influenciadas por descarga fluvial. O índice ICEP é baseado no potencial de conversão dos nutrientes aportados por rios em biomassa de carbono e expressa a capacidade fluvial em sustentar a produção nova de algas não silicosas em regiões marinhas. Para o cálculo, são considerados o fósforo e nitrogênio totais, uma vez que tanto as formas orgânicas (dissolvidas ou particuladas) quanto inorgânicas de N e P estão disponíveis para sustentar a produção primária marinha (SEITZINGER; SANDERS, 1999; WIEGNER; SEITZINGER, 2001).

O ICEP foi aplicado de forma comparativa para avaliação espaço-temporal entre as campanhas de 11-18 e 01-20 (Ano 1 x Ano 2), entre as campanhas 11-18 e 01-21 (Ano 1 x Ano 3) e entre as campanhas 01-20 x 01-21 (Ano 2 x Ano 3), todas correspondentes ao período chuvoso e a condições similares de vazão. Assim, este índice foi avaliado pelas condições de vazões normais a alta vazão, permitindo verificar a influência do Rio Doce no aporte de nutrientes e minimizando sobreposição das respostas aos efeitos de ressuspensão nas concentrações de nutrientes na coluna d'água



durante o período seco. A Tabela 1 indica as campanhas nas quais foram realizados os testes com o ICEP e os resultados serão discutidos nas seções de cada setor deste relatório.

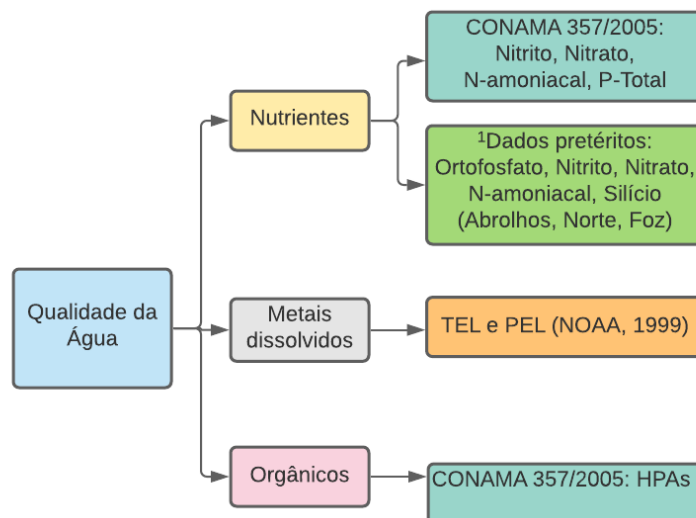
Tabela 15: Aplicação do Índice de Potencial de Eutrofização (ICEP) nos pares de campanhas de condições meteoceanográficas compatíveis e a Emergencial 1.

| Pares de campanhas comparativas - ICEP |                        |                                 |
|--|------------------------|---------------------------------|
| Campanhas                              |                        | Condições de vazão <sup>1</sup> |
| Campanha 11-18 (Ano 1)                 | Campanha 01-20 (Ano 2) | Úmida                           |
| Campanha 11-18 (Ano 1)                 | Campanha 01-21 (Ano 3) | Úmida a alta                    |
| Campanha 01-20 (Ano 2)                 | Campanha 01-21 (Ano 3) | Úmida a alta                    |

<sup>1</sup>Classificação segundo Oliveira e Quaresma (2017).

Ainda como forma de avaliar a qualidade ambiental para as três grandes áreas consideradas, foram incluídos os tópicos “qualidade da água” e “qualidade do sedimento”, os quais utilizam diferentes abordagens quanto à distribuição de critérios de qualidade previamente estabelecidos. Para a análise da qualidade da água, foi realizada a comparação dos resultados obtidos no PMBA/Fest-RRDM com valores de referência estabelecidos pela legislação nacional (CONAMA 357/2005 para nutrientes e compostos orgânicos) e internacional (Screening Quick Reference Tables - SQuIRTs; NOAA, 1999 para metais dissolvidos). Para nutrientes, também foi avaliada a frequência de ocorrência de amostras com valores superiores aos dados pretéritos, bem como os níveis médios de incremento para cada nutriente (número de vezes em relação às condições pretéritas), tendo como referência as médias das concentrações obtidas em estudo realizado antes do Rompimento da Barragem (FIGUEIREDO et al., 2016) (Figura 80).

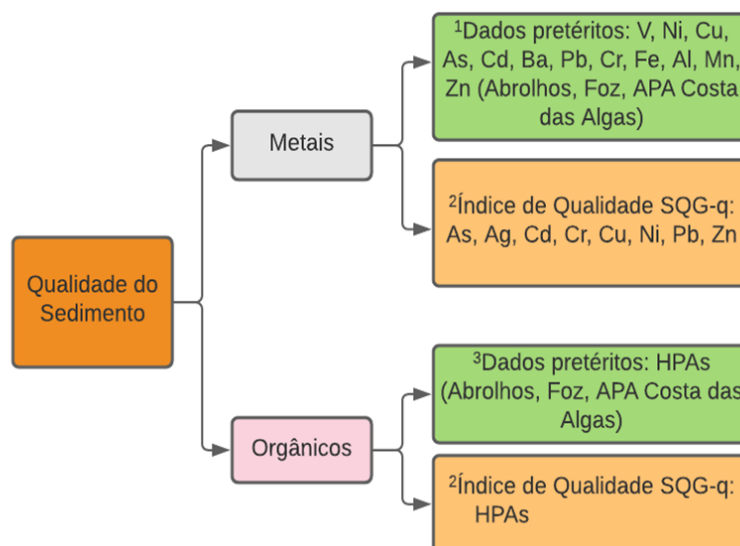
Figura 80: Critérios utilizados para avaliação da qualidade da água com relação aos níveis de nutrientes, metais e compostos orgânicos na área do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. <sup>1</sup>Figueiredo et al. (2016). Com relação aos dados pretéritos, estão indicados os parâmetros e setores contemplados em função da disponibilidade de informações.



A qualidade do sedimento para metais/metaloide e compostos orgânicos foi avaliada a partir da comparação dos resultados obtidos no PMBA/Fest-RRDM com valores pretéritos de estudos realizados na área antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a; Petrobras, 2015b), bem como a partir do cálculo dos índices *Sediment Quality Guidelines Quotients* – SQG-q (MacDonald et al. 2004) (Figura 81). Os índices de qualidade para sedimento (*Sediment Quality Guidelines* – SQGs) são amplamente utilizados nos estudos de ecossistemas marinhos impactados uma vez que estabelecem os limites para contaminantes químicos (e.g. metais, PCBs, HPAs e pesticidas) acima dos quais podem ocorrer efeitos adversos à fauna bentônica (Long et al., 2006). Na presente avaliação, foi utilizado o coeficiente de qualidade (SQG-q) que se baseia na normalização das concentrações obtidas nas amostras com os valores de PEL (Probable Effect Level; MacDonald et al., 1996) para os respectivos metais/metaloide (As, Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) e compostos orgânicos avaliados (PCBs, HPAs e pesticidas). Esse coeficiente gera resultados individuais para cada elemento/composto, bem como um índice integrado para os grupos de contaminantes (SQG-q metais, SQG-q PCBs, SQG-q HPAs, SQG-q pesticidas). Os valores calculados são discriminados em três classes de qualidade que indicam prováveis efeitos adversos/toxicológicos à fauna bentônica (não impactado: SQG < 0,1; moderadamente impactado: 0,1 < SQG < 1,0; e altamente impactado: SQG > 1,0; MacDonald et al. 2004). Informações detalhadas acerca dos cálculos e critérios utilizados podem ser avaliadas no *Material Suplementar A3MHS1*. Para o setor foz, esses índices também foram determinados para os resultados pretéritos de metais/metaloide (Petrobras, 2015a) e HPAs (Petrobras, 2015b), a fim de avaliar as principais alterações associadas ao Rompimento da Barragem. Esses resultados permitiram avaliar a qualidade da água e sedimento por setor e estação de amostragem, em cada condição de coleta considerada (Período Chuvoso Ano 1, Período Seco

Ano 1, Período Chuvoso do Ano 2, Período Chuvoso do Ano 3, Período Seco do Ano 3), os quais foram plotados em mapas temáticos para a análise espaço-temporal dos critérios estabelecidos.

Figura 81: Critérios utilizados para avaliação da qualidade do sedimento com relação aos níveis de nutrientes, metais dissolvidos e compostos orgânicos na área do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. <sup>1</sup>Petrobras (2015a); <sup>2</sup>MacDonald et al. (2004); <sup>3</sup>Petrobras (2015b). Com relação aos dados pretéritos, estão indicados os parâmetros e setores contemplados em função da disponibilidade de informações.



Por fim, foi realizada uma análise integrada da hidrogeoquímica com as forçantes físicas (i.e., vazão e altura significativa de ondas) para os dados do setor Foz a partir de recursos de estatística multivariada. Para tal, foram plotadas a distribuição dos principais metais que apresentaram alterações segundo os critérios de qualidade em função das condições físicas. Os resultados permitiram uma discussão mais acurada sobre os efeitos do aporte continental (vazão) *versus* ressuspensão na plataforma continental para a mobilização e redistribuição desses elementos.

Como instrumento norteador para a avaliação deste documento, estão apresentadas ao longo do relatório apenas as figuras e tabelas com os resultados mais relevantes de cada área. O material completo de representação gráfica e tabelas, bem como a descrição dos materiais e métodos podem ser avaliados nos arquivos de material suplementar específicos da Hidrogeoquímica, os quais estão referenciados como A3MHS1 (Materiais e Métodos), A3MHS2 (Nutrientes), A3MHS3 (Metais), A3MHS4 (Compostos Orgânicos) e A3MHS5 (Qualidade da Água e Sedimento).

## 2.4.2 Resultados e Discussão

### 2.4.2.1 Elementos associados ao rejeito

De forma a avaliar uma possível influência dos elementos associados ao rejeito, foi definido um critério geoquímico baseado nas concentrações dos metais Fe, Al, Mn, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Como

forma de fortalecer o uso desses elementos para um critério de avaliação geoquímica e associação ao rejeito de minério, as concentrações dos metais e arsênio presentes no sedimento foram submetidas a análise estatística de componentes principais, no intuito de observar a variação desses elementos nas regiões estudadas. As concentrações dos elementos foram submetidas a uma normalização pelas concentrações do metal Fe (principal metal constituinte do rejeito), para assim eliminar a influência de diferentes matrizes associadas aos metais e arsênio. Juntamente com os resultados do PMBA/Fest-RRDM, foram comparados os resultados de análises do próprio rejeito da Barragem de Santarém. Dessa forma, pode-se observar que as componentes 1, 2 e 3 explicam 69,2% (Figura 82; Tabela 2) da variabilidade das amostras. Associadas a componente 1 (46,6% da variação), em forte relação (acima de 0,5 na matriz de carregamento; Tabela 2) pode-se observar os elementos mais associados as amostras do rejeito, com exceção do Al e Hg. Já para a componente 2 (11,3% da variação), observa-se a Ag e Hg. No caso da componente 3 (11,3% da variação), observa-se o Ni, Cu e Zn, mas com baixa relação ( $<0,5$ ). Nessa avaliação, nota-se que amostras coletadas nas regiões de Abrolhos e Sul, durante o ano 1, pouco estão associadas aos elementos citados acima e sua variabilidade, o que pode indicar uma baixa presença do material associado ao rejeito nos sedimentos dessas regiões.

Figura 82: Biplot das componentes principais para as razões elemento/Fe para todas as campanhas e setores em comparação com amostras do rejeito.

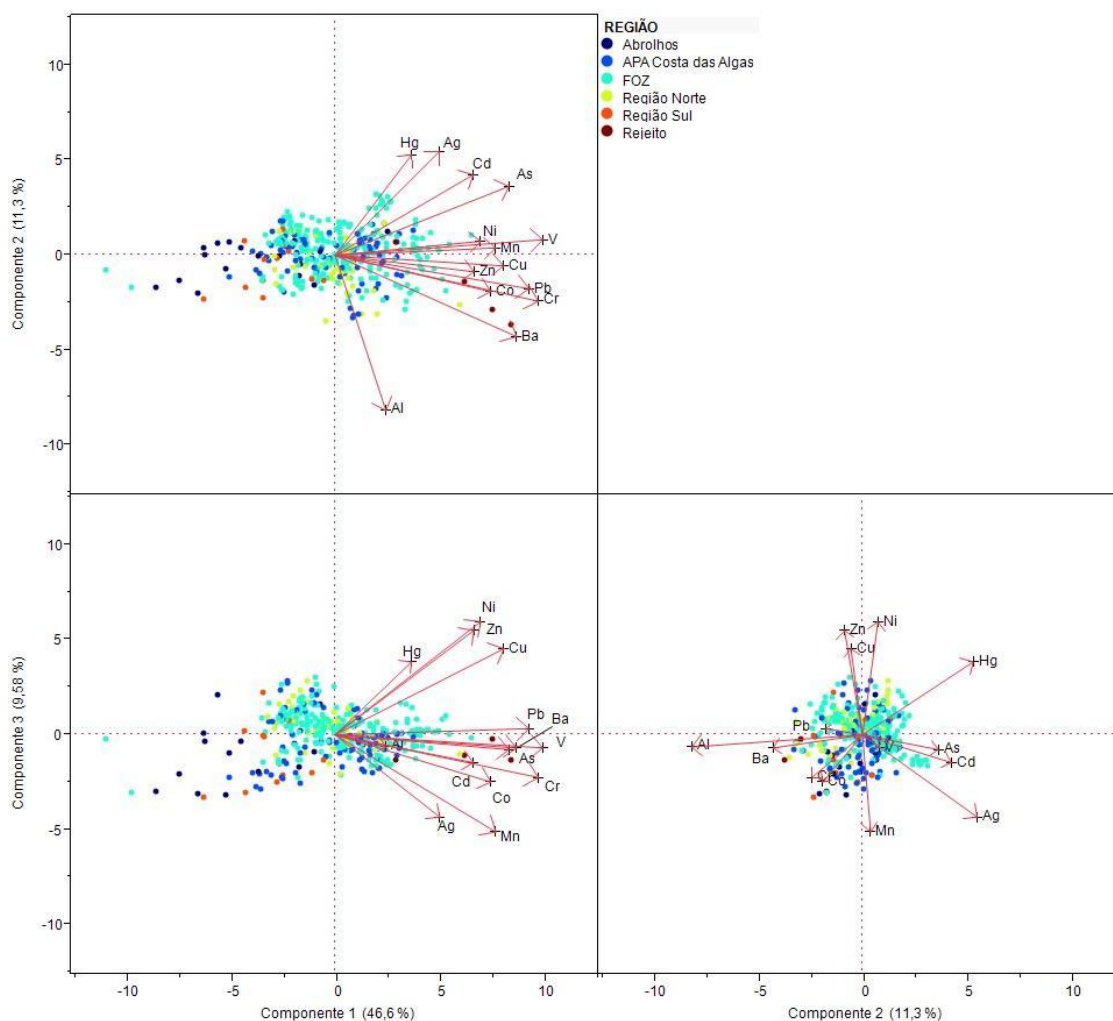


Tabela 16: Matriz de carregamento da análise de componentes principais (PCA) para as razões elemento/Fe para todas as campanhas e setores em comparação às amostras do rejeito coletado na barragem de Santarém.

| Variável | Componente 1 | Componente 2 | Componente 3 |
|----------|--------------|--------------|--------------|
| V        | 0,91         | 0,07         | -0,06        |
| Co       | 0,68         | -0,17        | -0,22        |
| Ni       | 0,63         | 0,07         | 0,54         |
| Cu       | 0,74         | -0,05        | 0,41         |
| As       | 0,76         | 0,33         | -0,07        |
| Ag       | 0,46         | 0,50         | -0,39        |
| Cd       | 0,60         | 0,39         | -0,13        |

| Variável | Componente 1 | Componente 2 | Componente 3 |
|----------|--------------|--------------|--------------|
| Ba       | 0,79         | -0,39        | -0,06        |
| Pb       | 0,85         | -0,16        | 0,03         |
| Cr       | 0,89         | -0,22        | -0,20        |
| Al       | 0,22         | -0,75        | -0,06        |
| Mn       | 0,70         | 0,03         | -0,47        |
| Zn       | 0,60         | -0,08        | 0,50         |
| Hg       | 0,33         | 0,48         | 0,35         |

#### 2.4.2.2 Matriz água

Os itens a seguir apresentam a análise espaço-temporal para nutrientes, metais e compostos orgânicos na coluna d'água, em função da setorização estabelecida no presente estudo (Abrolhos, Norte, Foz e APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz). Com relação aos critérios de qualidade da água para nutrientes, serão discutidos somente os resultados de comparação com dados pretéritos, tendo em vista que todas as amostras avaliadas apresentaram níveis abaixo dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 1*).

#### Setor Abrolhos

##### a) Nutrientes

No decorrer do PMBA/Fest-RRDM, os nutrientes dissolvidos na coluna água do Setor Abrolhos apresentaram variabilidade em relação aos valores de referências pré e pós-Rompimento da Barragem de Fundão no âmbito da RRDM (anterior ao PMBA/Fest-RRDM), bem como em relação a sazonalidade (períodos chuvosos e secos). Para a sílica reativa dissolvida (DSi) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 1*), foram registradas as maiores concentrações do monitoramento no período seco do Ano 3 (07-21; MUC 01: DSi = 4,63  $\mu\text{M}$ ) para o Setor Abrolhos, incluindo em relação aos períodos pré-Rompimento da Barragem e ao pós-Rompimento da Barragem antes do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 1*). Este nutriente foi significativamente diferente (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ) entre os períodos secos do Ano 1 e do Ano 3, com medianas de 0,04  $\mu\text{M}$  e 3,06  $\mu\text{M}$ , respectivamente. Este incremento em silício dissolvido não corresponde a atuação de forçantes físico-químicas que poderiam explicar um maior aporte de silicatos para a coluna d'água (continental e ressuspensão). Porém, houve um aumento na concentração da maioria dos nutrientes para todos os setores nesta campanha de 07-21 que pode estar ligado a ciclagem biológica destes. De maneira oposta, no período chuvoso do Ano 3 a sílica reativa dissolvida foi significativamente menor do que o Ano 1 e o Ano 2 (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ), que também pode estar ligada a produção biológica e consumo pelos



organismos planctônicos, uma vez que foi observada diminuição nos demais nutrientes em 01-21 (exceto para o n-amoniaco).

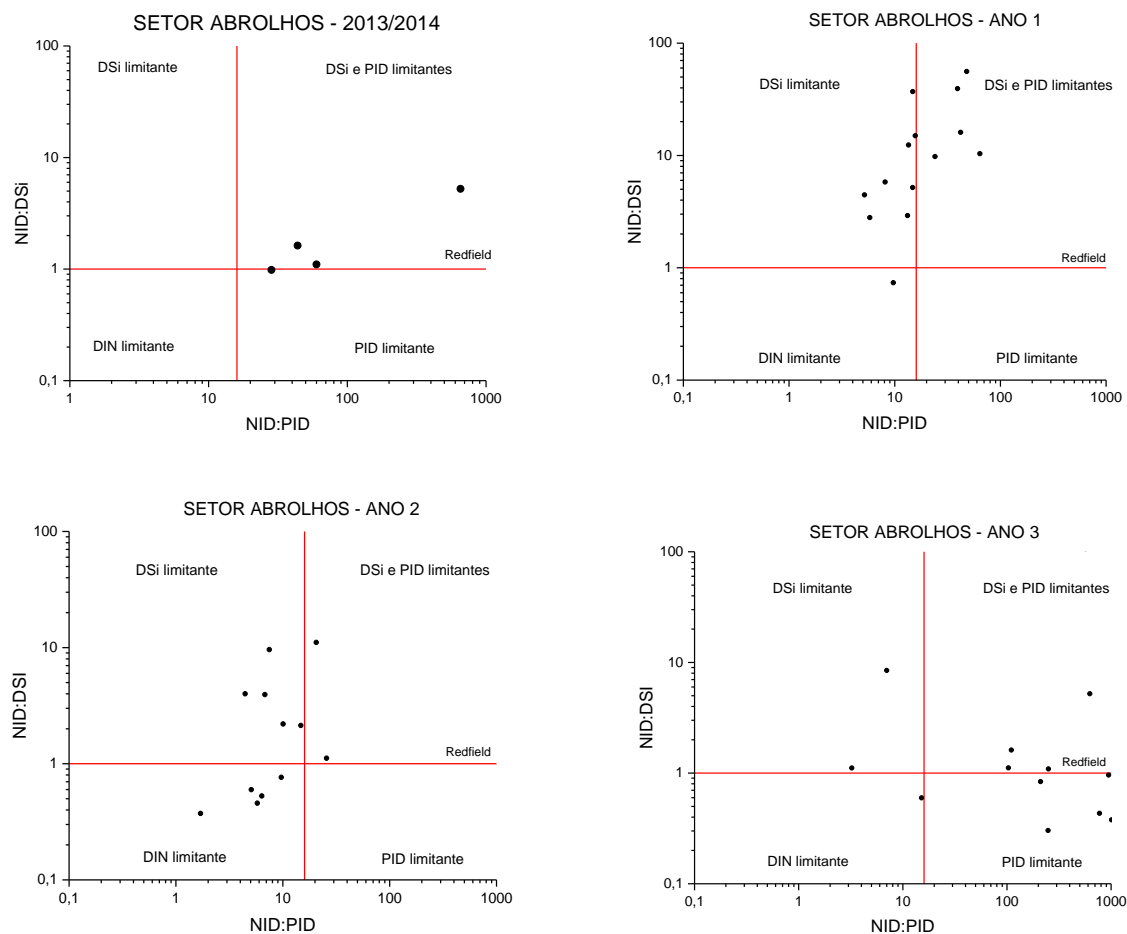
Em relação aos nutrientes nitrogenados no Setor Abrolhos, o nitrato (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 2*), que vinha apresentando valores mais baixos do que os dados pretéritos, aumentou no período seco do Ano 3 (07-21), com valores acima do observado nos meses de 07-13 e 01-16 pré e pós-Rompimento da Barragem. Entretanto, não houve diferença significativa entre as medianas do nitrato no período seco do Ano 1 (04-19) e do Ano 3 (07-21) (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ). Este aumento nas concentrações do nitrato também pode estar ligado a ciclagem biológica, uma vez que não houve variação significativa nas forçantes físicas neste mês. Em contrapartida, o nitrato esteve pouco concentrado em todos os períodos chuvosos monitorados, mas foi possível observar diferença estatística entre o Ano 1 (11-18) e os Anos 2 (01-20) e 3 (01-21) (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ). O nitrato, por sua vez, apresentou concentrações maiores ou iguais aos dados pré-Rompimento da Barragem (04-14) ao longo do PMBA/Fest-RRDM, exceto em 01-21, quando os valores estiveram abaixo do limite de detecção pela primeira vez. Porém, os valores de nitrato estão bem abaixo dos observados pós-Rompimento da Barragem antes do PMBA/Fest-RRDM. As concentrações são significativamente diferentes entre os três períodos chuvosos monitorados (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ), cuja a maior mediana corresponde a campanha de 11-18 do Ano 1 ( $\text{NO}_3^- = 1,42 \mu\text{M}$ ). Não houve diferença estatística para este nutriente no período seco no Setor Abrolhos. O n-amoniaco ( $\text{NH}_3^+$  e  $\text{NH}_4^+$ ) foi o mais relevante entre os nutrientes nitrogenados em termos comparativos aos dados pretéritos, com valores maiores ou iguais aos limites de referência pré e pós-Rompimento da Barragem (anterior ao PMBA/Fest-RRDM) para todos os meses monitorados no decorrer dos 3 anos no Setor Abrolhos. Entretanto, houve diferença significativa entre estes meses, tanto no período chuvoso (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ), com medianas de n-amoniaco de  $0,61 \mu\text{M}$ ,  $0,34 \mu\text{M}$  e  $1,11 \mu\text{M}$ , respectivamente a cada ano, quanto no período seco (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ), com medianas de  $1,53 \mu\text{M}$  (04-19) e  $0,52 \mu\text{M}$  (04-21) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 5*). Ressalta-se que a maior concentração de n-amoniaco ocorreu na campanha de 04-19 ( $6,5 \mu\text{M}$ ), no período seco, após ocorrência da tempestade tropical IBA, que provocou a ressuspensão do sedimento, garantindo uma produção regenerada marcada por este nutriente. Foram observadas as maiores concentrações de nitrogênio total (NT, *Material Suplementar A3MHS2, Figura 6*) do PMBA/Fest-RRDM no período seco do Ano 3 (07-21), sendo que a maior fração é de nitrogênio orgânico, o que sugere uma alta produtividade biológica neste período para o Setor Abrolhos.

A análise do ortofosfato no Setor Abrolhos destaca uma redução deste nutriente no Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 4*). De acordo com os dados pretéritos indicados na Figura 83 (2013/2014), o fósforo é um nutriente limitante na plataforma continental leste brasileira juntamente com a sílica reativa dissolvida (DSi) (Figueiredo et al., 2016). Porém, no Ano 1 e no Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM, o ortofosfato não teve uma limitação importante quando comparado a DSi e ao nitrogênio (nas formas de nitrogênio inorgânico dissolvido – DIN) (Figura 83). Já no Ano 3, o ortofosfato menos concentrado gera um desequilíbrio que pode limitar o crescimento fitoplanktônico. O fósforo total (PT, *Material Suplementar A3MHS2, Figura 7*) reduziu significativamente em 01-21 em relação aos

períodos chuvosos do Ano 1 e 2. Houve um aumento no PT no período seco do Ano 3 (07-21), porém se manteve em níveis mais baixos que o mesmo período do Ano 1.

Além de auxiliar na interpretação biológica do ecossistema, as análises de nutrientes também visam identificar o potencial de eutrofização do meio (ICEP, BILLEN E GARNIER, 2007) com base nas descargas continentais de sílica, nitrogênio e fósforo. Este potencial não indica somente eutrofização via enriquecimento de nutrientes, mas também pelo desequilíbrio no suprimento continental de fósforo e nitrogênio em relação a sílica. Os nutrientes fornecidos na proporção de Redfield (N:P:Si = 16:1:16) estimulam uma cadeia trófica saudável, que depende da produção primária nova ligada ao suprimento equilibrado de sílica e crescimento de diatomáceas e demais silicoflagelados. O ICEP (Tabela 1) foi positivo em todas as amostras no Ano 3, com valores superiores a 16, indicando limitação em fósforo e maior suprimento de nitrogênio em relação a sílica no Setor Abrolhos. Houve o predomínio de fósforo total sobre a sílica nos Anos 1 e 2. Sendo assim, em termos temporais, os anos 1 e 2 (incremento em P) foram semelhantes entre si e diferentes do Ano 3 (incremento em N), embora todos tenham o ICEP positivo, ou seja, o aporte maior de N e P em relação a sílica. Pode-se dizer, com base nesta abordagem, que a condição está mais próxima ao pré-Rompimento da Barragem no Ano 3 para Abrolhos, o que não indica necessariamente uma melhora ambiental tendo em vista a limitação em DSi e P essenciais para o equilíbrio trófico. Se esta condição persistir, o maior aporte de nitrogênio em detrimento do fósforo e da sílica pode afetar a produção primária nova garantida pelas diatomáceas e favorecer a proliferação de algas não silicosas, sustentadas por produção regenerada (BILLEN E GARNIER, 2007).

Figura 83: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício dissolvido (DSi) no Setor Abrolhos pré e pós Rompimento da Barragem de Fundão. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield (N:P:Si = 16:1:16).

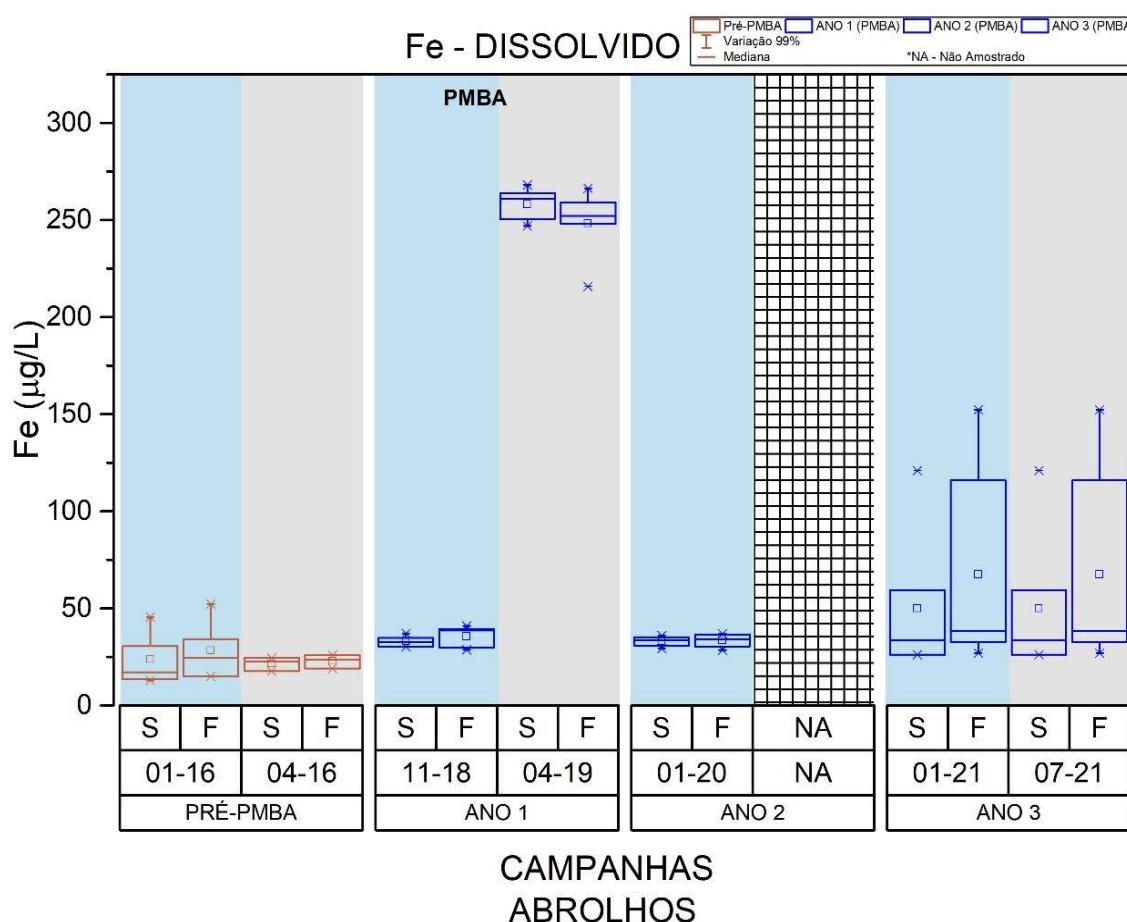


**b) Metais**

➤ *Água Dissolvida*

Em relação aos elementos na fração dissolvida durante o PMBA/Fest-RRDM na região de Abrolhos, destaca-se maiores concentrações dos elementos Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e V durante o período de seca na campanha 04-19 (distribuição das concentrações de Fe; Figura 84). Contudo, comparando as campanhas dos períodos chuvosos entre os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM, as concentrações dos elementos Ni, As, Ba, Pb e Cr apresentaram um aumento crescente, com maiores níveis no Ano 3. Comparações entre os períodos secos do PMBA/Fest-RRDM não foi possível devido à falta de resultados até o presente relatório.

Figura 84: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro dissolvido no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➤ *Água Total*

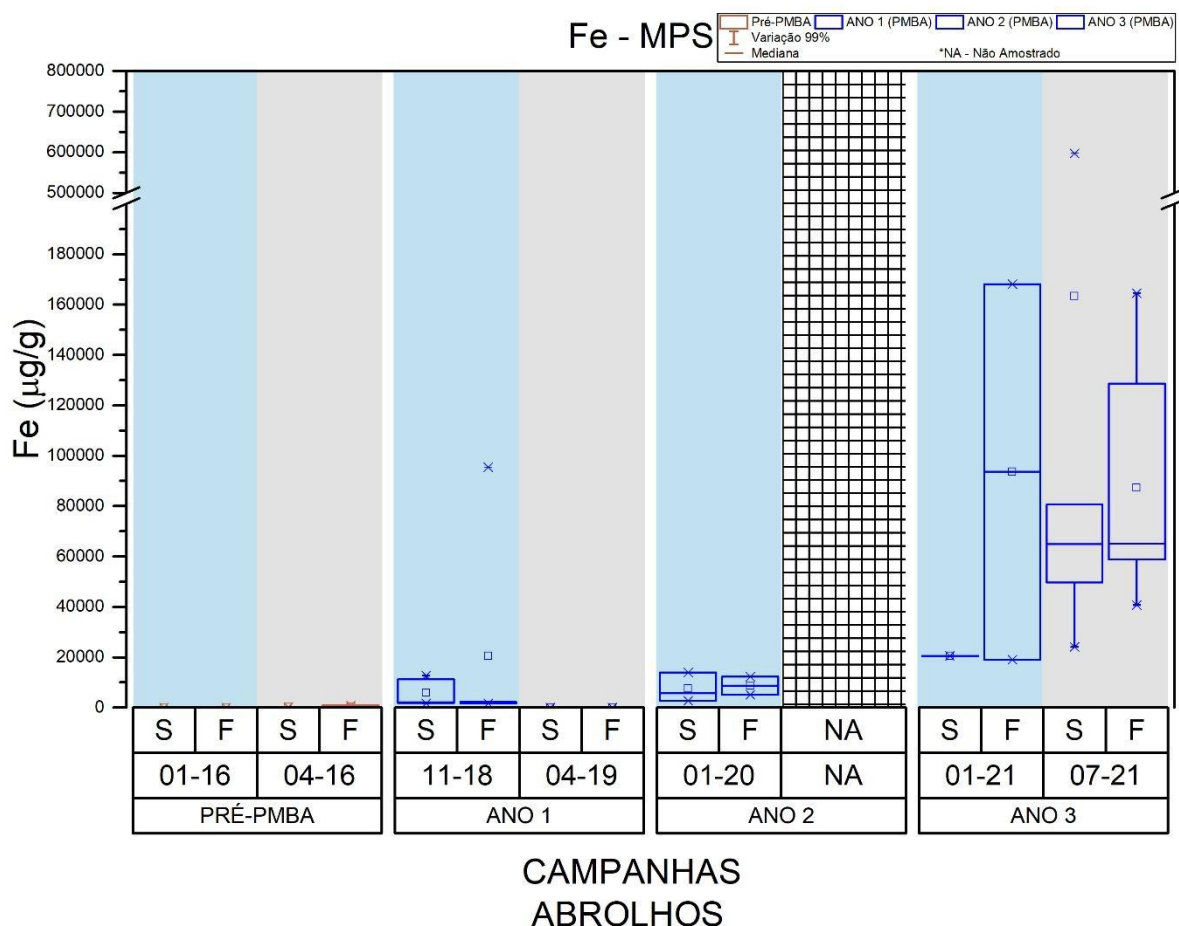
Em termos de concentrações dos elementos nas frações de água total, os elementos Ag, Co, Pb e V (*Material Suplementar A3MHS3; Tabela 4*) apresentaram concentrações mais elevadas durante as campanhas de 11-18 do Ano 1. Já no caso dos elementos Ba, Fe, Mn e Ni, as concentrações

aumentaram durante a campanha de 04-19, no período considerado seco. Fe apresentou um decréscimo em sua concentração da fração total entre os períodos chuvosos (Ano 1, 2 e 3). Já para as concentrações de Ni, As, Ba e Mn, foi observado um aumento entre esses períodos, com maiores concentrações no Ano 3. Al apresentou diferença de suas concentrações de água total entre o Ano 1 e os anos subsequentes realizadas no setor Abrolhos.

➤ *Elementos associados ao MPS*

Em relação aos elementos associados ao material particulado em suspensão, Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V e Zn apresentaram maiores concentrações no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, refletindo períodos considerados chuvosos (Figura 85). Já os elementos Al, Ba, Cr, Fe e V também apresentam maiores concentrações durante o período seco do Ano 3 em comparação com anos anteriores.

Figura 85: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro associado ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



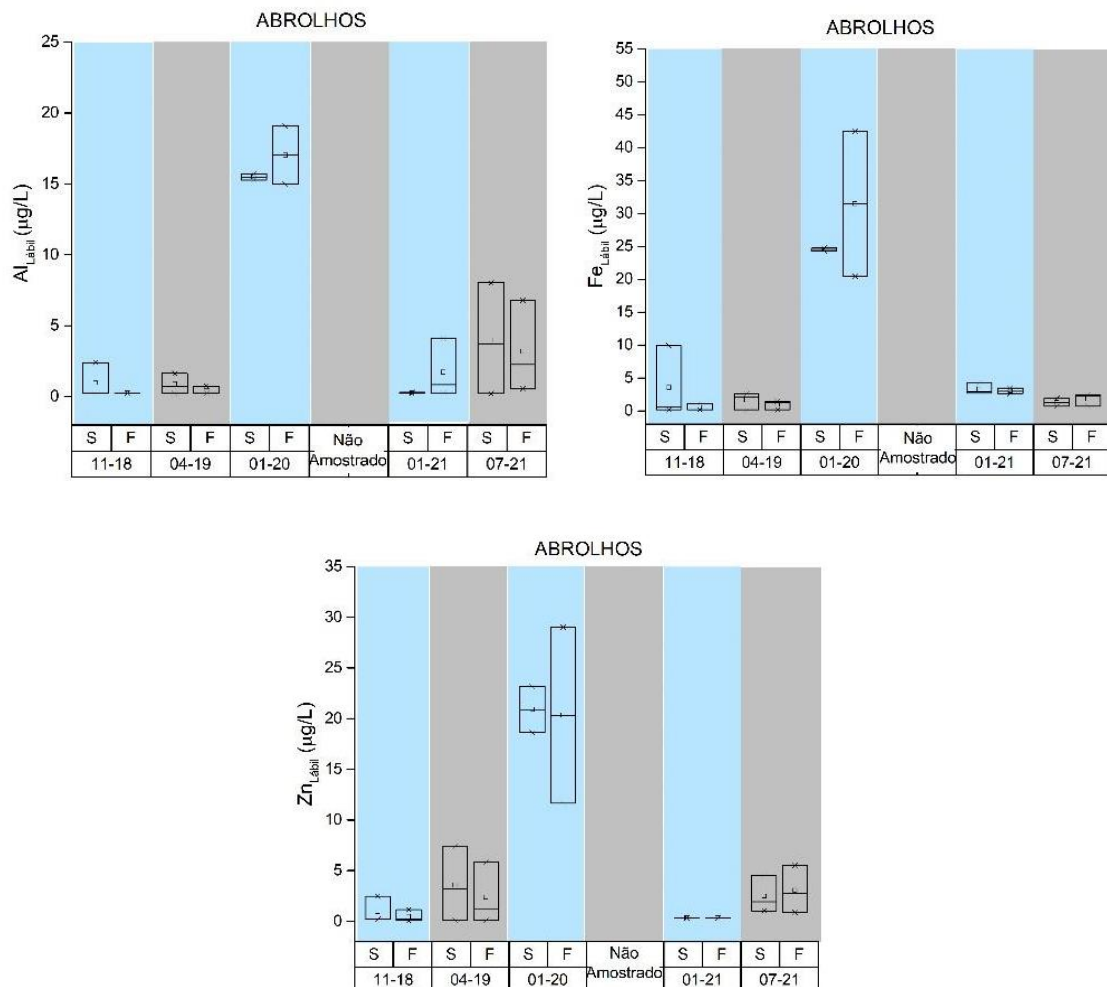
➤ *Lábeis*

No Setor Abrolhos as concentrações lábeis médias ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) determinadas no período seco do Ano 3 (07-21) foram:  $\text{Fe}_{\text{lável}} = 2,32 \pm 0,75$ ,  $\text{Al}_{\text{lável}} = 1,40 \pm 2,21$  e  $\text{Zn}_{\text{lável}} = 2,47 \pm 2,18$ . No Ano 1 (04-19) as concentrações médias registradas foram:  $\text{Fe}_{\text{lável}} = 1,31 \pm 1,01$ ,  $\text{Al}_{\text{lável}} = 0,60 \pm 0,70$  e  $\text{Zn}_{\text{lável}} = 2,97 \pm 3,09 \mu\text{g L}^{-1}$ . Os valores médios das concentrações lábeis determinados para Ano 3 foram similares ao Ano 1 (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). Além disso, ocorreu a detecção de  $\text{Ni}_{\text{lável}}$  em concentração média de  $0,93 \pm 0,18 \mu\text{g L}^{-1}$  (*Material Suplementar A3MHS3; Tabela 2 e Tabela 3*).

Considerando o período chuvoso das campanhas 11-18; 01-20 e 01-21, verifica-se que no Ano 2 as concentrações lábeis médias de Fe, Al e Zn foram as maiores registradas para os três elementos nesse setor pelo monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Não foram verificadas variações significativas entre as campanhas 11-18 e 01-20 (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). Por outro lado, na campanha 01-20 as concentrações lábeis atingiram valores máximos de 42,4; 29,0 e 19,1  $\mu\text{g L}^{-1}$  para  $\text{Fe}_{\text{lável}}$ ,  $\text{Zn}_{\text{lável}}$  e  $\text{Al}_{\text{lável}}$ , respectivamente (Figura 86; *Material Suplementar A3MHS3; Tabela 2*). Adicionalmente  $\text{Ni}_{\text{lável}}$  ( $1,26 \pm 0,36 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e  $\text{Mn}_{\text{lável}}$  ( $1,63 \pm 0,44 \mu\text{g L}^{-1}$ ) também foram detectados, os quais, no Ano 1, tinham ficado abaixo dos limites de detecção. Os valores de concentração lábil mais elevada coincidem com o período de maior cheia do Rio Doce (Figura 86).



Figura 86: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de  $Fe_{Lábil}$ ,  $Al_{Lábil}$  e  $Zn_{Lábil}$  em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 - 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

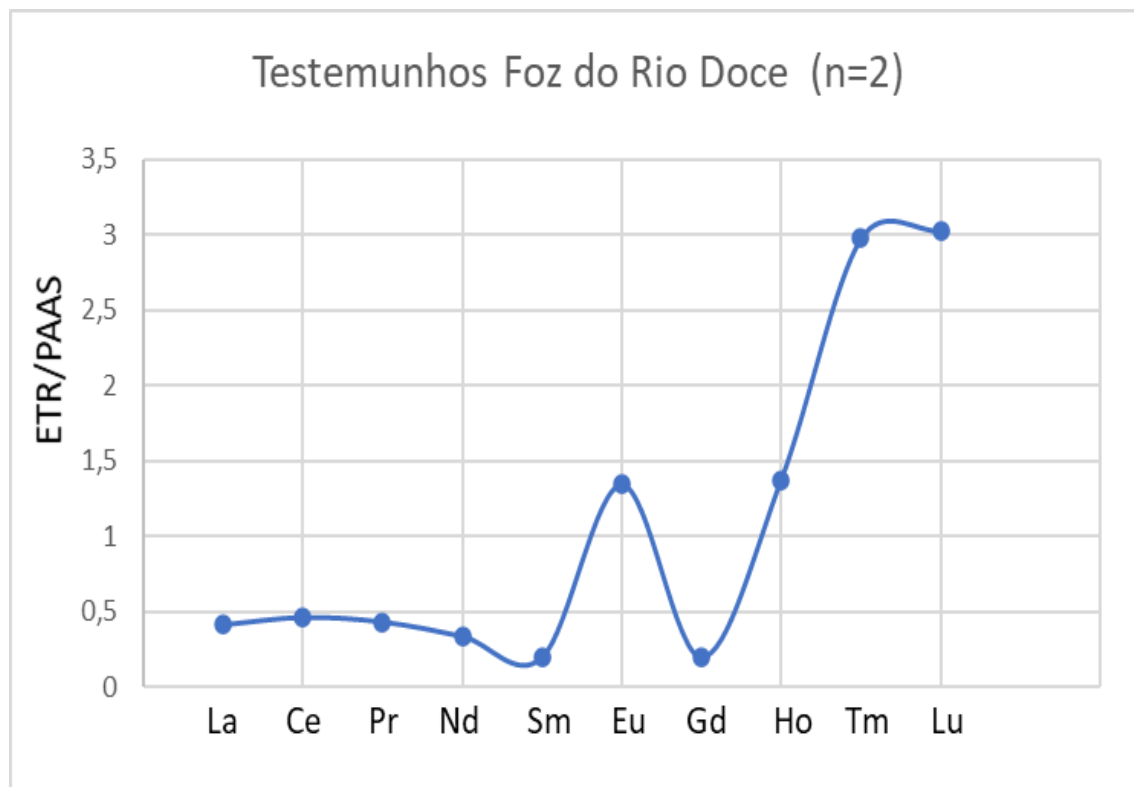


### ➤ Elementos Terras Raras no MPS

Com o intuito de traçar a presença do rejeito na região costeira monitorada a partir da assinatura dos elementos terras raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS), serão considerados como valores de background a análise dos ETR em amostras basais de testemunhos de cerca de 3m coletados na plataforma continental do Rio Doce (isóbata de 30 m) pré-Rompimento da Barragem, sendo um ao norte e um ao sul da desembocadura do rio (CAGNIN, 2018).

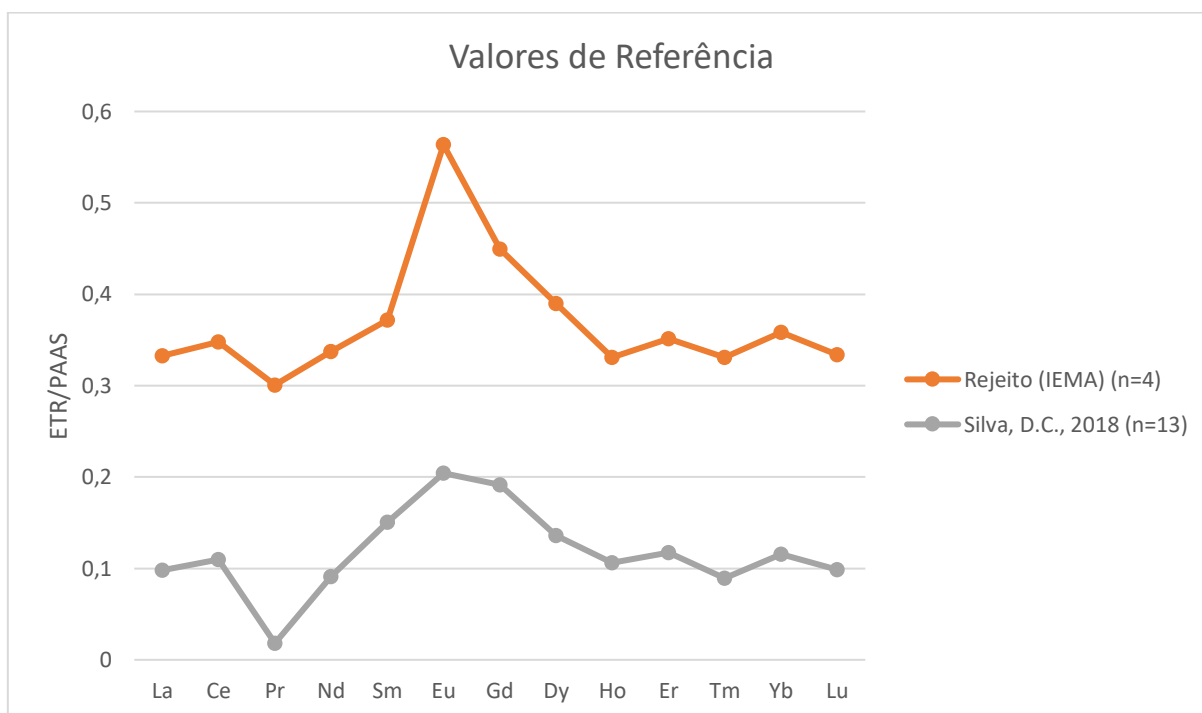
A média das assinaturas dos elementos terras raras normalizados pelo PAAS nos testemunhos é expressa na Figura 87. Destacam-se anomalias positivas (>1) de Eu e dos elementos terras raras pesados (ETRP) hólmio (Ho), túlio (Tm) e lutécio (Lu). Observa-se, também, maior redução no incremento de samário (Sm) e gadolínio (Gd).

Figura 87: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas camadas de base nos testemunhos coletados na Plataforma Continental do Rio Doce (CAGNIN, 2018).



Além destes valores de referência, foram analisados o conteúdo de ETR em 4 amostras de rejeito de minério provenientes do Complexo de Germano, coletadas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente do Espírito Santo (IEMA) em janeiro de 2018 e cedidas ao PMBA/Fest-RRDM. Também serão considerados os dados pré-Rompimento da Barragem (abril de 2015) obtidos do trabalho de Silva (2018), onde foram analisados os ETR nos sedimentos dos rios do Carmo, Gualaxo e Doce. A médias das concentrações dos ETR normalizadas pelo PAAS nas quatro amostras de rejeito de minério de Fundão, bem como os dados de Silva (2018) geraram o perfil de distribuição apresentado na Figura 88.

Figura 88: Média dos Elementos Terras Raras (ETR) normalizados pelo Folhelho Australiano Pós-Arqueano (PAAS) nas amostras de rejeito do minério do Complexo de Germano (IEMA) e do sedimento dos rios do Carmo, Gualaxo e Doce (SILVA, 2018).



As principais características observadas na análise dos ETR/PAAS no rejeito de minério de Fundão e do sedimento dos afluentes e da bacia do Rio Doce (SILVA, 2018) são o incremento de Eu e Gd, e a discreta diminuição de Pr, Ho, Tm e Lu. Todos os valores representam anomalias negativas em relação ao folhelho ( $<1$ ). Com a inserção dos dados pré-Rompimento da Barragem de Silva (2018) nesta análise comparativa, observa-se, de forma inédita, que a assinatura é coerente a do rejeito de Fundão, sugerindo uma disponibilização gradual destes metais via mineração para a bacia de drenagem do Rio Doce ao longo dos anos de exploração. O rejeito de Fundão se apresenta mais concentrado do que o sedimento da bacia do Rio Doce (SILVA, 2018), ressaltando que o que ocorre de forma mais dispersa no meio natural é resultado da exploração mineral. Esta influência é sugerida por diversos autores que certificaram o impacto da mineração no sistema hídrico do Quadrilátero Ferrífero (ANDRADE et al., 2012; BORBA et al., 2003; BUNDSCHUH et al., 2012; DESCHAMPS et al., 2002; MELLO et al., 2006; REZENDE et al., 2015), com reflexos na plataforma continental marinha adjacente ao Rio Doce (CAGNIN et al., 2017). O comportamento dos ETR no rejeito de Fundão e no sedimento da bacia do Rio Doce (SILVA, 2018) apresentam diversas contradições em relação ao background observado nos testemunhos da plataforma continental do Rio Doce, desde o fracionamento até as concentrações observadas. Sendo assim, é possível sugerir, indiretamente, a presença do rejeito de minério da Barragem de Fundão nas matrizes ambientais monitoradas neste estudo (MPS e sedimento) através da assinatura geoquímica dos elementos terras raras, quando estas forem diferentes do background da plataforma continental (Figura 87) e semelhantes aos valores de referência da, mesmo que possa não

corresponder exclusivamente ao rejeito de minério de Fundão. Devido a este novo valor norteador adotado, será feita uma revisão geral dos dados dos elementos terras raras no PMBA/Fest-RRDM neste relatório.

A fim de sintetizar esta abordagem, serão apresentados apenas os gráficos com amostras que indiquem a possível presença do rejeito de minério de Fundão via assinatura dos ETR na região costeira. Embora estas figuras sejam compostas pela média das amostras compatíveis com fontes oriundas da mineração, todas as estações amostrais do PMBA/Fest-RRDM foram avaliadas individualmente para triar estes resultados.

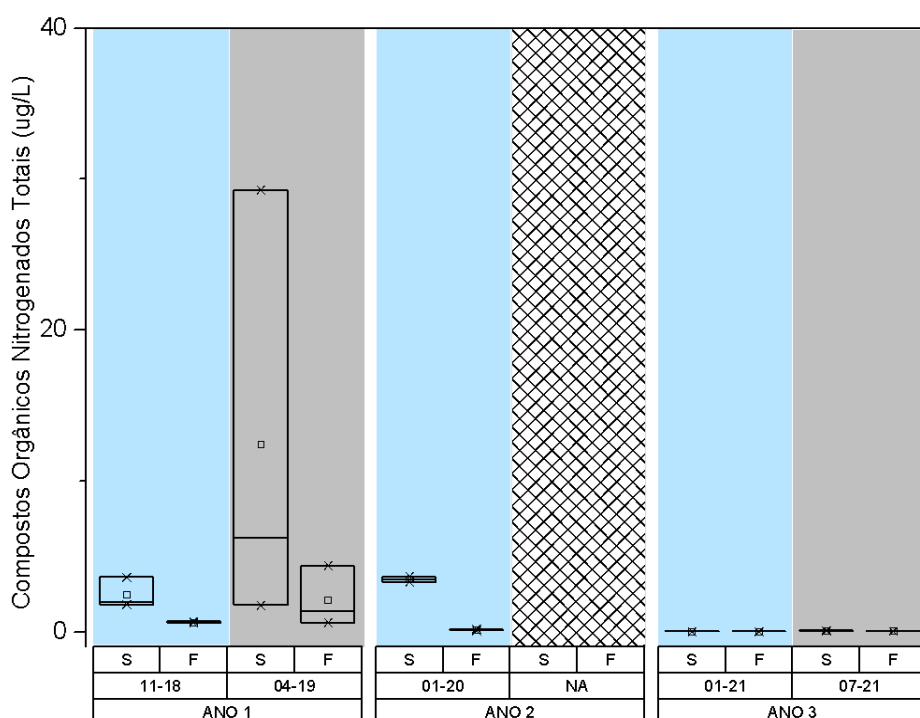
Para o Setor Abrolhos, aqui referido, não foi observada assinatura compatível com fontes de mineração no material particulado em suspensão (MPS) até o momento.

### c) Compostos Orgânicos

#### ➤ Aminas

Para o setor referente a área de Abrolhos, as concentrações observadas de compostos orgânicos nitrogenados totais durante o Ano 3, tanto para o período chuvoso quanto seco, apresentaram os valores mínimos registrados durante todo o monitoramento. As máximas concentrações foram detectadas durante o período seco deste ano, com valores de 0,10 µg/L nas amostras de água superficial e 0,04 µg/L para as amostras de fundo (Figura 89).

Figura 89: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco

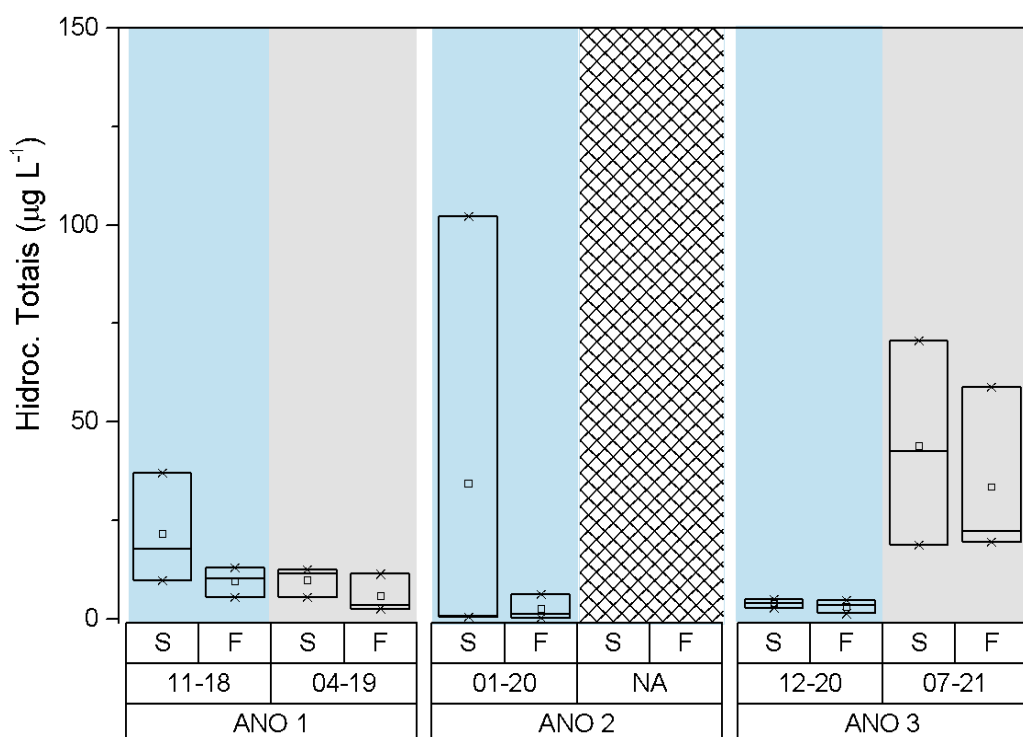


Como já descrito no último relatório de acompanhamento semestral (RSE2021), estes valores de concentração, evidenciam uma tendência de diminuição destes compostos nesse setor. Durante o Ano 1 os maiores registros foram durante a campanha 04-19, concomitante ao aumento de vazão do Rio Doce que elevaram, supostamente por ação hidrodinâmica de ressuspensão, as concentrações para o máximo de 29,26  $\mu\text{g/L}$ . Durante o Ano 2, por não ter ocorrido coletas durante o período seco, descrevemos apenas os resultados para o período chuvoso, em que as médias de concentração foram similares ao mesmo período no Ano 1. No Ano 3, em que pese mesmo para as amostras coletadas em períodos concomitantes a eventos de aumento de vazão, ou relacionados ao período chuvoso, o que se observa é uma tendência de diminuição dos níveis de concentração destes contaminantes. Tal redução pode ser relacionada a um possível efeito de diluição na dispersão de material advindo do Rio Doce em períodos de maior vazão ou de maior pluviosidade, ou ainda decorrente da atenuação da fonte estoque de aporte destes contaminantes provenientes do Rio Doce e da plataforma adjacente atingida pelo rompimento da barragem.

#### ➤ Hidrocarbonetos Alifáticos

Os valores de concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais em amostras de água coletadas no setor de Abrolhos estão ilustrados na Figura 90. As concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais no setor de Abrolhos apresentaram um perfil de distribuição, durante o período chuvoso do Ano 3, com uma tendência de diminuição em relação aos mesmos períodos dos anos anteriores de monitoramento.

Figura 90: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco

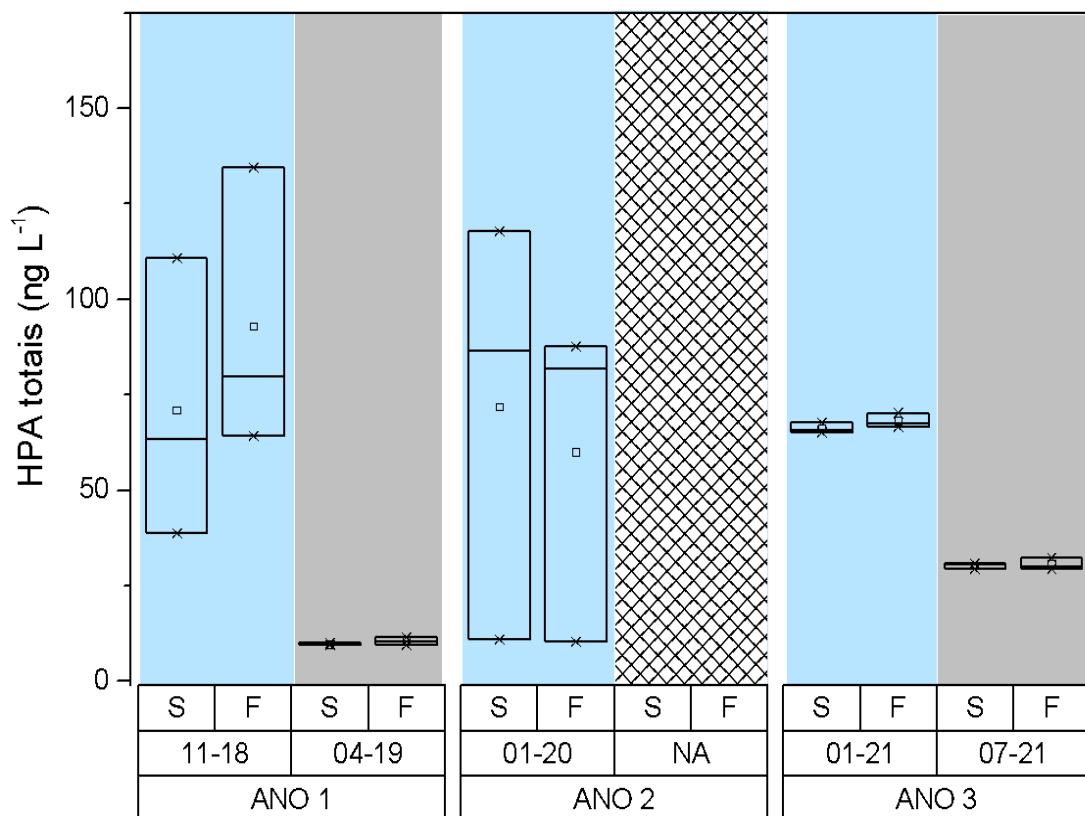


A concentração média determinada durante este período foi de 2,81 µg/L (superfície) e de 1,29 µg/L (fundo), com concentrações variando entre 0,23 e 6,07 µg/L, ou seja, médias inferiores às observadas durante o Ano 1 (17,85 µg/L – superfície e 10,19 µg/L - fundo) e muito inferiores às registradas no Ano 2. Durante esta campanha (Ano 2) observou-se uma elevação no nível médio de concentração referente a estação amostral ABR 01, que apresentou uma concentração atípica de 102,10 µg/L, classificando-se como um *outlier* para o perfil de concentração deste setor, considerada como uma região pristina. Quanto ao período seco, as concentrações registradas no Ano 3 foram muito superiores aos períodos secos anteriores. As máximas observadas foram de 70,52 µg/L (superfície) e 58,90 µg/L (fundo).

➤ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

As concentrações de HPAs totais (16 prioritários) estão apresentadas na Figura 91. Em relação aos períodos chuvosos, as concentrações detectadas durante o Ano 3, apresentaram médias similares aos Anos 1 e 2, porém sem muita dispersão dos níveis de concentração. Os valores apresentaram-se na faixa entre 65,02 e 67,71 ng/L (superfície) e entre 66,56 e 70,22 ng/L (fundo).

Figura 91: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PM PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



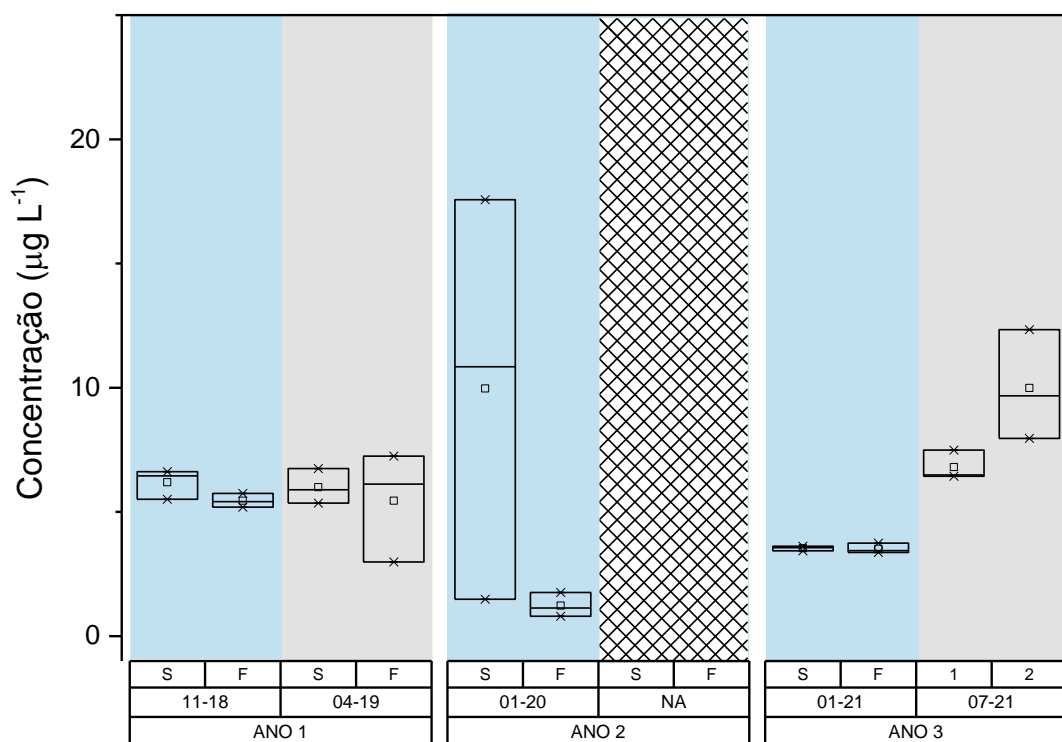


Durante o período chuvoso do Ano 1 (11-18), a maior média registrada foi de 81,88 ng/L, e variações com mínimo de 38,64 ng/L e máximo de 134,57 ng/L. Já para o Ano 2, durante também o período chuvoso, a concentração média de HPAs totais foi de  $92,44 \pm 13,41$  ng/L, com mínima de 81,68 ng/L e máxima de 117,80 ng/L. Para o Ano 3, as concentrações de HPA apresentaram valores superiores aos observados durante o Ano 1 (máximo de 32,23 ng/L). Dessa forma ainda, como relatado no RA2020, observa-se que o regime de chuvas é um fator importante da remobilização de HPAs para esta região, seja via deposição atmosférica por precipitação ou por meio de material terrígeno como sugerem as concentrações de HPAs totais registradas na estação amostral de Mucuri (96,57 ng/L e 84,31 ng/L em amostras superficiais e de fundo, respectivamente).

### ➤ Esteróis

As concentrações de esteróis totais das amostras de água do setor de Abrolhos são apresentadas na Figura 92. Para o período chuvoso do Ano 3, os níveis de concentração para a maioria das amostras apresentaram valores muito similares ao que foi observado principalmente durante o Ano 1, tanto para o período seco quanto chuvoso, porém inferiores aos níveis referentes ao período chuvoso do Ano 2.

Figura 92: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

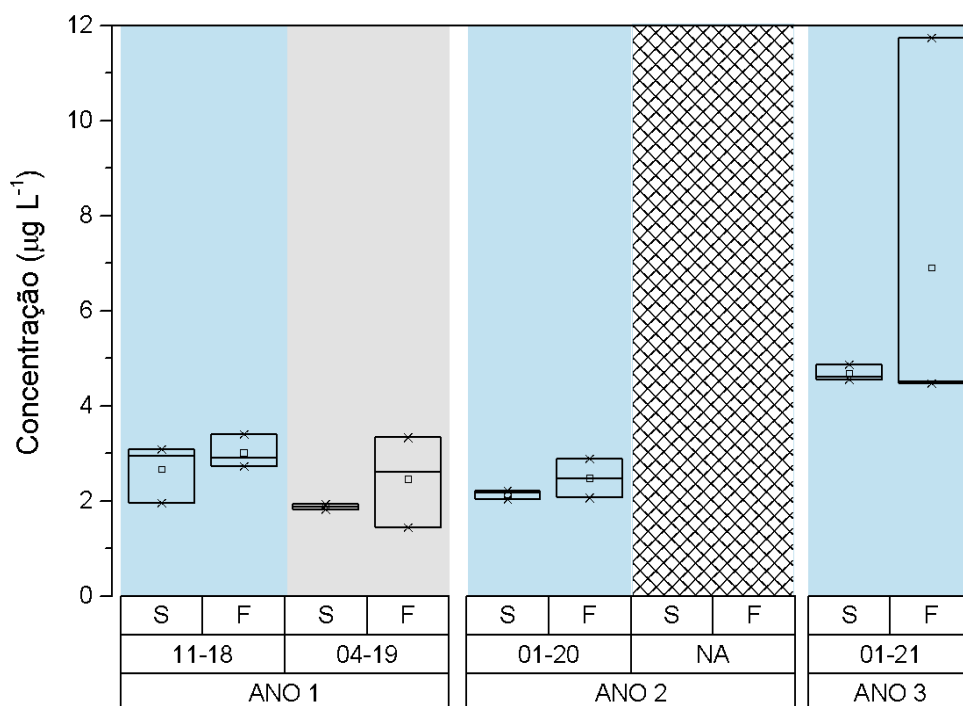


No Ano 1, a máxima identificada foi de 7,25  $\mu\text{g/L}$ , sendo a média entre todas as campanhas de 5,78  $\mu\text{g/L}$ . Já no Ano 2, com exceção dos pontos ABR 01 e MUC 01, incluídos na última malha amostral, os valores registrados ficaram na faixa de concentração entre 0,80  $\mu\text{g/L}$  e 1,75  $\mu\text{g/L}$ . As exceções que elevaram os valores médios foram 10,85  $\mu\text{g/L}$  e 17,57  $\mu\text{g/L}$ , para amostras superficiais das estações de Mucuri e Abrolhos, respectivamente. Durante o Ano 3 (período chuvoso) os níveis de concentração foram mais homogêneos e apresentaram-se na faixa entre 3,37 e 3,74  $\mu\text{g/L}$ . Já para o período seco deste Ano, as concentrações foram no mínimo 3x superiores, variando de 6,43  $\mu\text{g/L}$  (07-21) a 12,33  $\mu\text{g/L}$  (07-21). Não se observou no período chuvoso do Ano 3 uma grande influência do aporte terrígeno continental como ocorrido no período seco do Ano 3, em que a presença de b-sitosterol (máximo de 2,23  $\mu\text{g/L}$ ) elevou a concentração de esteróis totais. Como já discutido, este esteroide é característico de plantas vasculares terrestres, inferindo assim a importância da contribuição de MO continental no aporte de esteróis para a coluna d'água, corroborando com o período de chuva registrado à época que aumenta o transporte de material continente-oceano (SOJINU, 2012; VOLKMAN, 1998).

➤ *Ácidos Graxos*

No setor Abrolhos, os valores detectados de ácidos graxos totais (AGt) durante o Ano 3 (período chuvoso), as concentrações apresentaram um perfil de aumento em relação aos períodos dos anos anteriores. As concentrações variaram de 4,46 a 11,73  $\mu\text{g/L}$  (Figura 93). No Ano 2, os níveis foram muito similares aos observados durante o Ano 1, que variaram à época de 1,44 a 3,39  $\mu\text{g/L}$ . Assim como verificado durante o Ano 2, no Ano 3 o valor máximo detectado também foi referente a amostra coletada no ponto amostral de Mucuri (11,74  $\mu\text{g/L}$ ).

Figura 93: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



Nos demais pontos deste setor, as concentrações de AGt foram similares, e ainda que superiores aos demais períodos chuvosos de coleta, não são evidenciadas variações temporais significativas de AGt neste setor, que fossem em decorrência de forçantes meteoceanográficas. Entretanto, esta elevação dos níveis totais de AG, registrado durante o Ano 3, pode ser resultante de um aumento da produtividade primária, seja através de macroalgas, fitoplâncton ou ainda de invertebrados marinhos como o zooplâncton (HAMA; HANDA, 1992). Assim, discutindo-se a partir da composição de AG, a presença dominante de AG de cadeia curta ( $C < 22$ ) e ácidos C16 e C18, além dos ácidos insaturados C16:1 e C18:1, relacionados à matéria orgânica autóctone como principal fonte e de diatomáceas, cocolitoforídeos, cianofíceas e zooplâncton, sugerem um aumento de produtividade primária (CANUEL, 2001; DEMERIEL, 2016; HARVEY, 1994; KILLOPS; KILLOPS, 2005).

Nesta perspectiva, estes incrementos nos níveis de AGt referentes a presença em especial dos compostos citados, verifica-se que as condições oceanográficas e meteorológicas interferem num maior aporte de nutrientes, aumentando a produtividade primária e posteriormente no aumento da concentração de AG.

➤ *POPs - PCBs e POCs*

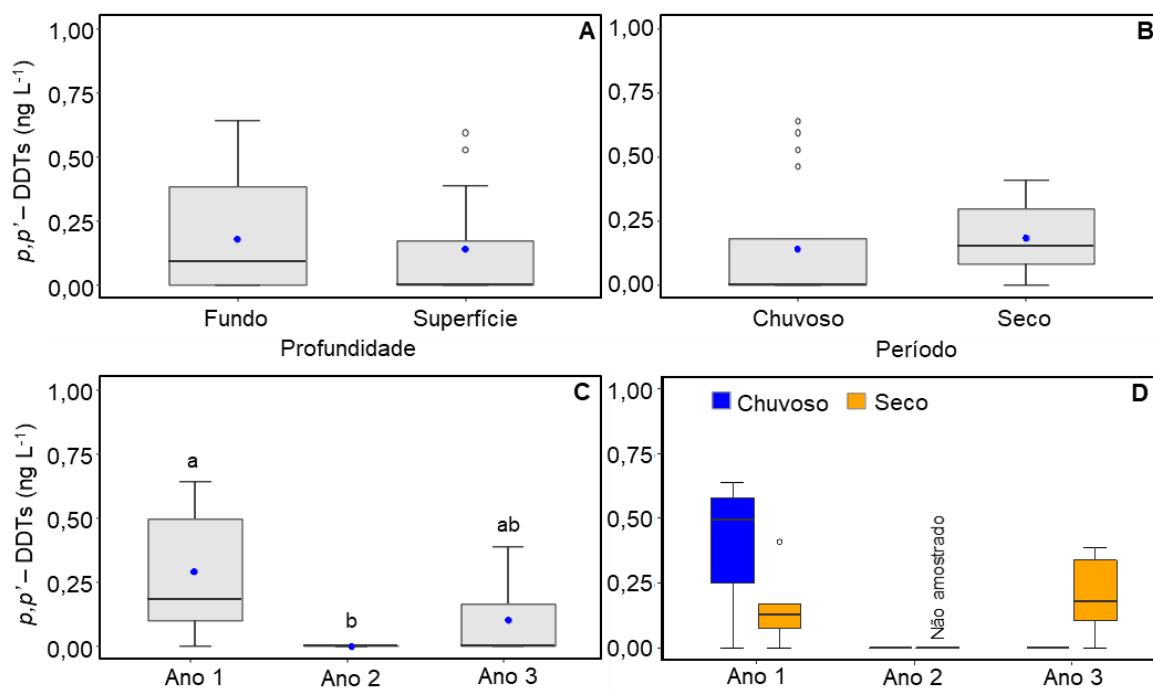
No grupo dos poluentes orgânicos persistentes (POPs) estão as bifenilas policloradas (PCBs), utilizadas principalmente em aplicações industriais (por exemplo, capacitores, transformadores, ferramentas hidráulicas, líquidos de troca de calor, lubrificantes), e os pesticidas organoclorados (POCs), utilizados no controle de pragas em atividades agrícolas e no combate a vetores de doenças, como a malária e a febre amarela (RITTER et al., 1995; BIGUS et al., 2014). Atualmente, a produção e o uso dessas substâncias estão proibidos devido aos seus diversos efeitos toxicológicos ao meio ambiente e à saúde humana (KABIR et al., 2015; YOGUI et al., 2020). Ainda assim, a elevada capacidade de persistência dos POPs permite que sejam detectados em diversos compartimentos ambientais podendo ser reemitidos através da volatilização do solo e da água ou pela remobilização de sedimentos previamente contaminados (NAM et al., 2008). Dessa forma o monitoramento de POCs e PCBs se fez necessário para a avaliação de todo e qualquer efeito do rompimento da barragem de Fundão ocorrido em 2015, não causado apenas pela toxicidade da lama, mas sim devido ao seu efeito de carrear compostos como os POPs da calha do rio e demais áreas afetaPOPdas para a região estuarina e marinha.

Somente *p,p'*-DDTs, (*p,p'*-DDT + *p,p'*-DDE + *p,p'*-DDD) foram detectados em água do Setor Abrolhos durante o Ano 3, em 30 e 50% das amostras de superfície e fundo, respectivamente (*Material Suplementar A3MHS1, Tabelas 1 e 2*). O valor máximo determinado ( $0,39 \text{ ng L}^{-1}$  – água superficial) foi inferior ao limite máximo definido em legislação nacional e NOAA (CONAMA nº 357/05; BUCHMAN, 2008). Além de *p,p'*-DDTs,  $\Sigma$ Drins (Ano 1) e  $\Sigma$  Heptacloro (Ano 2) foram detectados em anos anteriores, sempre em concentrações dentro dos limites regulamentados (RRDM 2019, RT-19B; RRDM2020, RT-36D). Não há dados sobre POPs em água na região de Abrolhos pré-rompimento ou pré-PMBA/Fest-RRDM, dessa forma os resultados seguem comparados com outros ambientes marinhos do mundo. Os valores registrados em Abrolhos são muito superiores ao encontrado em águas de áreas oceânicas

(geralmente em unidades de  $\text{pg L}^{-1}$ , LOHMANN et al., 2009; LI et al., 2020). Porém, os resultados obtidos durante os três anos de PMBA/Fest-RRDM (p. ex. média de  $p,p'$ -DDTs =  $0,18 \pm 0,22 \text{ ng L}^{-1}$ ) encontram-se abaixo da faixa de valores registrados em áreas marinhas marginais à costa (p. ex. região norte do Mar Amarelo, China;  $\sum \text{DDTs} = 0,97 - 2,96 \text{ ng L}^{-1}$ , LI et al., 2021), e são muito inferiores ao detectado em regiões mais influenciadas por atividades antrópicas, como estuários e baías (p. ex. Baía Daya, Japão, com máximos de 12,3; 229,3 e; 975,9  $\text{ng L}^{-1}$  para  $\sum \text{Heptacloro}$ ,  $\sum \text{Drins}$  (Aldrin+Dieldrin) e  $p,p'$ -DDTs, respectivamente, ZHOU et al., 2001).

Não houve diferença significativa nas concentrações de  $p,p'$ -DDTs entre as duas profundidades amostradas (Mann-Whitney,  $p = 0,66$ , Figura 94A), portanto ambas as profundidades foram analisadas em conjunto na variação temporal e entre períodos climáticos (chuvoso e seco). Considerando o conjunto total dos dados (Anos 1, 2 e 3), não houve diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso (Mann-Whitney,  $p = 0,13$ , Figura 94B), isso porque enquanto no Ano 1 havia uma tendência de maiores concentrações durante o período chuvoso,  $p,p'$ -DDTs só foram registrados novamente no período seco do Ano 3 (Figura 94C). Ainda assim, é observada uma tendência de maiores concentrações de  $p,p'$ -DDTs no Ano 1. Períodos de inversão dos padrões de circulação na plataforma continental podem contribuir para a dispersão da pluma do Rio Doce para regiões ao norte da foz (FRANCINI-FILHO et al., 2019; COIMBRA et al., 2020), inclusive o sinal do rejeito proveniente da barragem de Fundão e/ ou elementos associados ao rejeito já foram registrados nos sedimentos do Setor Abrolhos (RRDM 2020, RT-36D). No entanto, a variação da vazão do Rio Doce não parece influenciar na variação de  $p,p'$ -DDTs em água do Setor Abrolhos. Além disso, outros fatores locais como a presença da Corrente do Brasil que se move em direção ao sul (COIMBRA et al., 2020), pode contribuir para o transporte de contaminantes das regiões costeiras do norte de Abrolhos para esta região.

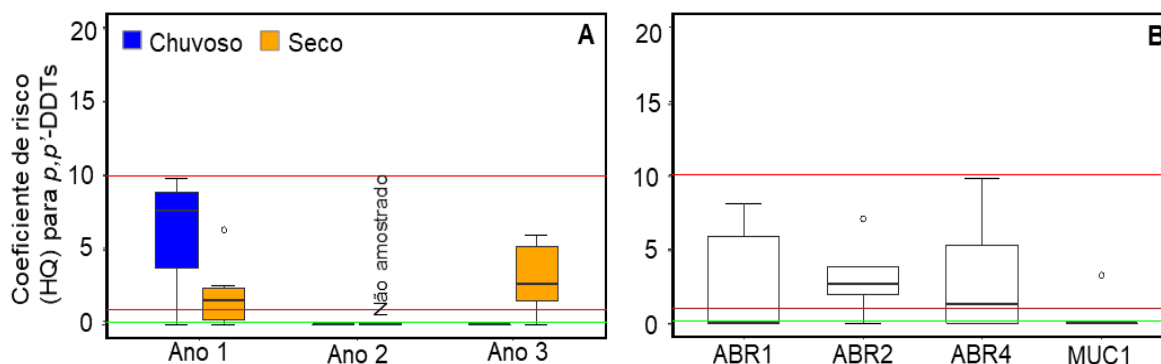
Figura 94: Concentração de  $p,p'$ -DDTs para amostras de água coletadas no Setor Abrolhos. A = variação entre diferentes profundidades (considerando os três anos); B = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro) (considerando os três anos); C = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos e profundidades); D = variação temporal e entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta. “a” e “b” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney;  $p < 0,05$ ). Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



HQ em relação a  $p,p'$ -DDT em água para o Setor Abrolhos nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $2,34 \pm 3,19$ , indicando risco moderado (quando  $1 < HQ < 10$ ; COMBI et al., 2016). Os índices HQ acompanham as tendências temporais das médias deste contaminante, sendo maiores no período chuvoso do Ano 1 e seco do Ano 3 (Figura 95A). Dentre os pontos amostrados em Abrolhos, ABR01 e ABR04 são os pontos com maiores valores para HQ (Figura 95B). Ainda assim, os valores máximos encontrados durante os três anos do PMBA/Fest-RRDM estão entre 3,5 ( $\Sigma$  Drins) e 1,6 ( $p,p'$ -DDTs) vezes menores que os limites indicados pela resolução CONAMA 357/05, com tendência de queda do Ano 1 para o Ano 3. Estes resultados sugerem situação estável e de baixo a moderado risco para a biota local, em relação a estes contaminantes.



Figura 95: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $p,p'$ -DDTs ( $p,p'$ -DDT +  $p,p'$ -DDD +  $p,p'$ -DDE) determinado em amostras de água coletadas no Setor Abrolhos. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Abrolhos (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



### ➤ Contaminantes Emergentes

Os contaminantes emergentes são definidos como um amplo espectro de substâncias químicas tanto de origem sintética quanto natural, cujos valores de concentração ainda não são contemplados pelas legislações ambientais de vários países, inclusive a do Brasil (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017). Dentre eles há substâncias presentes em produtos farmacêuticos, produtos para cuidado e higiene pessoal, agrotóxicos, produtos industriais e domésticos, surfactantes, aditivos industriais e solventes. A maior preocupação está no fato de que boa parte deles é usada e liberada continuamente no ambiente, principalmente por deficiências no sistema sanitário (DE MORAIS et al., 2019; MACHADO et al., 2016; TAHERAN et al., 2018). Além disso, mesmo em concentrações nível em traço, devido a sua toxicidade, podem ocasionar desregulação endócrina em humanos e em animais aquáticos, seja por ingestão direta ou por biomagnificação. Mesmos que estes não sejam constituintes do rejeito de minério em si, as mudanças provocadas pela abrasão do enorme volume de rejeitos despejados subitamente na bacia do Rio Doce mudaram a configuração e a estabilidade do sistema de drenagem como um todo, incluindo dos centros urbanos do entorno.

Assim, a partir das análises das amostras de água que foram coletadas nas campanhas 12-20, 01-21 e 02-21 do Ano 3 foi possível verificar que os níveis de concentração dos contaminantes emergentes investigados nesse trabalho foram inferiores aos limites de detecção ou quantificação.

Esses níveis de concentração também foram observados no mesmo período do Ano 2, ou seja, nas campanhas 12-19, 01-20 e 02-20. Isso pode estar associado ao fato de que o período em questão corresponde ao de maior precipitação pluviométrica o que pode levar à uma maior dispersão dos analitos no meio.

Por esse motivo não foi possível determinar a concentração dos compostos ibuprofeno, diclofenaco, octilfenol, nonilfenol, bisfenol A, estigmastanol, estrona, estradiol, estriol, triclosan e coprostanol apesar da sensibilidade das técnicas analíticas empregadas.

Por outro lado, nas Figuras do *Material Suplementar A3MHS4* são apresentados os valores médios das concentrações dos compostos diclofenaco, octilfenol, bisfenol A, triclosan, estrona, nonilfenol, coprostanol e estradiol, respectivamente, nas campanhas 04-21 a 09-21, do Ano 3. Campanhas as quais os níveis de concentração se mostraram superiores aos limites de detecção dos analitos e assim foi possível identificá-los e quantificá-los com precisão e exatidão.

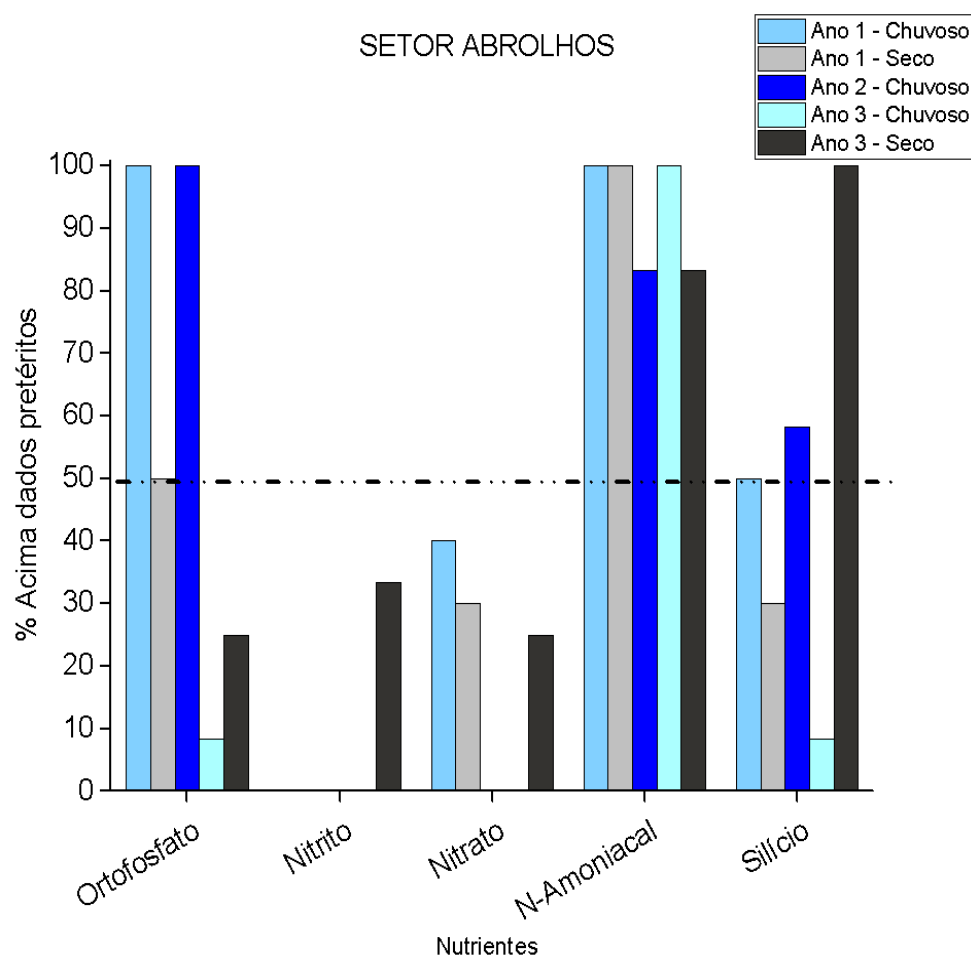
No setor Abrolhos o composto 17-beta-estradiol (10,62 a 42,30 ng/L) foram determinados na campanha 11-18 do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS4, Figura 29*). No Ano 2 os contaminantes emergentes estiveram abaixo dos limites de quantificação. No Ano 3, foram determinados os compostos estrona (3,06 a 7,08 ng/L), triclosan (6,51 a 7,95 ng/L) e coprostanol (9,84 a 50,09 ng/L) na campanha 07-21 (*Material Suplementar A3MHS4 Figuras 32, 33 e 35*). A coleta das amostras no Ano 1 foi feita em período chuvoso enquanto no Ano 3 as coletas se deram em período seco. Apesar de o setor Abrolhos estar afastado da Foz do Rio Doce, a presença desses contaminantes pode ser atribuída à precarização do sistema de tratamento de esgoto da região ocasionada após o rompimento da barragem de Fundão. Além disso, os contaminantes emergentes apresentam expressiva persistência no ambiente e atualmente são considerados ubíquos (BRUMOVSKÝ et al., 2017; CASTIGLIONI et al., 2018).

#### **d) Qualidade da Água**

Durante as campanhas realizadas no período chuvoso do Ano 3 (01-21), as concentrações de ortofosfato e N-amoniaco foram superiores às condições pretéritas em 17 % e 100 % das amostras avaliadas, respectivamente; enquanto para silício essa condição ocorreu em 17 % das amostras de superfície. Em comparação aos períodos chuvosos do Ano 1 e Ano 2, constatou-se a manutenção de valores elevados de N-amoniaco para o Setor Abrolhos, e uma redução dos teores de ortofosfato e silício (e.g. no período chuvoso do Ano 2, a frequência de ocorrência de valores acima dos dados pretéritos foi de 100 % para ortofosfato e 67 % para silício) (*Figura 96; Material Suplementar A3MHS5; Tabela 2*). Em contrapartida, as taxas de incremento de N-amoniaco em relação aos níveis pré-desastre para o período chuvoso do Ano 3 foram superiores às aquelas observadas nas condições chuvosas anteriores (e.g. aumento de 6 vezes no Ano 3 chuvoso; e 3 vezes no Ano 2 chuvoso; *Material Suplementar A3MHS5; Tabela 3*).

No período seco do Ano 3 (07-21), ocorreu o maior incremento de silício reativo já constatado durante todo o monitoramento PMBA/RRDM-Fest para o setor Abrolhos, que alcançou concentrações 9 vezes superiores aos dados pretéritos em 100 % das amostras consideradas. Em comparação ao período correspondente do Ano 1 (04-19), a condição de incremento para silício foi de 1,2 vezes acima dos dados pretéritos em 30 % das amostras. Para N-amoniaco, os níveis mantiveram-se acima do pré-desastre em 100 % das amostras de superfície, seguindo o padrão já observado para o Ano 1 seco (*Material Suplementar A3MHS5; Tabelas 2 e 3*).

Figura 96: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de nutrientes acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18; Ano 2: 01-20; Ano 3: 01-21) e seco (Ano 1: 04-19; Ano 3: 07-21) no setor Abrolhos durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

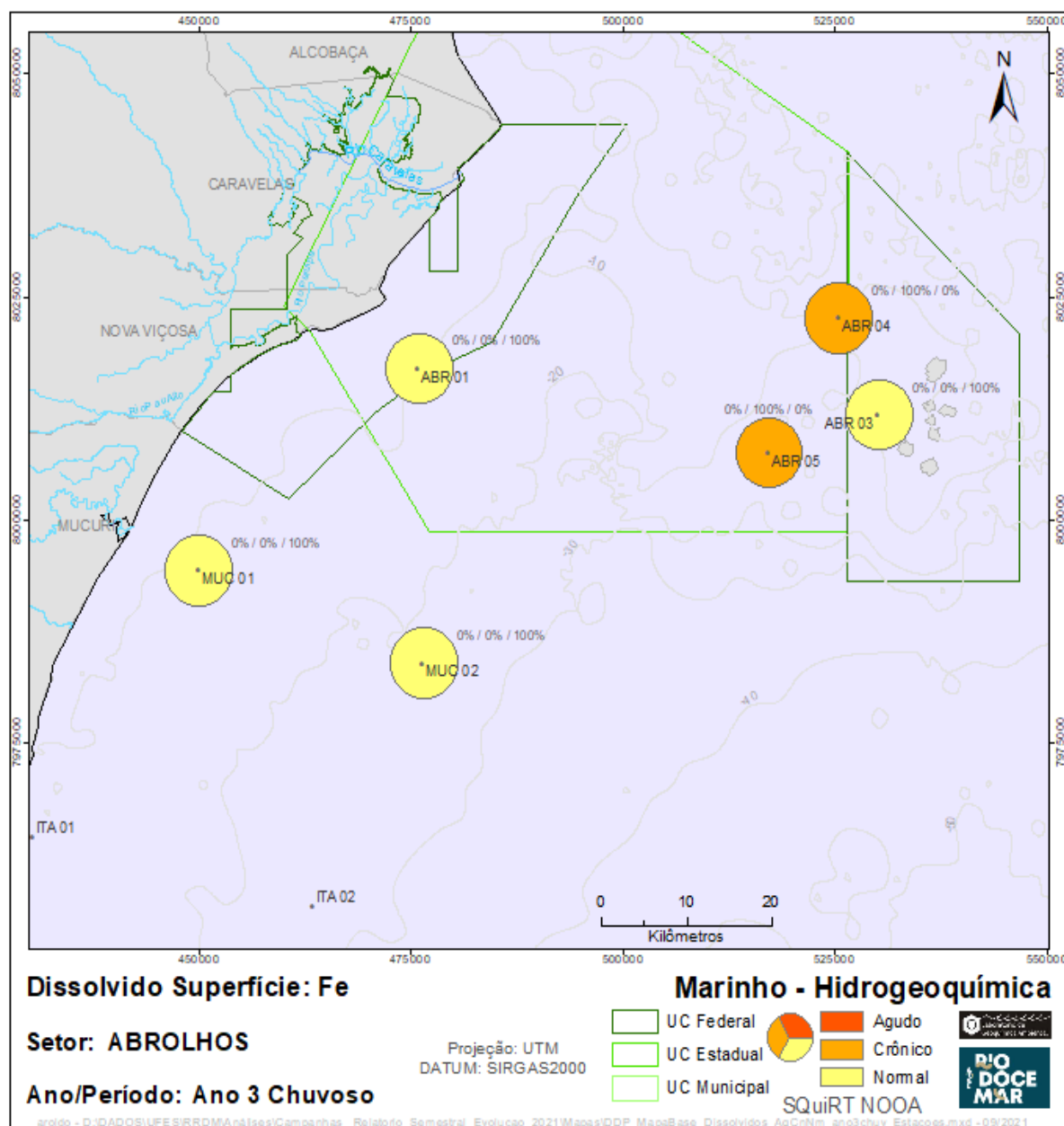


Com relação aos metais dissolvidos, durante o período chuvoso do Ano 3 (01-21), os metais Fe, Pb, Ni e Hg apresentaram condições crônicas para o Setor Abrolhos, com uma frequência de 33 % das amostras de superfície para Fe, 20 % das amostras de fundo para Pb e 17 % das amostras de superfície para Ni e Hg (Figura 97). Essa condição reflete uma degradação da qualidade da água para os referidos metais dissolvidos, em comparação às condições chuvosas anteriores (Ano 1: 11-18; e Ano 2: 01-20), em que não foram observadas irregularidades em relação aos valores de referência (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4*). Para os demais metais, as concentrações ocorreram em níveis abaixo dos limites estabelecidos pelo NOAA (1999).

Para o período seco do Ano 3 (07-21), o metal Fe apresentou níveis crônicos em 17 % das amostras de superfície e 33 % das amostras de fundo, o que mostra uma melhora da qualidade em relação ao período seco do Ano 1 (04-19), quando foram registradas ss condições mais degradadas para metais dissolvidos. Nessa ocasião, ocorreram níveis crônicos de Co, Cu, Pb, Fe e Hg para o setor Abrolhos.

A frequência de ocorrência de amostras nessas condições variou de 20 % (Pb) a 100 % (Co, Fe e Hg) (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4*). Essa campanha ocorreu após a passagem da tempestade Iba, que se formou na costa da Bahia no final de março e provocou a alteração dos padrões de dispersão da pluma do Rio Doce, que passou fluir de SO para NE (RSE PMBA/RRDM-Fest, 2020, RT35, pág. 454). Esse evento também desencadeou o aumento da altura de ondas e dos processos ressuspensivos associados, com consequente transferência de fases de metais das formas particuladas para a dissolvida (RSE PMBA/RRDM-Fest, 2020, RT35, pág. 144).

Figura 97: Frequência de ocorrência de valores de Fe dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as amostras de superfície na campanha realizada no período chuvoso (01-21) do Ano 3 no Setor Abrolhos durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



Avaliando a qualidade da água quanto aos contaminantes orgânicos (HPAs), todos os compostos apresentaram concentrações inferiores aos valores de referência (CONAMA 357/2005) durante o período chuvoso do Ano 3 para o setor Abrolhos, similar ao que foi constatado para o período chuvoso do Ano 1 (11-18). Essa condição mostra uma melhora em relação ao período chuvoso do Ano 2 (01-20), em que foram observados níveis de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno acima da legislação pertinente em 100 % e 33 % das amostras avaliadas no Setor Abrolhos (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5; Figuras 25 e 26*).

No período seco dos Anos 1 e 3, as concentrações de HPAs foram inferiores aos limites regulamentados (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5*).

#### Setor Norte

##### a) Nutrientes

As análises de nutrientes referentes ao Setor Norte indicam uma redução da sílica reativa dissolvida (DSi) no período chuvoso do Ano 3 (01-21) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 9*), como ocorreu em outros setores e também para outros nutrientes. Este não é um comportamento típico, tendo em vista a maior drenagem continental e aporte de silicatos neste período de maior precipitação. Esta redução de DSi poderia ser explicada pelo aumento da densidade de diatomáceas e consequente consumo da sílica biodisponível (Subprojeto de Fitoplâncton). A sílica foi significativamente diferente entre os períodos chuvosos nos três anos do PMBA/Fest-RRDM, na ordem de magnitude Ano 2>Ano1>Ano3 (Kruskal-Wallis,  $p<0,05$ ). Há um aumento nos níveis de sílica no período seco do Ano 3, fazendo com seja estatisticamente diferente do Ano 1 (Mann-Whitney,  $p<0,05$ ), com medianas de DSi = 1,39  $\mu\text{M}$  no Ano 1 e 3,02  $\mu\text{M}$  no Ano 3. Em geral, as concentrações de sílica no Setor Norte são maiores ou iguais aos dados pré e pós-Rompimento da Barragem antes do PMBA/Fest-RRDM, especialmente para as estações de Degredo, mais próximas a Foz do Rio Doce.

Em relação aos nutrientes nitrogenados observa-se um aumento significativo de nitrito no período seco no Ano 3 em relação ao Ano 1 (Mann-Whitney,  $p<0,05$ ), embora as concentrações ainda sejam baixas quando comparadas aos dados pretéritos (medianas de  $\text{NO}_2^- = 0,04 \mu\text{M}$  no Ano 1 e  $\text{NO}_2^- = 0,08 \mu\text{M}$  no Ano 3) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 10*). Este aumento do nitrito observado no Ano 3 provavelmente é oriundo da reciclagem do nitrogênio, propiciando a produção primária regenerada. Já em relação aos períodos chuvosos, o nitrito foi diferente estatisticamente entre o Ano 1 e os Anos 2 e 3 (Kruskal-Wallis,  $p<0,05$ ). As concentrações de nitrito do PMBA/Fest-RRDM estão abaixo dos dados pretéritos. O nitrato (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 11*) apresentou os menores níveis do PMBA/Fest-RRDM no período chuvoso do Ano 3 (01-21), com valores próximos ao limite de detecção, seguindo a tendência observada para os demais nutrientes e setores nesta campanha. Novamente, atribui-se este fato ao consumo pelos produtores primários e aumento em suas densidades (Subprojeto de Fitoplâncton). Houve diferença significativa entre as concentrações de nitrato nos períodos chuvosos dos três anos monitorados, na ordem de grandeza Ano 1> Ano 2> Ano 3. (medianas de  $\text{NO}_3^- = 1,11$

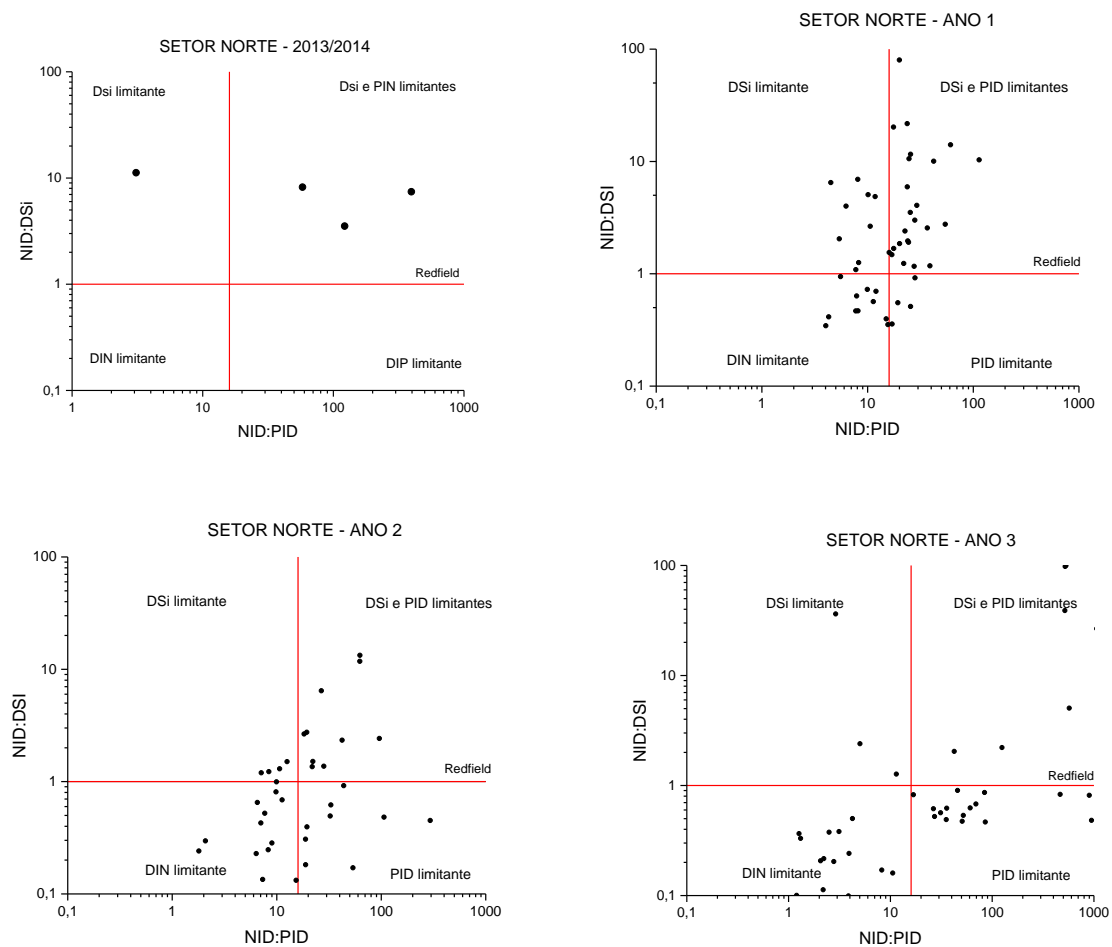
$\mu\text{M}$ ;  $0,68 \mu\text{M}$ ;  $0,02 \mu\text{M}$ , respectivamente). Não há diferença estatística entre os períodos secos do Ano 1 e do Ano 3. Em geral, as concentrações de nitrato no Setor Norte estão abaixo dos dados pretéritos. O n-amoniaco é o nutriente que mais ocorre em concentrações acima dos valores pretéritos ao longo do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 13*). No período seco do Ano 3 (07-21), foi registrada a maior concentração de n-amoniaco do Setor Norte até o momento ( $\text{NH}_3^+$  e  $\text{NH}_4^+ = 8,14 \mu\text{M}$ , DEG 01 F). Esta ocorrência reforça a reciclagem do nitrogênio e aumento da produção regenerada nesta campanha. Apesar disso, as duas campanhas do período seco do Ano 3 foram muito distintas em relação aos níveis de n-amoniaco, sendo que em 04-21 estes ficaram abaixo do limite de detecção. Por isso, o Ano 1 foi estatisticamente mais concentrado em n-amoniaco que o Ano 3 ( $1,43 \mu\text{M}$  e  $0,05 \mu\text{M}$ , respectivamente, Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). O n-amoniaco foi diferente nos três períodos chuvosos monitorados, com medianas de  $0,39 \mu\text{M}$ ,  $0,91 \mu\text{M}$ ,  $1,21 \mu\text{M}$ , respectivamente a cada ano (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ). Foram reportados os maiores valores de nitrogênio total (NT) neste setor no PMBA/Fest-RRDM na campanha 07-21, concentrações que alcançaram  $\text{NT} = 52,90 \mu\text{M}$  na estação BN 01 F (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 14*).

As concentrações de ortofosfato estiveram dentro dos valores encontrados ao longo do monitoramento no Ano 3, com destaque as concentrações abaixo do limite de detecção no período chuvoso (01-21) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 12*). Os períodos chuvosos foram estatisticamente diferentes nos três anos, seguindo a ordem de grandeza Ano 1 > Ano 2 > Ano 3. Já os períodos secos do Ano 1 e do Ano 3 não foram estatisticamente diferentes. As concentrações de fósforo total foram mais baixas também na campanha de 01-21, com posterior aumento no período seco do Ano 3 equivalente as concentrações do período seco do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 15*).

Em geral, houve maior limitação de nitrogênio e fósforo em relação a sílica no Ano 3 (Figura 98). Apesar de terem sido registrados teores altos de nitrogênio total (07-21) a maior fração compreendia espécies orgânicas. Já o fósforo esteve menos concentrado tanto nas frações inorgânicas quanto orgânicas no Setor Norte. Esta condição é confirmada pelo Índice de Potencial de Eutrofização (ICEP), que teve os menores valores entre as campanhas avaliadas (Tabela 1) ao longo do PMBA/Fest-RRDM, quando a sílica ocorreu em excesso em relação ao PT, especialmente em DEG 01 S, BN 01 F e CB 01 S. Assim como em Abrolhos, a análise temporal mostrou um ICEP positivo com maior aporte de P em relação ao N para os Anos 1 e 2, distinguindo estes do Ano 3, pobre em P. Apesar do aporte de sílica propiciar uma maior produção primária nova, o equilíbrio do ecossistema fica comprometido devido ao déficit em fósforo que é um nutriente indispensável na constituição e nas funções biológicas nos organismos.



Figura 98: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício dissolvido (DSi) no Setor Norte pré e pós Rompimento da Barragem de Fundão. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield (N:P:Si = 16:1:16).

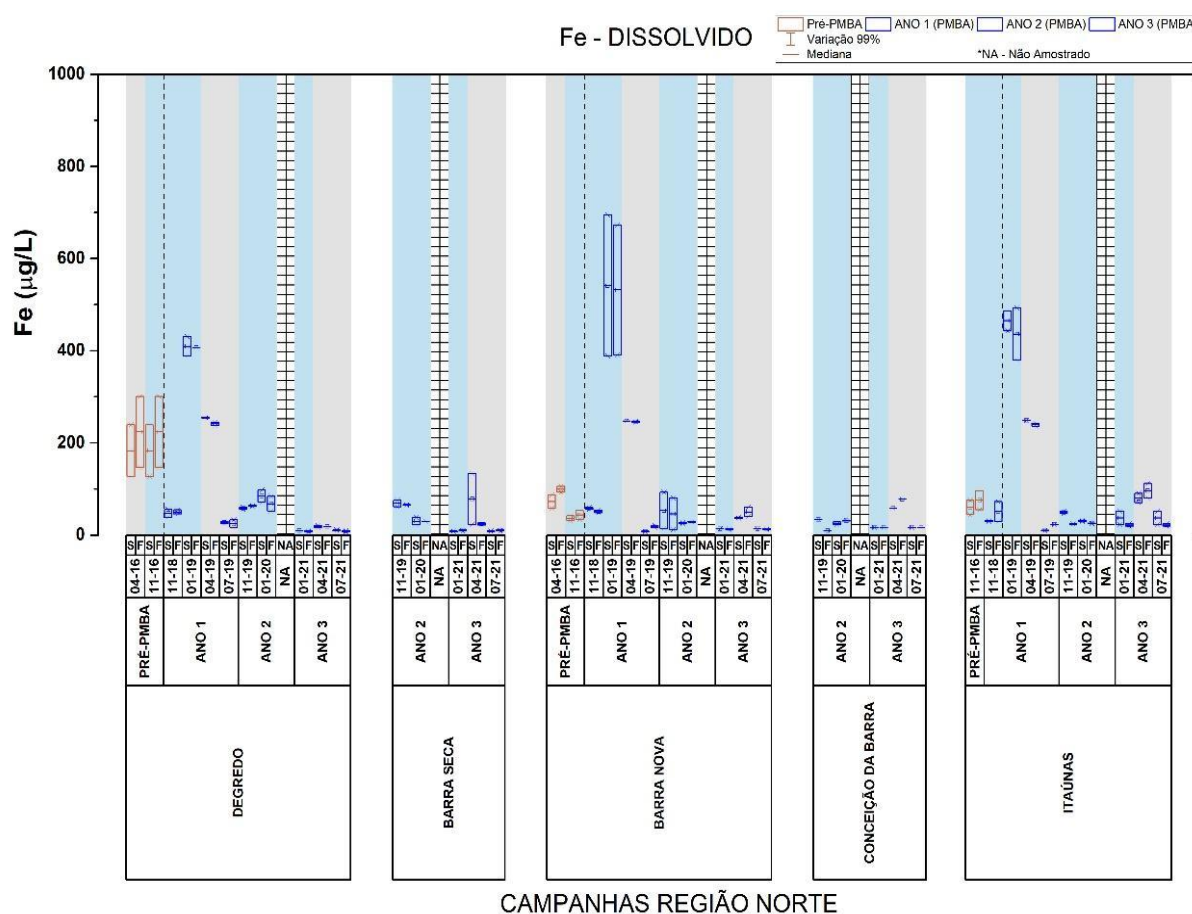


**b) Metais**

➤ *Água Dissolvida*

As concentrações dos elementos Fe, Al, Ag, Cd e Cr dissolvidos apresentaram concentrações mais elevadas em períodos considerados chuvosos do Ano 1, principalmente nas campanhas 01-19 do ano 1. Dentre os elementos citados, Fe também apresentou elevadas concentrações relativas durante o período seco, na campanha 04-19 (Figura 99), o que pode estar associado a processos de ressuspensão do sedimento. Durante os períodos secos, os metais Al, Ag, Co, Cu, Hg e V também apresentaram suas maiores concentrações relativas ao período do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM, indicando os eventos de ressuspensão como significativos para a distribuição desses na fração dissolvida para a região Norte.

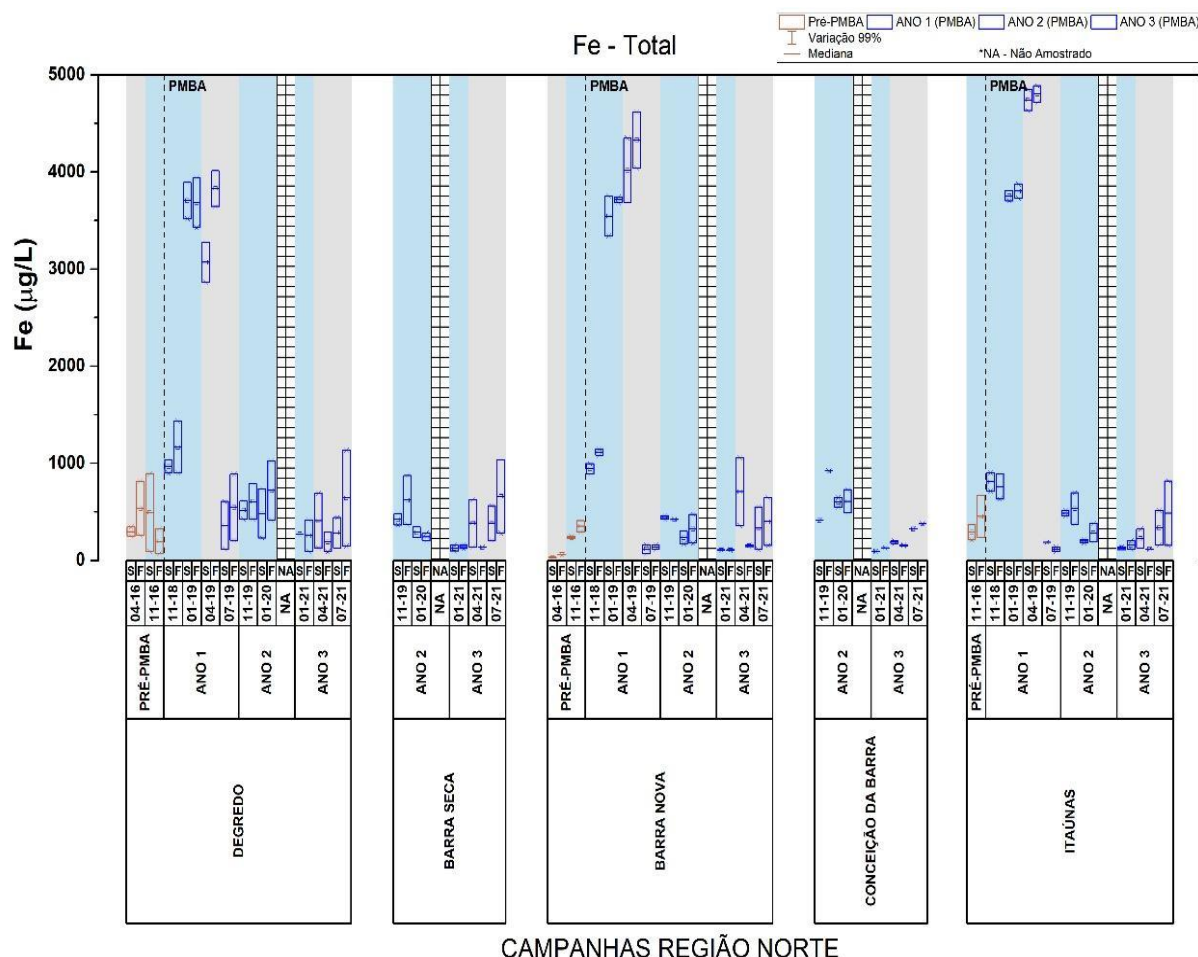
Figura 99: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/L}$ ) de ferro dissolvido no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➤ *Água Total*

Similarmente as concentrações na fração dissolvida, os elementos Ag, Al, Cd, Co, Cr, Fe, Pb, V e Zn apresentaram valores maiores durante o Ano 1, entre os períodos chuvosos. Para esses elementos, nota-se uma tendência de diminuição das concentrações médias com o passar do tempo. No entanto, durante o período seco do Ano 3, observa-se um incremento dessas concentrações, sendo necessário melhor observação das campanhas subsequentes para avaliar nova tendência de aumento caso ocorra. No caso do As, Ba e Cu, as maiores concentrações foram observadas no Ano 2, considerando os períodos considerados chuvosos. Já Ni, Mn e Hg apresentaram maiores concentrações durante as campanhas do Ano 3. Considerando os períodos secos do Ano 1 e Ano 3, os elementos Ba, Co, Cr, Cu, Fe e Pb apresentaram maiores concentrações durante o primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM. Enquanto Ni, Ag e Cd foram maiores no Ano 3. Diferenças nas concentrações podem ser consequência dos mesmos eventos associados a fração dissolvida, ou seja, aumentos da vazão do Rio Doce e ressuspensão de sedimentos por eventos de alta energia na plataforma continental.

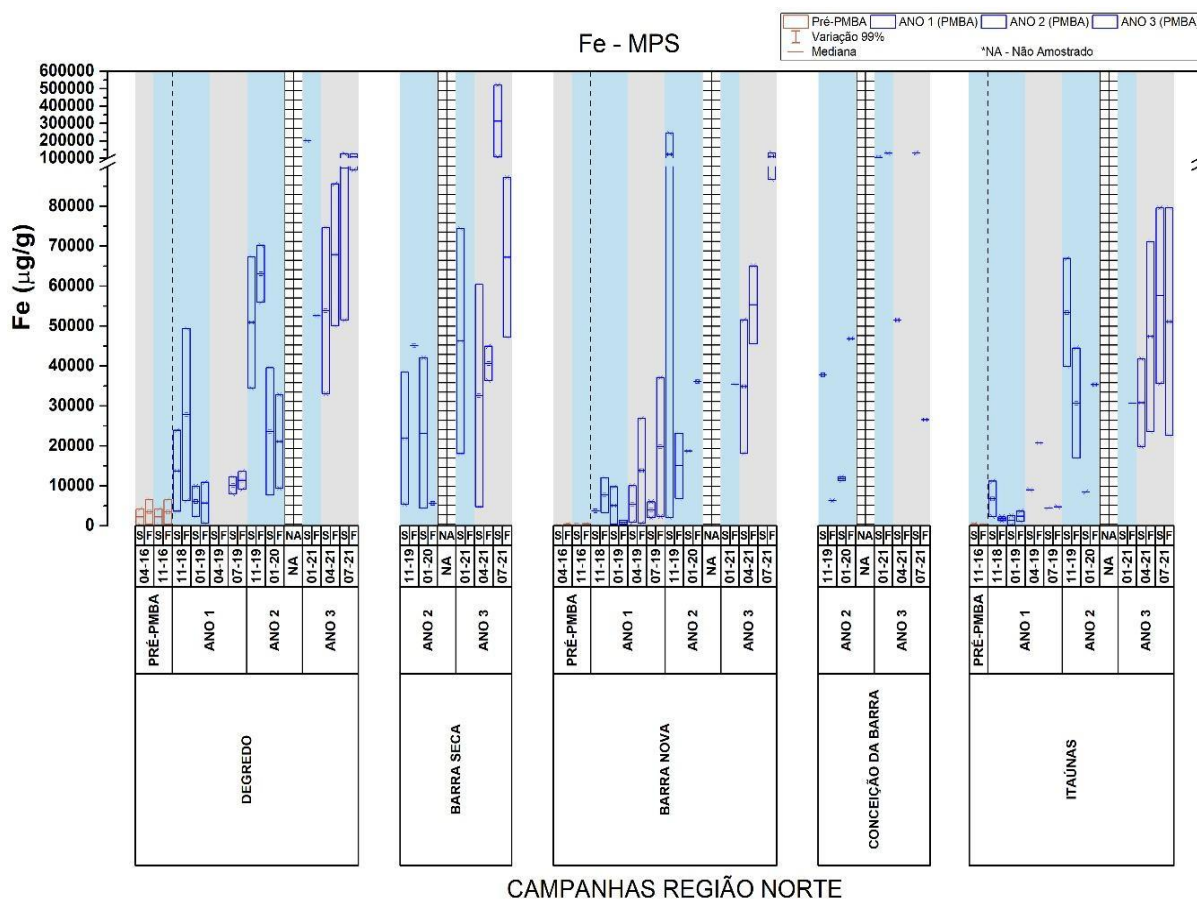
Figura 100: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/L}$ ) de ferro na água total para o Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➤ *Elementos associados ao MPS*

As distribuições das concentrações dos elementos associados ao material particulado em suspensão no setor Norte apresentaram maiores teores durante os períodos chuvosos para os elementos Al, Ba, Cr, Fe, Ni, Pb e Zn (Fe-MPS; Figura 101). Durante esses períodos considerados chuvosos, o Ano 3 apresentou um aumento expressivo das concentrações desses elementos. Já os demais elementos, foram maiores durante o Ano 2. Considerando os períodos secos do Ano 1 e Ano 3, todos elementos apresentaram concentrações maiores no Ano 3, exceto Cd, Cr e Ni.

Figura 101: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro no material particulado em suspensão para o Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

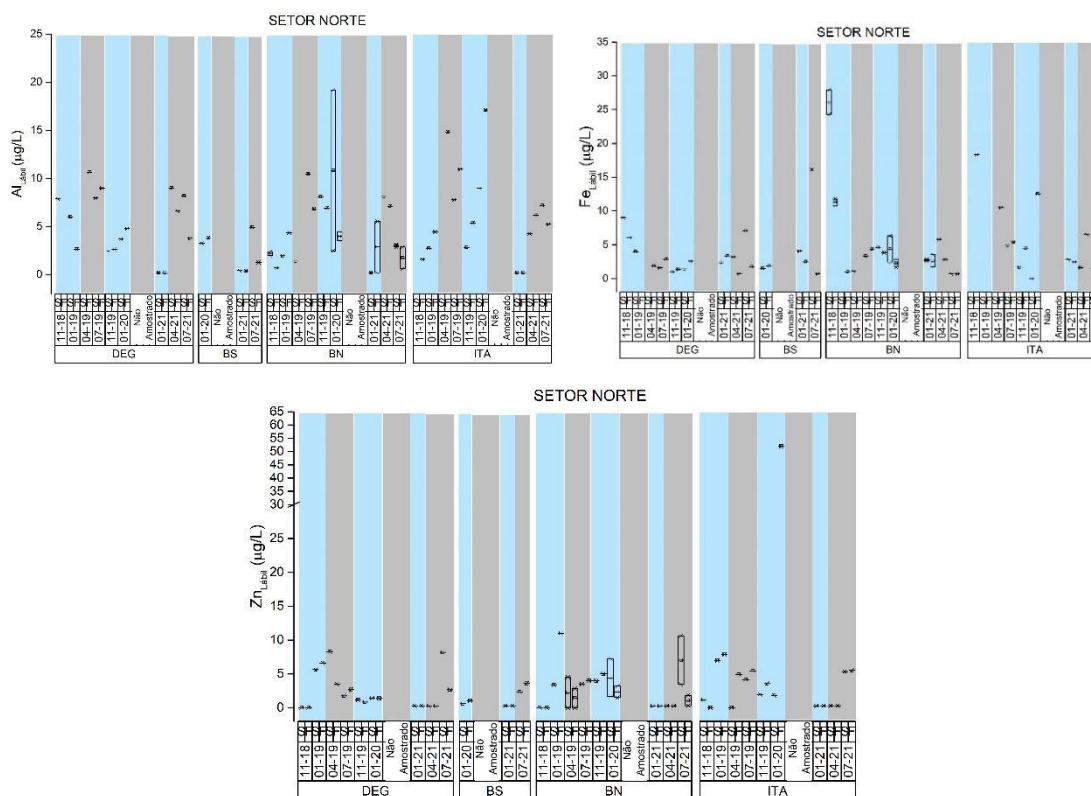


## ➤ *Lábeis*

No Setor Norte, no período de seca (04-21) do Ano 3 houve aumento dos valores médios de concentração de  $Fe_{\text{lável}}$  ( $6,00 \pm 4,19 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e  $Al_{\text{lável}}$  ( $9,46 \pm 2,27 \mu\text{g L}^{-1}$ ) frente ao mesmo período do Ano 1 (04-19) (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ) (Figura 102; *Material Suplementar A3MHS3; Tabela 2 e Tabela 3*).

Por outro lado, no período chuvoso do Ano 3, foi constatada diminuição na concentração de  $Al_{\text{lável}}$ , ao passo que concentrações médias de  $Fe_{\text{lável}}$  e  $Zn_{\text{lável}}$  se mantiveram similares ou inferiores ao Ano 2. As concentrações médias determinadas no Ano 3 foram de  $2,84 \pm 0,62 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $0,78 \pm 1,67 \mu\text{g L}^{-1}$  para  $Fe_{\text{lável}}$  e  $Al_{\text{lável}}$  respectivamente.

Figura 102: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de  $Al_{\text{lável}}$  em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 – 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

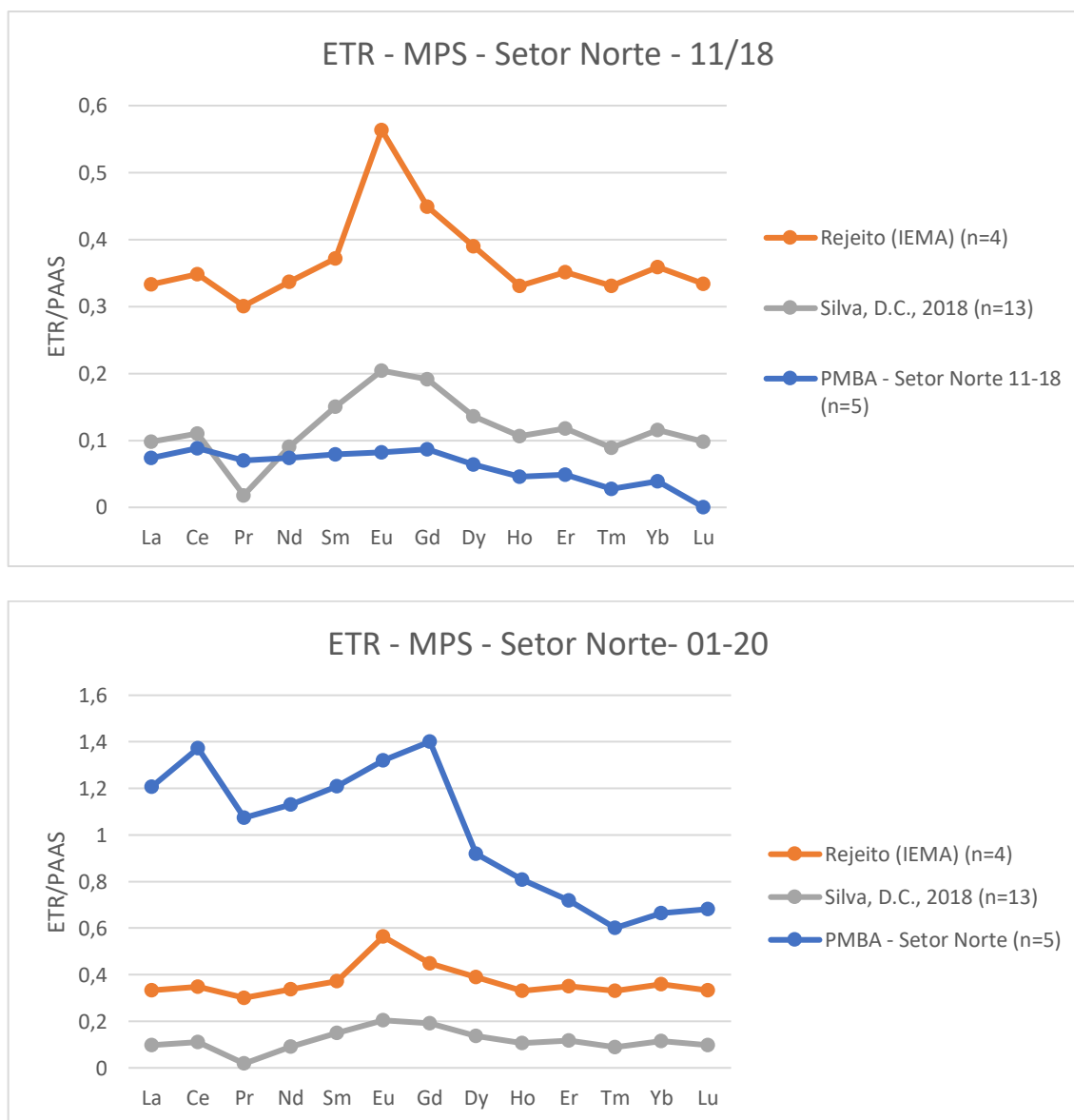


## ➤ *Elementos Terras Raras no MPS*

A assinatura dos elementos terras raras no MPS do Setor Norte apresentaram sinal compatível aos valores de referência de forma discreta na campanha 11-18 (Ano 1) para todas as estações mais rasas deste setor (DEG 01, BN 02 e ITA 01), fator que corrobora o transporte sedimentar via deriva litorânea para o norte, como mencionado pelos Subprojetos de Modelagem e Sedimentologia ao longo do monitoramento. A assinatura coerente com fontes de mineração também ocorre na campanha 01-20

(Ano 2), especialmente para DEG 01, BS 02 e BN 02. Ambas as campanhas com ocorrência de assinatura compatível no MPS foram no período chuvoso, destacando a atuação do Rio Doce no aporte sedimentar para a região marinha (Figura 103). Não foi observado o sinal do rejeito no MPS por meio dos elementos terras raras no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM para o Setor Norte.

Figura 103: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo o PAAS (McLennan, 1989) no MPS do Setor Norte no Ano 1 e Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM.



### c) Compostos Orgânicos

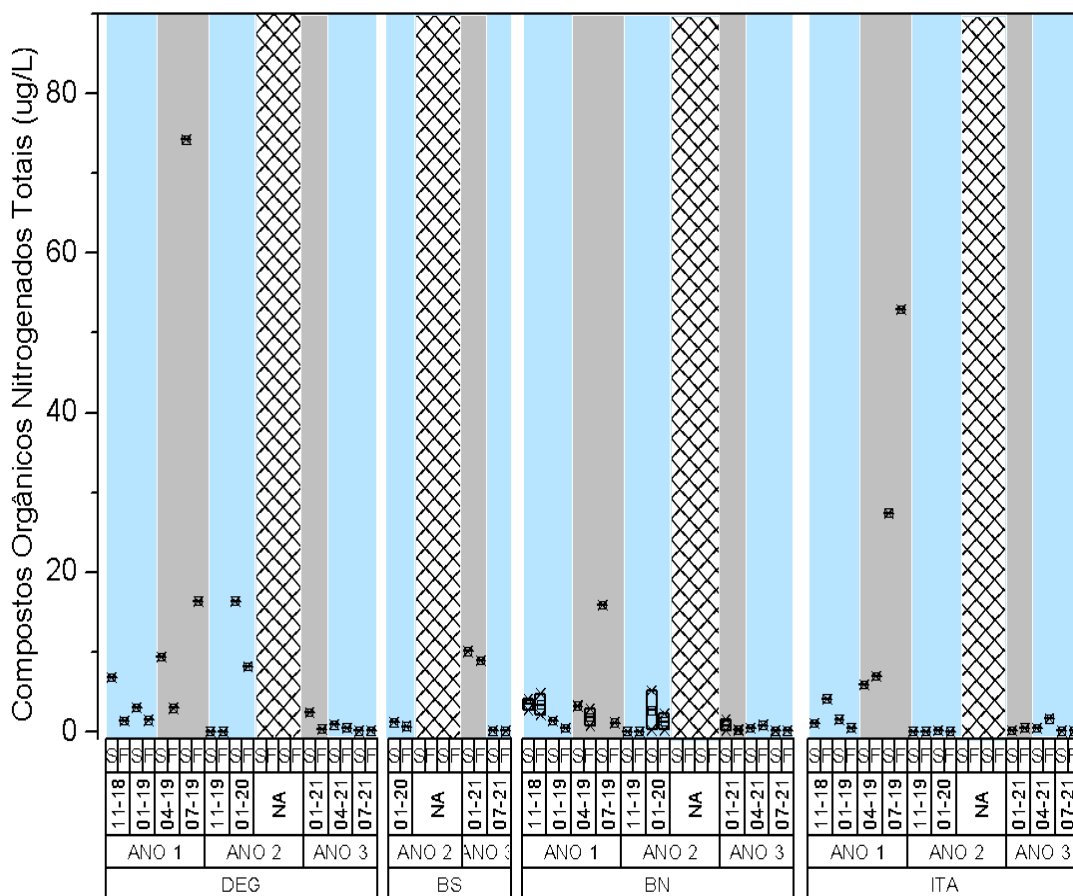
#### ➤ Aminas

No setor Norte, durante o Ano 3 (Figura 104), de forma geral observa-se uma redução importante nos níveis de concentração de aminas totais tanto para o período chuvoso quanto seco, principalmente quando comparados às máximas observadas no Ano 1 (74,24 µg/L DEG 01 / 07-19). As concentrações



apresentaram valores variando de 0,05 a 10,03 µg/L. Os maiores níveis foram observados na estação de Barra Seca (8,88 e 10,03 µg/L). Dessa forma, infere-se que tal redução pode ser relacionada a atenuação da fonte estoque de aporte destes contaminantes provenientes do Rio Doce e da plataforma adjacente atingida pelo rompimento da barragem.

Figura 104: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMB /Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco

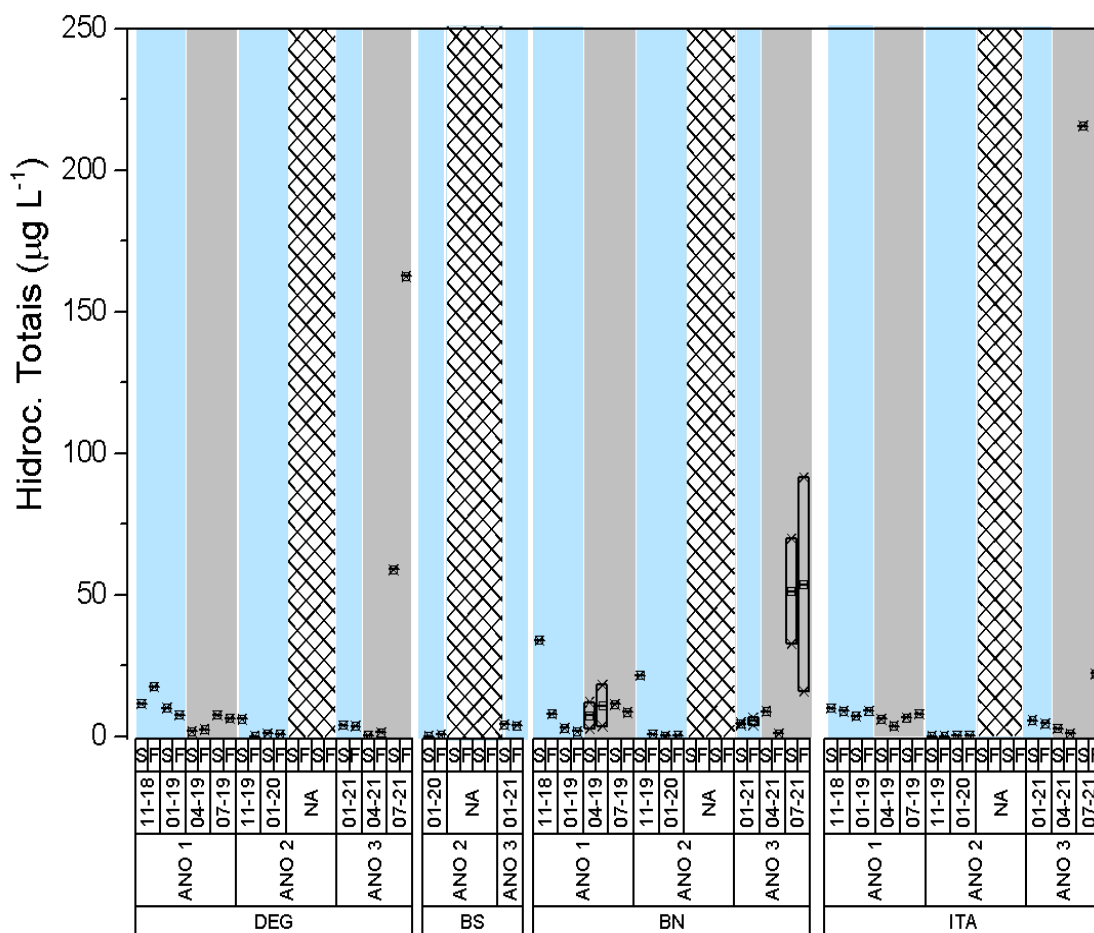


#### ➤ Hidrocarbonetos Alifáticos

A Figura 105 apresenta as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais para o setor Norte. Neste setor o perfil de distribuição aumentou significativamente no Ano 3, em quase todos os pontos amostrais. A exceção ocorre para o setor BS. Durante o Ano 1 as concentrações em todos os pontos amostrais monitorados apresentaram maiores concentrações durante os períodos chuvosos, com máxima de 33,99 µg/L em BN 01 (11-18). As concentrações diminuíram significativamente durante o ano seguinte. No Ano 2 aproximadamente 90% das amostras apresentaram valores próximos ou inferiores a 1,00 µg/L. As exceções deste padrão de distribuição ocorreram para as amostras DEG 01 e BN 02 com concentrações de 6,20 µg/L e 21,66 µg/L, respectivamente. Enquanto no Ano 3, diferente

dos anos anteriores, no período seco as concentrações atingiram os valores máximos registrados (07-21) durante todo o monitoramento deste setor (215,69 µg/L para ITA; 162,58 µg/L para DEG e 91,49 µg/L para o setor amostral BN).

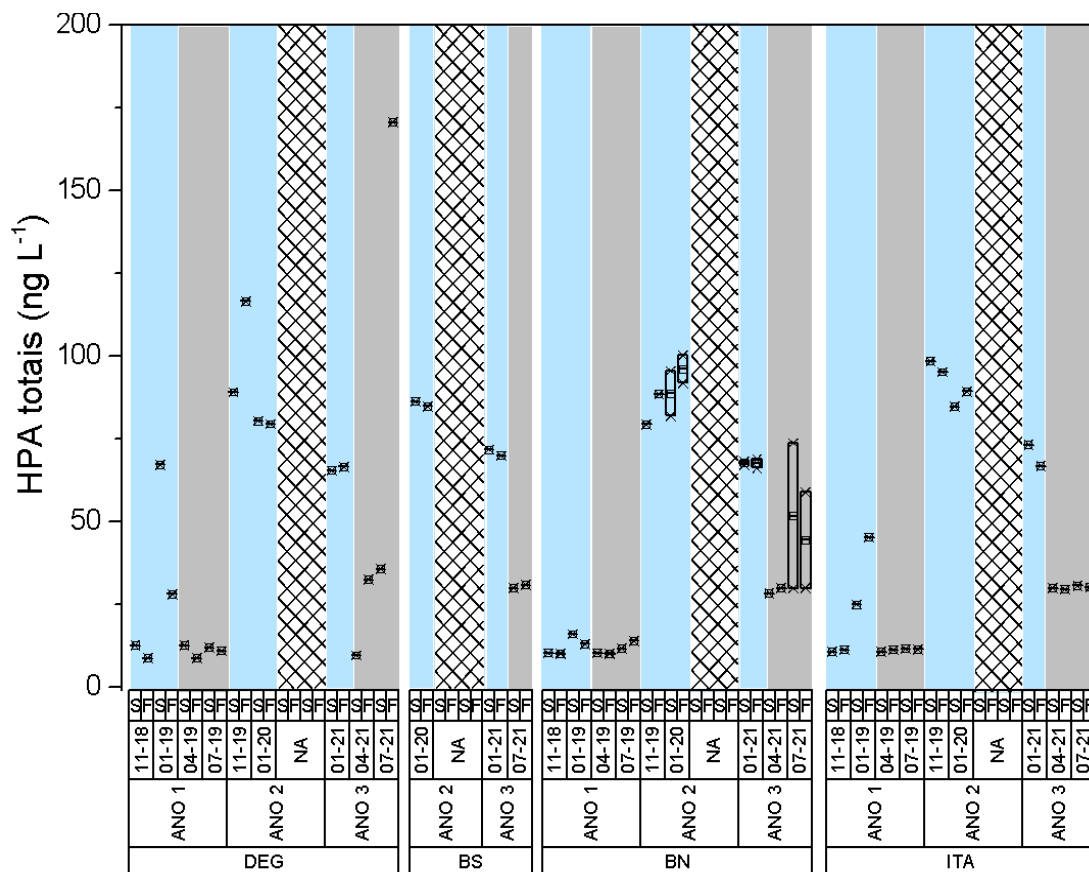
Figura 105: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



#### ➤ Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)

Para o período chuvoso do Ano 3 no setor Norte, mantém-se o perfil de distribuição de HPAs de maiores concentrações, como observado nos Anos 1 e 2 (Figura 106). Dessa forma, os dados registrados para este setor corroboram com as demais áreas estudadas a respeito da influência do regime de chuvas na dispersão de HPAs totais em água. No Ano 1, os níveis médios de concentração de HPA totais foram elevados de 10,58 ng/L para (11/2018) para 32,45 ng/L (01/2019) devido a influência das chuvas que ocorreram e consequentemente também atrelados ao evento de inundação do Rio Doce (máximo de 67,20 ng/L em Degredo).

Figura 106.: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/ Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

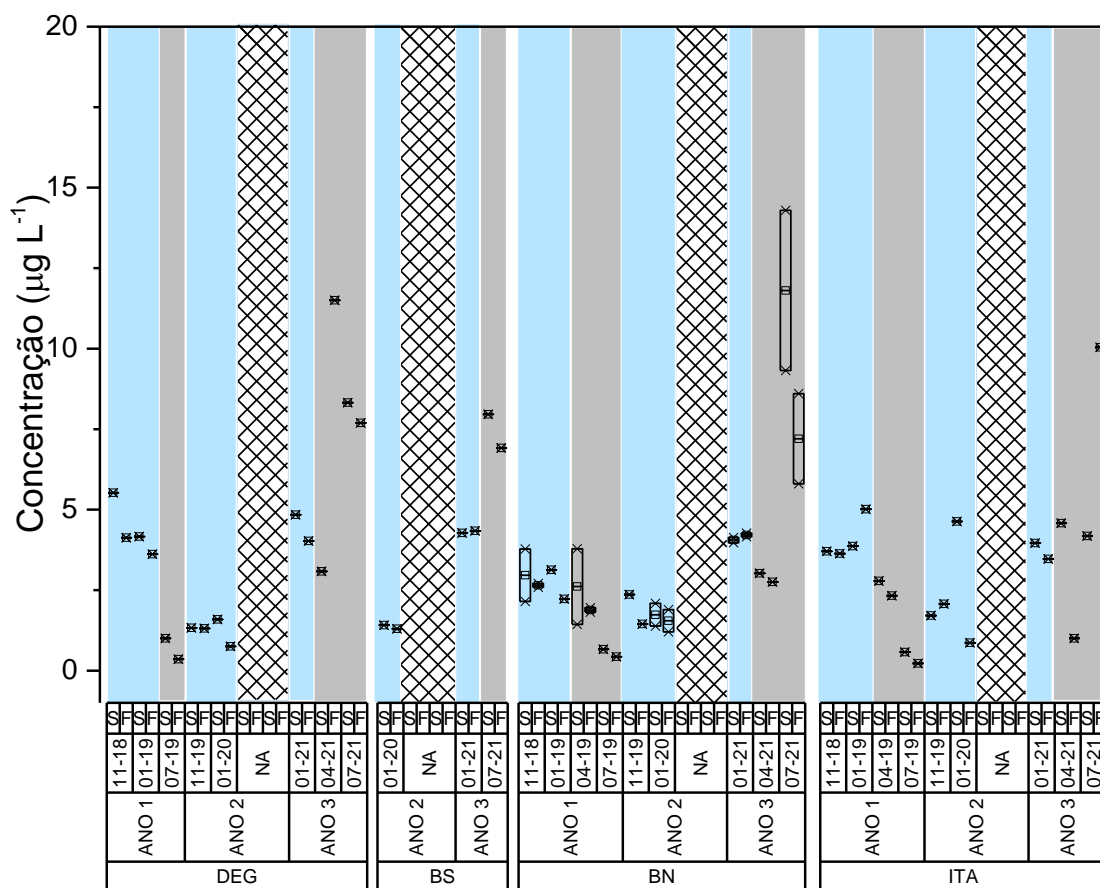


Durante o Ano 2, um aumento no nível de concentração foi observado durante o período chuvoso, atingindo as concentrações médias de  $94,55 \pm 12,62$  ng/L (11-19) e de  $87,46 \pm 6,75$  ng/L (01-20). No Ano 3, os níveis foram ligeiramente inferiores com média de  $68,04$  ng/L  $\pm 2,09$  ng/L. Nos Anos 1 e 2, deve-se salientar que nos períodos chuvosos foram registrados momentos de vazão extrema no Rio Doce. Assim, além da dispersão por deposição atmosférica normalmente elevado em períodos de maior pluviosidade, tal elevação no nível de concentração de HPA totais também pode ser relacionada a um maior aporte de material continental oriundo do aumento de vazão, junto com a ação de corrente e ventos, na dispersão de HPAs para esta região. No período seco do Ano 3, as concentrações registradas são superiores em comparação aos anos anteriores, em alguns setores. Os máximos registrados durante este período foram de  $170,62$  ng/L (DEG 07-21);  $73,73$  ng/L (BN 07-21) e  $30,78$  ng/L (ITA 07-21).

➤ *Esteróis*

Ao Norte, as concentrações de esteróis totais, durante o período chuvoso do Ano 3, mantiveram uma distribuição temporal homogênea ao longo de todos os subsetores (Figura 107). No Ano 3, as concentrações em todas as áreas estudadas do setor Norte apresentaram valores superiores a 5,00  $\mu\text{g/L}$ , níveis anteriormente alcançados no Ano 1 (máximos de 5,52  $\mu\text{g/L}$  em Degredo/11-18 e 5,02  $\mu\text{g/L}$  em Itaúnas/01-19). No Ano 3, as concentrações apresentaram níveis de concentração superiores ao Ano 1, tanto no período seco quanto chuvoso. Os máximos registrados foram de 11,50  $\mu\text{g/L}$  (DEG/04-21); 7,96  $\mu\text{g/L}$  (BS/07-21), 14,29  $\mu\text{g/L}$  (BN/07-21) e 10,04  $\mu\text{g/L}$  (ITA/07-21). Dessa forma, os níveis de concentração de esteróis são fortemente influenciados pelo aporte continental na distribuição destes compostos, devido à proximidade destes pontos amostrais ao continente, e o consequente aumento de esteróis terrígenos tais como b-sitosterol ou indicadores fecais como coprostanol, colesterol e coprostanona.

Figura 107: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

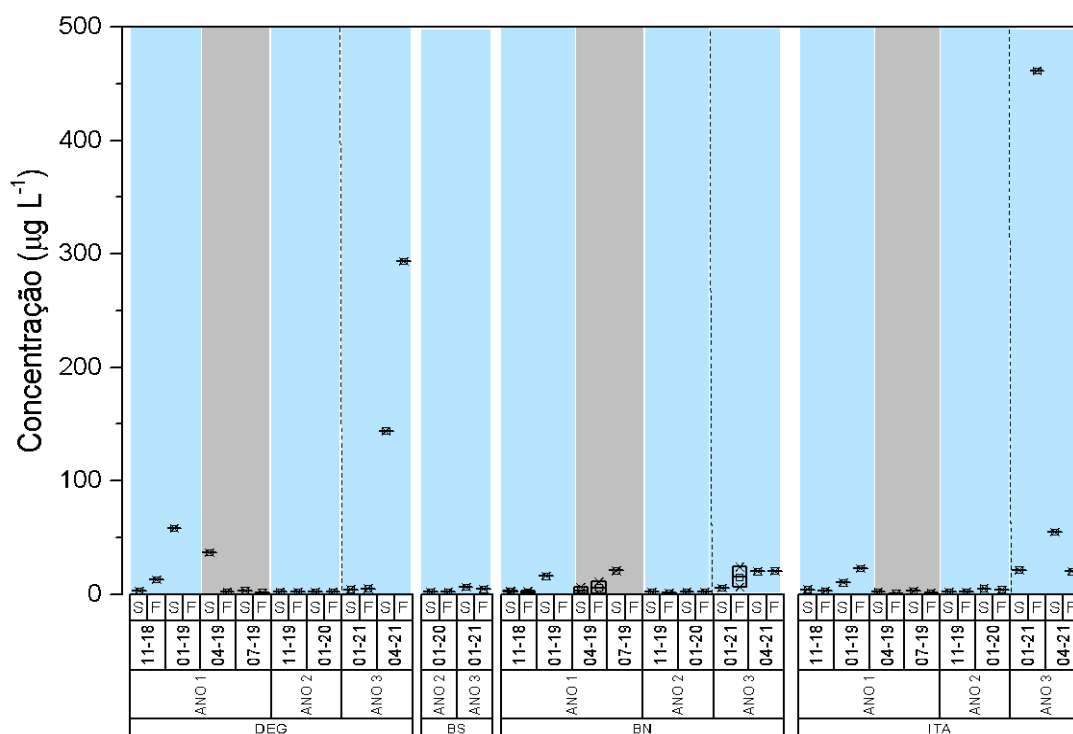


➤ *Ácidos Graxos*

No que se refere à distribuição de AGt no período chuvoso do Ano 3, observa-se um aumento significativo das concentrações (Figura 108). Os máximos registrados ocorreram na campanha 04-21 e foram 461,39 ug/L, 293,34 ug/L e 23,99 ug/L para ITA, DEG e BN, respectivamente. Durante o Ano 1 de monitoramento, também apresentaram níveis mais elevados, quando comparados ao Ano 2 no mesmo período. No período chuvoso (01-19) detectou-se o máximo de 58,10 ug/L em amostra de água superficial na região de Degredo.

A partir da campanha de (07-19), observou-se uma estabilização dos níveis de concentração para valores bem inferiores (média de 5,83 ug/L), com exceção à época para BN 1, em que foi registrado o máximo de 20,77 ug/L. Esse padrão de estabilização das concentrações se manteve durante o período tanto chuvoso quanto seco no Ano 2, mantendo as concentrações de AGt entre 0,89 e 5,00 ug/L ( $2,32 \pm 0,96$  ug/L). Como observado em outros setores, esse aumento na concentração de AGt durante o período chuvoso no Ano 3 pode ser relacionado a um aumento de produção primária, em decorrência provavelmente de uma maior carga de MO e nutrientes que foram muito mais elevadas nas primeiras campanhas de monitoramento e que ainda são registrados nos pontos mais próximos da costa e consequentemente com uma maior influência de águas continentais, no que diz respeito a nutrientes e MO. Conclui-se que estes resultados são devido a uma maior contribuição de material terrígeno (plantas superiores) e algas marinhas, além de uma contribuição do aporte proveniente de diatomáceas, cianofíceas e cocolitoforídeos, por exemplo (CANUEL, 2001; DEMERIEL, 2016; HARVEY, 1994, KILLOPS; KILLOPS, 2005).

Figura 108: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.





➤ POPs - PCBs e POCs

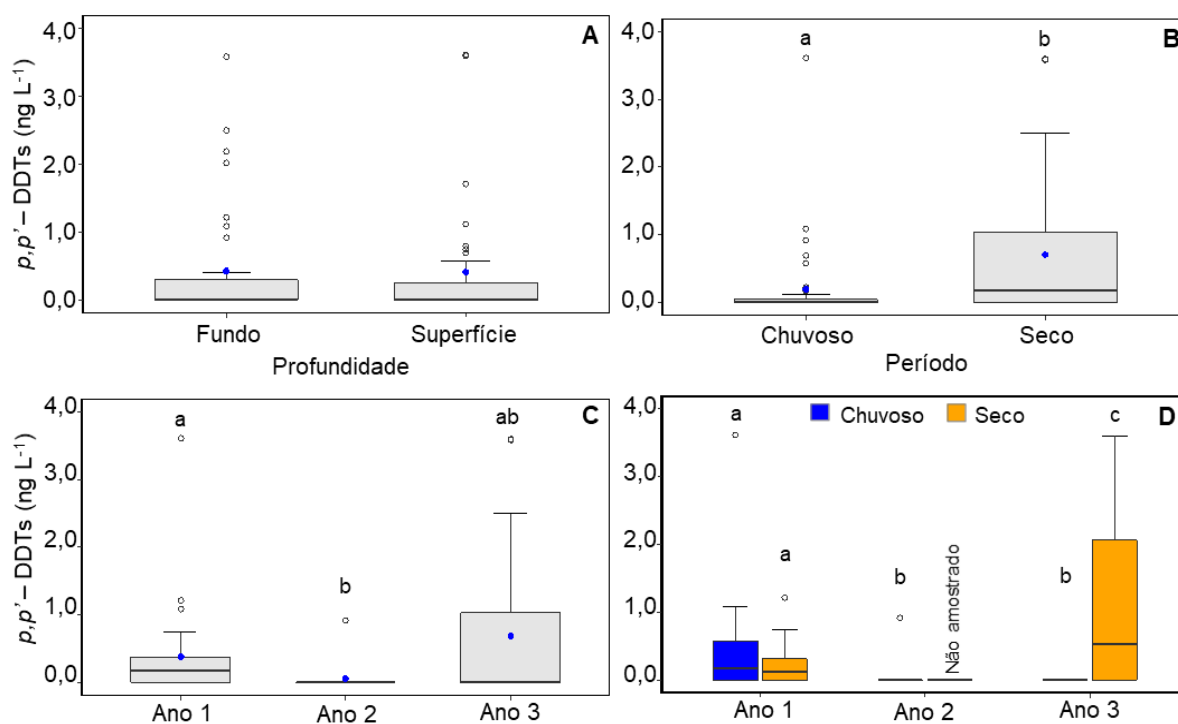
Nas amostras de água coletadas durante o Ano 3, foram detectados  $\Sigma$  Heptacloro (em uma amostra) e p,p'-DDTs (em 38 e 31% das amostras superficiais e de fundo, respectivamente) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabelas 3 e 4*). No Ano 3 as concentrações de p,p'-DDTs variaram entre < LD e 3,61 ng L<sup>-1</sup>, com aproximadamente 30% das amostras excedendo o limite máximo definido pelo CONAMA nº 357/05, ou o limite de potencial risco crônico para a biota NOAA (BUCHMAN, 2008). A frequência de amostras excedendo os limites regulamentados no Ano 3 foi superior ao Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 13*). Não há dados sobre poluentes orgânicos persistentes (POPs) em água da região do Setor Norte pré-rompimento ou pré-PMBA/Fest-RRDM, dessa forma os resultados seguem comparados com outros ambientes marinhos do mundo. A faixa de valores registrados durante os três anos de monitoramento para p,p'-DDTs no Setor Norte (média = 0,41 ± 0,90 ng L<sup>-1</sup> e máxima = 3,62 ng L<sup>-1</sup>; Fundo) seguiram a mesma tendência que o Setor Abrolhos, sendo semelhantes ao registrado em áreas marinhas marginais à costa (p. ex.  $\Sigma$ DDTs = 0,97 – 2,96 ng L<sup>-1</sup> na região norte do Mar Amarelo, China; LI et al., 2021), mas muito inferiores ao detectado em ambientes abrigados e sob influência antrópica crônica, como estuários e baías (p. ex. Baía Daya, máximo de 975,9 ng L<sup>-1</sup>, ZHOU et al., 2001). Não há diferença significativa entre as duas profundidades amostradas para p,p'-DDTs (Mann-Whitney,  $p = 0,83$ , Figura 109A), sendo portanto, ambas as profundidades analisadas em conjunto em relação à variação espaço - temporal. Em relação à evolução temporal geral (considerando períodos secos e chuvosos em conjunto), foi observada tendência de aumento da frequência de ocorrência e concentrações de p,p'-DDTs nas amostras do Ano 3 em relação ao Ano 2 (*Material Suplementar A3MHS1, Tabelas 3 e 4*) (Figura 109C), inclusive com valores mais elevados que no Ano 1. Este aumento das concentrações no Ano 3 foi diretamente influenciado pelos altos valores registrados no período seco deste Ano. Portanto, a tendência de redução de introdução p,p'-DDTs indicado no RRDM 2020, RT-36D para o Setor Norte é descartada após a inclusão dos dados do Ano 3.

Considerando o conjunto total dos dados (Anos 1, 2 e 3), observa-se maiores concentrações de p,p'-DDTs em período seco (Mann-Whitney,  $p = 0,005$ , Figura 109B). Maiores concentrações de materiais provenientes do Rio Doce em períodos secos são esperadas nas regiões ao norte da foz do Rio Doce (Setores Abrolhos e Norte), visto que nos meses de outono e inverno eventos de entradas de frentes frias são recorrentes na plataforma, ocasionando inversão na direção de ventos e correntes e, conseqüentemente, de deslocamento da pluma do Rio Doce para norte (OLIVEIRA et al., 2015; QUARESMA et al., 2015; RRDM 2021, RT-37). Comparando os períodos secos dos Anos 1 e 3, maiores concentrações de p,p'-DDTs foram registradas no Ano 3 (Figura 109D). Essa variação pode estar associada à maior vazão do Rio Doce no período seco do Ano 3 (257,04 ± 152,69 m³/s) que no período correspondente do Ano 1 (180,11 ± 102,05 m³/s), que aliado às condições de inversão de ventos e correntes característicos deste período (para norte da Foz), possibilita maior influência da pluma do Rio Doce no Setor Norte. Além disso, processos de ressuspensão por ondas são favorecidos durante os períodos secos em decorrência dos maiores valores de Hs (altura significativa de onda) característicos

deste período (RRDM 2020, RT-36D; RRDM 2021, RT-37), permitindo a redistribuição de DDT depositado nos sedimentos deste setor para a coluna de água.

A avaliação temporal entre os períodos chuvosos mostra que o período chuvoso do Ano 1 teve maiores concentrações de  $p,p'$ -DDTs que os períodos chuvosos dos anos 2 e 3 (Kruskal-Wallis  $p < 0,001$ ) (Figura 109D). O padrão de variação temporal de concentrações de  $p,p'$ -DDTs entre os períodos chuvosos não concorda com o padrão de vazão do Rio Doce registrada para o mesmo período dos três anos analisados, em que a vazão média dos Anos 2 e 3 ( $987,89 \pm 952,41$  e  $862,18 \pm 539,37$  m<sup>3</sup>/s, respectivamente) foi o dobro do observado para o Ano 1 ( $519,11 \pm 391,61$  m<sup>3</sup>/s). De fato, a dispersão da pluma do Rio Doce é majoritariamente sentido sul da Foz, especialmente durante os períodos chuvosos. Desta forma, é possível que durante os períodos chuvosos, processos de ressuspensão de sedimentos possam ter maior influência na disponibilização destes contaminantes para a coluna de água do Setor Foz que a dispersão da pluma.

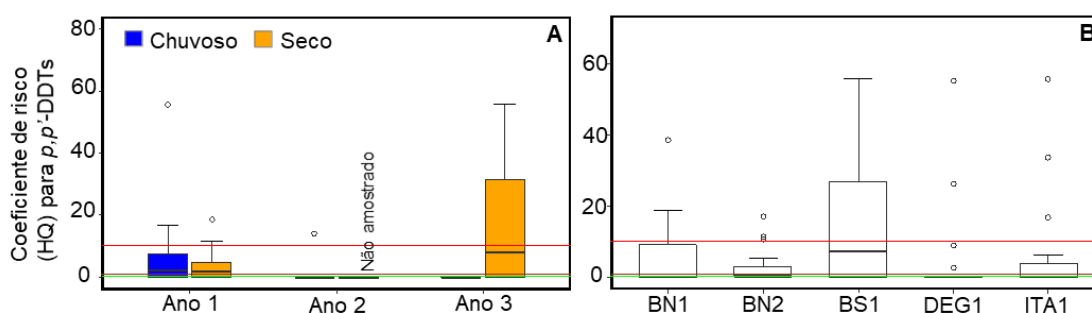
Figura 109: Concentração de  $p,p'$ -DDTs para amostras de água coletadas no Setor Norte. A = variação entre diferentes profundidades (considerando os três anos); B = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro - considerando os três anos); C = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos e profundidades); D = variação temporal e entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta. “a”, “b” e “c” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney;  $p < 0,05$ ). Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



O HQ em relação a  $p,p'$ -DDT em água para o Setor Norte nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $6,33 \pm 13,43$ , com 19% ( $n = 13$ ) das amostras com níveis de HQ indicando risco moderado (quando  $1 < HQ < 10$ ; COMBI et al., 2016), e 20% ( $n = 14$ ) das amostras com risco alto ( $HQ > 10$ ). Os

índices HQ acompanham as tendências temporais das médias deste contaminante, sendo maiores no período seco do Ano 3 (Figura 110A). Dentre os pontos amostrados no Setor Norte, BN01 e BS01 são os pontos com maiores valores para HQ (Figura 110B). Por fim, com a inclusão dos dados do Ano 3 foi possível constatar também um aumento da frequência de amostras com  $p,p'$ -DDTs acima do CONAMA nº 357/05 ou NOAA (BUCHMAN, 2008) no Ano 3 (27%) em relação ao Ano 1 (11%) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 13*), ressaltando a necessidade de continuidade do monitoramento no Setor Norte devido ao indicativo de possíveis impactos na biota local, bem como em toda a teia trófica, visto a toxicidade e potencial de bioacumulação e biomagnificação de  $p,p'$ -DDTs.

Figura 110: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $p,p'$ -DDTs ( $p,p'$ -DDT +  $p,p'$ -DDD +  $p,p'$ -DDE) determinado em amostras de água coletadas no Setor Norte. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Norte (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



#### ➤ Contaminantes emergentes

No setor Norte foram determinados os compostos 17-beta-estradiol (10,44 a 24,10 ng/L) e estriol (4,55 a 21,53 ng/L), conforme *Material Suplementar A3MHS4 Figuras 30 e 31*. Ambos foram determinados na campanha 11-18, período chuvoso, do Ano 1. No Ano 2 os contaminantes emergentes foram determinados com concentração inferior ao limite de quantificação. No Ano 3, os analitos octilfenol (4,00 a 4,13 ng/L), estigmastanol (7,32 a 8,29 ng/L) e triclosan (6,92 a 8,49 ng/L) foram determinados na campanha 04-21, período seco. Já os compostos bisfenol A (6,07 a 30,07 ng/L), nonilfenol (3,93 a 4,75 ng/L), triclosan (5,87 a 14,74 ng/L) e coprostanol (13,13 a 14,60 ng/L) foram determinados na campanha 07-21, também no período seco (*Material Suplementar A3MHS4 Figuras 32 e 37*). A maior frequência de ocorrência dos analitos pode estar associada, além da questão do aporte de esgoto diretamente nos corpos hídricos, às condições ambientais dos locais de amostragem. De acordo com as Tabelas 3, 4 e 5 a média das intensidades e da direção dos ventos e ondas pode ter favorecido o transporte dos compostos desde a Foz do Rio Doce até o setor Norte.

**d) Qualidade da Água**

No Setor Norte, os níveis de N-amoniaco e silício no período chuvoso do Ano 3 (campanhas 12-20 e 02-21) foram superiores aos dados pretéritos em 100 % e 11 % das amostras de superfície, respectivamente (Figura 111; *Material Suplementar A3MHS5; Figuras 1 e 2*). A partir da comparação com os períodos chuvosos do Ano 1 (11-18 e 01-19) e Ano 2 (11-19 e 01-20) do monitoramento PMBA/RRDM-Fest, observou-se aumento da frequência de ocorrência de N-amoniaco acima dos níveis pretéritos para o Ano 3, enquanto houve uma redução no percentual de ortofosfato e silício, cujos valores foram superiores aos dados pré-rompimento em 83 % das amostras para ortofosfato (Ano 1 chuvoso); e em 74 % das amostras para silício, com 5 vezes de incremento nas concentrações (Ano 2 chuvoso) (Figura 111 e Figura 112; *Material Suplementar A3MHS5; Tabelas 2 e 3, Figuras 1, 2, 3 e 4*).

No período seco do Ano 3 (04-21 e 07-21), a alteração mais marcante foi a diminuição da frequência de ocorrência de níveis de N-amoniaco acima dos dados pré-rompimento (e.g. 96 % para o período Seco do Ano 1 e 20 % para o Ano 3 seco). Ortofosfato e silício apresentaram condições similares para o Ano 1 seco (79 % das amostras superiores aos dados pretéritos para ortofosfato e 71 % para silício) e Ano 3 seco (frequência de ocorrência de 70 % e 86 % de amostras acima das condições pré-rompimento para ortofosfato e silício, respectivamente) (Figura 111; *Material Suplementar A3MHS5; Tabelas 2 e 3, Figuras 1, 2, 3 e 4*).

Figura 111: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de nutrientes acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 e 01-19; Ano 2: 11-19 e 01-20; Ano 3: 01-21) e seco (Ano 1: 04-19 e 07-19; Ano 3: 04-21 e 07-21) no setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

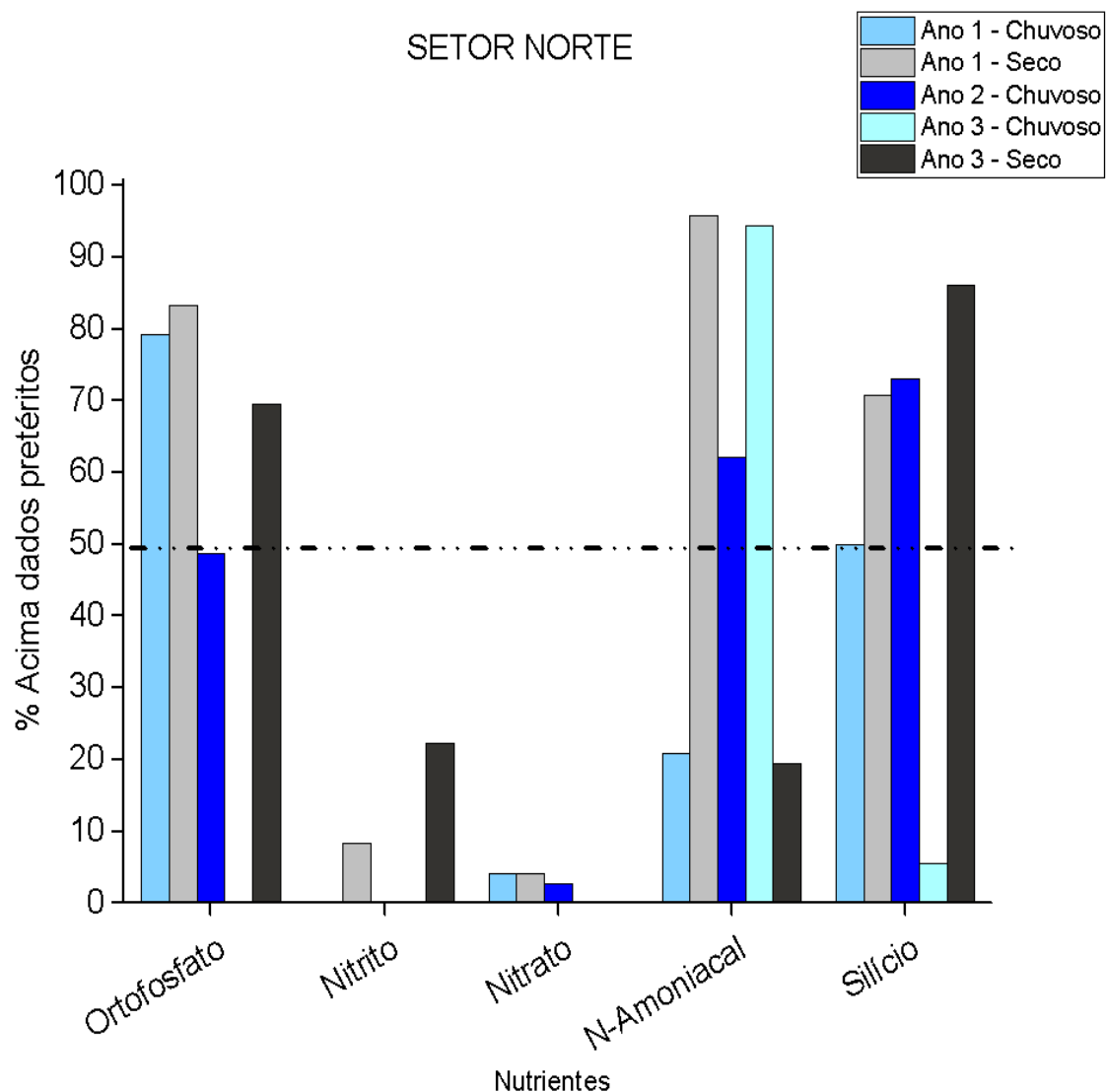
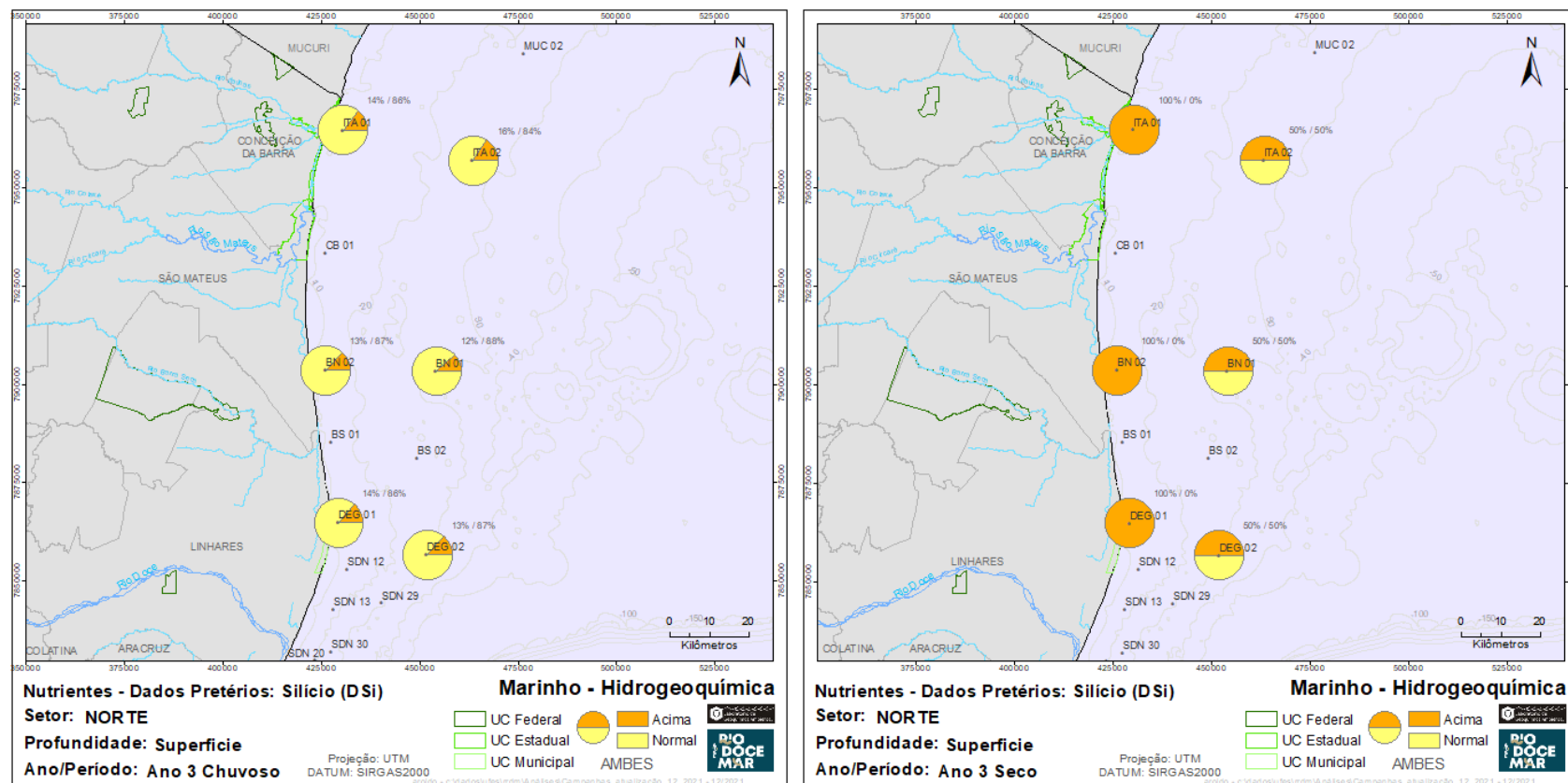


Figura 112: Frequência de ocorrência de valores de silício acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (01-21) e seco (04-21 e 07-21) do Ano 3 no Setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

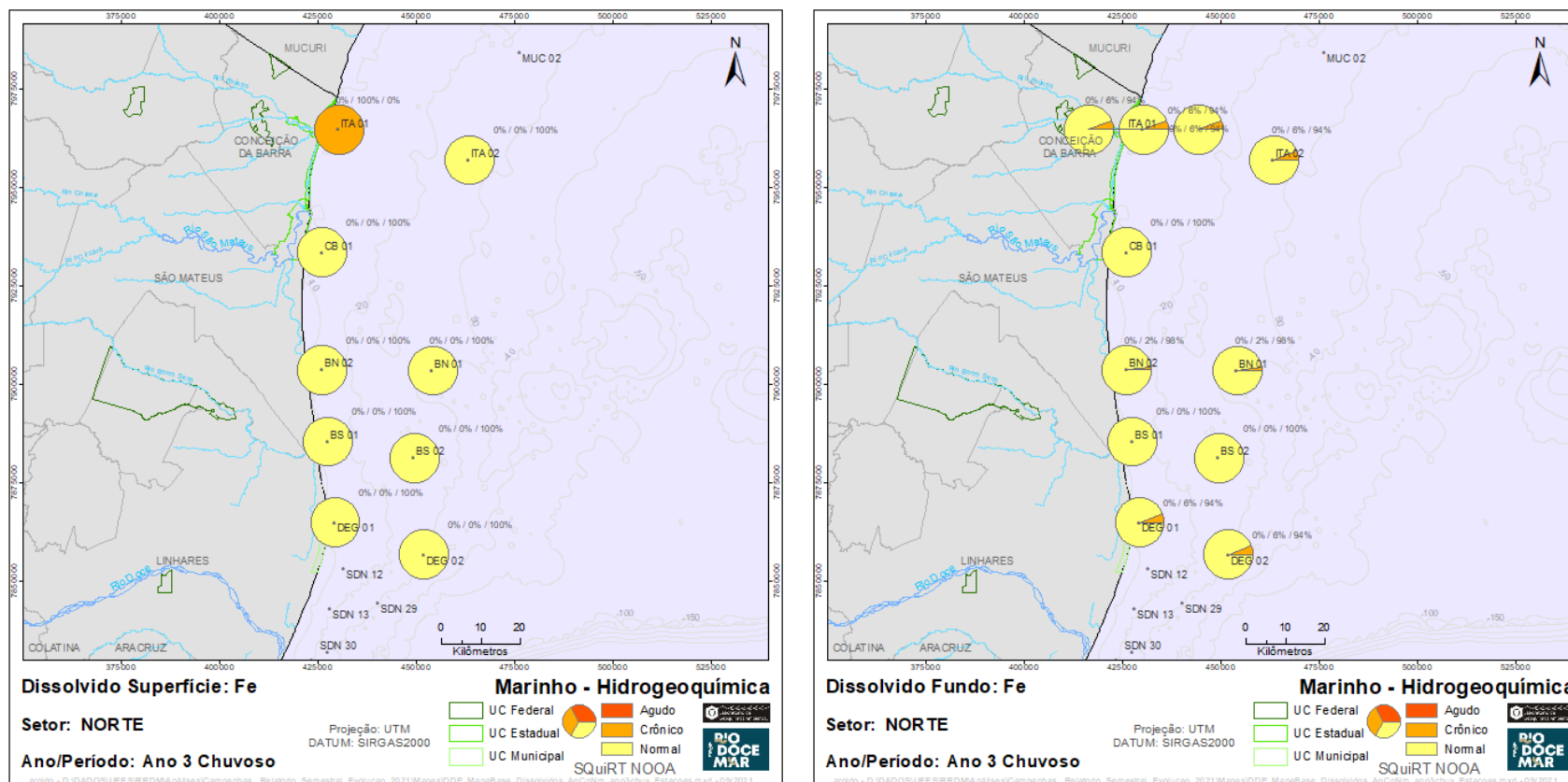




Em relação aos metais dissolvidos, durante o período chuvoso do Ano 3 foram constatados níveis crônicos somente para o metal Fe com relação aos limites estabelecidos pelo NOAA em 11 % das amostras de superfície e 6 % das amostras de fundo (Figura 113), enquanto os demais metais mantiveram-se em níveis abaixo dos valores de referência. Em comparação aos períodos chuvosos do Ano 1 (11-19 e 01-19) e Ano 2 (11-19 e 01-20) para o Setor Norte, constatou-se uma melhora com relação às concentrações de metais dissolvidos. Fe dissolvido apresentou frequência de ocorrência média de 25 % e 40 % para as amostras em níveis crônicos no Ano 1 e Ano 2, respectivamente (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4; Figuras 11 a 14*).

No que se refere ao período seco do Ano 3, pode-se destacar níveis crônicos para Ni (50 % na superfície e 56 % no fundo), Fe (59 % na superfície), As (50 % nas amostras de superfície e fundo) e Cu (29 % na superfície e 39 % no fundo) para o setor Norte (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4*). No período seco do Ano 1 (04-19 e 07-19), condições crônicas ocorreram para Co, Cu, Fe e Hg, este último com frequência de ocorrência em 100 % das amostras. Os metais dissolvidos podem ser disponibilizados para a coluna d'água durante o período seco em função de eventos meteocanográficos que favorecem a ressuspensão de sedimento, tais o aumento da altura significativa de ondas nessas ocasiões (RICHARD et al., 2020; LONGHINI et al., 2022).

Figura 113: Frequência de ocorrência de valores de Fe dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as amostras de superfície nas campanhas realizadas no período chuvoso (01-21) e seco (04-21 e 07-21) do Ano 3 no Setor Norte durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



No que se refere aos parâmetros orgânicos (HPAs), as condições de qualidade da água no setor Norte ocorreram em conformidade com os limites definidos pelo CONAMA (2005) no período chuvoso do Ano 3, similar ao que foi observado para o período chuvoso do Ano 1. Degradação da qualidade foi observada durante o período chuvoso do Ano 2, quando os níveis de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno foram superiores aos critérios regulatórios em 100 % e 25 % (valor médio para superfície e fundo) das amostras analisadas (*Material Suplementar A3MHS5; Figuras 27 e 28*). Durante os períodos secos do Ano 1 (04-19 e 07-19) todos os HPAs apresentaram concentrações abaixo dos valores regulamentadores, enquanto no Ano 3 (04-21 e 07-21) as concentrações dibenzo(a,h)antraceno foram acima do CONAMA (2005) em 12 % das amostras de superfície e 33 % das amostras de fundo (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5*).

#### Setor Foz

##### a) Nutrientes

O Setor Foz recebe diretamente o aporte recente de silicatos oriundos do Rio Doce. Ao longo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM as maiores concentrações de sílica reativa dissolvida ocorreram no subsetor Foz Central, porém este nutriente se apresenta de forma variada em níveis maiores ou iguais aos dados pretéritos nos três subsetores e nos períodos secos e chuvosos. Há um aumento da sílica no período seco do Ano 3 em comparação com o Ano 1, com medianas de  $DSi = 2,94 \mu M$  e  $DSi = 1,21 \mu M$ , respectivamente (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 17*). Em relação ao período chuvoso o comportamento da sílica no Setor Foz foi distinto para os três anos (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ), sendo que a maior mediana ocorreu no Ano 2, quando a vazão estava acima da média, com níveis que alcançaram  $DSi = 119,77 \mu M$  em SD01 S (02-21). Nesta estação amostral ocorrem com maior frequência níveis mais altos de sílica dissolvida no estrato d'água superior devido ao deslocamento da pluma de dispersão de sedimentos vindos do rio. Há ainda diferença significativa entre os teores de sílica nos períodos chuvosos do Ano 1 e do Ano 3, sendo que este último teve mediana menor ( $DSi = 0,45 \mu M$ ). Nota-se uma particularidade referente ao período seco do Ano 3, onde foram observados teores bastante elevados de sílica dissolvida em SD04 F e SDN 29 S ( $DSi > 100 \mu M$ ). O aumento da sílica dissolvida no período seco do Ano 3 também foi visto para os demais setores monitorados, mesmo que as forças físicas não tenham sido energeticamente relevantes. É possível que outro processo externo esteja causando perturbação do fundo marinho ou que seja reflexo da ciclagem biológica da sílica. Além disso, a ausência de um terceiro período seco monitorado diminui a precisão na avaliação química temporal do ambiente marinho.

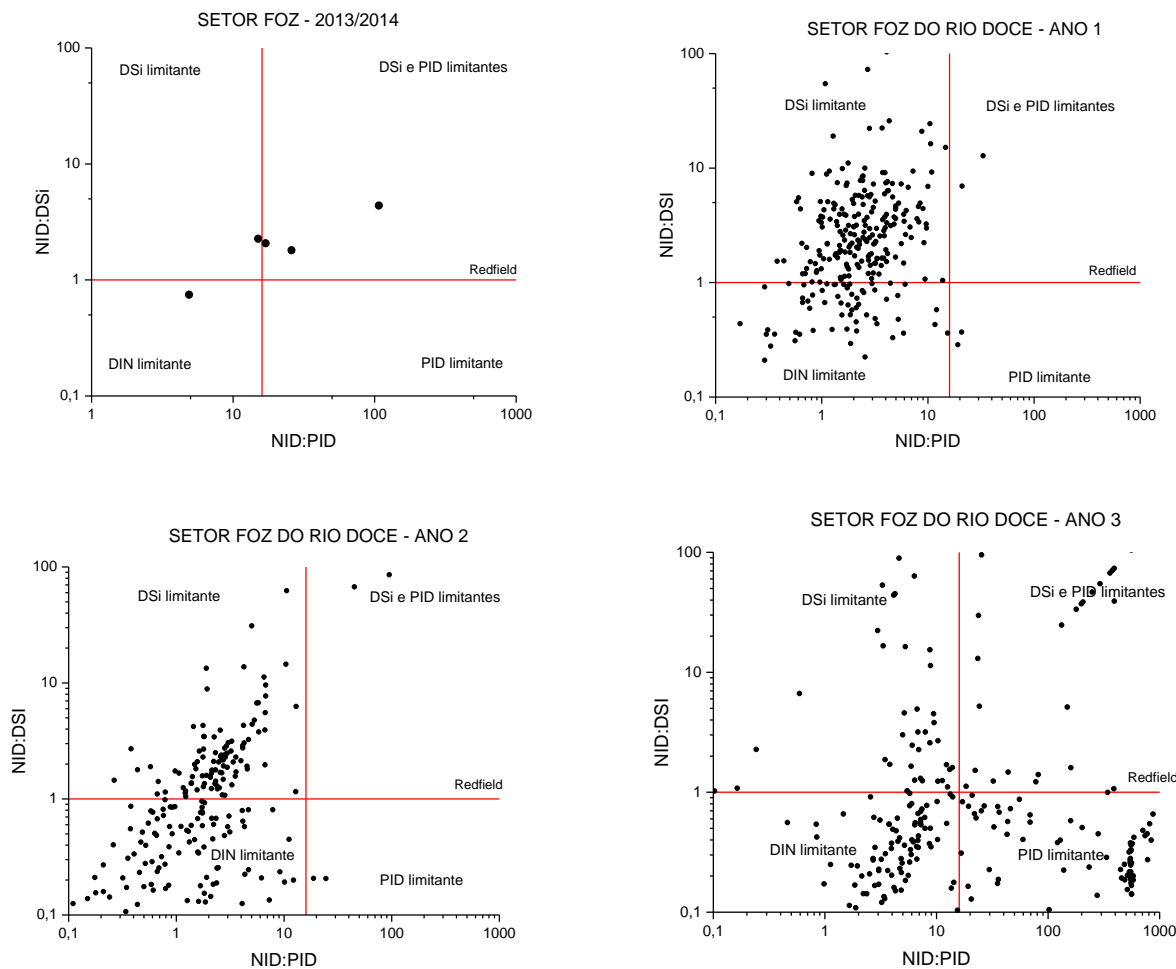
Entre os nutrientes nitrogenados destaca-se um incremento nas concentrações de nitrito no período seco do Ano 3, especialmente no subsetor Foz Sul, porém não há diferença significativa deste nutriente para o período seco do Ano 1 (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 18*). Já no período chuvoso, os três anos monitorados foram diferentes entre si, sendo que no Ano 3 houve a maior redução de nitrito observada para a campanhas de 01-21 e 02-21, como também ocorreu para outros nutrientes nos demais setores (consumo pelo aumento da densidade fitoplanctônica – Subprojeto de Fitoplâncton). No geral, o nitrito não ocorre frequentemente em concentrações mais altas

que as condições pretéritas. O nitrato (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 19*) reduziu no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, apesar de ter algumas concentrações notáveis, como em SD 01 S  $\text{NO}_3^- = 26,68 \mu\text{M}$  e SD 02 F  $\text{NO}_3^- = 36 \mu\text{M}$ . A estação SD 02 é caracterizada pela presença frequente de lama fluída junto ao fundo que indica maior mobilidade e troca química entre sedimento e água. O nitrato foi diferente estatisticamente entre períodos chuvosos dos Anos 1 e 2 em relação ao Ano 3, este último com mediana próxima ao limite de detecção (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ). Do mesmo modo, houve diferença entre os períodos secos no Ano 1 e Ano 3, com medianas menores também ocorrendo no Ano 3 ( $\text{NO}_3^- = 1,38 \mu\text{M}$  e  $\text{NO}_3^- = 0,87 \mu\text{M}$ , respectivamente, Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). Em uma avaliação geral, as maiores concentrações de nitrato também ocorrem no subsetor Foz Central ao longo do PMBA/Fest-RRDM, embora este nutriente tenha sido representativo no subsetor Foz Sul no período seco do Ano 1. O n-amoniacal foi significativamente menor no Ano 3 em relação aos demais anos do PMBA/Fest-RRDM, tanto para os períodos secos, quanto para os chuvosos, estando muitas vezes abaixo do limite de detecção (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 21*). Este nutriente vem sendo bastante representativo no monitoramento e esta redução persistente no Ano 3 no setor mais próximo a desembocadura do Rio Doce representa uma mudança importante no padrão que vinha sendo observado no ambiente marinho e pode ser considerada, inclusive, como uma melhora da qualidade ambiental tanto em relação aos dados pretéritos, quanto em relação a abordagem acerca dos compostos orgânicos nitrogenados (e.g. aminas) usados como floculantes na Barragem de Fundão. Entretanto, esta redução no n-amoniacal foi mais significativa no período seco (exceto em 07-21), quando dominam processos de ressuspensão que propiciam a produção primária regenerada configurada pelas espécies nitrogenadas reduzidas (nitrito e n-amoniacal), ou seja, há menor influência do Rio Doce. No período chuvoso do Ano 3 houve detecção do n-amoniacal no Setor Foz que é atribuída a descarga do rio.

O ortofosfato também foi estatisticamente menor no período seco do Ano 3 em comparação com o Ano 1 (medianas de  $\text{HPO}_4^{2-} = 0,18 \mu\text{M}$  e  $0,09 \mu\text{M}$ , respectivamente; Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 20*). No período chuvoso os três nos foram significativamente diferentes entre si, sendo que o Ano 3 também teve os menores valores de ortofosfato. Este nutriente, de uma forma geral, ocorre em concentrações menores ou iguais aos dados pretéritos.

Houve um aumento relativo no nitrogênio total no período chuvoso e redução no período seco do Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 22*). O fósforo total foi significativamente menor no Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 23*), assim como o dissolvido. As relações inorgânicas indicam maior limitação em fósforo no Setor Foz no Ano 3 (Figura 35). O ICEP, quando positivo no Ano 3, é em relação ao aumento no aporte de nitrogênio em relação a sílica. Porém, diferentemente dos demais setores, a variação temporal do ICEP na Foz foi distinta entre o Ano 1 e Ano 2 devido a um considerável número de amostras com ICEP negativo em 01-21. É possível que o suprimento de nutrientes tenha sido equilibrado neste período devido a maior densidade fitoplanctônica observada, mesmo com a redução dos nutrientes em 01-21 (tempo de resposta dos organismos) o que caracteriza um ambiente com baixo potencial de eutrofização no Ano 3 (ICEP negativo).

Figura 114: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício dissolvido (DSi) no Setor Foz do Rio Doce pré e pós Rompimento da Barragem de Fundão. As linhas vermelhas representam a razão de Redfield (N:P:Si = 16:1:16).



**b) Metais**

➤ *Água Dissolvida*

A região da Foz do Rio Doce apresentou uma distribuição da concentração semelhante entre os períodos chuvosos e secos para todos os elementos dissolvidos estudados, com exceção do Pb. Essas concentrações dos elementos apresentam dois aumentos significativos, um durante o período chuvoso do ano 1, na campanha 01-19 (distribuição das concentrações de Fe; Figura 115), e outro durante o período seco do ano 1, na campanha 05-19 (distribuição das concentrações de Fe; Figura 115). Eventos distintos podem estar associados a esses aumentos na distribuição das concentrações dos elementos dissolvidos, dos quais o volume acumulado de chuvas e períodos de grande vazão podem contribuir para os valores encontrados no período de 01-19 e campanhas subsequentes do período chuvoso. Já para o período seco, o aumento das concentrações observado na campanha 05-19 pode estar associado a eventos de ressuspensão de sedimentos, disponibilizando na coluna d'água elementos que estavam antes associados ao sedimento.

Considerando todo o PMBA/Fest-RRDM, destacam-se os aumentos do Ano 1. Contudo, o Ano 2 apresentou maiores concentrações médias dos elementos As, Co, Cr, Cu, Mn, Ni e Hg quando comparado aos períodos chuvosos dos Anos 1 e 3. (distribuição das concentrações de Mn; Figura 116). Esses aumentos das concentrações da fração dissolvida durante os períodos considerados chuvosos e secos podem indicar que a acumulação de chuvas e consequente "lavagem" da calha do Rio Doce e escoamento de material nas encostas do Rio Doce podem influenciar nessas concentrações na região da Foz. Eventos de alta energia, como elevada vazão ou elevados períodos e alturas de ondas, bem como frequência de tempestades, também podem influenciar na distribuição dos elementos estudados em sua fração dissolvida.



Figura 115: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/L}$ ) de ferro dissolvido no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

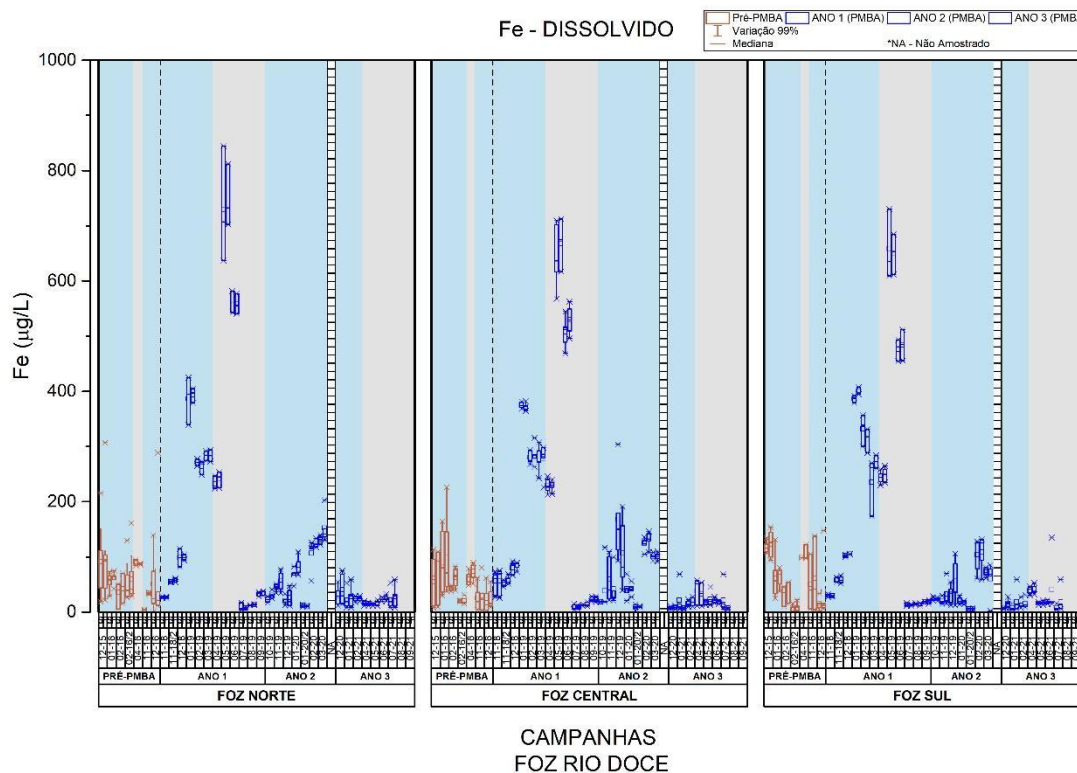
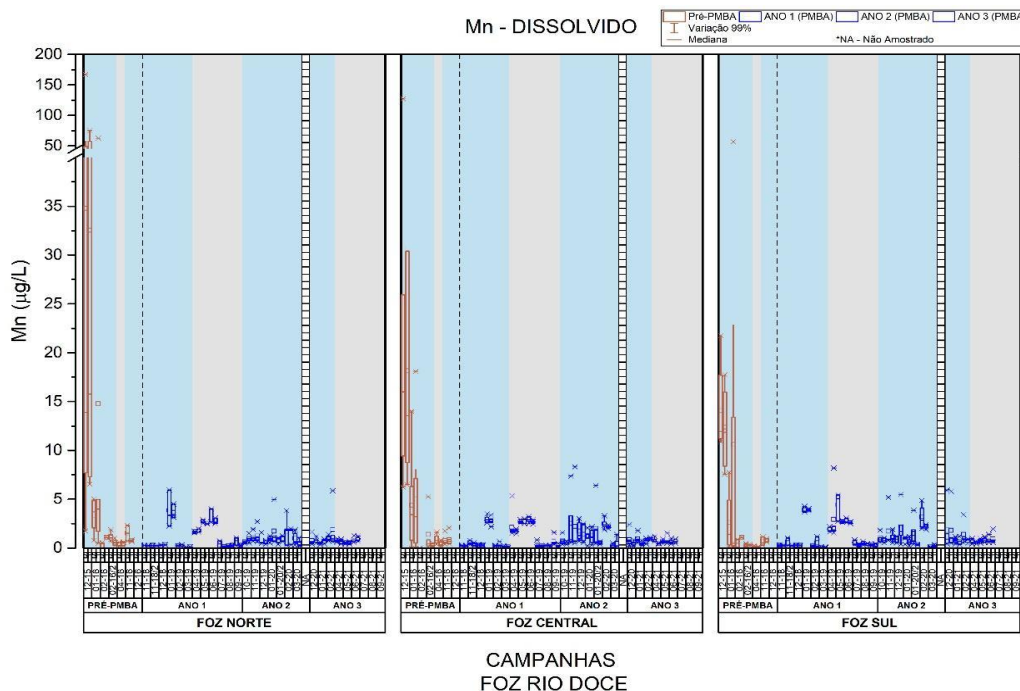


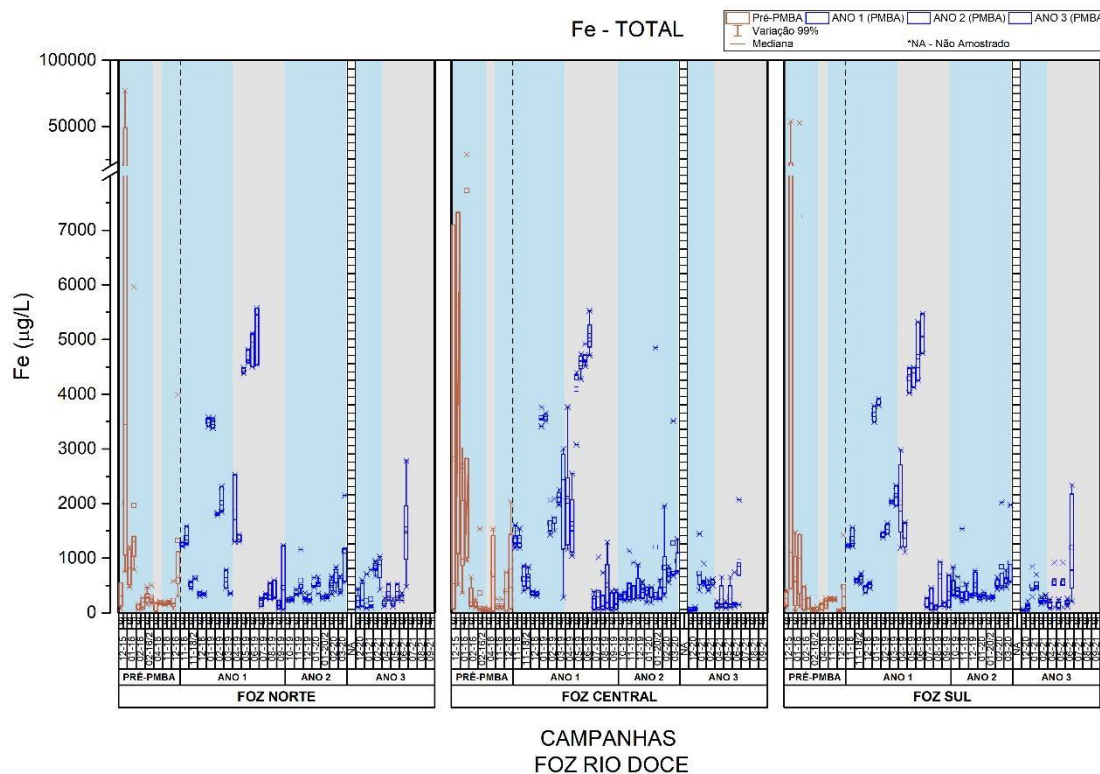
Figura 116: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/L}$ ) de manganês dissolvido no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➤ *Água Total*

Similarmente a fração dissolvida, a maioria dos elementos apresentou um aumento das concentrações em água na fração total a partir da campanha 01-19, referente a um período considerado chuvoso. Os elementos Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe e Zn apresentaram esses aumentos em suas concentrações nos três subsetores da Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul), possivelmente associados a um aumento da vazão do Rio Doce, ocasionando um grande aporte de material. Fe (Figura 117), juntamente com Hg e Ni, apresentaram elevadas concentrações também no período seco, considerando todo o período do PMBA/Fest-RRDM. Esse aumento de concentrações durante esse período pode estar associado a eventos de grande energia na região costeira e plataforma, ressuspensão de um material associado ao sedimento. Em comparação entre os períodos chuvosos e entre os períodos secos do PMBA/Fest-RRDM, todos os elementos apresentaram menores concentrações maiores durante o Ano 2 entre os períodos Chuvosos, sendo As, Ba, Co, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V e Zn não apresentaram diferenças significativas entre os Anos 1 e 3. Já Al e Fe, depois do Ano 2, apresentaram maiores concentrações no Ano 1. Entre os períodos considerados secos, com exceção da Ag e Cd, as concentrações de todos os elementos apresentaram maiores valores durante o Ano 3.

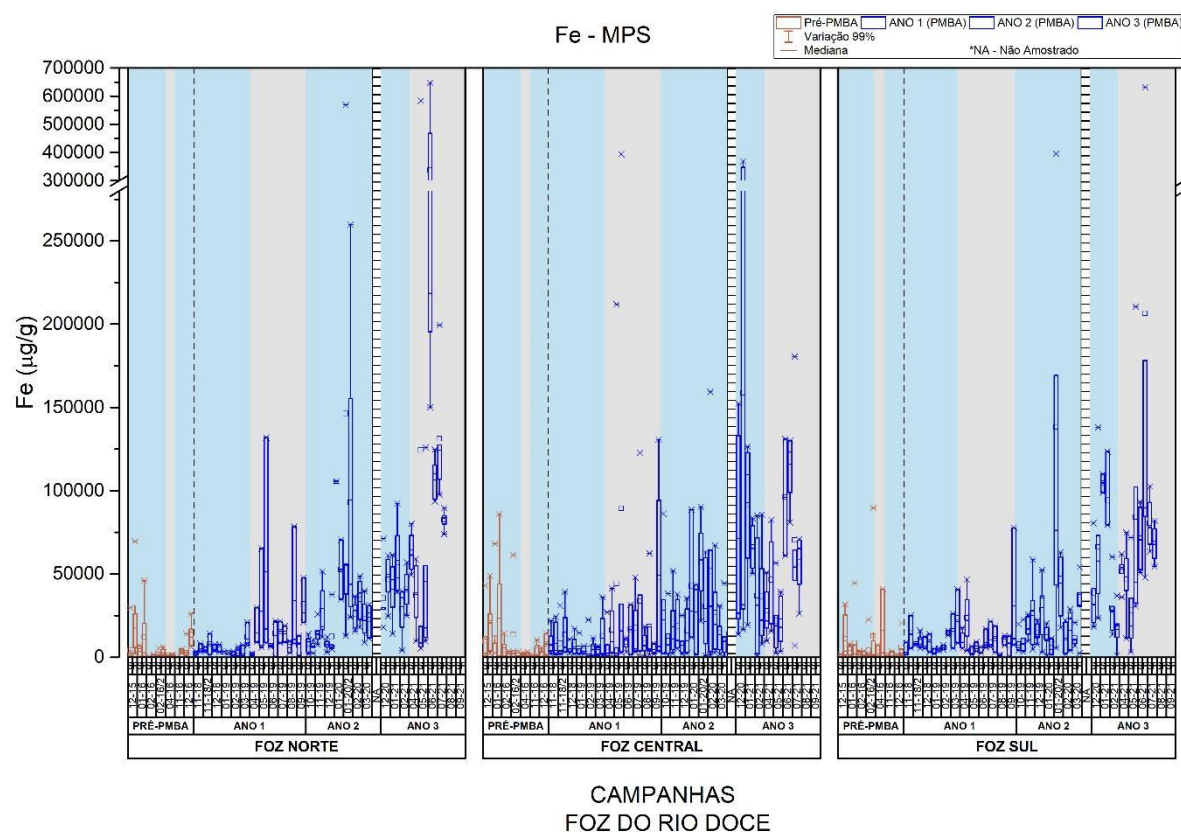
Figura 117: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/L}$ ) de ferro na água total no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➤ *Elementos associados ao MPS*

No setor da Foz do Rio Doce, todos os elementos associados ao material particulado, exceto Ag e Co, apresentaram uma tendência de aumento de suas concentrações com o desenvolver das campanhas, mesmo durante o período seco (distribuição das concentrações de Fe; Figura 118). Um decréscimo nas concentrações desses elementos pode ser observado durante a campanha 10-19, início do período chuvoso da transição, contudo esses níveis voltam a aumentar nas campanhas subsequentes. As maiores concentrações médias dos elementos podem ser observadas durante o Ano 3 em ambos os períodos chuvoso e seco. Os aumentos das concentrações dos elementos associados ao material particulado podem estar associados a processos de ressuspensão, bem como um aporte vindo do Rio Doce associado a períodos de forte vazão.

Figura 118: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro associado ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

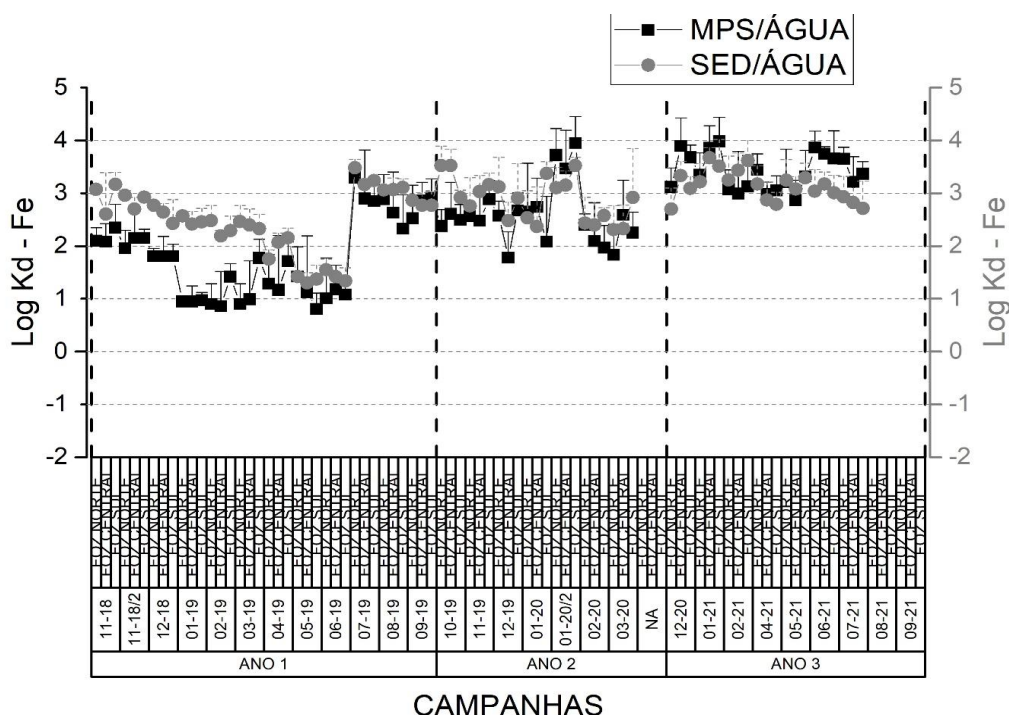


No âmbito dos resultados apresentados nos Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM, a variação temporal e espacial das concentrações dos metais e arsênio na coluna d'água, no material particulado em suspensão e nos sedimentos foi avaliada para os setores de Abrolhos, Norte, Foz, APA/RVS Costa das Algas e Sul. De forma a avaliar a transferência de dos elementos entre essas frações na região da Foz durante os períodos foi utilizado o coeficiente de partição ( $K_d$ ). O  $K_d$  entre as frações dissolvida e particulada (MPS) é a razão da concentração dos elementos associados ao material particulado em suspensão ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ) pela concentração dos mesmos elementos dissolvidos na água ( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Já o  $K_d$

entre as frações dissolvidas e o sedimento consiste na razão entre os níveis de metais associados ao sedimento ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ) e os dissolvidos na coluna d'água ( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Como forma de normalização dos resultados, utiliza-se o logaritmo dos coeficientes de partição. Assim, ao observar valores superiores e crescentes a zero, indica uma transferência de fase para a porção particulada ou sedimentar, ao passo que mais próximo de zero ou ainda negativos, indica uma mudança de fase para a fração aquosa (dissolvidos).

Ao analisar os gráficos das médias dos coeficientes de partição para a região da Foz, nota-se um comportamento de decréscimo do Kd (MPS/água e Sedimento/água) para os metais Fe, Al, Cr, Ni, Pb, V e Zn da campanha realizada em 11-18 até a campanha de 06-19, indicando uma transferência das fases particulada e sedimentar para a dissolvida (Figura 119). No entanto, esse padrão é invertido da campanha 07-19 em diante, indicando o a predominância desses elementos nas frações particulada e sedimentar. Nota-se um aumento significativo do Kd MPS/água e Sedimento/água para esses elementos durante a campanha emergencial realizada em 01-20/2, indicando uma maior presença desses metais nas frações particulada e sedimentar. Esse período da campanha de 01-20/2 foi caracterizado por um evento de grande vazão do Rio Doce, transportando uma grande quantidade de material particulado em suspensão, bem como metais associados. Para o período do Ano 3, observa-se o aumento da predominância dos elementos Al, As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, V e Zn na fração particulada e associada ao sedimento. Além de eventos de alternância da vazão do Rio Doce, processos de ressuspensão, assimilação por organismos ou mudanças em características físico-químicas também podem estar associados a essa alternância de fases (ZHANG et al., 2018).

Figura 119: Distribuição do coeficiente de partição (log Kd) entre as frações MPS/água dissolvida e sedimento/água dissolvida para ferro no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central, Foz Sul) nas campanhas amostrais durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



➤ *Lábeis*

Considerando os períodos de seca, ocorreu incremento da concentração lábil de Fe e Zn no Ano 3 (Figura 120). As concentrações médias determinadas foram  $Fe_{\text{lável}} 6,05 \pm 7,43$  e  $Zn_{\text{lável}} 4,63 \pm 3,08 \mu\text{g L}^{-1}$  (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ) (*Material Suplementar A3MHS3, Tabela 3*). Esse aumento de concentração coincide com a diminuição da salinidade no setor no Ano 3, indicando a maior presença de água do Rio Doce e de material particulado em suspensão carregado pelas águas do próprio rio.

No setor Foz no período chuvoso ocorreu incremento da concentração de  $Fe_{\text{lável}}$  ( $3,21 \pm 7,07$ , Ano 1 para  $6,15 \pm 10,77 \mu\text{g L}^{-1}$ , Ano 3) e o mesmo comportamento para  $Zn_{\text{lável}}$  ( $2,36 \pm 2,74$  para  $4,09 \pm 1,73 \mu\text{g L}^{-1}$ , Ano 3) (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ) (*Material Suplementar A3MHS3, Tabela 3*). Para  $Al_{\text{lável}}$ , embora as diferenças sejam estatisticamente significativas, entre os três anos, uma variação maior entre o Ano 1 ( $6,61 \pm 4,59 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e Ano 2 ( $4,35 \pm 2,70 \mu\text{g L}^{-1}$ ) foi verificada. Além disso, ocorreu a detecção de  $Ni_{\text{lável}}$  em concentrações médias de  $0,74 \mu\text{g L}^{-1}$  (campanha 01-20) a  $1,69 \mu\text{g L}^{-1}$  (campanha 03-20) (*Material Suplementar A3MHS3, Tabela 2*).

No entanto, conforme relatado no RA2020 (RRDM, 2020) e por Longhini et al. 2022, o aporte de material fluvial contribui de forma minoritária para o incremento da concentração das espécies lábeis. Já a ciclagem e eventos de ressuspensão, na plataforma continental, assumem maior relevância na remobilização de elementos na forma solubilizada (LONGHINI et al., 2021).



Figura 120: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de  $Fe_{Lábil}$  e  $Al_{Lábil}$  em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 – 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso.

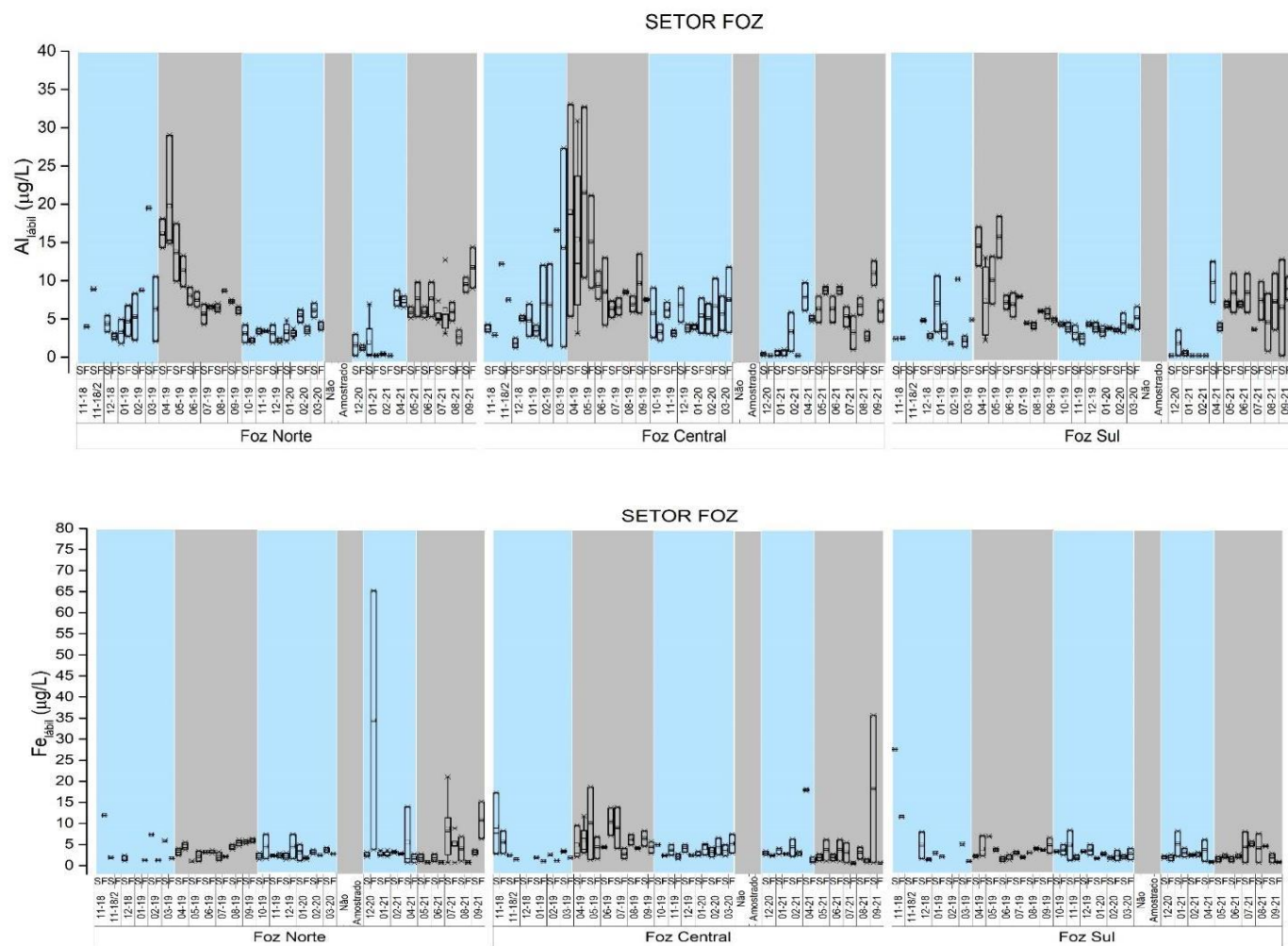
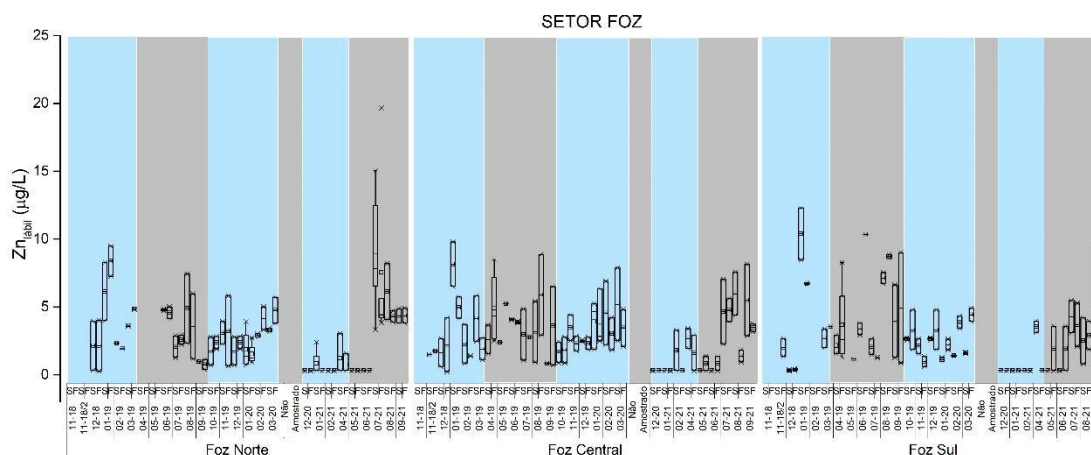




Figura 121: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Zn<sub>labil</sub> em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 – 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



#### ➤ Elementos Terras Raras no MPS

A análise dos elementos terras raras no Setor Foz confirma a maior influência do Rio Doce nesta região pelo maior número de ocorrências de assinaturas compatíveis com fontes de mineração no material particulado em suspensão (MPS). Através desta ferramenta, sugere-se a ocorrência indireta do rejeito tanto no período chuvoso (Figura 122), quanto no período seco (Figura 123) no Ano 1. De uma forma geral, apenas as estações SD04 e SD05 não indicaram o sinal do rejeito por esta ferramenta ao longo de todo o monitoramento na foz. As demais estações dos subsetores da foz (norte, central e sul) apresentaram assinatura em momentos distintos do PMBA/Fest-RRDM, sem um padrão definido entre período seco e chuvoso. O que se observa, como mencionado em relatórios anteriores, é uma contribuição deste material proveniente do Rio Doce no MPS tanto do período chuvoso, quanto no seco do Ano 1, sugerindo a contribuição do aporte recente (maior vazão) e da ressuspensão do sedimento anteriormente depositado.

Figura 122: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo PAAS (McLennan, 1989) no MPS do Setor Foz no período chuvoso do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM.

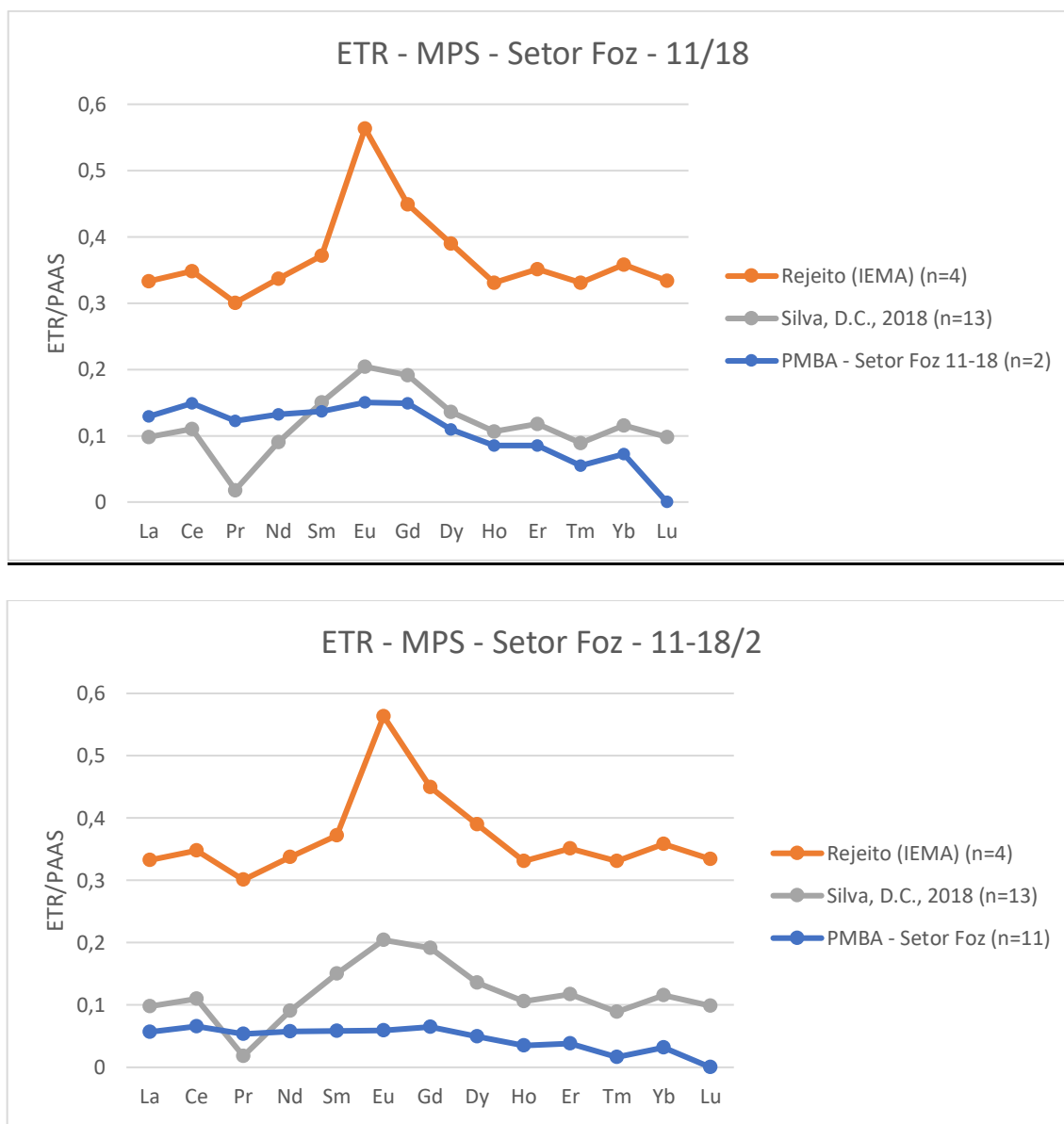
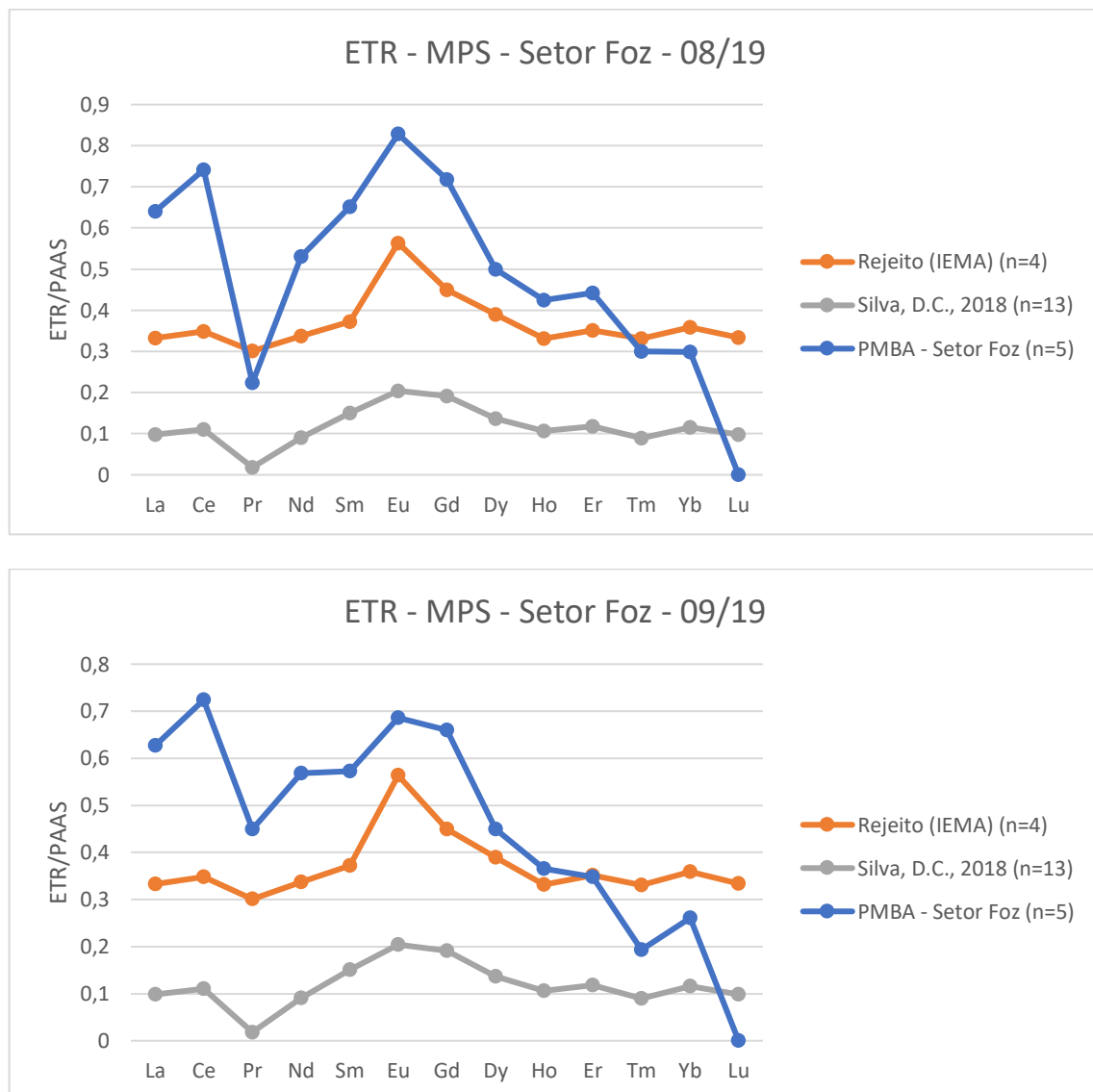
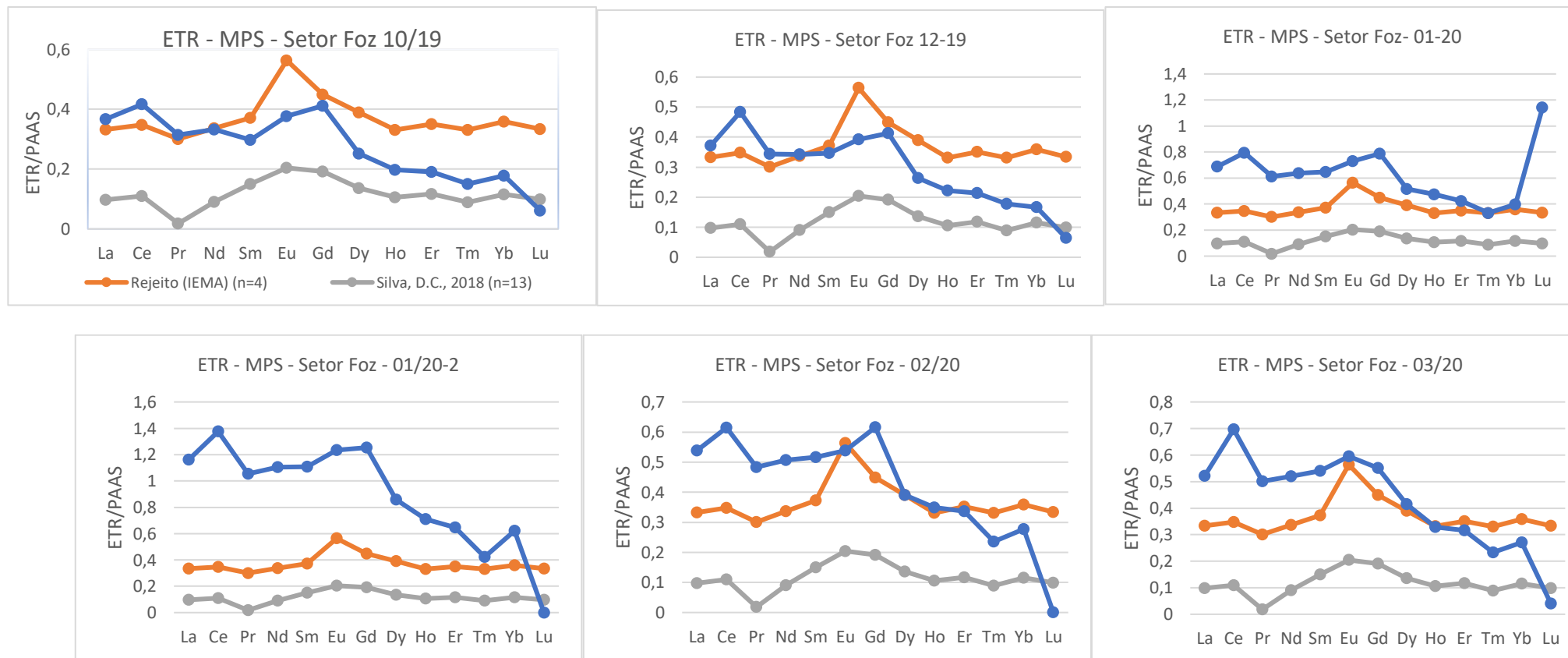


Figura 123: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo PAAS (McLennan, 1989) no MPS do Setor Foz no período seco do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM.



Quanto as assinaturas dos elementos terras raras referente ao Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM no Setor Foz, observou-se a similaridade entre os valores de referência da mineração com o MPS de todas as campanhas do período chuvoso amostrado (Figura 124), exceto no mês 11-19. Sabe-se que neste período ocorreram as maiores vazões observadas até o momento no monitoramento, ressaltando a influência direta do aporte de um material impactado pela mineração da plataforma continental, tendo em vista a divergência das assinaturas do MPS com o background natural. Não houve assinatura compatível com o rejeito para o MPS das campanhas amostrais do Ano 3 no Setor Foz.

Figura 124: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo PAAS (McLENNAN, 1989) no MPS do Setor Foz no período chuvoso do Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM.

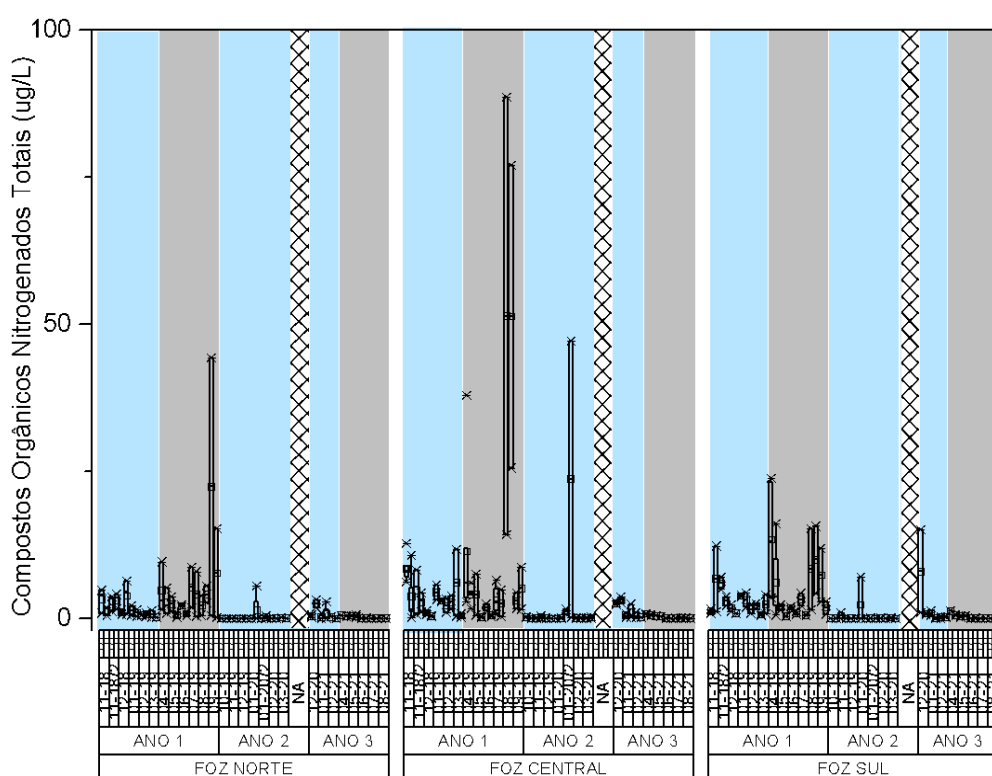


### c) Compostos Orgânicos

#### ➤ Aminas

Ao que se refere a distribuição de aminas dentro do setor Foz, os resultados referentes ao Ano 3 apresentam uma queda significativa do nível de concentração (Figura 125), assim como vem sendo observado para as demais áreas monitoradas desde o período chuvoso do Ano 2.

Figura 125: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



Em todos os setores da Foz do Rio Doce (Norte, Central e Sul), as maiores concentrações no Ano 3 foram observadas durante o período chuvoso com máximos de  $3,26 \mu\text{g/L}$  (12-20),  $3,67 \mu\text{g/L}$  (12-20) e  $1,36 \mu\text{g/L}$  (01-21), para Foz Norte, Central e Sul, respectivamente. Deve-se ressaltar que na grande maioria das amostras os níveis de concentração de aminas totais foram inferiores a  $1,00 \mu\text{g/L}$ .

No Ano 2 as concentrações de compostos orgânicos nitrogenados totais atingiram o valor máximo de  $47,19 \mu\text{g/L}$  para a amostra de água de fundo no setor Foz (SD 03 – 01-20/2) durante o pico de vazão do Rio Doce. No período seco do Ano 3, a redução das concentrações de aminas é ainda mais significativa, mantendo os níveis próximos a  $0,5 \mu\text{g/L}$  (Foz Central) e mínimos de  $0,03 \mu\text{g/L}$ . De forma geral, as concentrações de nitrogenados totais diminuíram em relação ao que foi observado durante o

Ano 1 do PMBA para o setor Foz. Neste período citado, o aumento das concentrações foi decorrente do efeito de descarga do rio, e governado por ação de correntes e ventos. Ainda em relação a este perfil de diminuição nas concentrações, também não se deve desconsiderar o efeito de possíveis ações mitigadoras, tais como o contingenciamento de barragens, que possam estar sendo ou terem sido efetuadas na retirada de material ainda estocado na calha do Rio e áreas marginais.

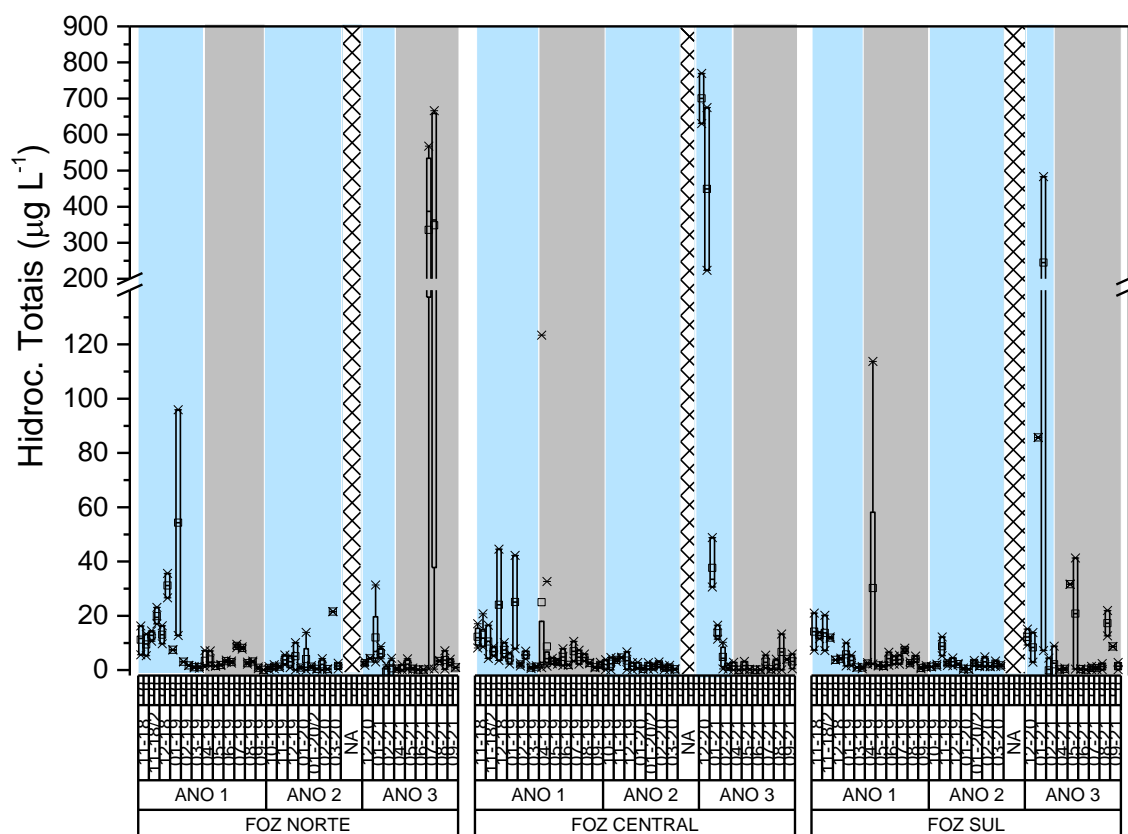
➤ *Hidrocarbonetos Alifáticos*

Para as amostras coletadas no setor Foz do Rio Doce durante o Ano 3 as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais apresentaram um aumento tanto durante as campanhas do período chuvoso quanto para o período seco (Figura 126). Os níveis máximos de concentração durante o período chuvoso foram de 666,28 µg/L na Foz Norte (07-21), de 769,62 µg/L na Foz Central (12-20) e de 483,23 µg/L na Foz Sul (01-21). Tais níveis de concentração são muito superiores aos máximos observados (Ano 1) que foram fortemente influenciados pelo regime de chuvas e vazão do Rio Doce no aporte de material continental. No Ano 3, o período seco apresentou altas concentrações principalmente para o subsetor Foz Norte, atingindo o máximo registrado em todo o monitoramento (666,28 µg/L).

Durante o período seco do Ano 1 e período chuvoso do Ano 2, as concentrações decaíram fortemente e mantiveram baixos na Foz Central e Foz Sul, sendo alterado apenas na Foz Norte. Assim, em comparação aos maiores níveis de concentração de hidrocarbonetos alifáticos registrados durante o Ano 1, os níveis inferiores encontrados durante o ano 2, denotam que o material depositado na calha do Rio Doce foi ao longo desse período carregado e que, podem estar correlacionados a redução de estoque de material proveniente do rejeito e que durante o Ano 3, a elevação das concentrações possa ter ocorrido mais fortemente por efeito de ressuspensão.



Figura 126: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g/L}$ ) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

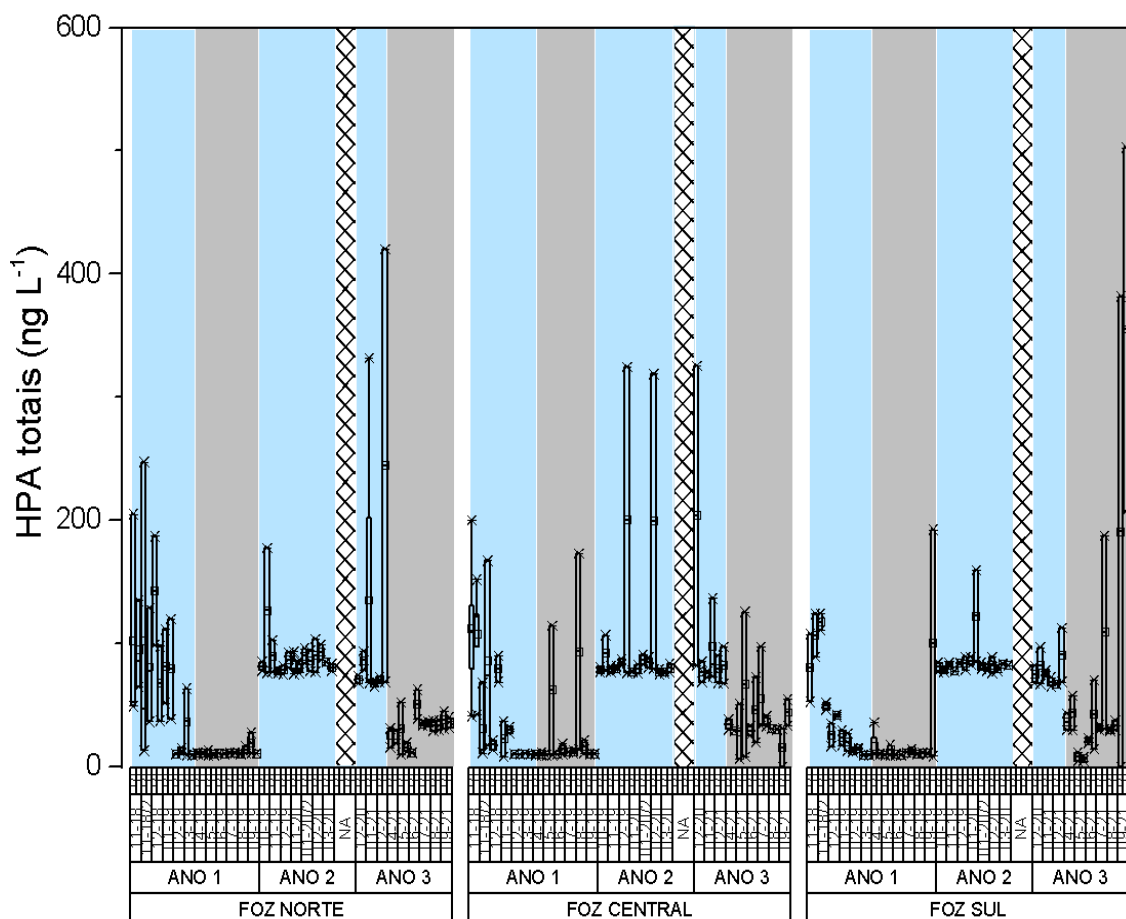


#### ➤ Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)

Para o setor Foz, as concentrações de HPA totais determinadas nas campanhas durante o Ano 3 foram similares ao observado durante os Anos 1 e 2 (período chuvoso x período chuvoso) e comportamento semelhante entre seus setores durante o período seco quando comparados aos Anos 1 e 2 (Figura 127). No Ano 3 as concentrações atingiram máximos de 331,58 ng/L (01-21), 325,46 ng/L (12-20) e 502,72 ng/L (09-21) para Foz Norte, Central e Sul, respectivamente. Dessa forma, com exceção para o subsetor Foz Sul, os resultados mantêm o comportamento de dispersão destes contaminantes em função do regime de chuvas, assim como já abordado para os setores já apresentados neste relatório. Nesse contexto, correlaciona-se o incremento nos níveis de concentração durante estes períodos ao transporte de material continental, bem como em função de uma maior precipitação de material atmosférico contribuindo para o aumento de HPAs. De tal modo podemos observar que o mesmo ocorreu para o Ano 2, que foi marcado por um forte regime de chuvas e um evento de extrema vazão do Rio Doce. Durante este período, similar elevação nas concentrações de HPAs totais em todos os setores da Foz do Rio Doce foi registrada. Os maiores

níveis ocorreram no subsetor Foz Central, durante as campanhas 12-19 e 01-20/2, os quais variaram de 76,20 ng/L a 324,48 ng/L e 75,41 ng/L a 318,87 ng/L, respectivamente.

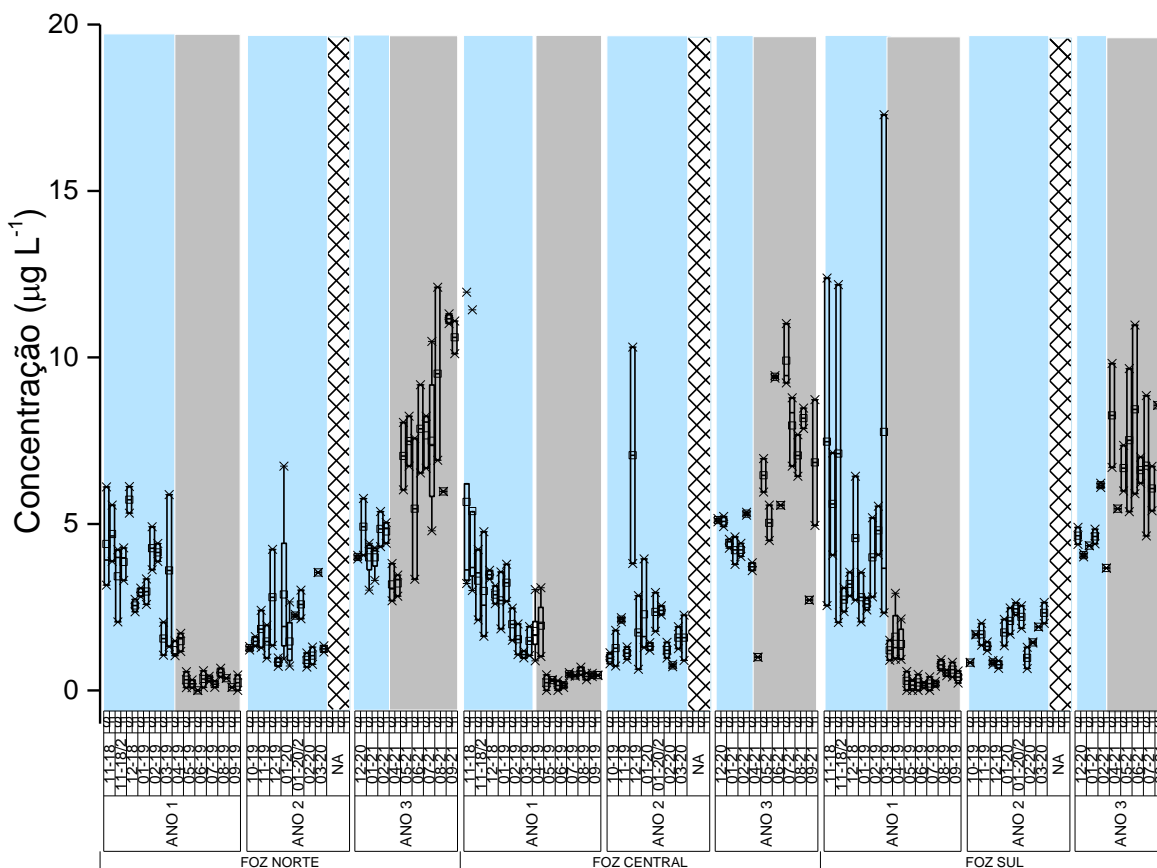
Figura 127: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



### ➤ Esteróis

Como pode ser observado na (Figura 128), as concentrações de esteróis totais detectadas durante os períodos chuvoso e seco do Ano 3 apresentaram níveis similares período chuvoso no Ano 1. No primeiro ano de monitoramento, as concentrações mais elevadas de esteróis totais durante o período chuvoso, atingiram o máximo de 12,39 µg/L no Setor Foz Sul. Estas altas concentrações de esterol, à época foram relacionadas a condições de forte produção autóctone, uma vez que os esteróis diagnósticos para este aporte, tal como o colesterol, foi o esterol mais abundante. No período seco deste ano (04-19), que foi caracterizado por importantes eventos climáticos, houve uma redução significativa dos valores para níveis inferiores a 1,00 µg/L de esteróis totais em todos os setores da Foz do Rio Doce.

Figura 128: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



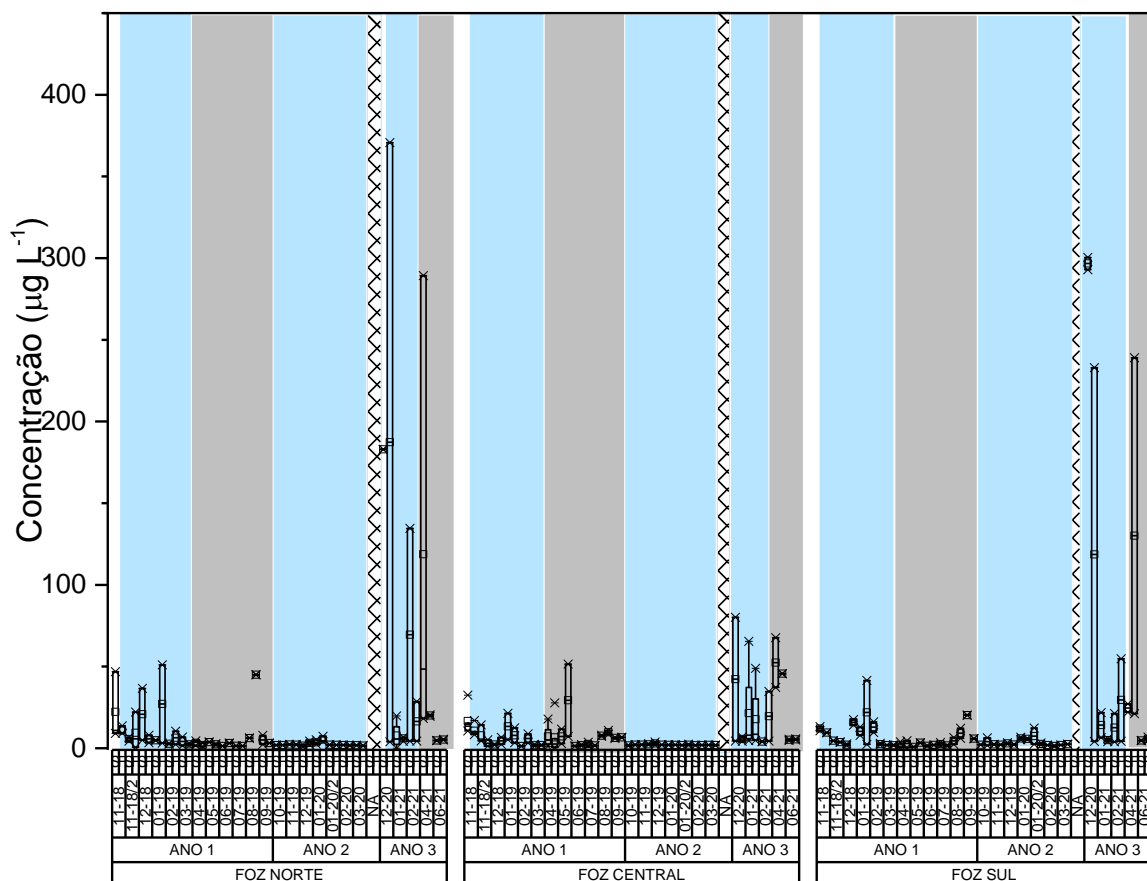
Comparando-se com o período chuvoso do Ano 2, verificou-se um aumento nas concentrações de esteróis totais frente ao que vinha sendo registrado anteriormente, porém com valores ainda inferiores aos que foram registrados como máximos durante o mesmo período no Ano 1. Neste ano as médias de esteróis totais foram de  $1,06 \pm 0,32 \mu\text{g/L}$  (01-20/2) a  $2,37 \pm 0,38 \mu\text{g/L}$  (01-20). Durante este período chuvoso, ocorreram aumentos que elevaram as concentrações de esteróis totais para o máximo de  $10,31 \mu\text{g/L}$  (12-19) no setor Foz Norte. Enquanto na campanha realizada no momento de maior vazão do rio Doce, os valores de máxima foram ligeiramente inferiores ( $6,74 \mu\text{g/L}$  – SDN 29). Nas demais estações amostrais os níveis de concentração foram menores, na faixa de  $0,73 - 3,95 \mu\text{g/L}$ . No período chuvoso do Ano 3, as concentrações atingiram o máximo de  $5,77 \mu\text{g/L}$  (12-20),  $5,35 \mu\text{g/L}$  (02-21) e  $6,22 \mu\text{g/L}$  (02-21) para Foz Norte, Central e Sul, respectivamente. Assim, observa-se a manutenção do perfil de incremento das concentrações de esteróis durante as campanhas de período chuvoso e de extrema vazão do Rio Doce. No período seco do Ano 3, as concentrações mantiveram-se elevadas, com níveis máximos, em cada subsetor, similares aos máximos registrados durante o Ano 1. Os máximos observados durante o período seco (Ano 3) foram de  $11,10 \mu\text{g/L}$  (09-21);  $11,02 \mu\text{g/L}$  (07-21) e  $10,97 \mu\text{g/L}$  (06-21), para Foz Norte, Central e Sul, respectivamente. A influência da contribuição do Rio Doce

na distribuição lipídica de esteróis é fortemente evidenciada ao avaliarmos as concentrações dos esteróis individuais, principalmente nos momentos correlacionados a alta vazão. Assim como observados em outros setores monitorados com forte influência continental, os esteróis mais abundantes são os terrígenos tais como b-sitosterol e/ou indicadores fecais como coprostanol e coprostanona que estão relacionados ao transporte estuarino-continental de matéria orgânica para a plataforma interna e regiões mais distais no setor da Foz do Rio Doce. Também se deve ressaltar a abundância de colesterol e colestanol. O colesterol é o principal esteroide animal, mas também é produzido por outros organismos, incluindo algas, diatomáceas, macrófitas, fitoplanctons e zooplâncton enquanto colestanol é correlacionado a origem fitoplanctônica (SOJINU et al., 2012).

➤ *Ácidos Graxos*

Com relação aos níveis de concentração de ácido graxos totais (AGt) detectados no setor da Foz do Rio Doce, observou-se que durante o Ano 3, tanto para o período chuvoso quanto seco, os valores foram mais elevados do que durante o Ano 1 em que eventos meteorológicos atuaram na dispersão destes compostos (Figura 129). No Ano 1, as maiores concentrações foram registradas durante a campanha 01/2019 no setor Norte (51,02 µg/L), realizada após de um importante evento de inundação, enriquecendo a MO na coluna d'água com material proveniente da descarga do Rio Doce.

Figura 129: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



No Ano 2, os níveis de concentração para AGt foram muito menores aos observados durante o Ano 1. As concentrações variaram de 0,95 µg/L (12-19) até 12,42 µg/L (01-20/2), sendo que os maiores níveis foram encontrados no subsetor Foz Sul. Estes aumentos também foram registrados durante um importante evento de inundação, assim como também ressaltado durante o Ano 1. No Ano 3, o período chuvoso novamente influenciou no aumento de AGt, atingindo os máximos durante todo o monitoramento, principalmente na campanha de 12/20. No subsetor Foz Norte, a concentração máxima de AGt foi de 370,72 µg/L, enquanto na Foz Central e Sul foram 80,24 µg/L e 292,89 µg/L, respectivamente. Em relação aos períodos secos, as concentrações de AGt durante o Ano 3 foram superiores aos demais anos em todos os subsetores. As concentrações máximas foram de 289,38 µg/L na Foz Norte; 67,67 µg/L na Foz Central e de 239,03 µg/L na Foz Sul. A respeito da composição individual de AG, os ácidos C16 e C18 foram os mais abundantes, denotando o mesmo comportamento descrito neste relatório para os demais setores. A presença dos ácidos graxos de cadeia curta (C<22) denotam o efeito da vazão na entrada de matéria orgânica e nutrientes, pois estes são fortemente relacionados a produção autóctone de MO decorrente do aumento de produção primária.

➤ *POPs - PCBs e POCs*

Nas amostras de água coletadas durante o Ano 3, foram detectados Clordano (alfa+gama – em uma amostra),  $\Sigma$  Heptacloro (10 e 14% das amostras de água superficial e de fundo, respectivamente) e *p,p'*-DDTs (em 30 e 19%) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabelas 5 e 6*).  $\Sigma$  Heptacloro tem ocorrido de forma pontual ao longo do monitoramento, sem tendência definida. Duas amostras do Ano 3 apresentaram níveis de  $\Sigma$  Heptacloro acima dos limites máximos definidos em resolução CONAMA nº 357/05, porém foram registros não recorrentes de anos anteriores. Portanto a análise espaço temporal detalhada será focada na distribuição de *p,p'*-DDT, contaminante que se destacou entre os compostos organoclorados em relação à frequência de ocorrência e concentrações.

No Ano 3, as concentrações de *p,p'*-DDTs variaram entre < LD e 6,19 ng L<sup>-1</sup>, com aproximadamente 12% das amostras excedendo o limite máximo definido pelo CONAMA nº 357/05, e / ou o limite de potencial risco crônico para a biota (BUCHMAN, 2008). A frequência de amostras excedendo os limites regulamentados são provenientes principalmente dos subsetores Foz Central e Foz Sul (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 13*). Embora não existam estudos sobre poluentes orgânicos persistentes (POPs) em água da região da Foz do Rio Doce pré-rompimento ou pré-PMBA/Fest-RRDM, aumento acentuado das concentrações de DDTs em sedimento da Foz comparado com níveis anteriores ao rompimento da barragem tem sido registrado desde o Ano 1 (RRDM 2020, RT36D; RRDM 2021 RT-37), e o mesmo cenário não deve ser descartado para o compartimento água. Comparando com outras regiões marinhas do mundo, a faixa de valores de *p,p'*-DDTs registrada durante os três anos de monitoramento (média = 0,31 ± 0,95 ng L<sup>-1</sup> e máxima = 6,19 ng L<sup>-1</sup> no Ano 3; Fundo) são mais semelhantes ao registrado em áreas marinhas marginais à costa (p. ex. Mar Amarelo da China com  $\Sigma$ DDTs = 0,97 – 2,96 ng L<sup>-1</sup>, LI et al., 2021) do que em ambientes abrigados e sob influência antrópica crônica, como estuários e baías (p. ex. Baía Daya, máximo de 975,9 ng L<sup>-1</sup>, ZHOU et al., 2001).



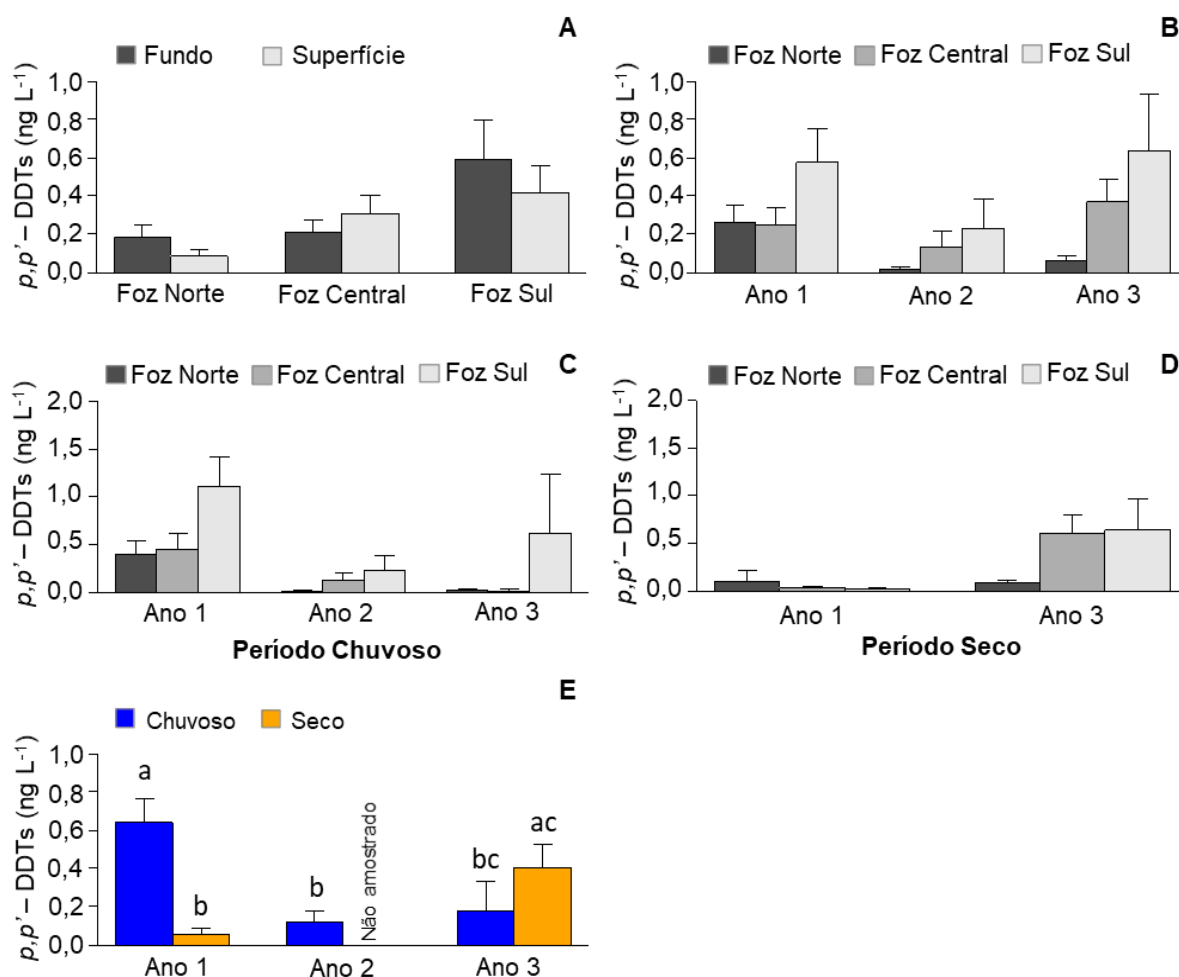
Não há diferença significativa para  $p,p'$ -DDTs entre as duas profundidades amostradas, tanto analisando os dados totais da Foz (Mann-Whitney  $p = 0,96$ ), como separadamente para cada subsetor (Mann-Whitney  $p \geq 0,41$ ) (Figura 130A). Dessa forma, ambas as profundidades foram analisadas em conjunto em relação à variação espaço-temporal.

No Ano 3 não houve diferença significativa para  $p,p'$ -DDTs entre os subsetores da Foz (Kruskal-Wallis,  $p \geq 0,34$ ), assim como observado para os dois primeiros anos de monitoramento (RRDM 2020, RT-36D). Porém, tendência de maiores concentrações nos subsetores Foz Central e Foz Sul tem sido observada desde o Ano 1 (Figura 130B), principalmente durante período chuvoso (Figura 51C e D). A distribuição de maiores concentrações nestes subsetores é coerente com o sentido de dispersão predominante da pluma do Rio Doce, sentido sul da Foz (OLIVEIRA et al., 2015; RRDM 2019, RT-19D; RRDM 2020, RT-36D; RRDM 2021, RT37).

Considerando o conjunto total dos dados (Anos 1, 2 e 3), não há variação significativa de  $p,p'$ -DDTs entre períodos secos e chuvosos (Mann-Whitney,  $p = 0,41$ ). A avaliação temporal entre os períodos chuvosos dos três anos compreendidos pelo PMBA/Fest-RRDM mostra que o período chuvoso do Ano 1 teve maiores concentrações de  $p,p'$ -DDTs que os períodos chuvosos dos anos 2 e 3 (Kruskal-Wallis  $p < 0,01$ ) (Figura 130C). O oposto é verificado na avaliação temporal entre os períodos secos, em que maiores concentrações de  $p,p'$ -DDTs são registradas no Ano 3 em relação ao Ano 1 (Mann – Whitney,  $p = 0,0001$ ) (Figura 130D). Essa inversão de maiores concentrações de  $p,p'$ -DDTs entre períodos climáticos dos Anos 1 e 3 não segue a variação temporal da vazão do Rio Doce, que foi maior no Ano 3 (média de  $862,12 \pm 539,31 \text{ m}^3/\text{s}$ ) que no Ano 1 (média de  $519,11 \pm 391,61 \text{ m}^3/\text{s}$ ), sugerindo que no Ano 3 a descarga do rio teve menor contribuição na introdução de  $p,p'$ -DDTs neste setor. Por outro lado, processos de ressuspensão por ondas são favorecidos nesta área, e maiores valores de Hs (altura significativa de onda) foram recorrentes durante os períodos secos abrangidos pelo PMBA/Fest-RRDM (RRDM 2020, RT-36D; RRDM 2021, RT-37). A ressuspensão permite a redistribuição de DDT depositado nos sedimentos deste setor para a coluna de água, promovendo as maiores elevação dos níveis de  $p,p'$ -DDTs durante o período seco do Ano 3.

A evolução temporal geral de  $p,p'$ -DDTs no Setor Foz (considerando ambos os períodos climáticos e subsetores em conjunto) é similar ao observado para o Setor Norte, com aumento da frequência de ocorrência e concentrações de  $p,p'$ -DDTs no Ano 3 em relação ao Ano 2 (Kruskal - Whallis,  $p = 0,003$ ), retornando a níveis próximos aos registrados no Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS1, Tabelas 5 e 6*). Portanto, a tendência de redução de introdução  $p,p'$ -DDTs indicado no RRDM 2020, RT-36D para o Setor Foz é descartada com a inclusão dos dados do Ano 3 (Figura 130E).

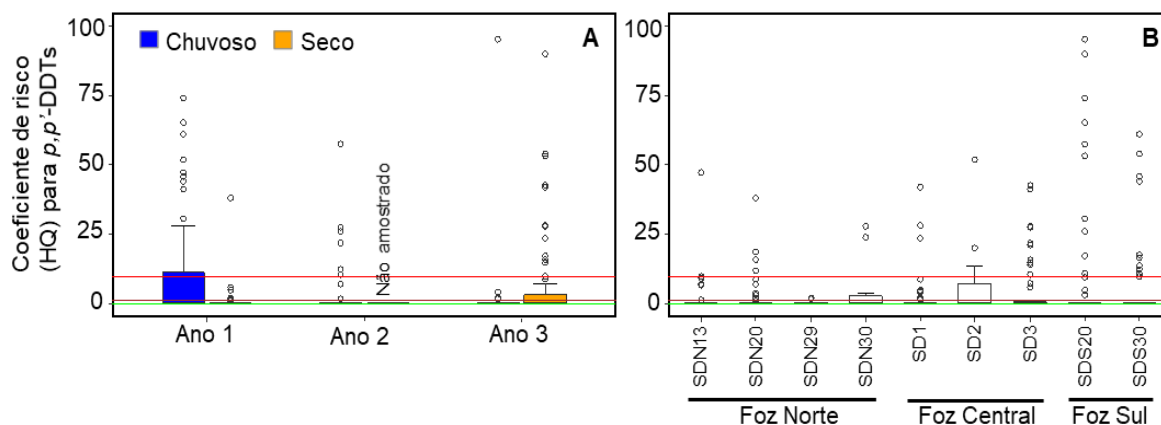
Figura 130: Concentração de  $p,p'$ -DDTs para amostras de água coletadas no Setor Foz. A = variação entre diferentes profundidades (considerando os três anos); B = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro - considerando os três anos); C = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos e profundidades); D = variação temporal entre períodos chuvosos dos Anos 1, 2 e 3; E = variação temporal entre períodos secos dos Anos 1 e 3; E = variação temporal e entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta. “a”, “b” e “c” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney;  $p < 0,05$ ). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



O HQ em relação a  $p,p'$ -DDT em água para o Setor Foz nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $4,34 \pm 12,93$ , com 11% ( $n = 38$ ) das amostras com níveis de HQ indicando risco moderado (quando  $1 < HQ < 10$ ; COMBI et al., 2016), e 12% ( $n = 42$ ) das amostras com risco alto ( $HQ > 10$ ). Os índices HQ acompanham as tendências temporais e espaciais das médias deste contaminante, com tendência de maiores valores no período chuvoso do Ano 1 e seco do Ano 3 (Figura 131A) e nos subsetores Foz Central e Foz Sul (Figura 131B). Dentre os pontos amostrados no Setor Foz, SDS20 se destaca por apresentar os maiores valores de HQ, acompanhado dos demais pontos do subsetor Foz Sul e Central (Figura 131B). Ainda, com a inclusão dos dados do Ano 3 foi possível constatar também um aumento da frequência de amostras com  $p,p'$ -DDTs acima do CONAMA nº 357/05 ou NOAA (BUCHMAN, 2008) no Ano 3 (12%) em relação ao Ano 2 (7%) (*Material Suplementar A3MHS1*,

Tabela 13), ressaltando a possibilidade de impactos em toda a teia trófica local, visto a toxicidade e potencial de bioacumulação e biomagnificação de  $p,p'$ -DDTs.

Figura 131: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $p,p'$ -DDTs ( $p,p'$ -DDT +  $p,p'$ -DDD +  $p,p'$ -DDE) determinado em amostras de água coletadas no Setor Foz. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Foz (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



Portanto, de acordo com os resultados obtidos nos três anos de monitoramento, o Setor Foz é considerada uma região crítica em relação à contaminação por  $p,p'$ -DDTs. O registro recorrente destes contaminantes no compartimento água do ambiente marinho, inclusive com valores acima dos regulamentados e altos valores de HQ, é indicado como impacto indireto do rompimento da barragem. DDT foi amplamente utilizado no Brasil como pesticida contra vetores de doenças e na agricultura, permanecendo retido em solo e sedimentos por anos devido sua hidrofobicidade e resistência à degradação (YOGUI et al., 2020). Portanto, remobilização de solo e sedimento da bacia do Rio Doce causada pela passagem da onda de lama pode ter carregado materiais da bacia, historicamente contaminados por DDT, até o ambiente marinho. Ressalta-se que, embora não exista dados sobre  $p,p'$ -DDTs no compartimento água pré-rompimento, os resultados para sedimentos reforçam a relação da chegada da lama de rejeitos com o aumento das concentrações de DDTs neste ambiente (RRDM 2020, RT-36D; RRDM 2021, RT37).

Por fim, ressalta-se ainda a importância da continuidade do monitoramento deste contaminante no Setor Foz, visto as flutuações temporais de sua introdução apresentadas: indicação de melhora da qualidade ambiental entre os Anos 1 e 2 (RRDM 2020, RT-36D), agora descartada ao se incluir os resultados do Ano 3. Ressalta-se também que a ocorrência deste contaminante em altas concentrações (mesmo que pontuais) é preocupante em relação à comunidade marinha, visto que compostos organoclorados são contaminantes que bioacumulam e biomagnificam na teia trófica.

➤ *Contaminantes emergentes*

Na campanha 11-18 do Ano 1, no subsetor Norte, foram determinados os compostos 17-beta-estradiol (13,15 a 24,81 ng/L) e estriol (7,91 a 57,95 ng/L). Nas campanhas 02-19 e 09-19 foram determinados bisfenol A (8,43 a 25,51 ng/L). Na campanha 09-19 a concentração do compostos estrona variou de 8,10 a 20,86 ng/L. No Ano 2 as concentrações dos analitos foram determinadas como abaixo dos limites de quantificação. No Ano 3, a concentração do composto octilfenol variou de 1,59 a 43,53 ng/L no subsetor Norte nas campanhas 04-21, 05-21 e 09-21. No subsetor Central a concentração variou de 1,69 a 11,76 ng/L. Já no subsetor Sul a concentração variou de 1,96 a 11,34 ng/L (*Material Suplementar A3MHS4 Figura 32*). O composto bisfenol A variou de 2,55 a 35,04 ng/L no subsetor Norte, majoritariamente no período de seca. No subsetor Central variou de 9,84 a 72,09 ng/L nas campanhas 05-21 e 06-21. No subsetor Sul variou de 4,16 a 47,25 ng/L nas campanhas 06-21 e 07-21, período seco (*Material Suplementar A3MHS4 Figura 33*).

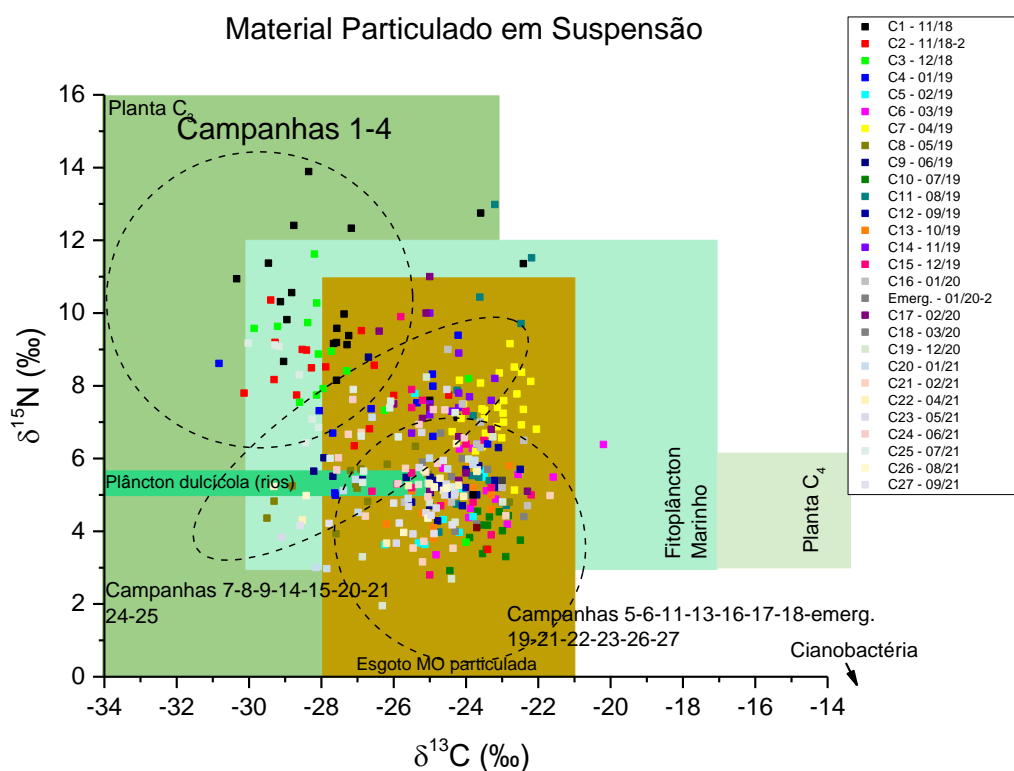
O contaminante nonilfenol foi determinado no subsetor Norte entre 3,86 e 69,62 ng/L nas campanhas 04-21 a 09-21 que abrangem os períodos de seca. No subsetor Central o contaminante foi determinado nas campanhas 04-21, 05-21, 09-21 entre 4,14 e 7,78 ng/L. Já no subsetor Sul da Foz do Rio Doce, o analito foi determinado nas campanhas 04-21, 07-21 e 0-21 entre 3,56 e 6,04 ng/L (*Material Suplementar, Figura 36*) O contaminante estrona foi determinado no subsetor Central entre 7,65 e 31,52 ng/L na campanha 02-19. Este analito também foi detectado no subsetor Sul entre 15,60 e 30,28 ng/L na campanha 04-21 (*Material Suplementar, Figura 35*). O composto triclosan foi determinado na faixa de 5,07 e 31,95 ng/L no subsetor Norte nas campanhas 04-21 a 09-21, no período de seca. Já no subsetor Central, o analito foi determinado nas campanhas 04-21 a 09-21 entre 5,44 e 45,56 ng/L. Este analito foi determinado no subsetor Sul nas mesmas campanhas do subsetor Central entre 5,57 e 14,95 ng/L (*Material Suplementar A3MHS4, Figura 34*). O composto 17-beta-estradiol foi determinado no subsetor Norte entre 5,62 e 5,80 ng/L apenas na campanha 09-21, período de seca. No subsetor Central a concentração variou de 5,51 a 29,91 ng/L nas campanhas 11-18 e 09-21. No subsetor Sul o 17-beta-estradiol variou de 5,84 a 21,85 ng/L tanto na campanha 11-18 quanto 09-21 (*Material Suplementa A3MHS4, Figura 38*). Diante dos dados apresentados é possível verificar que houve uma maior concentração dos analitos no Setor Foz do Rio Doce. A maior frequência de ocorrência dos analitos na Foz do Rio Doce no período seco pode estar associado ao lançamento contínuo de esgoto não tratado diretamente nos corpos hídricos. Isso também pode ser creditado ao regime de ventos e ondas (Subprojeto de Modelagem) ao qual o local esteve suscetível o que acarretou o transporte de longo alcance desses compostos bem como na ressuspensão por meio da coluna d'água.

➤ *Isótopos  $d^{13}C$  e  $d^{15}N$  no MPS*

A composição isotópica do material particulado em suspensão em relação ao  $d^{13}C$  e  $d^{15}N$  evidenciou variações nas fontes predominantes de matéria orgânica na Foz do Rio Doce em função dos períodos de coleta. Para o Ano 1, nas campanhas de 11-18 a 01-19 (campanha 1 a campanha 4) os valores de  $d^{13}C$  variaram de -32‰ a -25‰, enquanto  $d^{15}N$  ocorreu entre 7‰ a 14‰. Segundo o intervalo de variação isotópica compilado por Maksymowska et al. (2000), essas campanhas foram marcadas pela

presença de fontes predominantemente de origem autóctone, características do fitoplâncton marinho, além da ocorrência de material alóctone proveniente de plantas  $C_3$  e influência antropogênica decorrente de efluentes domésticos (Figura 132). Um segundo grupo engloba campanhas nos três anos monitorados (04-19 a 06-19; 11-19; 12-19; 01-21; 02-21; 06-21 e 07-21) onde observa-se uma variação de -30‰ a -22‰  $\delta^{13}C$  e de 4‰ a 10‰ para  $\delta^{15}N$ . Esses resultados indicam uma mistura de fontes autóctones e alóctones para a matéria orgânica particulada marcada novamente por fitoplâncton marinho, plantas  $C_3$  e efluentes domésticos, além da incidência de matéria orgânica característica de plâncton fluvial, em especial nas campanhas 8 e 9 do Ano 1 (05-19 e 06-19, respectivamente). Para a maioria das campanhas do Ano 2 e Ano 3, o intervalo das formas isotópicas de  $\delta^{13}C$  e  $\delta^{15}N$  ocorreu entre -26‰ a -22‰; e 3‰ a 7‰, respectivamente. Essa distribuição mostra uma tendência de diminuição da contribuição por material orgânico terrígeno por plantas  $C_3$  e predomínio de sinal isotópico decorrente de fitoplâncton marinho e efluentes domésticos (Figura 132). Não é possível observar um padrão de fontes orgânicas de acordo com os períodos secos e chuvosos ao longo dos três anos monitorados e os isótopos de  $\delta^{13}C$  e  $\delta^{15}N$  parecem variar de acordo com o tempo de resposta planctônica as forçantes meteoceanográficas.

Figura 132: Distribuição da composição isotópico do material particulado em suspensão (MPS) em relação ao  $\delta^{13}C$  e  $\delta^{15}N$  e fontes de matéria orgânica segundo Maksymowska et al. (2000).



#### d) Qualidade da Água

Com relação ao setor Foz, o nutriente N-amoniacal apresentou o maior número de amostras com concentrações acima dos níveis pretéritos considerados (36 % na superfície e 29 % no fundo) durante o período chuvoso do Ano 3 (12-20 a 02-21) (Figura 133; *Material Suplementar A3MHS5; Tabela 2; Figura 6*). Em comparação aos períodos chuvosos do Ano 1 (11-18 a 03-19) e Ano 2 (10-19 a 02-20), ocorreu uma redução da frequência de ocorrência de concentrações acima dos dados pretéritos para todos os nutrientes considerados (Figura 133). A pior condição ocorreu para o período chuvoso do Ano 2, quando as taxas de incremento para silício foram as maiores avaliadas durante todo o monitoramento PMBA/Fest-RRDM para este setor, alcançando até 6 vezes em relação às condições pré-rompimento da barragem para 73 % das amostras de superfície (*Material Suplementar A3MHS5; Tabelas 2 e 3*).

Para o período seco do Ano 3, o resultado mais expressivo foi o incremento de silício, que alcançou níveis 4 vezes superiores aos resultados do pré-rompimento em 86 % das amostras, enquanto a frequência foi de 46 % para o período seco do Ano 1 (Figura 133, Figura 134; *Material Suplementar A3MHS5; Tabelas 2 e 3*). Os demais nutrientes (ortofosfato, nitrito, nitrato e N-amoniacal) apresentaram redução na frequência de ocorrência de valores acima dos níveis pretéritos para o período seco do Ano 3, em comparação ao período correspondente do Ano 1 (Figura 133).

O incremento significativo de silício no período chuvoso do Ano 2 e seco do Ano 3 indica a ocorrência de duas fontes principais para esse nutriente: 1) aporte externo a partir da pluma de turbidez do Rio Doce, possivelmente na forma de silício litogênico (LSi); 2) reciclagem interna de silício biogênico na plataforma continental (LOUCAIDES et al., 2008), com consequente disponibilização para a coluna d'água após eventos de ressuspensão.

O primeiro evento marca o maior aporte fluvial observado no período chuvoso do Ano 2, em que a vazão do Rio Doce alcançou níveis de inundação (máxima de  $5179,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  em janeiro de 2020). Esse processo é ainda evidenciado considerando que as maiores taxas de incremento para silício nessa ocasião ocorreram nas águas superficiais e nas estações mais próximas à foz (*Material Suplementar A3MHS5; Figura 7*).

No Ano 3, o aumento significativo da densidade de diatomáceas na Foz do Rio Doce (*Subprojeto Fitoplâncton*) pode ter favorecido a ciclagem interna de silício biogênico a partir da dissolução das frústulas silicosas que precipitam rapidamente após a senescência desse grupo fitoplanctônico. As condições de elevado pH e salinidade da água do mar favorecem a disponibilização de Si biogênico em ecossistemas marinhos, sendo uma importante fonte para este elemento em áreas costeiras (LOUCAIDES et al., 2008). Além disso, durante o período seco do Ano 3 foi constatado o aumento da altura significativa de ondas (Hs) (*Subprojeto Modelagem*) para a região da Foz do Rio Doce, condicionando a maior ressuspensão de material associado ao fundo e disponibilização de Si para a coluna d'água.

Ainda que esse nutriente apresente fontes litogênicas e biogênicas naturais, a ocorrência de valores acima dos níveis pretéritos durante o monitoramento do PMBA/Fest-RRDM é um indicativo da presença



de fontes adicionais e de natureza antropogênica para a Foz do Rio Doce após o rompimento da barragem. Estudos realizados durante e após a chegada dos rejeitos na porção estuarina do Rio Doce mostram o aumento imediato nas concentrações de silício dissolvido e sua relação causal com o rompimento da barragem (COSTA et al., 2021; BASTOS et al., 2017). Tendo em vista que o rejeito é majoritariamente composto por óxidos de Fe e silício (e.g. MORGENSTERN et al., 2016; INSTITUTOS LACTEC, 2018), esse nutriente pode ser utilizado de forma integrada com outros indicadores para fins de mapeamento da pluma de rejeitos e possível relação de novos aportes do material remanescente no curso do Rio Doce, bem como sua disponibilização na plataforma continental.

Figura 133: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de nutrientes acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 a 09-21) no setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

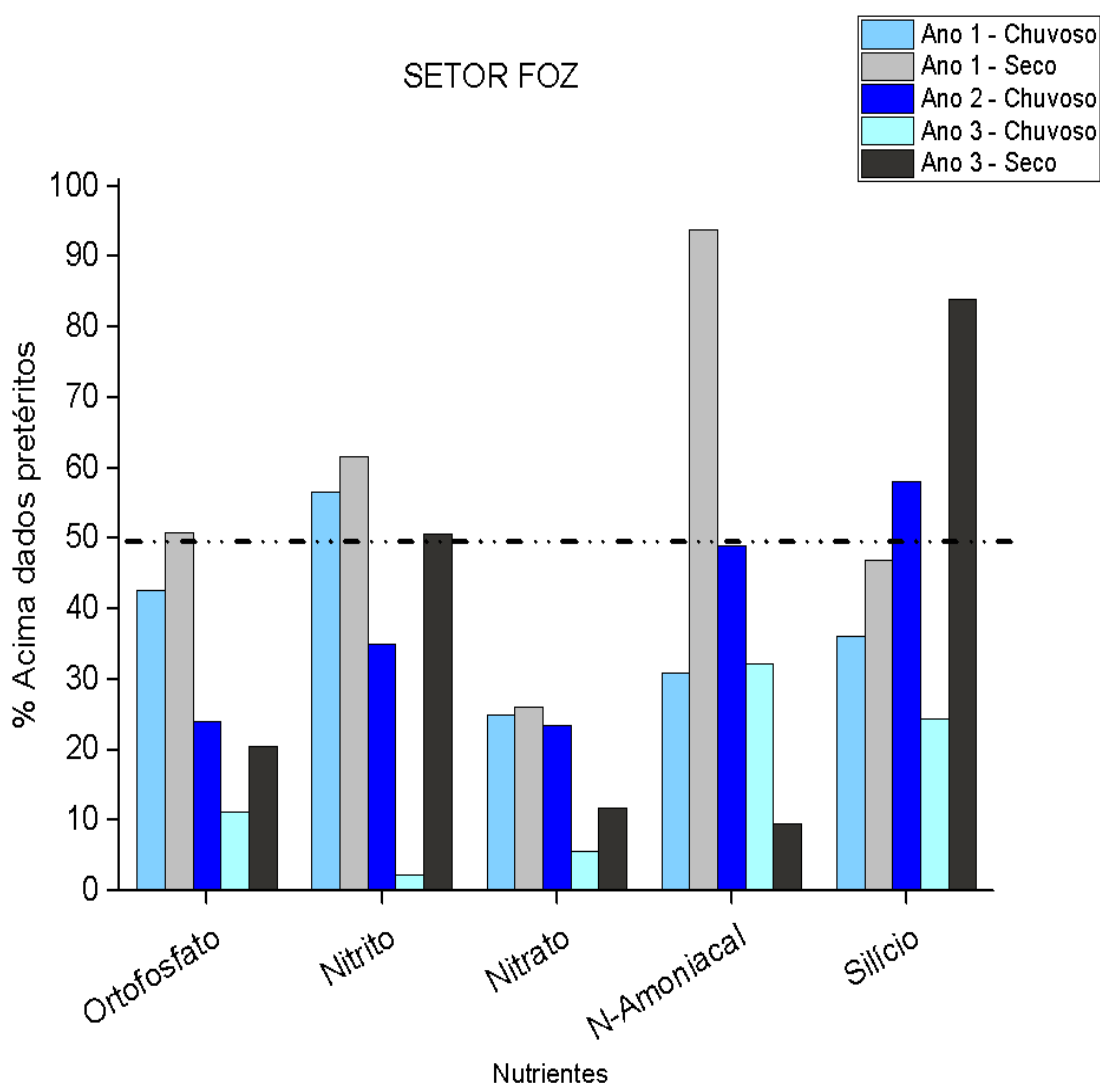
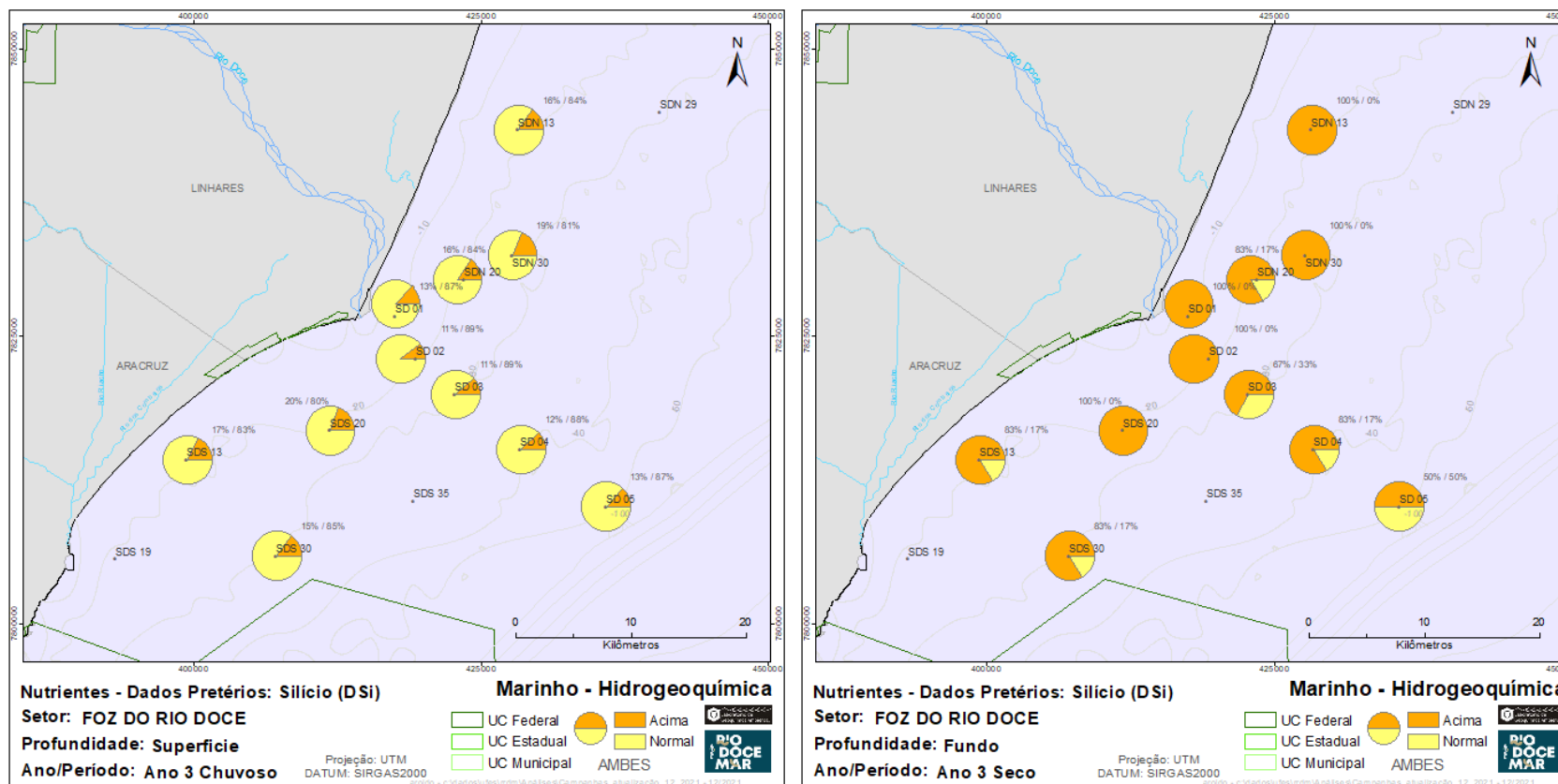


Figura 134: Frequência de ocorrência de valores de silício acima dos valores pretéritos (Figueiredo et al., 2016) para as campanhas realizadas no período chuvoso (12-20 a 02-21) e seco (04-21 a 09-21) do Ano 3 no Setor Foz durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



Para o período chuvoso do Ano 3 (12-20 a 02-21), foi observado um decréscimo da frequência de metais dissolvidos em concentrações acima dos critérios de qualidade (NOAA; *Material Suplementar A3MHS4, Tabela 4*). Em termos comparativos, durante o período chuvoso do Ano 2, o metal Ni dissolvido apresentava-se em condição crônica em 51 % das amostras para o setor Foz do Rio Doce, enquanto no período chuvoso do Ano 3, 100 % das amostras ocorreram em níveis normais (abaixo dos limites agudo e crônico) para esse metal (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 4; Figura 19*). Também houve redução de amostras em níveis crônicos para Fe dissolvido no período chuvoso do Ano 3, alcançando 7 % para as amostras de superfície (Figura 135), enquanto essa frequência foi de 62 % e 42 % para os períodos chuvosos do Ano 1 e Ano 2, respectivamente (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 4, Figuras 15 a 19*).

Considerando as diferentes condições de vazão avaliadas durante o Ano 3, verifica-se que, para metais dissolvidos, os maiores níveis de degradação ocorreram durante o período seco (04-21 a 09-21), especialmente para Co (24 % das amostras em nível crônico), Ni (média de 32 % das amostras em nível crônico); além de condições agudas para metais/metaloide potencialmente tóxicos como Cu (média de 39 % entre superfície e fundo), As (24 %) e Fe (média de 28 % entre superfície e fundo). Essa condição de deterioração da qualidade da água quanto aos níveis de metais dissolvidos também foi marcante para o período seco do Ano 1 (04-19 a 09-19), principalmente para Co (média de 54 % das amostras em nível crônico), Cu (média de 9 % das amostras em nível agudo e 26 % em nível crônico) e Hg (média de 32 % das amostras em nível crônico) (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4; Figuras 15 a 19*).

Assim, os resultados observados para o Ano 3 mostram um padrão similar ao que foi identificado para as condições de vazão correspondentes dos Ano 1 e 2. Os períodos de maior vazão do Rio Doce foram marcados pelo decréscimo das concentrações de metais dissolvidos (embora ocorra aumento na fração particulada, conforme descrito nos resultados de metais no MPS); enquanto o período seco mostra a deterioração da qualidade da água associada ao aumento das concentrações de metais dissolvidos (principalmente Co, Ni, Cu e Fe). Durante o período seco do Ano 1 (04-19 a 09-19), os menores níveis de vazão do Rio Doce ocorreram em associação ao incremento na altura de ondas; enquanto eventos de ressuspensão do material sedimentar fino e das nanopartículas de óxidos-hidróxidos de Fe(III) provocaram a redistribuição de metais do sedimento para a coluna d'água (LONGHINI et al., 2022). Esses processos também são passíveis de terem ocorrido no período seco do Ano 3, tendo em vista o aumento da altura significativa de ondas em comparação ao período chuvoso ( $1,24 \pm 0,27$  m no período chuvoso;  $1,46 \pm 0,36$  m no período seco do Ano 3; Subprojeto Modelagem), além da redução dos níveis de metais no sedimento nas condições de menor vazão (Ver Qualidade do Sedimento).

Com relação aos HPAs, apenas dibenzo(a,h)antraceno apresentou concentrações acima dos limites regulamentadores (CONAMA 357/2005) no setor Foz do Rio Doce no período chuvoso do Ano 3, totalizando 5 % e 24 % das amostras de superfície e fundo, respectivamente (Figura 136). Essa condição foi similar às observações no período chuvoso do Ano 2, em que ocorreram níveis de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno acima da legislação em 100 % e 16 % das amostras

analisadas, respectivamente (Figura 136, *Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5; Figuras 29 e 30*). No período chuvoso do Ano 2, as concentrações de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno foram positivamente correlacionadas à vazão do Rio Doce, sugerindo novos aportes de HPAs por descarga fluvial em resposta aos eventos de inundação marcantes nesse período (LONGHINI et al., 2022). Durante os períodos secos do Ano 1 (04-19 a 09-19) e Ano 3 (04-21 a 09-21) todos os HPAs apresentaram concentrações abaixo dos valores regulamentadores (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5*).

Figura 135: Frequência de ocorrência de valores de Fe dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) para as amostras de superfície e fundo nas campanhas realizadas no período chuvoso (12-20 a 02-21) do Ano 3 no Setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

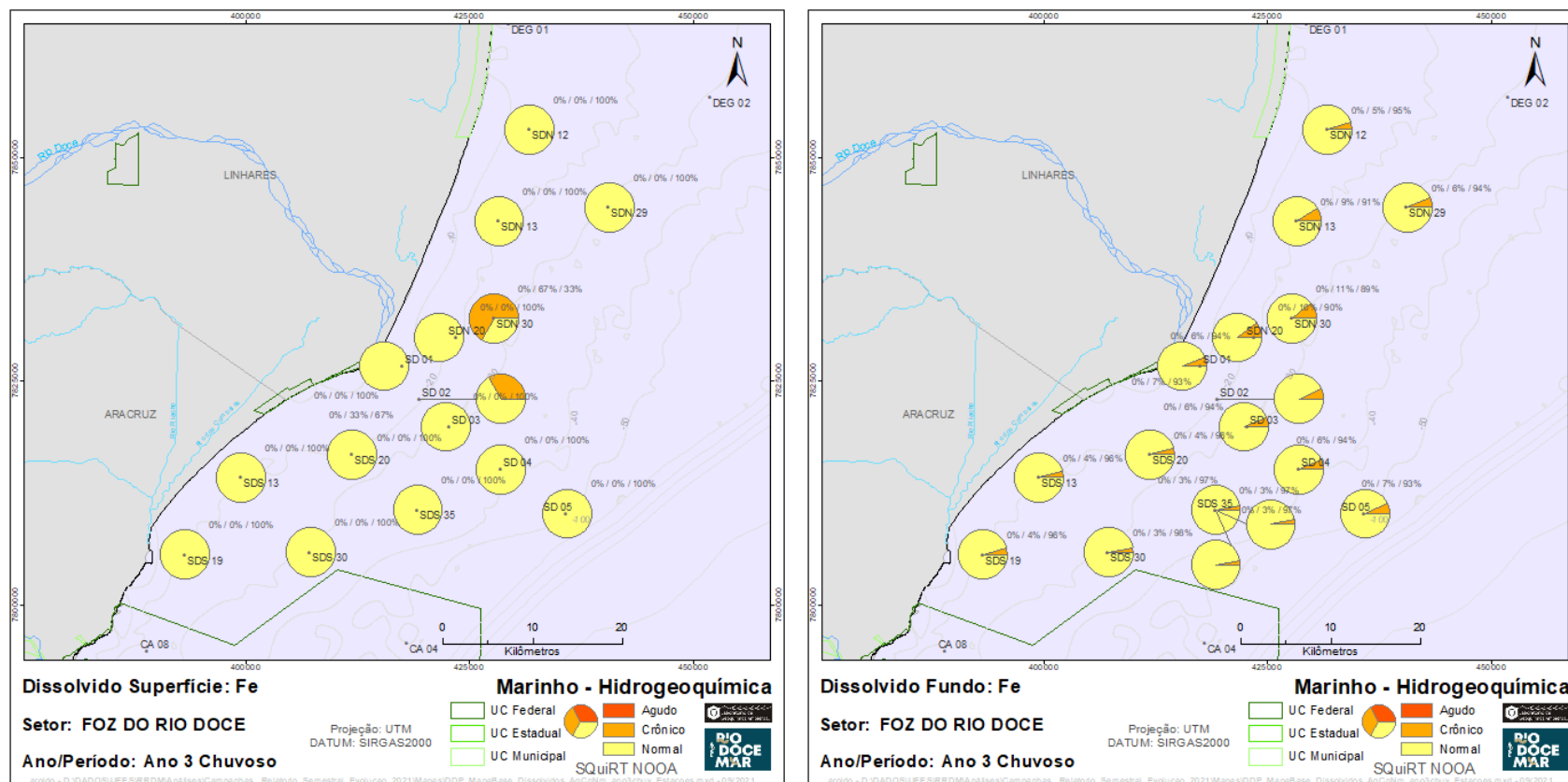
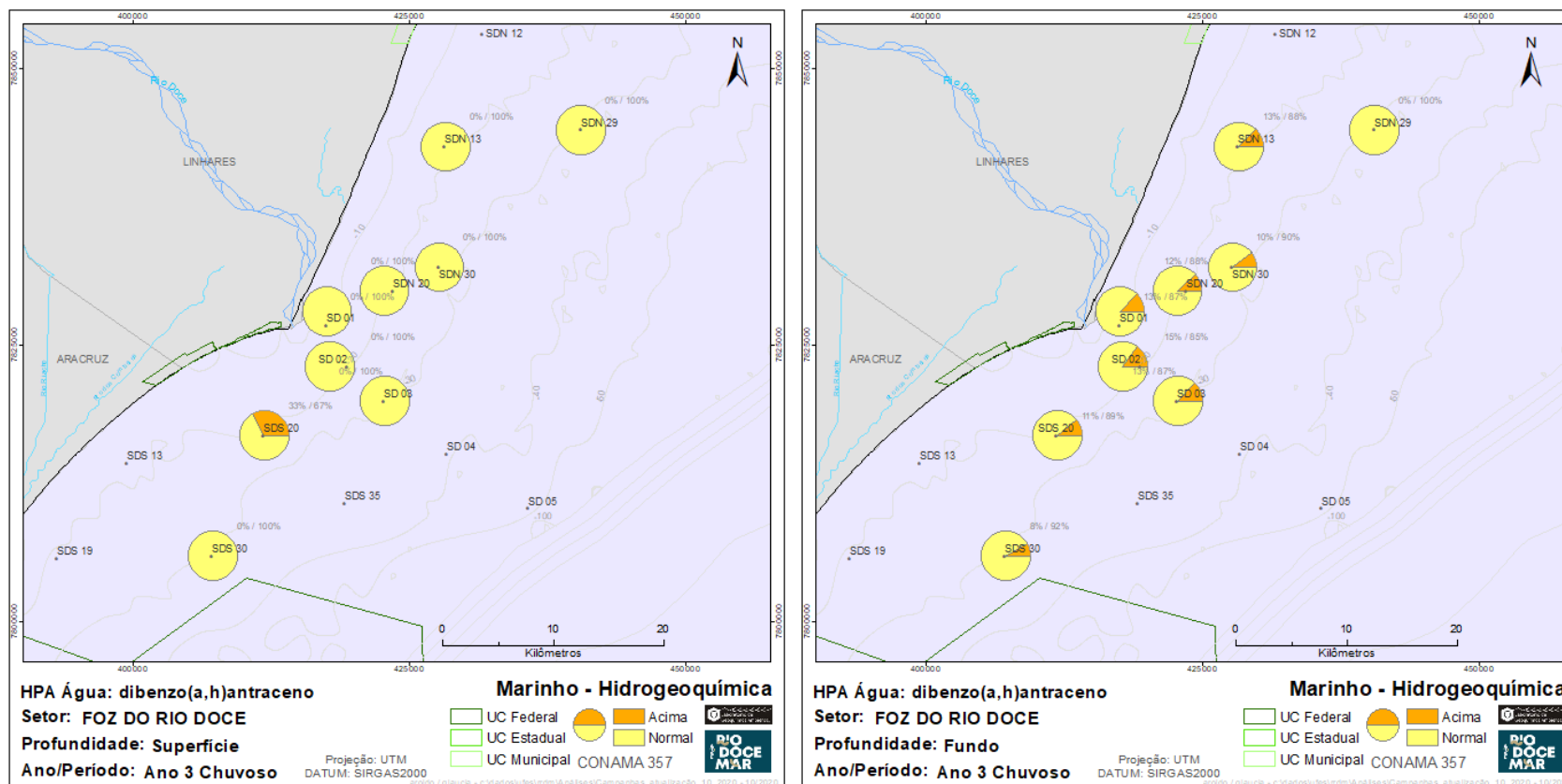


Figura 136: Frequência de ocorrência de valores de dibenzo(a,h)antraceno acima dos limites estabelecidos pela legislação (CONAMA, 2005) para as amostras de superfície e fundo, nas campanhas realizadas no período chuvoso do Ano 3 (12-20 a 02-21) no Setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.





## Setor Costa das Algas

### a) Nutrientes

A sílica reativa dissolvida na APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz teve concentrações significativamente altas no período seco do Ano 3, com valores máximos observados no PMBA/Fest-RRDM que ultrapassam os valores de referência pretéritos (CA 09 S = 10,65  $\mu\text{M}$ , em 04-21) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 24*). Todas as médias das amostras do período seco do Ano 3 das estações rasas da APA/RVS ficaram acima dos valores pretéritos (DSi = 1,69  $\mu\text{M}$  e DSi 2,95  $\mu\text{M}$ , em 04-21 e 07-21, respectivamente). A diferença estatística entre as medianas dos períodos secos foram de DSi = 0,51  $\mu\text{M}$  no Ano 1 e DSi = 1,98 no Ano 3 (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). Em contrapartida, não houve diferença no teor de sílica entre estes anos no período chuvoso, porém estes foram diferentes do Ano 2, que teve uma mediana maior entre os três (DSi 1,24  $\mu\text{M}$ ). O enriquecimento em silício biodisponível no Ano 3, também observado em outros setores, não corresponde a maior descarga de sedimento pelo Rio Doce, quando a turbidez e a vazão do rio ficaram dentro do esperado ou bem baixas (período seco), nem houve processos energéticos significativos na plataforma continental. Desta forma, sugere-se, novamente, alguma interferência externa do meio (e.g. pesca, portos, estaleiro) ou fontes autóctones por correntes marinhas e reciclagem biológica deste nutriente, que dependeria de uma alta densidade de diatomáceas e outros organismos silicosos (radiolários e demais solicoflagelados) para promover o enriquecimento em sílica.

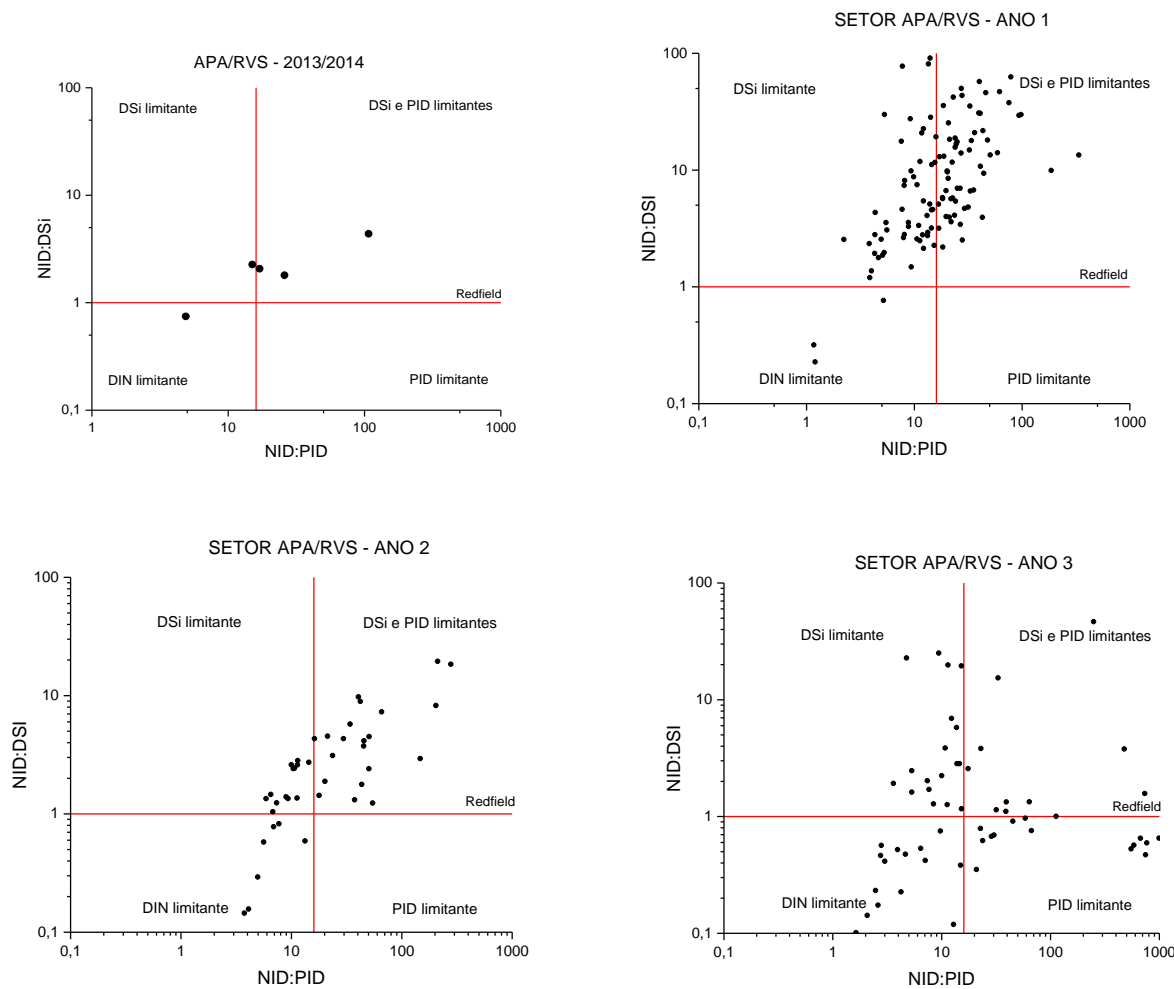
Os nutrientes nitrogenados na APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz tiveram alguns destaques, como por exemplo, o aumento do nitrito no período seco do Ano 3 (07-21), que teve as maiores médias do PMBA/Fest-RRDM ( $\text{NO}_2^- = 0,34 \mu\text{M}$ ), com valores máximos que chegam a  $\text{NO}_2^- = 0,70 \mu\text{M}$  em CA 02 F, com diferença estatística entre os períodos secos do Ano 1 e Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 25*). Em 07-21 o nitrito ficou ainda acima dos dados pré-Rompimento da Barragem de Fundão. Esta campanha de 07-21 se destaca para os demais setores e nutrientes. O nitrito também foi diferente estatisticamente nos períodos chuvosos do Ano 3 em relação ao Ano 1 e Ano 2, que não foram diferentes entre si e tiveram mediana maior que no Ano 3. Porém, de uma maneira geral, o nitrito não ocorre em valores acima das condições pretéritas do meio. Já o nitrato teve um comportamento diferente, com concentrações mais reduzidas no Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 26*), tanto para o período seco, quanto para o período chuvoso, com diferença significativa entre os anos e com o Ano 3 apresentando sempre a menor mediana ( $\text{NO}_3^- = 0,02 \mu\text{M}$  no período chuvoso e  $\text{NO}_3^- = 0,88 \mu\text{M}$  no período seco). O Ano 1 e Ano 2 foram iguais estatisticamente para o período chuvosos ( $\text{NO}_3^- = 1,64 \mu\text{M}$  e  $1,54 \mu\text{M}$ , respectivamente). Seguindo a tendência do nitrato, o n-amoniaco na APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz reduziu no Ano 3, com medianas significativamente menores no período seco em relação ao Ano 1, porém sem diferença significativa entre os três períodos chuvosos avaliados (Kruskal-Wallis,  $p > 0,05$ ) (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 28*). Desta forma, houve uma redução das espécies nitrogenadas neste setor no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

O ortofosfato apresentou concentrações significativamente diferentes entre o Ano 3 e os Anos 1 e 2, no período chuvoso (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ), e em relação ao Ano 1, no período seco (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ), com medianas menores para ambos no Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 27*).

O nitrogênio total se manteve bastante estável ao longo do PMBA/Fest-RRDM, com comportamento semelhante entre os períodos chuvosos e secos (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 29*). Já o fósforo total foi menos concentrado no Ano 3, para ambos os períodos sazonais, assim como ocorreu nos demais setores. As relações inorgânicas entre NID, PID e DSi apontam para uma maior limitação em PID no Ano 3 (Figura 137). O ICEP foi similar entre 01-20 e 01-21, com algumas estações negativas, indicando o suprimento ideal de sílica para a região costeira e o excesso de nitrogênio sobre o fósforo e sílica quando o índice foi positivo. Entre as estações com menor potencial de eutrofização estão a CA 01, CA 06, CA 08, CA 09 e CA 15. No Ano 1 o ICEP foi sempre positivo com excesso de fósforo em relação ao nitrogênio e a sílica, confirmando a mudança nestas relações entre nutrientes limitantes ao longo do tempo e do espaço no setor marinho monitorado pelo Anexo 3 do PMBA/Fest-RRDM, com maior limitação de fósforo no Ano 3.

Figura 137: Relações inorgânicas entre nitrogênio (NID) fósforo (PID) e silício dissolvido (DSi) no Setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz pré e pós Rompimento da Barragem de Fundão.

As linhas vermelhas representam a razão de Redfield (N:P:Si = 16:1:16).

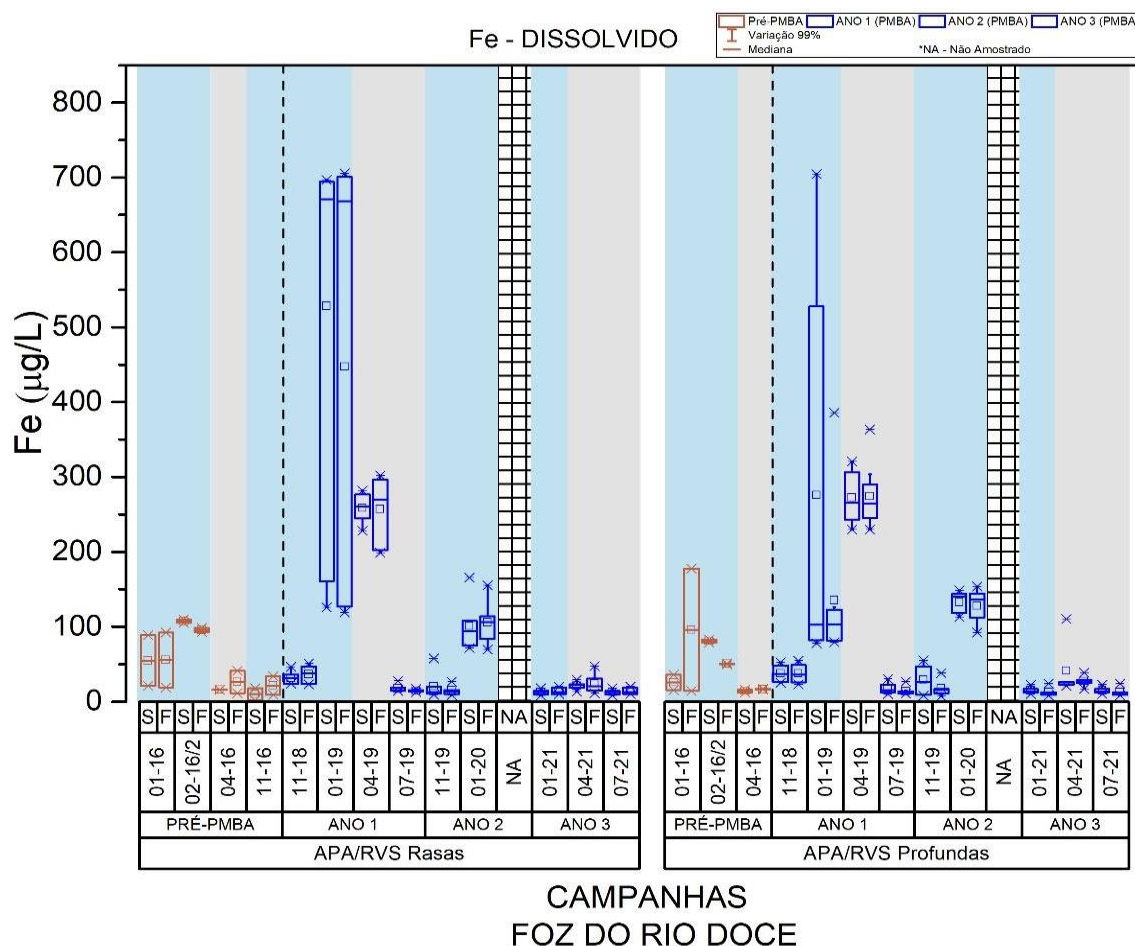


**b) Metais**

➤ *Água Dissolvida*

Para a fração dissolvidas dos elementos, as concentrações de Al, As, Fe, Mn, Pb e Zn (distribuição das concentrações de Fe; Figura 138) foram maiores na de 01-19, ao passo que as concentrações de Ag, Co, Cr e V, foram superiores na de 04-19, isso quando comparadas as demais campanhas analisadas no monitoramento. Tais comportamentos da distribuição das concentrações dos elementos na fração dissolvida podem estar associados a eventos de alta energia como os citados na região da Foz. Em comparação entre os períodos considerados chuvosos, Ni, Cu, As e Ag apresentaram concentrações médias maiores durante o Ano 2. Fe apresentou um decréscimo da concentração média no Ano 3 em comparação com os anos anteriores. Já Co, Cd, Ba e Pb foram maiores durante o Ano 3. Já em comparação entre os períodos secos, Todos os elementos, com exceção de Cd, Ba e Hg, foram maiores no Ano 1.

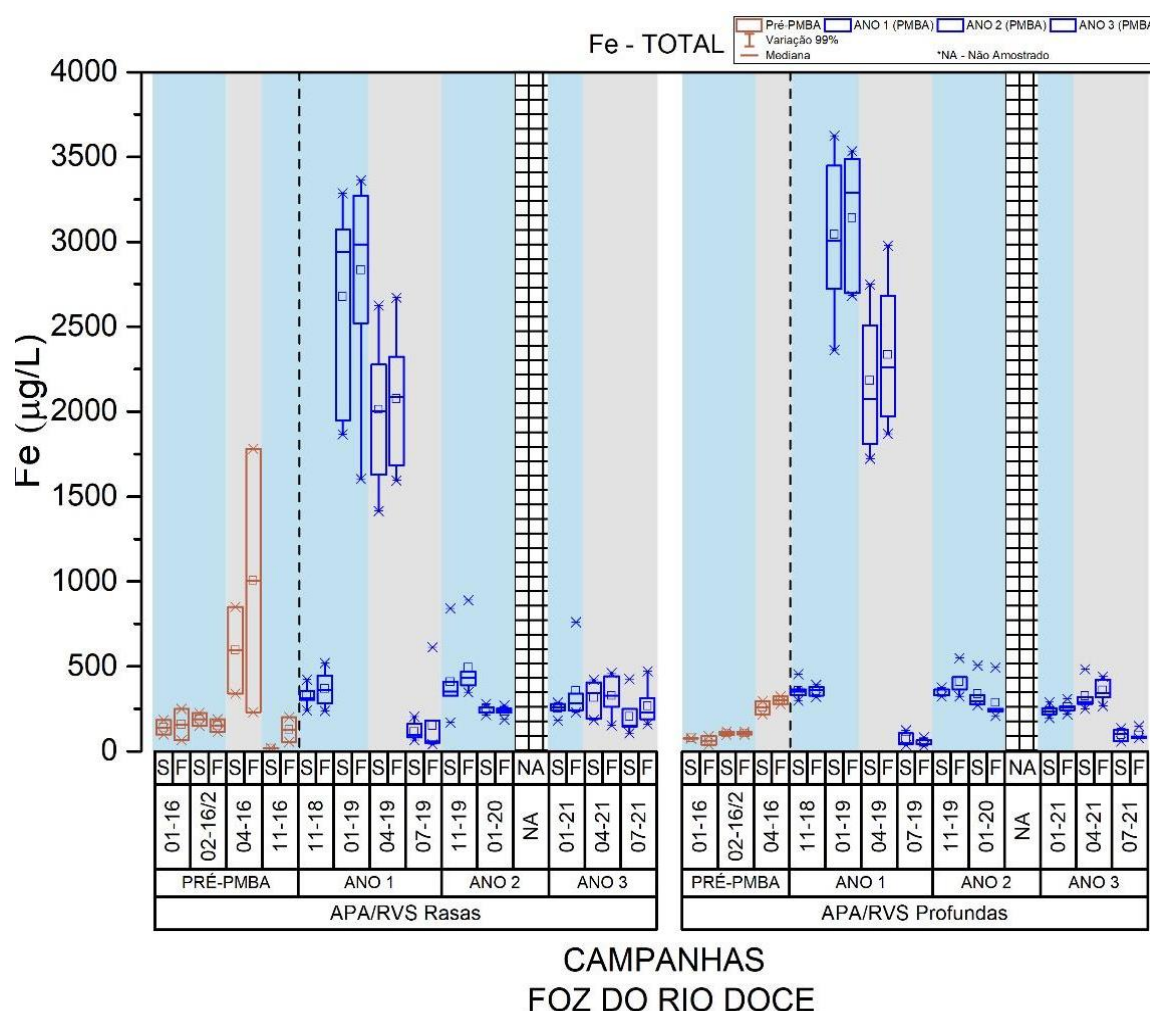
Figura 138: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/L}$ ) de ferro dissolvido no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➤ *Água Total*

Os elementos presentes na fração total da água, não apresentaram um padrão na distribuição das concentrações na região da APA/RVS (Figura 139). Na comparação entre períodos chuvosos dos anos estudados no PMBA/Fest-RRDM, Ag, Cd, Fe, Pb, V e Zn apresentaram concentrações médias maiores durante o Ano 1. As, Ba, Cu e Hg foram maiores durante o Ano 2. Ao passo que Ni e Mn apresentaram maiores concentrações médias durante o Ano 3. Em comparação entre períodos secos, Ba, Cu, Cr e V foram maiores durante o Ano 1 e As, Co, Mn e Ni maiores no Ano 3.

Figura 139: Distribuição das concentrações (µg/L) de ferro na Água Total no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



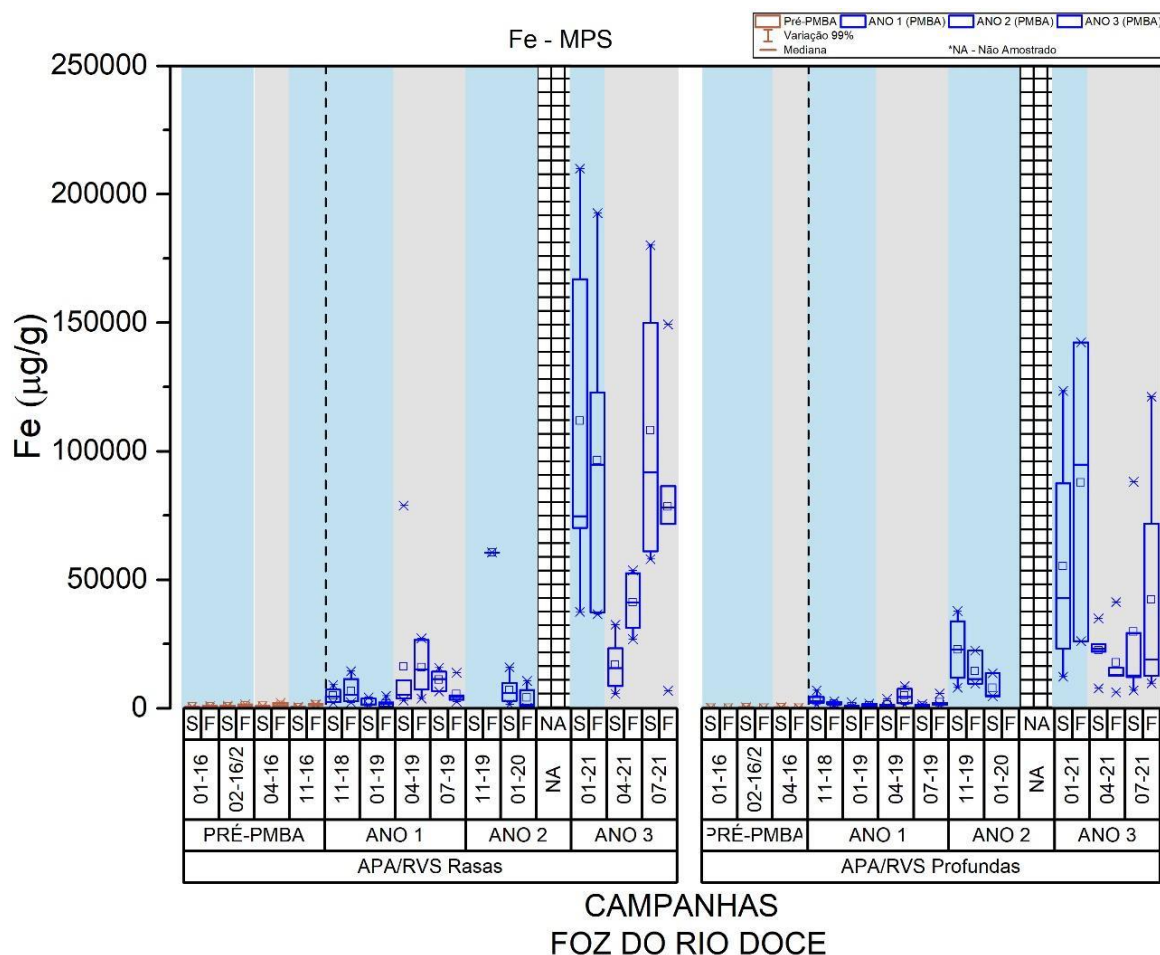
➤ *Elementos associados ao MPS*

De forma similar ao perfil de crescimento das concentrações observado para a Foz do Rio Doce, os elementos Al, Ba, Cd, Co, Fe, Hg, Mn, Pb, V e Zn apresentam uma tendência de crescimento das

concentrações associadas ao material particulado em suspensão, especialmente nas campanhas realizadas no período chuvoso do Ano 3 (distribuição das concentrações de Fe, Figura 140).

Figura 140: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro associadas ao Material Particulado em Suspensão (MPS) no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



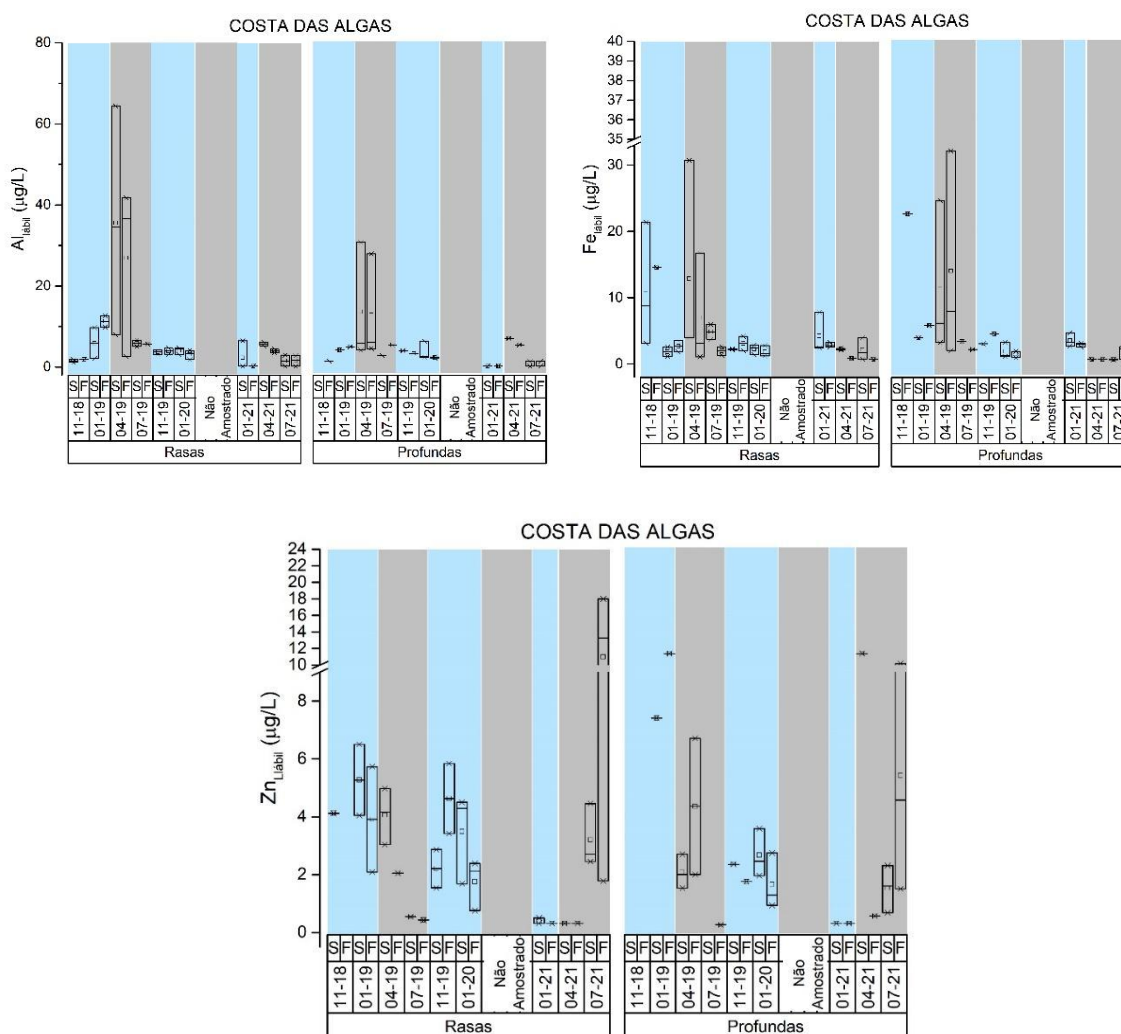
#### ➤ Lábeis

No período de seca do PMBA/Fest-RRDM – Ano 2 (04-19) os valores de concentrações médias de  $\text{Fe}_{\text{lábil}}$ ,  $\text{Al}_{\text{lábil}}$  e  $\text{Zn}_{\text{lábil}}$  atingiram os valores de 11,31; 22,26 e 2,45  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente (Figura 141; *Material Suplementar A3MHS3, Tabela 2*). Estes foram superiores aos valores registrados no PMBA/Fest-RRDM – Ano 3 (04-21). A amostragem de 04-19 coincide com o aumento da turbidez (NTU) das águas na região, o que pode favorecer o aumento das formas lábeis dessas espécies, devido a maior presença de material em suspensão, proveniente da pluma superficial do Rio Doce. Adicionalmente, no período de seca referente ao PMBA/Fest-RRDM – Ano 1 (04-19), em águas rasas, foram registradas máximas para concentrações das formas lábeis 32,11 e 64,34 e 6,71  $\mu\text{g L}^{-1}$  para Fe, Al e Zn, respectivamente, além do registro de  $\text{Cu}_{\text{lábil}}$  1,23  $\pm$  0,89  $\mu\text{g L}^{-1}$  (*Material Suplementar A3MHS3, Tabela 2*).



Nos períodos chuvosos dos três anos de monitoramento ocorreu aumento da concentração média de  $Fe_{Lábil}$  na campanha 01-21 ( $3,41 \pm 1,51 \mu g L^{-1}$ ). Esse efeito pode estar relacionado ao aumento da vazão do Rio Doce no período assim como a um aumento das concentrações das formas metálicas presentes na fração dissolvidas. De modo geral, as concentrações de metais lábeis no PMBA/Fest-RRDM – Ano 3 foram similares aos períodos chuvosos do PMBA/Fest-RRDM – Ano 1 e 2 (Figura 141; *Material Suplementar A3MHS3, Tabela 2*). As concentrações de  $Fe_{Lábil}$  nesse setor ocorreram entre 0,70 e 4,18  $\mu g L^{-1}$ , enquanto  $Al_{Lábil}$  e  $Zn_{Lábil}$  variaram entre 0,25 e 9,72  $\mu g L^{-1}$  e entre 0,20 e 17,99  $\mu g L^{-1}$ , respectivamente.

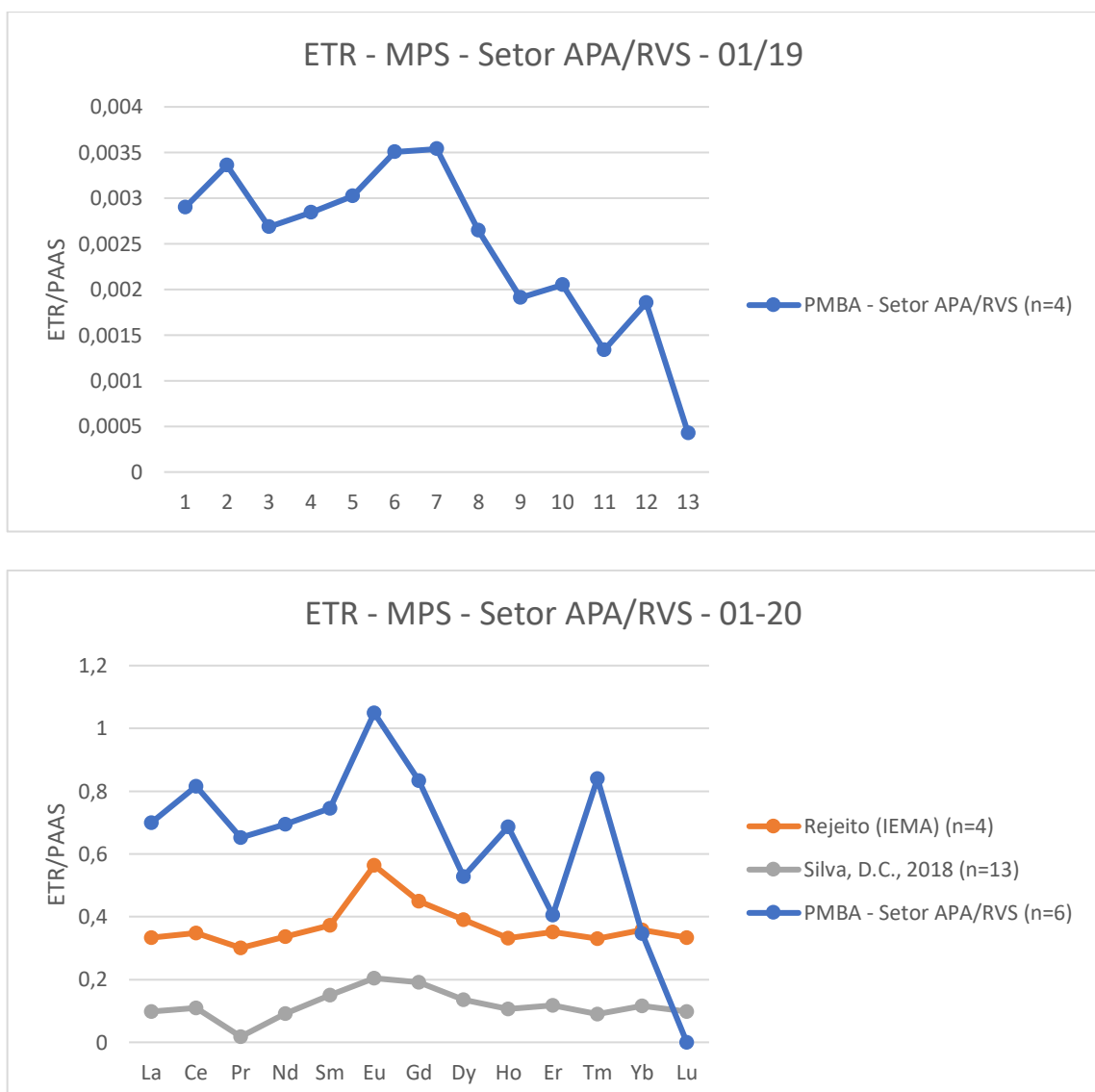
Figura 141: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de  $Fe_{Lábil}$  em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor Costa das Algas nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM – Anos 1 – 3. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso.



➤ *Elementos Terras Raras no MPS*

A assinatura dos elementos terras raras no MPS do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz só foi coerente com a do rejeito nos períodos chuvosos do Ano 1 e do Ano 2 (Figura 142) para as estações CA 01, CA02, CA08 e CA 09. Para janeiro do Ano 1, o sinal foi fraco, com concentrações muito baixas de um material possivelmente proveniente da Barragem de Fundão. Já em janeiro do Ano 2, época em que se registrou as maiores vazões, o sinal fica bastante evidente, com valores acima da referência, o que sugere esse acúmulo potencial dos minerais provenientes das atividades de exploração mineral na bacia do Rio Doce ao longo dos anos. Não foi observada assinatura para o MPS do Ano 3 no setor APA/RVS, assim como nos demais setores.

Figura 142: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo PAAS (McLennan, 1989) no MPS do Setor Foz no período chuvoso do Ano 1 e do Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM.

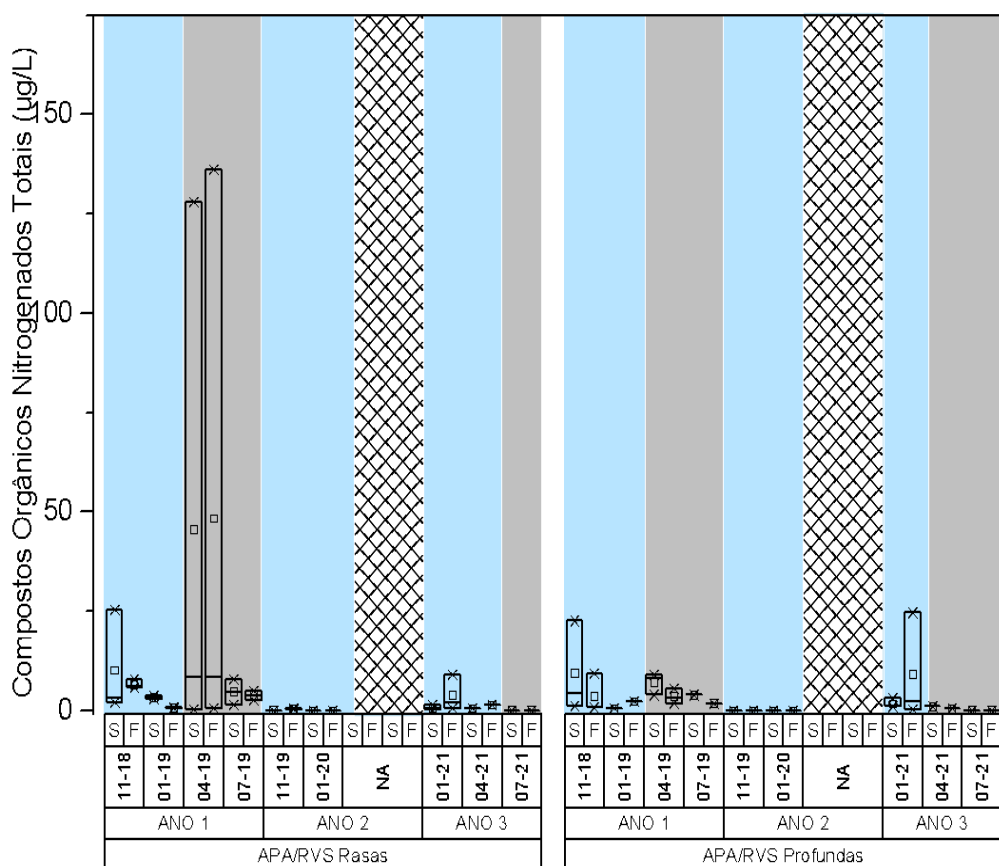


**c) Compostos Orgânicos**

➤ *Aminas*

A distribuição de compostos orgânicos nitrogenados totais referentes as amostras de água do setor APA Costa das Algas está apresentado na Figura 143. As concentrações de aminas no Ano 3 apresentaram uma elevação durante o período chuvoso. Esta elevação foi detectada tanto nas amostras da APA/RVS rasas quanto da APA/RVS profundas. Os máximos registrados foram 9,07 µg/L e 24,65 µg/L na campanha de 01-21. Durante o período seco, os níveis de concentração são inferiores e similares aos mínimos registros que haviam ocorrido durante a campanha chuvosa do Anos 2. Neste Ano o maior valor de aminas totais registrado foi de 0,66 µg/L. Estes valores são muito inferiores aos registros observados durante o Ano 1. Neste contexto, ainda sustentamos a hipótese de diminuição da concentração de aminas decorrente de possíveis ações mitigadoras, porém aumentos ainda são observados e que por sua vez podem ser referentes a ressuspensão de material proveniente do rejeito ainda sedimentado nas áreas alcançadas pela pluma.

Figura 143: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Compostos Orgânicos Nitrogenados Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

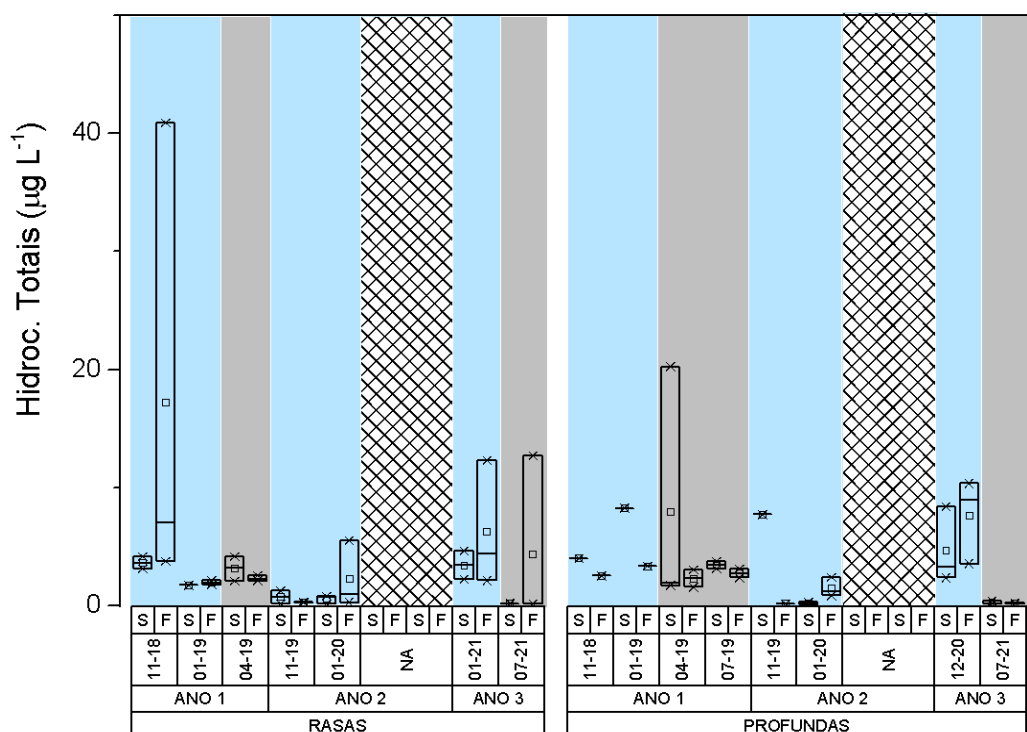


➤ *Hidrocarbonetos Alifáticos*

No setor Costa da Algas, as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais no período chuvoso do Ano 3 foram superiores às do Ano 2, porém inferiores às do Ano 1 (Figura 144). As concentrações máximas foram registradas na campanha 01-21 em áreas rasas atingindo 4,62 µg/L e 12,32 µg/L, para amostras de superfície e fundo, respectivamente. Nas amostras da APA/RVS profundas, os máximos foram de 8,40 µg/L e 10,37 µg/L para amostras de superfície e fundo, respectivamente.

No Ano 2, cerca de 70% das amostras apresentaram valores inferiores a 1,00 µg/L, com máximo de 7,72 µg/L (11-19). Assim a maioria das amostras durante este período apresentaram valores médios muito menores que a média registrada durante o Ano 1 ( $8,98 \pm 15,04$  µg/L). Assim infere-se que a redução observada durante o período do Ano 2 esteja relacionada ao efeito de diluição referente ao período chuvoso e de máxima vazão do Rio Doce.

Figura 144: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais (µg/L) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

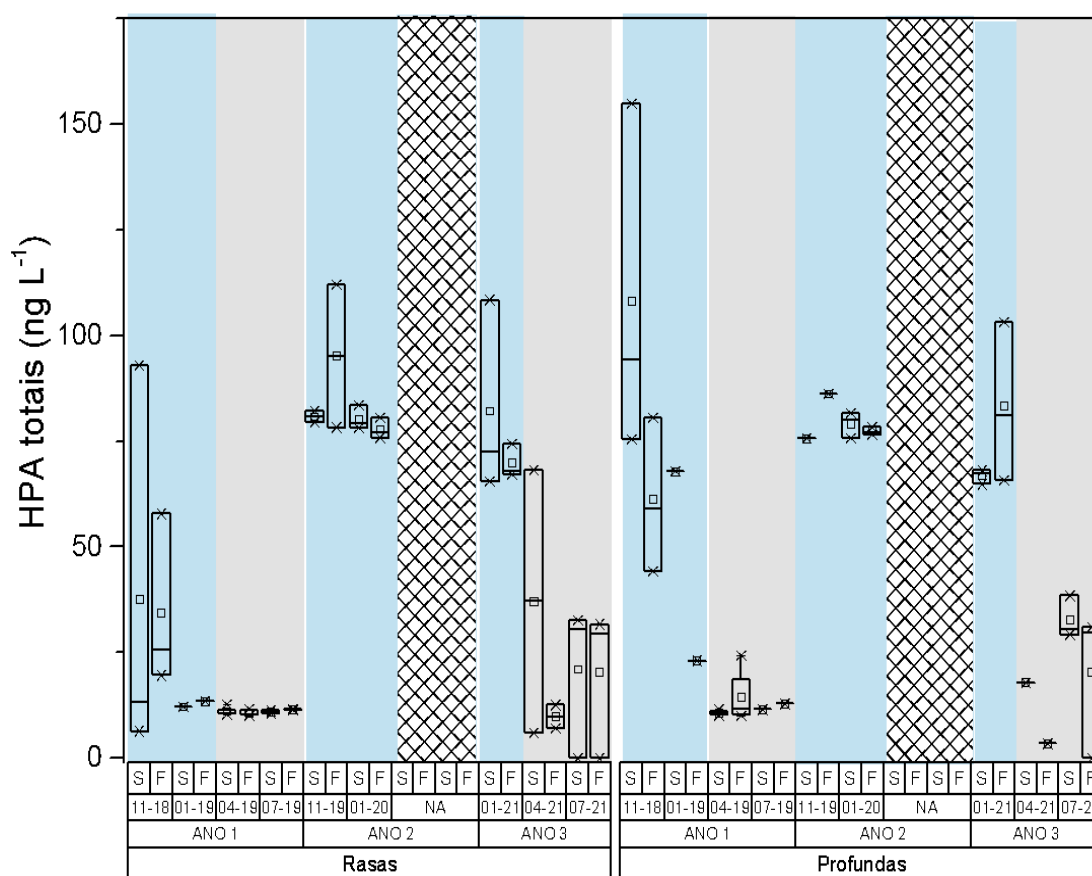


➤ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

Em relação a concentração de HPAs totais avaliados no setor da APA/RVS – Costa das Algas (Figura 145), durante os períodos chuvoso e seco do Ano 3 observa-se uma tendência de aumento que vem se mantendo desde o Ano 2. Nos períodos secos, observou-se nas áreas rasas um aumento das

concentrações de HPAs totais no Ano 3 em comparação ao Ano 1. Nestas áreas o máximo de concentração determinado foi de 108,43 ng/L (01-21). Já nas áreas profundas as maiores concentrações ocorreram no Ano 1. No período chuvoso do Ano 3, nas áreas profundas, o máximo determinado foi de 103,09 ng/L, sendo assim estes valores superiores aos valores referentes ao Ano 2, tanto em áreas rasas quanto em áreas profundas. As médias observadas no período seco do Ano 1 foram muito baixas e características de um ambiente pristino e não impactado. Entretanto com o regime de chuvas no Ano 2, ocorreu um incremento significativo nas concentrações elevando para níveis de 75,66 a 112,00 ng/L. Espacialmente não são observadas diferenças discrepantes em médias, de forma que as áreas rasas e profundas apresentaram perfil semelhante de distribuição entre todas as campanhas estudadas.

Figura 145: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



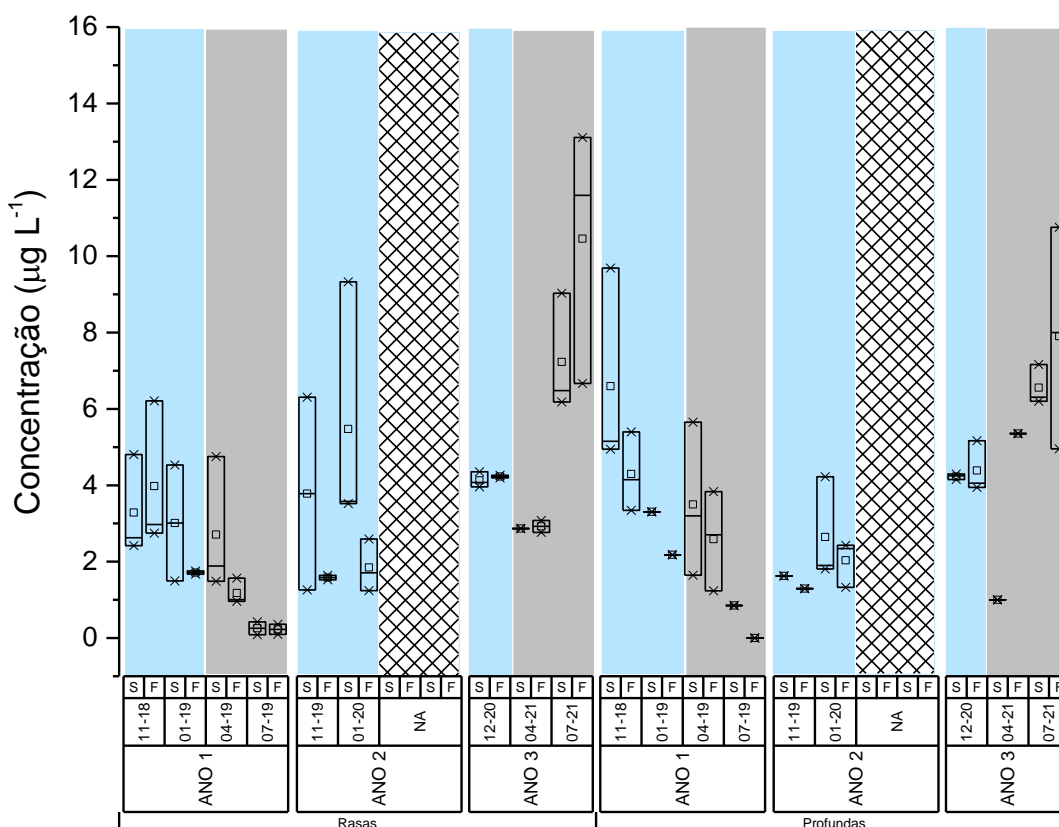
#### ➤ Esteróis

No setor Costa das Algas, ao compararmos as amostras do período chuvoso do Ano 3, apresentaram valores médios de esteróis totais similares aos observados aos mesmos períodos nos Anos 1 e 2, principalmente nas áreas rasas (Figura 146). No setor APA/RVS Rasas, os níveis de concentração

durante o Ano 3 variaram de 3,96 a 4,36  $\mu\text{g/L}$ . No Ano 2 variaram de 1,26 a 6,31  $\mu\text{g/L}$  (média de  $2,68 \pm 2,42$   $\mu\text{g/L}$ ) e de 1,24 a 9,33  $\mu\text{g/L}$  (média de  $3,66 \pm 2,93$   $\mu\text{g/L}$ ) para as campanhas de 11-19 e 01-20, respectivamente. No Ano 1, os máximos não foram superiores a 4,80  $\mu\text{g/L}$  (11-18). Para as amostras do setor APA/RVS Profundas, as concentrações variaram 4,01 a 5,17  $\mu\text{g/L}$ . No Ano 2 a variação foi de 1,29 a 1,63  $\mu\text{g/L}$  (11-19) e de 1,33 a 4,23  $\mu\text{g/L}$  ( $2,34 \pm 1,00$   $\mu\text{g/L}$ ) em 01-20.

Para as amostras referente ao período seco do Ano 3, as concentrações durante a campanha 07-21 atingiram o máximo registrado durante todo o monitoramento, tanto em áreas rasas (máx. 13,11  $\mu\text{g/L}$ ) quanto nas amostras das áreas profundas (10,76  $\mu\text{g/L}$ ). Assim como já observado e discutido neste relatório, a presença de esteróis como coprostanol, epi-coprostanol, b-sitosterol, ocorreu com significativa abundância relativa também em outros setores, indicando assim a importante contribuição de material terrígeno principalmente na plataforma costeira mais interna.

Figura 146: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.





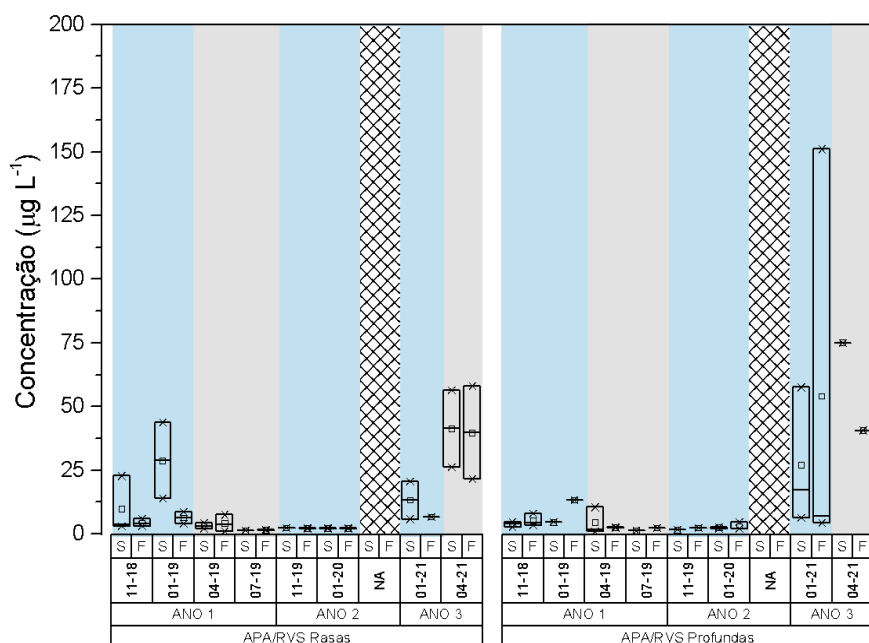
➤ Ácidos Graxos

A Figura 147 apresenta os níveis de concentração de ácidos graxos totais determinados em amostras de água do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz. As concentrações de AGt apresentadas, demonstram que no Ano 3 houve uma alteração no perfil de diminuição que foi observado no Ano 2 em relação aos valores encontrados durante as campanhas do Ano 1.

No Ano 3, em relação aos demais anos, as concentrações de AGt de ambos os períodos, chuvoso e seco, foram maiores tanto nas áreas Rasas quanto Profundas. Em áreas Rasa a concentração máxima foi de 57,96 µg/L (04-21) e em áreas Profundas 151,01 µg/L (01-21). Durante o Ano 1, a variação temporal foi mais nítida, principalmente entre as campanhas de período chuvoso e seco. No período chuvoso, em especial nas campanhas 11-18 e 01-19, foram registrados os maiores valores, atingindo-se as concentrações máximas de 22,70 µg/L e 43,63 µg/L, respectivamente. No período seco deste ano (04-19) a concentração máxima foi de 10,48 µg/L. Em seguida (07-19) ocorreu uma redução significativa nas concentrações, mantendo a média em 1,47 µg/L e máxima em 2,28 µg/L.

Essa tendência de diminuição se manteve durante o período do Ano 2 e assim as médias foram 2,08 µg/L e 2,40 µg/L e máximos de 2,31 µg/L e 4,52 µg/L, para as campanhas de 11-19 e 01-20, respectivamente. Vale ressaltar que as campanhas durante o Ano 2 foram caracterizadas por períodos de maior pluviosidade que no Ano 3, entretanto não foram observados incrementos na concentração de AGt, ao contrário verificou-se uma diminuição que pode ser relacionada ao efeito de diluição.

Figura 147: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APAS Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



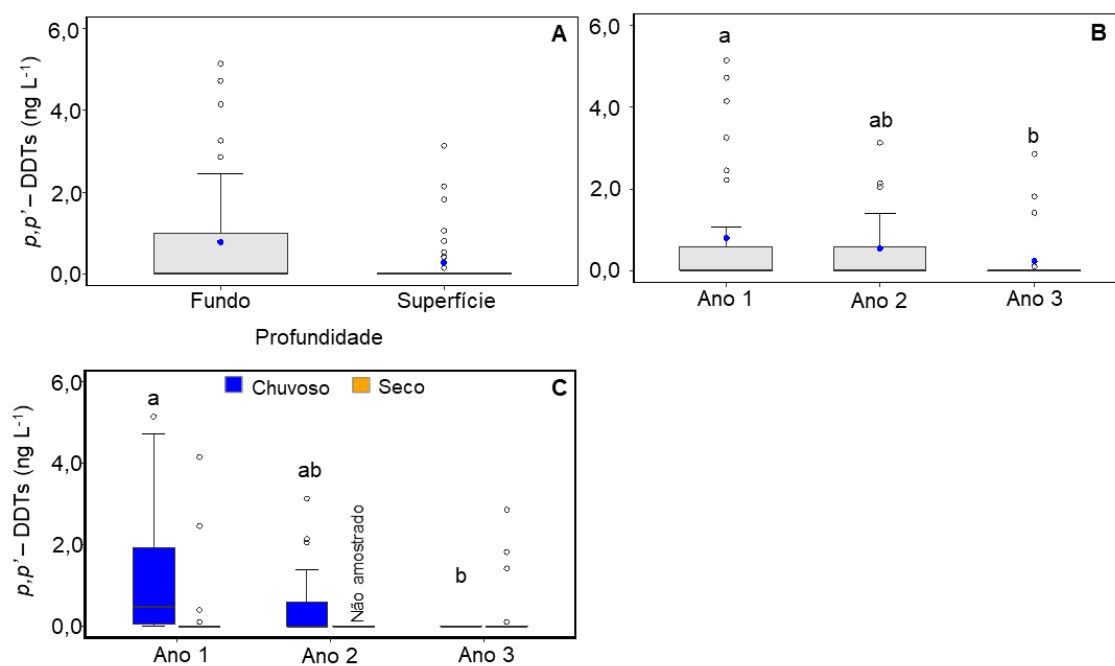
➤ POPs - PCBs e POCs

Nas amostras de água coletadas durante o Ano 3, foram detectados  $\Sigma$  Drins (uma amostra de fundo),  $\Sigma$  Heptacloro (14 e 29% das amostras de água superficial e de fundo, respectivamente) e p,p'-DDTs (em 7 e 21%) (*Material Suplementar A3MHS4, Tabelas 7 e 8*). As concentrações de  $\Sigma$  Drins (máximo = 0,10 ng L<sup>-1</sup>) e  $\Sigma$  Heptacloro (máximo = 0,59 ng L<sup>-1</sup>) permaneceram dentro dos limites máximos definidos em resolução CONAMA nº 357/05, assim como observado nos anos anteriores (RRDM 2020, RT-36D; RRDM 2021 RT-37). As concentrações de p,p'-DDTs variaram entre < LD e 2,87 ng L<sup>-1</sup>, com 11% das amostras excedendo o limite máximo definido pelo CONAMA nº 357/05, e / ou o limite de potencial risco crônico para a biota (BUCHMAN, 2008) (*Material Suplementar A3MHS4, Tabela 13*).  $\Sigma$  Drins e  $\Sigma$  Heptacloro tem ocorrido de forma pontual ao longo do monitoramento, sem tendência temporal ou entre períodos climáticos definida. Avaliação detalhada é apresentada para p,p'-DDTs, que se destaca dentro os pesticidas organoclorados registrados neste setor por ser frequentemente registrado durante os três anos de monitoramento, e em altas concentrações (RRDM 2019, RT-19B; RRDM 2020, RT-36D).

Não há dados sobre poluentes orgânicos persistentes (POPs) em água da APA Costa das Algas pré-rompimento ou pré-PMBA/Fest-RRDM, dessa forma os resultados seguem comparados com outros ambientes marinhos do mundo. Os resultados para p,p'-DDTs obtidos durante os três anos de monitoramento (média = 0,79  $\pm$  1,45, máximo = 5,16 ng L<sup>-1</sup>; Fundo) são semelhantes ou maiores ao registrado em áreas marinhas marginais à costa, como a região norte do Mar Amarelo da China ( $\Sigma$ DDTs = 0,97 – 2,96 ng L<sup>-1</sup>, LI et al., 2021), mas inferiores ao detectado em ambientes abrigados e sob influência antrópica crônica, como estuários e baías (p. ex. Baía Daya, máximo de 975,9 ng L<sup>-1</sup>, ZHOU et al., 2001).

Embora apresente tendência de maiores concentrações em água de fundo, não há diferença significativa entre as duas profundidades amostradas para p,p'-DDTs (Mann-Whitney, p = 0,16, Figura 148A). Dessa forma, ambas as profundidades foram analisadas em conjunto na evolução espaço-temporal. Em relação à evolução temporal geral (considerando períodos secos e chuvosos em conjunto), a tendência de queda da frequência de ocorrência e concentrações do Ano 1 (50% e 1,39  $\pm$  1,94 ng L<sup>-1</sup> – Fundo) para o Ano 2 (33% e 0,45  $\pm$  0,77 ng L<sup>-1</sup> – Fundo), previamente discutida no RRDM 2020, RT-36D, permanece com a inclusão dos resultados do Ano 3 (21% e 0,31  $\pm$  0,83 ng L<sup>-1</sup> - Fundo), sendo os níveis de p,p' – DDTs significativamente maiores no Ano 1 que no Ano 3 (Kruskal-Wallis, p = 0,04, Figura 148B). Essa tendência de queda é evidenciada na avaliação temporal considerando somente os períodos chuvosos (Kruskal-Wallis, p = 0,001, Figura 148C).

Figura 148: Concentração de  $p,p'$ -DDTs para amostras de água coletadas no Setor Costa das Algas. A = variação entre diferentes profundidades (considerando os três anos); B = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos e profundidades); C = variação temporal e entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta. “a” e “b” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney;  $p < 0,05$ ). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.

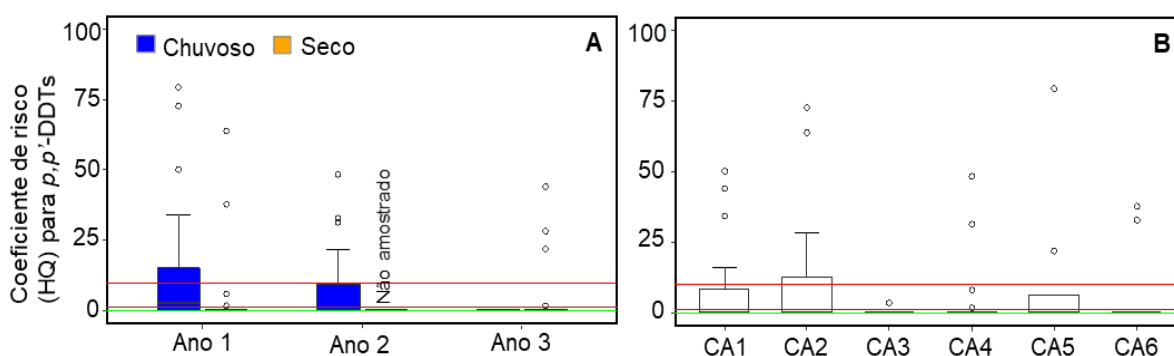


O setor Costa das Algas é influenciado pela pluma do Rio Doce, recebendo o material fluvial mais intensamente durante as condições de maior vazão do rio e ventos do quadrante norte, característico dos períodos chuvosos (RRDM 2019, RT-19D; RRDM 2020, RT-36D; RRDM 2021, RT37), o que explica a tendência de maiores concentrações de  $p,p'$ -DDTs nos períodos chuvosos. No entanto, a queda gradual das concentrações do Ano 1 para o Ano 3 não segue a tendência de maior vazão do Rio Doce registrada no período chuvoso do Ano 3 (média de  $862,18 \pm 539,37$  m<sup>3</sup>/s) em relação ao mesmo período do Ano 1 ( $519,11 \pm 391,61$  m<sup>3</sup>/s), e aporte de sedimento em suspensão, que também apresentou um aumento generalizado no Ano 3 (RRDM 2021, RT37). Queda da frequência de amostras com valores de  $p,p'$ -DDTs excedendo os limites determinados na resolução CONAMA 357/05 dos Anos 1 e 2 (de ~20%) para o Ano 3 (11%) também é observada (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 13*). Esses resultados sugerem possível declínio da introdução de  $p,p'$ -DDTs via Rio Doce desde o Ano 1, visto que a variação temporal deste contaminante na Costa das Algas não acompanhou o padrão das principais forçantes de dispersão da pluma do Rio Doce sentido sul.

O HQ em relação a  $p,p'$ -DDT em água para o Setor Costa das Algas nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $7,8 \pm 17,5$ , com 10% ( $n = 8$ ) das amostras com níveis de HQ indicando risco moderado (quando  $1 < HQ < 10$ ; COMBI et al., 2016), e 19% ( $n = 15$ ) das amostras com risco alto ( $HQ > 10$ ). Os índices HQ acompanham as tendências temporais das médias deste contaminante, com maiores valores em períodos chuvosos e tendência de queda de risco (menores HQ) do Ano 1 para o

Ano 3 (Figura 149A). Dentre os pontos amostrados neste Setor, destaca-se CA1 e CA2, com maior frequência de valores de HQ moderado a alto (Figura 149B). Estes resultados ressaltam a preocupação em relação a estes contaminantes no Setor Costa das Algas, visto que, embora com tendência de declínio de concentrações, ainda ocorreram acima de níveis críticos durante o Ano 3, e possuem alto potencial de bioacumulação e biomagnificação na teia trófica.

Figura 149: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $p,p'$ -DDTs ( $p,p'$ -DDT +  $p,p'$ -DDD +  $p,p'$ -DDE) determinado em amostras de água coletadas no Setor Costa das Algas. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Costa das Algas (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



#### ➤ Contaminantes emergentes

No Ano 1 foram determinados os compostos 17-beta-estradiol (10,42 a 36,98 ng/L), estriol (18,15 a 53,23 ng/L) e coprostanol (18,39 a 66,84 ng/L) na campanha 11-18, período chuvoso na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA). No Ano 2 as concentrações dos analitos eram inferiores aos limites de quantificação.

No Ano 3 o composto octilfenol teve a concentração entre 3,83 e 4,61 ng/L na campanha 04-21, período de seca. Já a concentração do composto bisfenol A variou entre 4,33 e 65,54 ng/L na campanha 07-21. O composto estigmastanol foi determinado entre 3,43 e 13,30 ng/L na campanha 07-21. O composto nonilfenol foi determinado nas campanhas 04-21 entre 3,86 e 4,79 ng/L e na campanha 07-21 entre 4,12 e 18,07 ng/L. O composto triclosan variou entre 4,63 e 18,43 ng/L nas campanhas 04-21 e 07-21. A concentração do coprostanol variou entre 5,16 e 63,68 ng/L na campanha 07-21.

#### d) Qualidade da Água

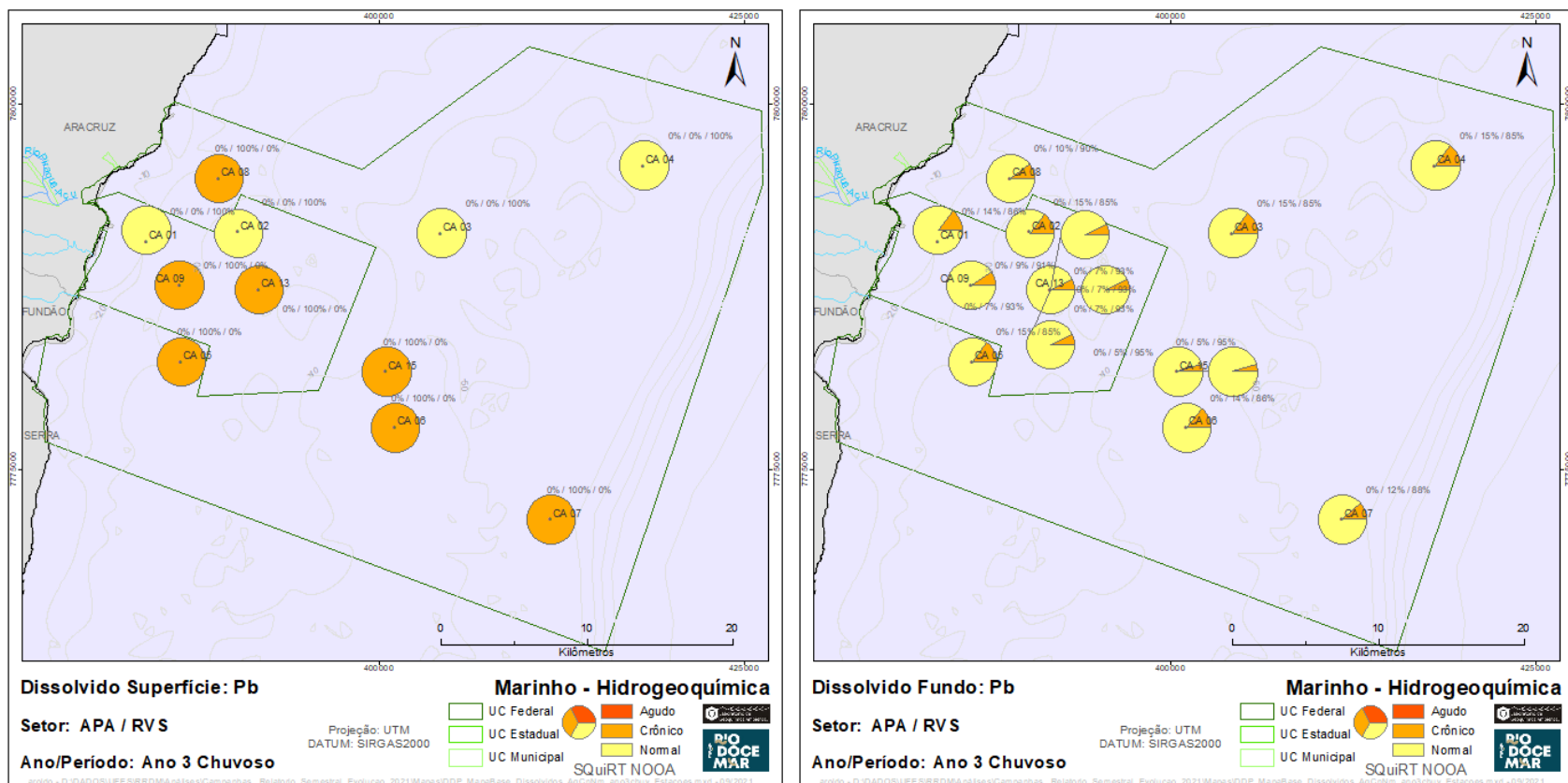
No setor APA/RVS Costa das Algas, foram observados níveis crônicos de Pb (64 % das amostras de superfície), Cu (9 % em superfície) e Fe (6 % das amostras de fundo) durante o período chuvoso do Ano 3 (Figura 150). Para Pb, essa condição de desconformidade no setor APA/RVS Costa das Algas foi inédita ao longo de todo o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Condições agudas de Cu ocorreram em 7 % das amostras de fundo. Em comparação ao período chuvoso do Ano 2 (campanhas 11-19 e 01-20), houve decréscimo da frequência de ocorrência de concentrações de Fe

acima do NOAA, que alcançaram 55 % (valor médio entre superfície e fundo) das amostras avaliadas naquela ocasião (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4; Figuras 20 a 24*).

Similar ao que foi observado para o setor Foz, no Ano 3 do monitoramento PMBA/Fest-RRDM, as condições de qualidade da água para metais dissolvidos no setor APA/RVS Costa das Algas foram mais degradadas durante o período seco (04-21 e 07-21), com a ocorrência de níveis de Co, Ni, Cu, As e Fe na classe crônica; enquanto Cu, As e Fe também apresentaram condições agudas segundo os limites estabelecidos pelo NOAA (1999) (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 4; Figuras 20 a 24*). Em comparação ao período seco do Ano 1 (04-19 e 07-19), esses resultados refletem degradação da qualidade da água, apresentando um número maior de elementos em desconformidade com os valores de referência (no Ano 1, níveis crônicos ocorreram para Co, Cu, Fe e Hg), além da ocorrência de níveis agudos para metais potencialmente tóxicos no Ano 3.

Com relação aos HPAs, durante o período chuvoso do Ano 3, todos os compostos apresentaram níveis abaixo dos limites estabelecidos pela legislação (CONAMA 357/2005). Em análise comparativa ao período chuvoso do Ano 2 (11-19 e 01-20), ocorreu uma melhora da qualidade da água, uma vez que benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno apresentaram desconformidade com os valores de referência no Ano 2. Para benzo(a)pireno, essas condições ocorreram em 100 % das amostras avaliadas para o setor Costa das Algas nas campanhas do Ano 2 chuvoso (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5; Figuras 28 e 29*). No período seco do Ano 3 (04-21 e 07-21), o composto dibenzo(a, h)antraceno ocorreu em concentrações superiores aos valores de referência do CONAMA, totalizando 17% das amostras de fundo no setor APA/RVS Costa das Algas. No período seco correspondente do Ano 1 (04-19 e 07-19) todos os HPAs apresentaram níveis abaixo dos valores de referência (*Material Suplementar A3MHS5; Tabela 5; Figuras 31 e 32*).

Figura 150: Frequência de ocorrência de valores de Pb dissolvido acima dos limites estabelecidos pela legislação (NOAA, 1999) nas amostras de superfície e fundo para as campanhas realizadas no período chuvoso (01-21) do Ano 3 no Setor Costa das Algas durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.





#### 2.4.2.3 Matriz Sedimento

Nos itens a seguir, estão apresentados os resultados da distribuição espaço-temporal para os parâmetros nutrientes (especiação do fósforo), metais e compostos orgânicos na matriz sedimentar.

Setor Abrolhos

##### a) Nutrientes – Especiação de Fósforo

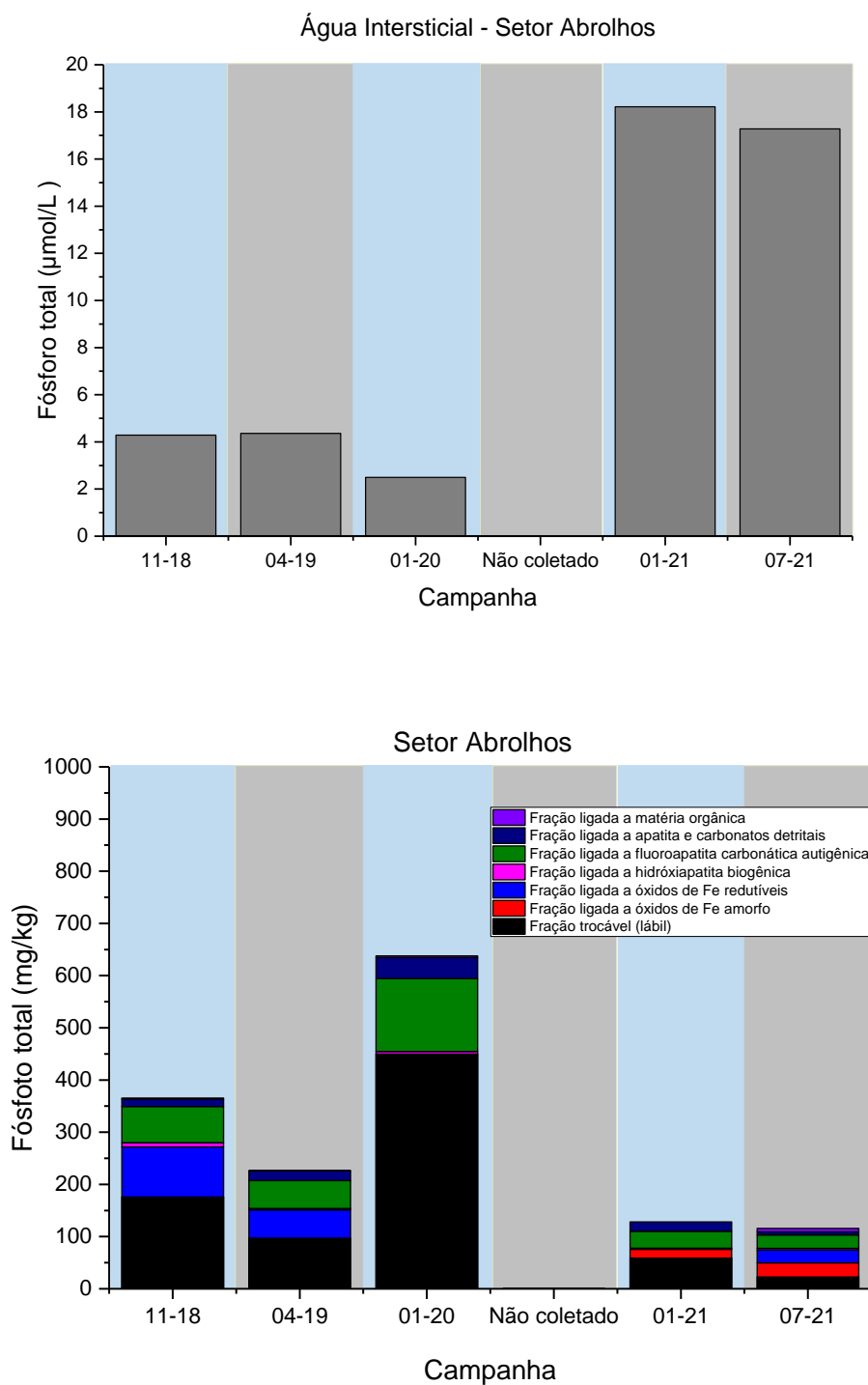
O sedimento é o principal repositório do fósforo nos oceanos e sua fonte é o intemperismo continental, que remobiliza os minerais fosfatados de rochas e solos, que são posteriormente transportados por rios para o ambiente marinho na forma particulada e dissolvida (PAYTAN; MCLAUGHLIN, 2007). Uma vez dissolvido na água o fosfato é integrado a processos orgânicos e liberado como ortofosfato (RUTTENBERG, 1992). Estima-se que cerca de 10% a 30% do fluxo fluvial do fósforo está presente nas formas reativas (e.g. disponíveis pra absorção biológica) e estas formas compreendem, além do P adsorvido a óxidos, o P associado a matéria orgânica; P fracamente adsorvido a partículas (trocável); e o P ligado a minerais autigênicos, como hidroxiapatita e fluorapatita carbonática apatita. O fósforo associado a estas fases esta susceptível a reciclagem diagenética e disponibilização para formas dissolvidas, tanto para a água intersticial, como por troca direta entre o sedimento e a água de fundo (COLEMAN; HOLLAND, 2000).

Com a premissa de verificar o carreamento do fósforo pela bacia hidrográfica do Rio Doce e sua dinâmica da plataforma continental adjacente, foram realizadas análises do conteúdo de fósforo reativo e não reativo (detrital) associado a 7 diferentes frações do sedimento, além do ortofosfato na água intersticial. O método utilizado é descrito por Anschutz e Deborde (2016) e consiste em uma extração sequencial para a mensuração de fósforo em água intersticial e associados a fração mineral, como o P trocável; o P ligado a óxidos de Fe(III) amorfos; o P ligado a óxidos de Fe(III) redutível (residual ou cristalino); o P associado a hidroxiapatita biogênica; o P associado fluoroapatita carbonática autigênica (FCA); o P associado a apatita e carbonatos detritais e o P orgânico. Embora todas estas espécies de fósforo respondam sobre diferentes fontes e processos biogeoquímicos no sedimento, são destacadas neste documento as frações relativas aos óxidos de Fe por estarem mais relacionados ao rejeito de minério e auxiliarem na interpretação de sua ocorrência.

Na Figura 151 são representadas as espécies de fósforo presentes na água intersticial e nas 7 diferentes frações do sedimento para o setor de Abrolhos nas campanhas ao longo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM. O fósforo presente na água intersticial é inversamente proporcional a fração total de P no sedimento deste setor, especialmente no Ano 3 do monitoramento. O fósforo reativo é mais facilmente transferido para a fase dissolvida mediante a mudanças nas condições físico-químicos do meio. Trata-se de um dos processos diagenéticos do sedimento, onde primeiramente ocorre a troca entre o material particulado e a água intersticial e, posteriormente, a troca entre fluidos na interface sedimento-água, promovendo as mudanças químicas para compactação (JENSEN; ANDERSEN, 1992). Estas transformações diagenéticas estão tanto ligadas a composição do mineral, quanto a granulometria, sendo que quanto maior a evolução diagenética, maior cimentação por precipitação

química e menor é o conteúdo de água intersticial. Tendo em vista que as amostras de sedimento do PMBA/Fest-RRDM são de camadas muito superficiais (3-5cm) estas representam um sedimento móvel pouco compactado e propenso a muitas interações físico-químicas com fases de fósforo mais fracamente adsorvidas.

Figura 151: Concentração de fósforo na água intersticial ( $\mu\text{mol/l}$ ) e especiação do fósforo no sedimento expressa em concentração por fração ( $\text{mg/kg}^{-1}$ ) em relação ao fósforo total no sedimento para o setor de Abrolhos.



Ainda de acordo com a Figura 151, houve a ocorrência de P ligado a óxidos de Fe (III) cristalino no Ano 1 e o aparecimento de P ligado a óxidos de Fe (III) amorfos no Ano 3 no setor de Abrolhos, esta última ainda não observada anteriormente. Há também uma maior contribuição proporcional de P ligado a óxidos de Fe (III) em relação ao P total em 07-21, embora o P total tenha diminuído significativamente no Ano 3. Os óxidos de Fe (III) cristalinos transportados por rios são principalmente a hematita e goethita (RAISWELL, 2011). É provável que estes os óxidos de Fe sejam um produto de um material fluvial cristalizado mais antigo retrabalhado no sedimento da plataforma. Sabe-se que o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM foi marcado principalmente por eventos de maior energia e, consequentemente, ressuspensão do sedimento. Essa ocorrência é muito importante considerando que a hematita e a goethita são constituintes do rejeito de minério de ferro, o que pode indicar a presença deste na região de Abrolhos, área de relevante interesse ecológico. A ausência de espécies ligadas a óxidos de Fe (III) no Ano 2 e o significativo aumento da fração trocável e no conteúdo total de P indicam maior aporte recente dos rios devido a maior precipitação continental, confirmada também pelo aumento de P detrítal na campanha de 01-20. Em geral o P total é maior nos períodos chuvosos, exceto para o 01-21 (Ano 3). No Ano 3, a redução do P total no sedimento e aumento na água intersticial indica uma maior mobilidade e troca de fases químicas, onde os óxidos amorfos se fazem presentes no período seco e as frações ligadas ao Fe são mais representativas, sugerindo maior disponibilidade deste metal traçador do rejeito.

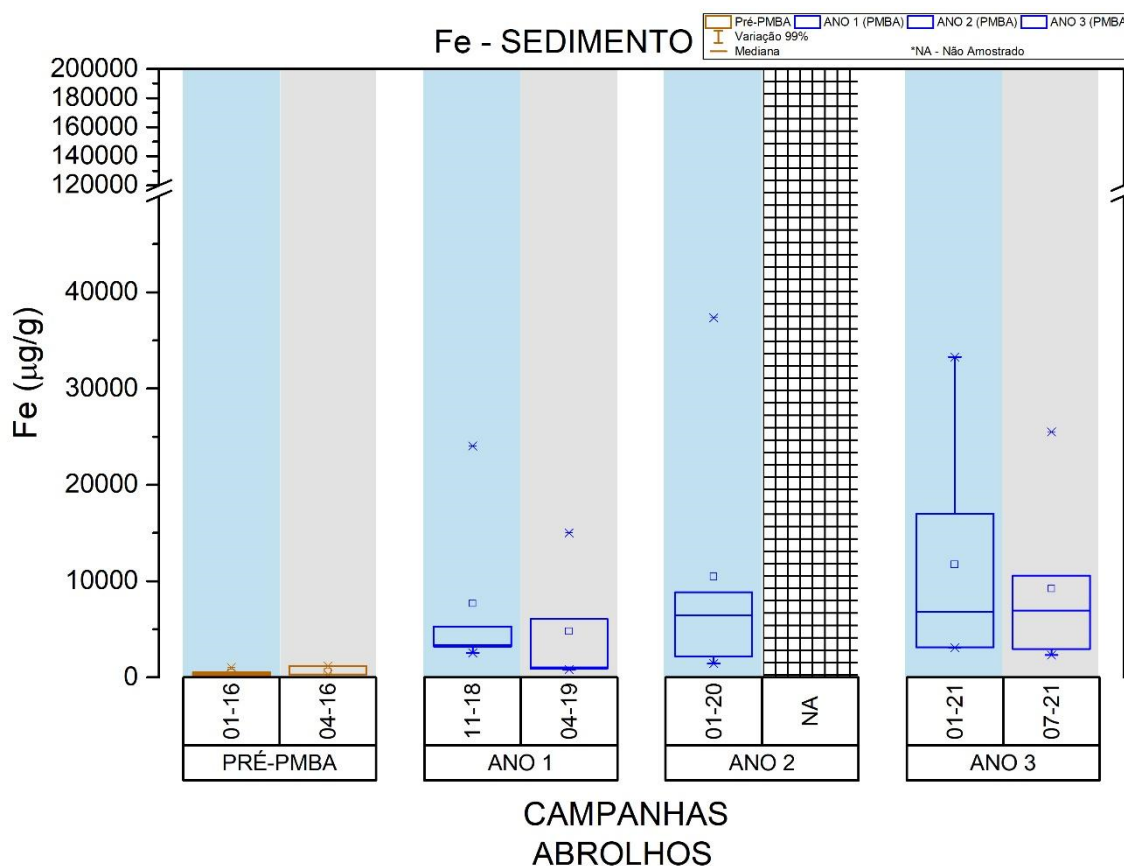
As contribuições de P ligado as frações de FCA e hidroxiapatita estão relacionadas a atividade biológica do Banco de Abrolhos e representam cerca de 20% do conteúdo de P no sedimento. Não houve contribuição significativa de espécies de P orgânico. Em geral, esta fração não é muito abundante no sedimento marinho (PAYTAN; MCLAUGHLIN, 2007).

## **b) Metais**

### **➤ Extração Parcial**

Em comparação de concentrações dos elementos nos sedimentos de campanhas realizadas antes do programa de monitoramento, com as campanhas realizadas durante o PMBA/Fest-RRDM na região de Abrolhos, observou-se maiores valores das concentrações dos elementos Ag, As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, V e Zn durante a campanha realizada em 11-18 do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS3; Tabela 6; Figuras 54 a 57*). Já os elementos Ba, Cr, Fe e Mn, apresentaram concentrações sem variações significativas entre as campanhas do PMBA/Fest-RRDM, sendo apenas o Fe com concentrações mais elevadas durante o monitoramento, especialmente no Ano 3, em comparação com os valores encontrados antes do programa PMBA/Fest-RRDM (Figura 152). Não foi possível observar diferenças significativas entre os períodos chuvoso e seco.

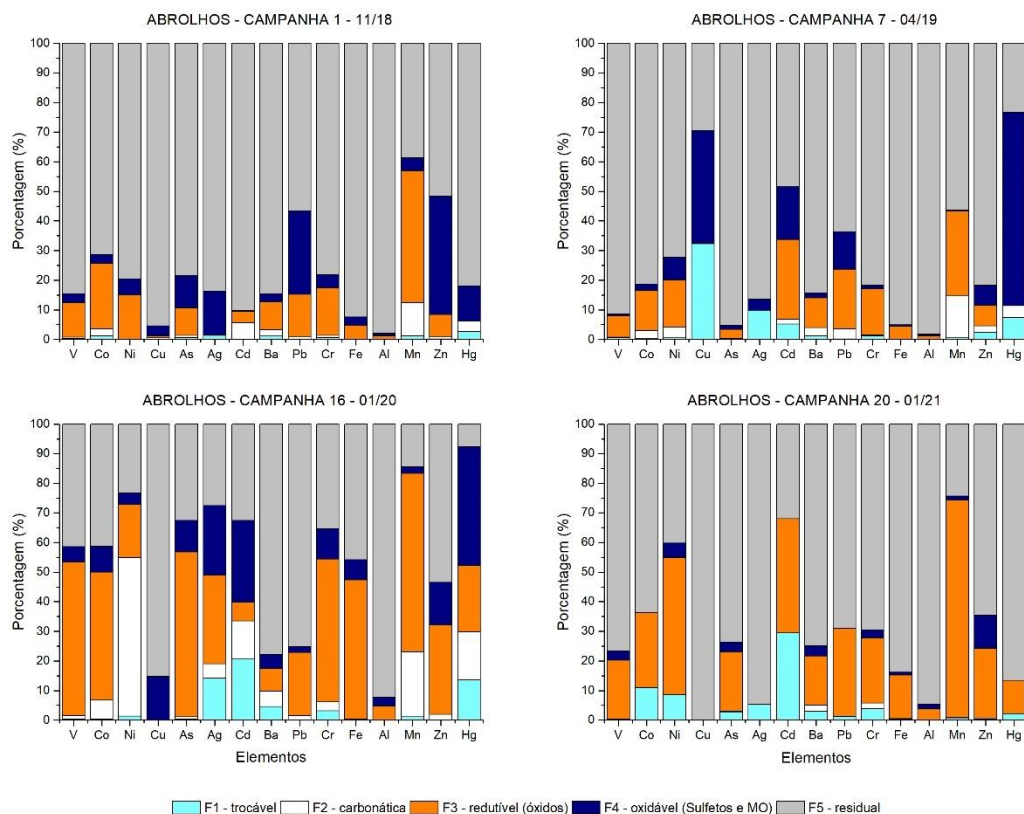
Figura 152: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro na matriz sedimentar no Setor Abrolhos nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



### ➤ Extração Sequencial

No setor abrolhos, bem como em todas as outras regiões, é possível observar uma alteração das frações de quase todos os elementos nos sedimentos até o Ano2, tendendo uma preferência a fração redutível, Ag, As, Co, Cr, Fe, Mn, Zn e V (Figura 153). Ni e Mn apresentaram grandes porções também associadas a fração carbonática do sedimento. Também é possível destacar o aumento da fração trocável para es elementos Ag, Cd e Hg, o que levanta preocupações no caso dos dois últimos, por apresentarem extrema toxicidade a organismos. No Ano 3, observa-se outra alteração dos elementos no sedimento, com decréscimo das frações oxidáveis e carbonáticos, elevando as frações trocável e redutível, com fração residual sendo dominante para maioria dos elementos.

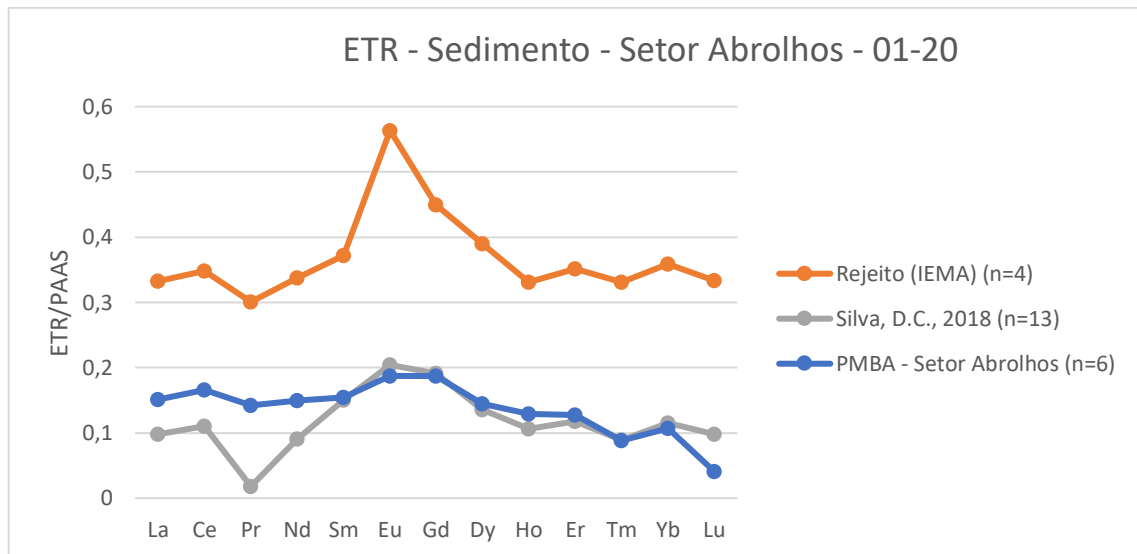
Figura 153: Especificação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor de Abrolhos em suas respectivas frações.



### ➤ Elementos Terras Raras

De uma forma geral, a utilização dos elementos terras raras (ETR) como traçadores de sedimento impactado pela mineração por meio de suas assinaturas geoquímicas apresenta maior coerência com o sedimento devido a maior concentração mineral desta matriz. Para o Setor Abrolhos, apenas foi possível observar assinatura semelhante aos valores de referência no sedimento da campanha de 01-20 (Ano 2), período de maior cheia observado do Rio Doce no PMBA-Fest/RRDM (Figura 154). As ocorrências foram vistas em todas as estações amostrais, ressaltando a influência potencial do aporte do rio nesta área de preservação.

Figura 154: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Abrolhos no período chuvoso do Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM.



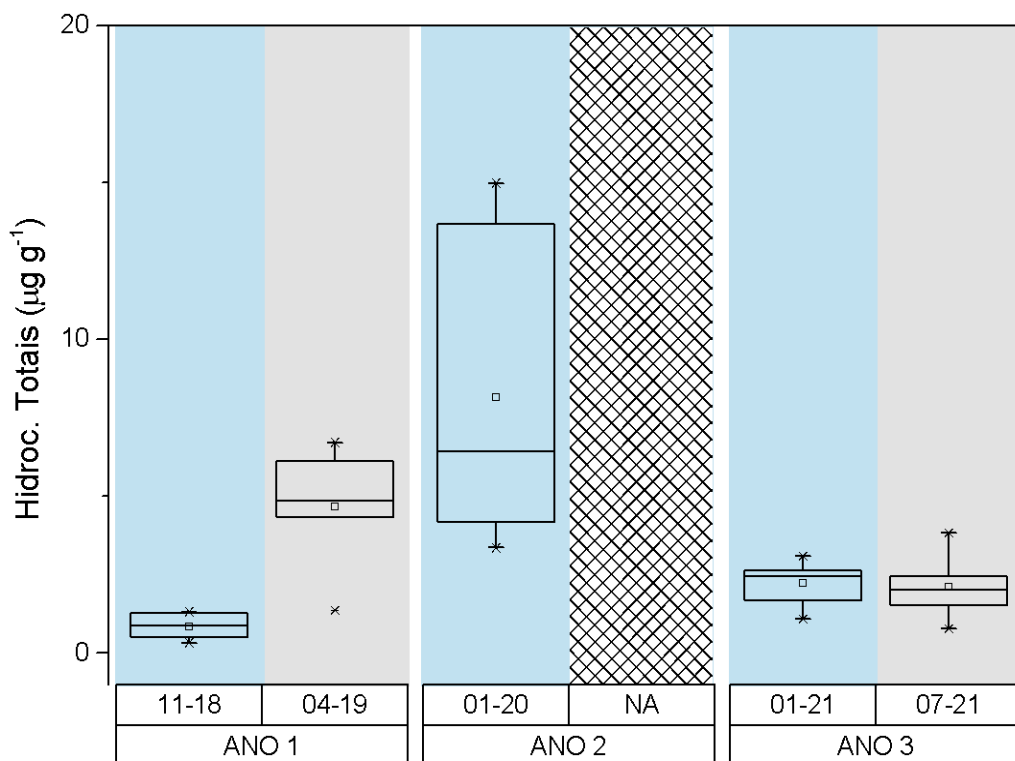
### c) Compostos Orgânicos

#### ➤ Hidrocarbonetos Alifáticos

Os níveis de concentração para hidrocarbonetos alifáticos determinados em amostras de sedimento no setor Abrolhos estão apresentados na Figura 155. A partir de uma comparação temporal entre os períodos chuvosos, observa-se uma diminuição nos níveis de concentração determinados no Ano 3 em relação ao Ano 2. O mesmo perfil também é observado para o período seco do Ano 3. Apesar das baixas concentrações (máximo de 3,84  $\mu\text{g/g}$  – 07-21), estas ainda se encontram superiores às observadas durante o Ano 1. Os maiores níveis de concentração ocorreram no período chuvoso do Ano 2, com média de 8,18  $\mu\text{g/g}$ , variando de 3,36  $\mu\text{g/g}$  a 14,98  $\mu\text{g/g}$ .



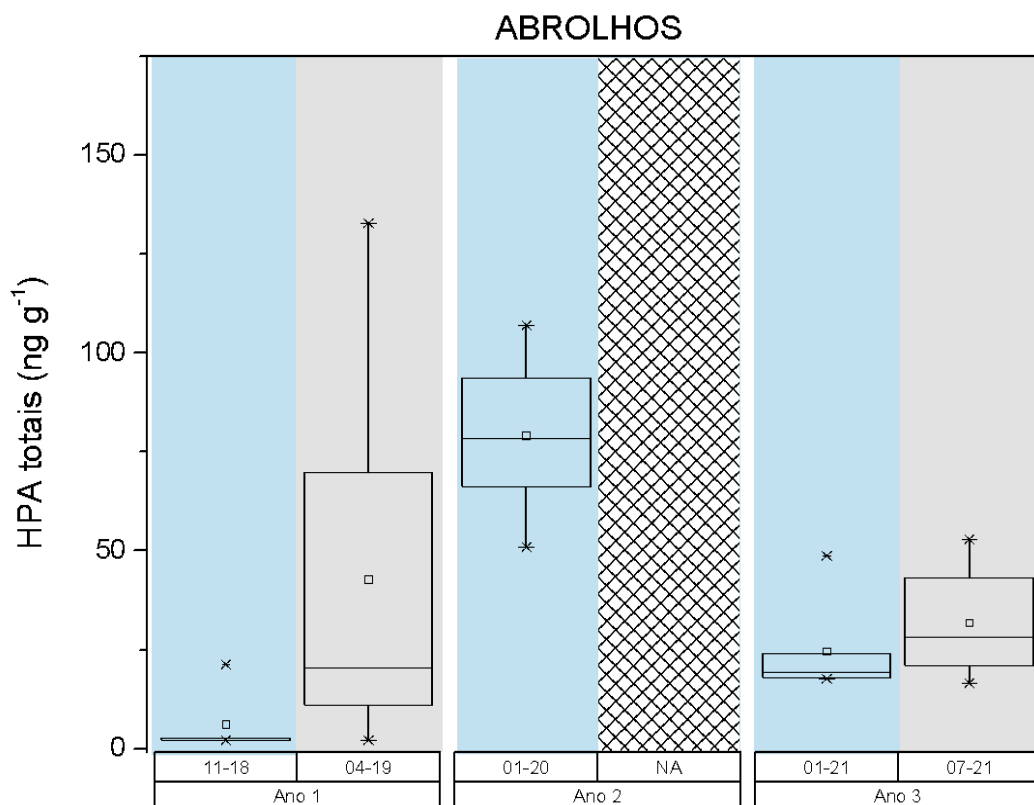
Figura 155: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



#### ➤ Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)

De forma geral, as concentrações de HPAs totais no Ano 3 apresentaram um perfil de diminuição em relação às campanhas do período chuvoso do Ano 2, porém ligeiramente superiores às amostras coletadas no Ano 1. As concentrações de HPAs totais das amostras de sedimento do setor Abrolhos são apresentadas na Figura 156. No período chuvoso do Ano 3, a concentração média de HPAs totais foi de 24,58 ng/g (min. 17,74 ng/g e máx. 48,74 ng/g). No período seco, observa-se um ligeiro aumento nas concentrações, atingindo a média de 31,75 ng/g (mín. 16,59 ng/g e máx. 52,91 ng/g). Assim, como verificado no período chuvoso (Ano 2), o que se observa é o efeito do aumento da concentração de HPA fortemente influenciado pelo regime de chuva, concomitante a eventos de aumento de descarga do Rio Doce, afetando estações mais próximas do continente e assim mais sujeitas ao aporte de material continental. Entretanto, como observado pelo aumento das concentrações durante o período seco do Ano 3, eventos meteorológicos também podem atuar na ressuspensão e posterior deposição de material sedimentar, incrementando os níveis de HPA.

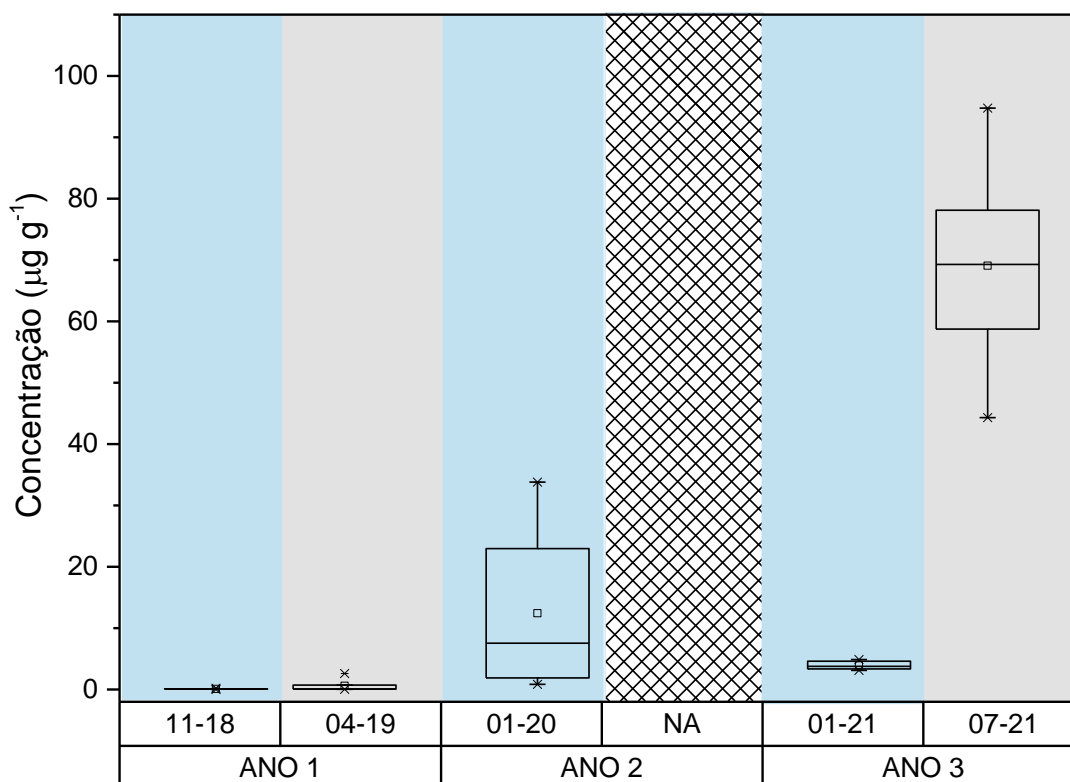
Figura 156: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng/g) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



### ➤ Esteróis

A distribuição de esteróis totais de amostras de sedimento coletadas no setor Abrolhos, no Ano 3, apresenta variação muito distinta ao registrado durante o Ano 2, em que foram detectados os níveis máximos de concentração para esse setor e muito similar ao observado para o Ano 1. A concentração de esteróis totais durante o período chuvoso do Ano 3 variou de 3,11 µg/g a 4,87 µg/g), enquanto que durante o Ano 1, os níveis de concentração de esteróis em sedimento foram ligeiramente inferiores, não ultrapassando 2,61 µg/g (Figura 157). No período seco (07-21), as concentrações atingiram os níveis mais elevados para este setor durante todo o monitoramento (69,08±17,15 µg/g – mín. 44,32 µg/g e máx. 94,76 µg/g).

Figura 157: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

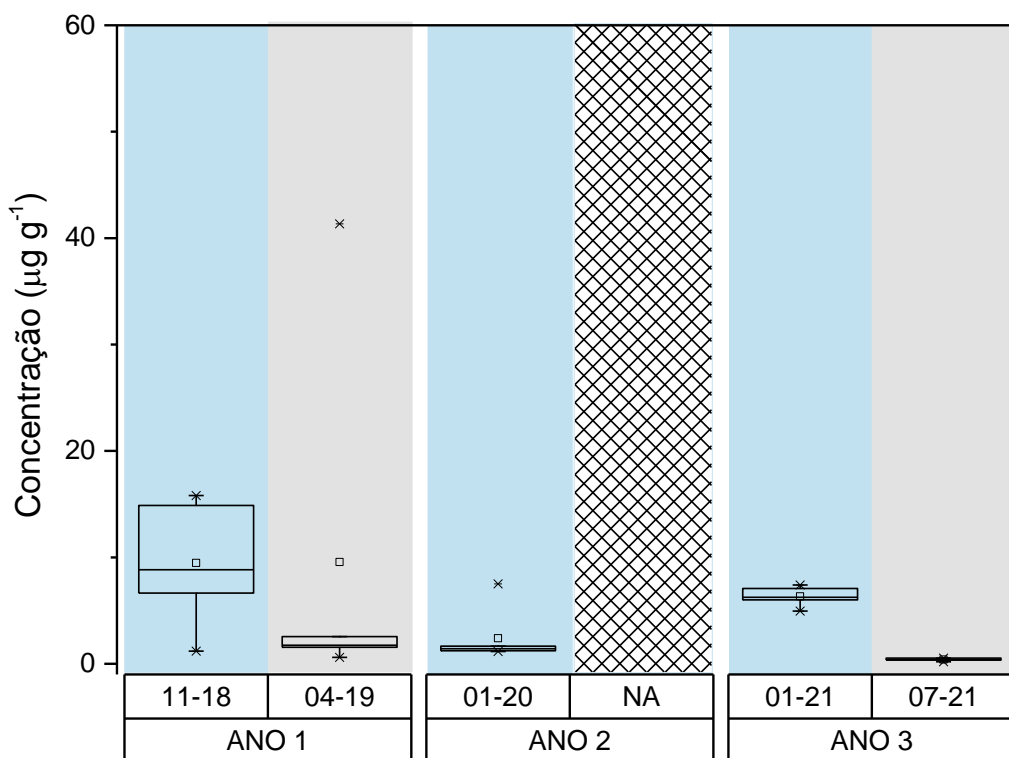


No Ano 2, em função do aumento de pluviosidade, os valores apresentaram um incremento significativo atingindo o máximo de 33,80 µg/g (01-20). Os esteróis mais abundantes durante estas campanhas foram b-sitosterol, estigmastanol, colesterol e lanosterol, denotando assim a contribuição por aporte misto, tanto autóctone por influência de fito e zooplâncton, bactérias e algas dinoflageladas e alóctone por plantas vasculares superiores (VOLKMAN, 2005; AL-MUTLAQ et al., 2008). Este aporte misto de material, pode ser atribuído a ação das chuvas na dispersão de material de origem continental e consequentemente ao aumento de produção de primária.

#### ➤ Ácidos Graxos

Assim como se pode observar na Figura 158, as concentrações de ácidos graxos totais apresentam uma tendência de estabilidade em seus níveis desde o Ano 2. Durante o período chuvoso do Ano 3, houve um comportamento similar ao ocorrido nos demais anos de monitoramento. Para o período seco, registrou-se uma redução significativa dos níveis de concentração para níveis mínimos observados até o momento (média 0,40±0,13 µg/g). No período chuvoso do Ano 3, a concentração de AGt variou de 4,96 µg/g a 7,40 µg/g (média de 6,34±0,96 µg/g), enquanto no mesmo período do Ano 2 os níveis de concentração foram de 1,16 µg/g a 7,51 µg/g para (média de 2,40±2,51 µg/g).

Figura 158: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest- RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



No período chuvoso do Ano 1, a faixa de concentração ficou entre 1,20 µg/g e 15,82 µg/g (média de 9,48±6,05 µg/g). Dentre os ácidos graxos detectados, o C16:0 e C18:0 mantiveram-se como os mais abundantes em todas as amostras. A presença destes pode ser considerada proveniente de diversas fontes. O ácido palmítico (C16:0) e C18:0 (ácido esteárico), podem ser provenientes de diatomáceas (VOLKMAN, 1986; BORDOVSKIY, 1964), zooplâncton e bactérias (VOLKMAN et al., 1998) ou ainda como indicativo de aporte terrestre devido a presença destes compostos em mangues (VOLKMAN et al., 1998; MEZIANE; TSUCHIYA, 2000) e macroalgas (MEZIANE; TSUCHIYA, 2000).

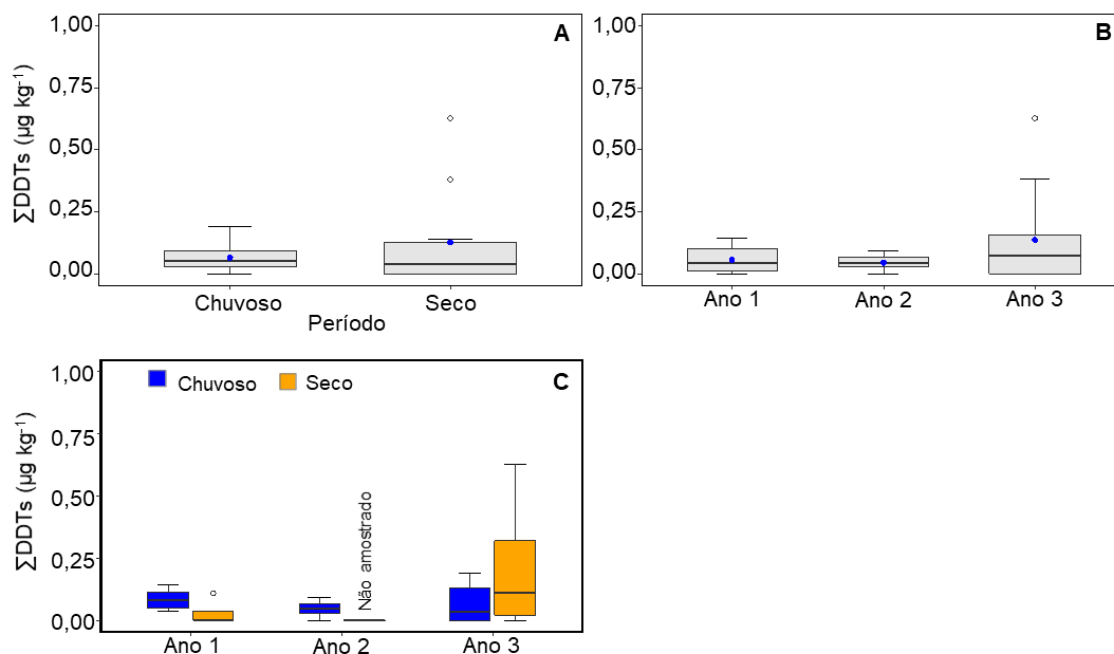
#### ➤ POPs - PCBs e POCs

PCBs e os pesticidas organoclorados beta-HCH e DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) foram registrados no Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 9*). Com exceção do beta-HCH (dois registros pontuais), os demais organoclorados acima já haviam sido registrados durante os Anos 1 e / ou 2. Os congêneres de PCBs detectados não pertencem ao grupo dos 7 PCBs prioritários para monitoramento, e o registro de PCBs permanece pontual (uma amostra) e em concentração próxima ao limite de detecção (0,03 µg kg<sup>-1</sup>). DDT se destaca entre os POPs detectados em Abrolhos por apresentar

maior frequência de ocorrência nas amostras (DDT e / ou seus metabólitos em mais de 50% das amostras do Ano 3). Ainda assim, as concentrações de DDT e seus metabólitos permanecem inferiores aos limites máximos regulamentados (CONAMA nº 454/12) e aos limites de prováveis efeitos na biota (BUCHMAN, 2008), com máximos de 0,36 (DDT), 0,07 (DDD) e 0,20 (DDE)  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , assim como observado nos anos anteriores (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 9*). Não há estudos sobre POPs na região de Abrolhos pré-rompimento ou pré-PMBA/Fest-RRDM, dessa forma os resultados foram comparados com outros ambientes marinhos do mundo. As concentrações de DDT e seus metabólitos registradas durante os três anos de monitoramento (média de  $\Sigma\text{DDT} = 0,09 \pm 0,13$ , máxima de  $0,63 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) são similares ao registrado em sedimentos da plataforma continental em frente à Foz do Rio Doce previamente o rompimento da barragem (média de  $\Sigma\text{DDTs} = 0,02 \pm 0,05$ ; máxima de  $0,20 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; SOUZA et al., 2022), da margem continental Sul e Sudeste do Brasil ( $0,11 \pm 0,17 \mu\text{g kg}^{-1}$  para  $\Sigma\text{DDTs}$ ; SANTOS et al. 2020), mas muito inferiores ao detectado em regiões mais influenciadas por atividades antrópicas, como estuários e baías (p. ex. média  $\Sigma\text{DDTs}$  de  $7,91 \pm 27,84$  e máximo de  $122,0 \mu\text{g kg}^{-1}$  na Baía da Babitonga; RIZZI et al., 2017).

Para a variação temporal e entre períodos climáticos, DDT e seus metabólitos foram somados e tratados como  $\Sigma\text{DDTs}$ . Variação espacial e temporal detalhada por ponto de coleta e campanhas são apresentadas no *Material Suplementar A3MHS1, Figura 1*. Considerando o conjunto total dos dados (Anos 1, 2 e 3), não houve diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso (Mann-Whitney,  $p = 0,82$ , Figura 159A) ou entre os anos de coleta (Kruskal-Wallis,  $p = 0,76$ , Figura 159B). Ao analisar a variação temporal separada para cada período climático, observa-se estabilidade de  $\Sigma\text{DDTs}$  entre os períodos chuvosos (Kruskal-Wallis,  $p = 0,48$ ) e tendência de maiores concentrações no período seco do Ano 3 (Figura 159C), mas sem significância estatística (Mann-Whitney,  $p = 0,21$ ). Esse padrão foi observado também para o compartimento água deste Setor, reforçando que as variações na vazão do Rio Doce (a qual foi maior nos períodos chuvoso e seco do Ano 3 que nos mesmos períodos do Ano 1), não parece influenciar na variação temporal de DDTs em sedimento do Setor Abrolhos. Porém, a contribuição de DDTs provenientes do Rio Doce para Abrolhos não deve ser descartada, visto que o padrão de transporte sedimentar da costa é majoritariamente para o norte e o sinal do rejeito já foi detectado em sedimentos deste Setor (OLIVEIRA et al., 2015; QUARESMA et al., 2015; RRDM 2020, RT-36D). Desta forma, o material sedimentar depositado nos Setores Foz e Norte (setores mais críticos em relação às concentrações de DDTs em sedimento - RRDM 2020, RT-36D) podem ser carreados para a região de Abrolhos.

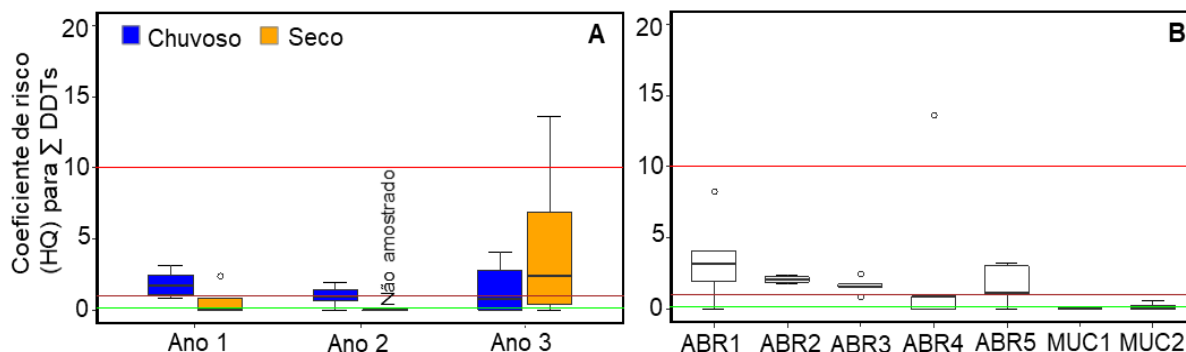
Figura 159: Concentração de  $\Sigma$ DDTs (*o,p'* e *p,p'*-DDT + *o,p'* e *p,p'*-DDD + *o,p'* e *p,p'*-DDE) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Abrolhos. A = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), considerando os três anos; B = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos); C = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta. Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



O HQ em relação a *p,p'*-DDT em sedimento para o Setor Abrolhos nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $1,93 \pm 2,91$ , indicando risco moderado (quando  $1 < \text{HQ} < 10$ ; COMBI et al., 2016). Os índices HQ acompanham as tendências temporais das médias deste contaminante, sendo maiores no período chuvoso do Ano 1 e seco do Ano 3 (Figura 160A). Dentre os pontos amostrados em Abrolhos, ABR01, ABR02, ABR03 e ABR05 apresentam maior frequência de amostras com HQ indicativo de risco moderado (Figura 160B). Ainda assim, os valores máximos encontrados em sedimento ( $0,36 \mu\text{g kg}^{-1}$  para DDT, Ano 3) são inferiores aos limites regulamentados (CONAMA nº 454/12), assim como observado para o compartimento água, reforçando a situação estável e de baixo a moderado risco para a biota local, em relação a estes contaminantes.



Figura 160: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE), determinado em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Abrolhos. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Abrolhos (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



#### ➤ Contaminantes emergentes

Não houve detecção de contaminantes emergentes no sedimento ao longo do PMBA/Fest-RRDM.

#### d) Qualidade do Sedimento

No setor Abrolhos, o índice SQG-q metais indicou a ocorrência de áreas **moderadamente impactadas** durante a campanha do período chuvoso do Ano 3 (01-21) (Figura 161; *Material Suplementar A3MHS5, Figura 35*), principalmente em função dos níveis de As, Cr e Ni (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Todos os metais avaliados no presente estudo (V, Cu, As, Cd, Ba, Pb, Cr, Fe, Al, Mn e Zn) mostraram níveis acima dos dados pretéritos em mais de 50 % das amostras analisadas para o setor Abrolhos (*Material Suplementar A3MHS5, Figuras 33 e 35*). Os metais Cu, Ni e Cd apresentaram as maiores taxas de incremento das concentrações quando comparados aos níveis registrados antes do Rompimento da Barragem (6, 5 e 4 vezes acima dos valores de referência, respectivamente; *Material Suplementar A3MHS5, Tabela 10*).

A condição **moderadamente impactada** também ocorreu durante o período chuvoso do Ano 1 (04-19), embora o número de metais nessa categoria de impacto tenha sido superior no Ano 1 em relação ao Ano 3 (e.g. As, Ag, Ni, Cu, Zn, Cd e Cr; *Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Nessa ocasião, as taxas de incremento para Cu, Cd, Zn e Ni quanto aos níveis registrados antes do Rompimento da Barragem alcançaram 101, 77, 18 e 14 vezes, respectivamente.

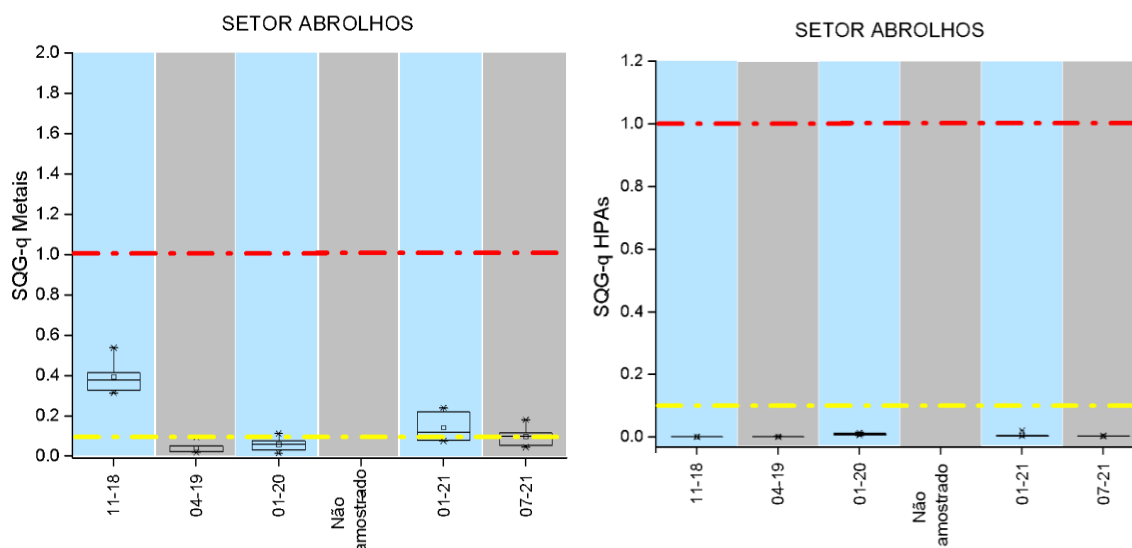
Em comparação ao período chuvoso do Ano 2 (01-20), observou-se uma degradação da qualidade do sedimento para metais durante a campanha do Ano 3 (01-21), uma vez que em 01-20 o setor Abrolhos apresentou condição **não impactada**. No período chuvoso do Ano 2, as maiores taxas de incremento em relação aos dados pretéritos foram verificadas para Fe, Al (3 vezes), Ni, Cu e Cr (2 vezes) (*Material*

*Suplementar A3MHS5, Tabelas 9 e 10*). Considerando os metais não contemplados pelo índice SQG-q, V e Ba apresentaram valores acima dos dados pretéritos em 83 % e 100 % das amostras de superfície coletadas durante o período chuvoso do Ano 3, enquanto essa frequência foi de 50 % e 67 % (V e Ba, respectivamente) durante o período chuvoso do Ano 2 e de 100 % para os referidos metais no período chuvoso do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 9*).

Durante a campanha realizada no período seco do Ano 3 (07-21), 50 % das amostras do setor Abrolhos foram classificadas como **moderadamente impactadas** pelo índice SQG-q metais, enquanto no período seco do Ano 1 (04-19) foram observadas condições **não impactadas** (Figura 161; *Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 6 e 7*). Na campanha 07-21, Ni, Cu e Ba alcançaram níveis superiores aos dados pretéritos em 100 % das amostras, enquanto esse percentual foi de 96 % para Cd e Cr; 93 % para V, As, Fe e Al, 82 % para Zn e 75 % para Mn. As maiores taxas de incremento em relação às condições pré-Rompimento da Barragem foram de 4 vezes para Cu e Cd; e 3 vezes para Ni e Ba. Em geral, houve uma degradação da qualidade em relação ao período seco do Ano 1 (04-19), em que Al e Ba somente alcançaram níveis superiores aos dados pretéritos em 100 % das amostras (taxa de incremento de 2 e 3 vezes, respectivamente) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 9 e 10*).

O setor Abrolhos foi classificado como **não impactado** com relação aos compostos orgânicos (HPAs) para todas as campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM (Figura 161; *Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 6 e 8*). Não estão disponíveis dados pretéritos de HPAs para este setor.

Figura 161: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais e SQG-q HPAs no setor Abrolhos nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Ano 2; 01-21: Ano 3). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactado; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha).

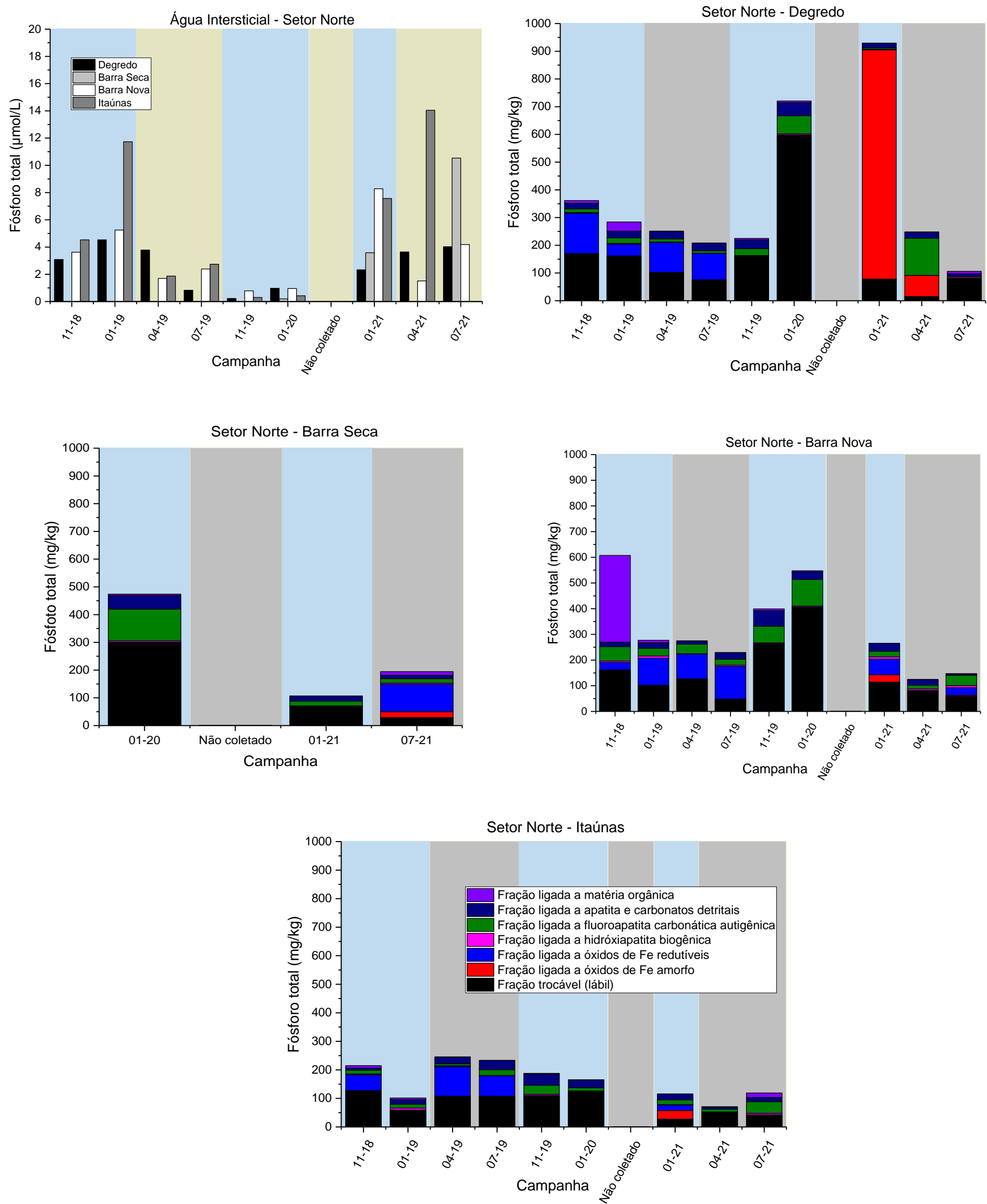


## Setor Norte

### a) Nutrientes – Especiação de Fósforo

A interpretação da partição geoquímica de fósforo no sedimento no setor norte (Figura 162) também mostra o padrão observado em Abrolhos, onde o P dissolvido na água intersticial é relativamente superior no Ano 3, acompanhado de uma diminuição do P mineral total devido a troca facilitada entre as frações sólidas e dissolvidas. Em relação as espécies associadas aos óxidos de Fe (III), nota-se, inicialmente, a presença das frações cristalinas apenas no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM e ausência de P ligado ao Fe no Ano 2. Esta condição ressalta a hipótese de que um material rico em Fe foi depositado ou retrabalhado na plataforma pela ação dos ventos e das ondas no Ano 1. Com o significativo aumento da drenagem continental pode ter havido o trapeamento deste material no Ano 2. Houve o aumento no teor total e P detrital no Ano 2 oriundos do intemperismo continental, em especial nas estações de Degredo na campanha de 01-20. No Ano 2 também se evidencia o aumento da contribuição da fração autigênica do sedimento, que pode estar relacionado a maior ciclagem biogeoquímica do fósforo. Quanto ao Ano 3, observa-se uma contribuição significativa das espécies ligadas aos óxidos de Fe (III) amorfos na campanha 01-21, especialmente para Degredo, região mais próxima a Foz, sendo a fração mais representativa para o Setor Norte até o momento. É possível que estes óxidos de Fe (III) amorfos, marcados pela especiação do P, sejam um subproduto do rejeito de minério pela transformação do Fe cristalino. Dentro deste critério, o subsetor Degredo seria o mais atingido pelo rejeito rico nestes óxidos de Fe até o momento. Não há correlação entre o aumento de P total e a maior precipitação neste setor.

Figura 162: Concentração de fósforo na água intersticial ( $\mu\text{mol/l}$ ) e especiação do fósforo no sedimento expressa em concentração por fração ( $\text{mg/kg}^{-1}$ ) em relação ao fósforo total no sedimento para o Setor Norte.

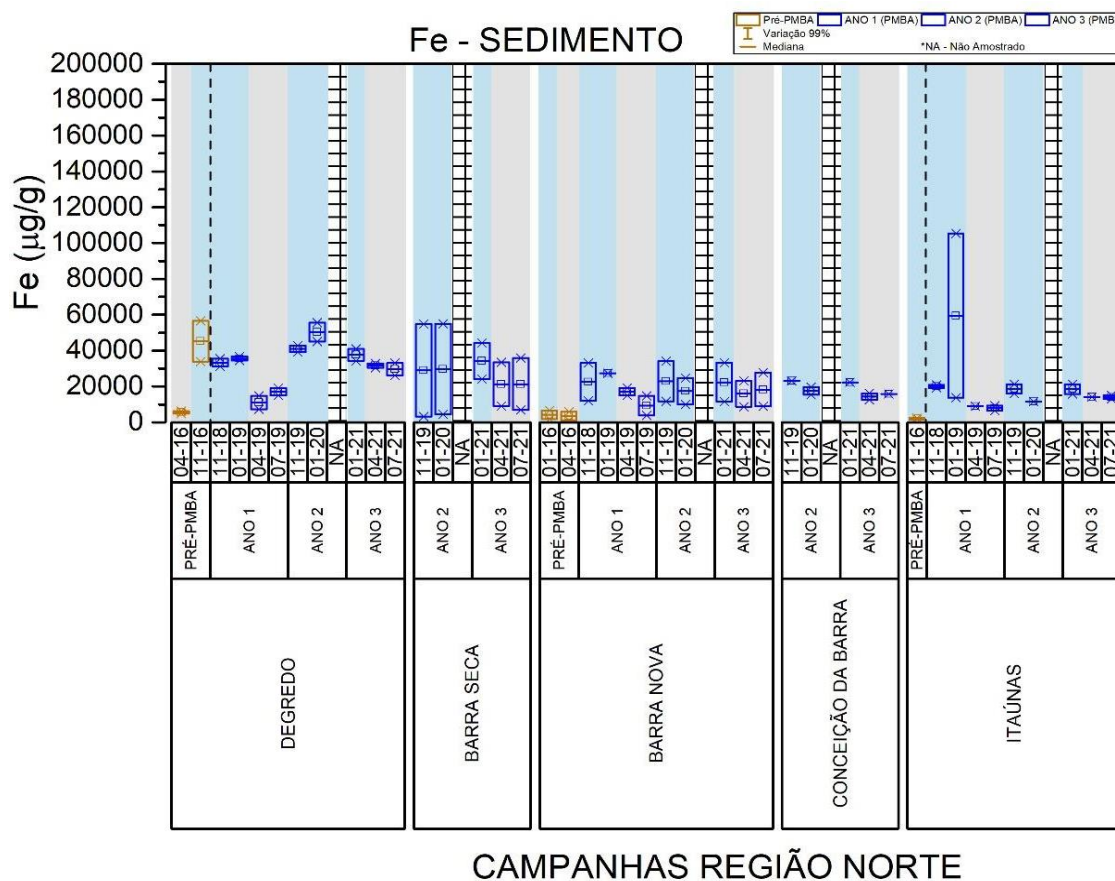


**b) Metais**

➤ *Extração Parcial*

O Setor Norte, que contempla as regiões de Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas, foi o setor que apresentou maior diversificação temporal das concentrações dos elementos estudados. Al e Fe não apresentaram diferenças significativas entre os períodos chuvosos nos anos estudados. Contudo, com exceção dos elementos Ag e Cd, os demais elementos apresentaram concentrações mais elevadas durante o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, considerando o período chuvoso (distribuição da concentração do Fe; Figura 163). Similaridade das concentrações de Al, Cd, Mn e V na região de Degredo pode estar associada a um aporte desses metais em momentos logo após a chegada do rejeito proveniente do Rompimento da Barragem devido à proximidade dessa região com a foz do Rio Doce. Contudo, cabe ressaltar que de forma similar aos elementos Al, Cd, Mn, e V, o Ba também apresentou concentrações relativamente maiores na região de Degredo, indicando uma maior contribuição de aporte continental nessa região, por se tratar de um bom traçador de águas continentais (PLEWA et al., 2006). Em comparação entre os períodos secos, apenas Hg apresentou diferença significativa, com maiores concentrações no Ano 3.

Figura 163: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro na matriz sedimentar no Setor Norte nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

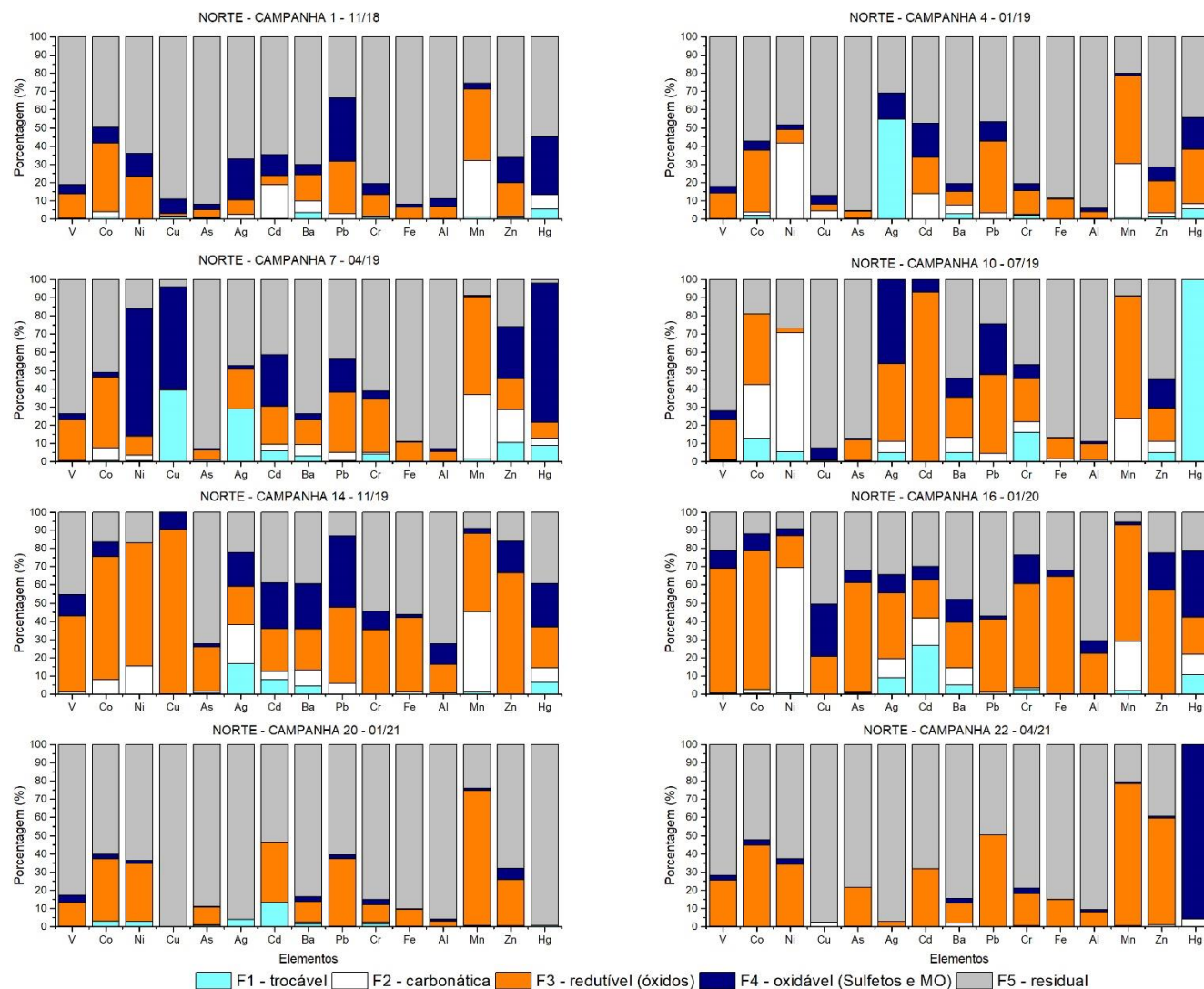


➤ *Extração Sequencial*

Assim com observado em no setor Abrolhos, o setor Norte também apresenta uma tendência de aumento da fração redutível até o Ano 2 para os elementos estudados, (Figura 164). O Setor Norte também apresenta características de aumento da fração mais lábil (trocável) para Ag, Cd e Hg na campanha 16. Contudo, no período do Ano 3, observa-se uma diminuição das frações trocável, carbonática e oxidável para todos os elementos, exceto Hg, que teve um aumento na fração oxidável no Ano 3.



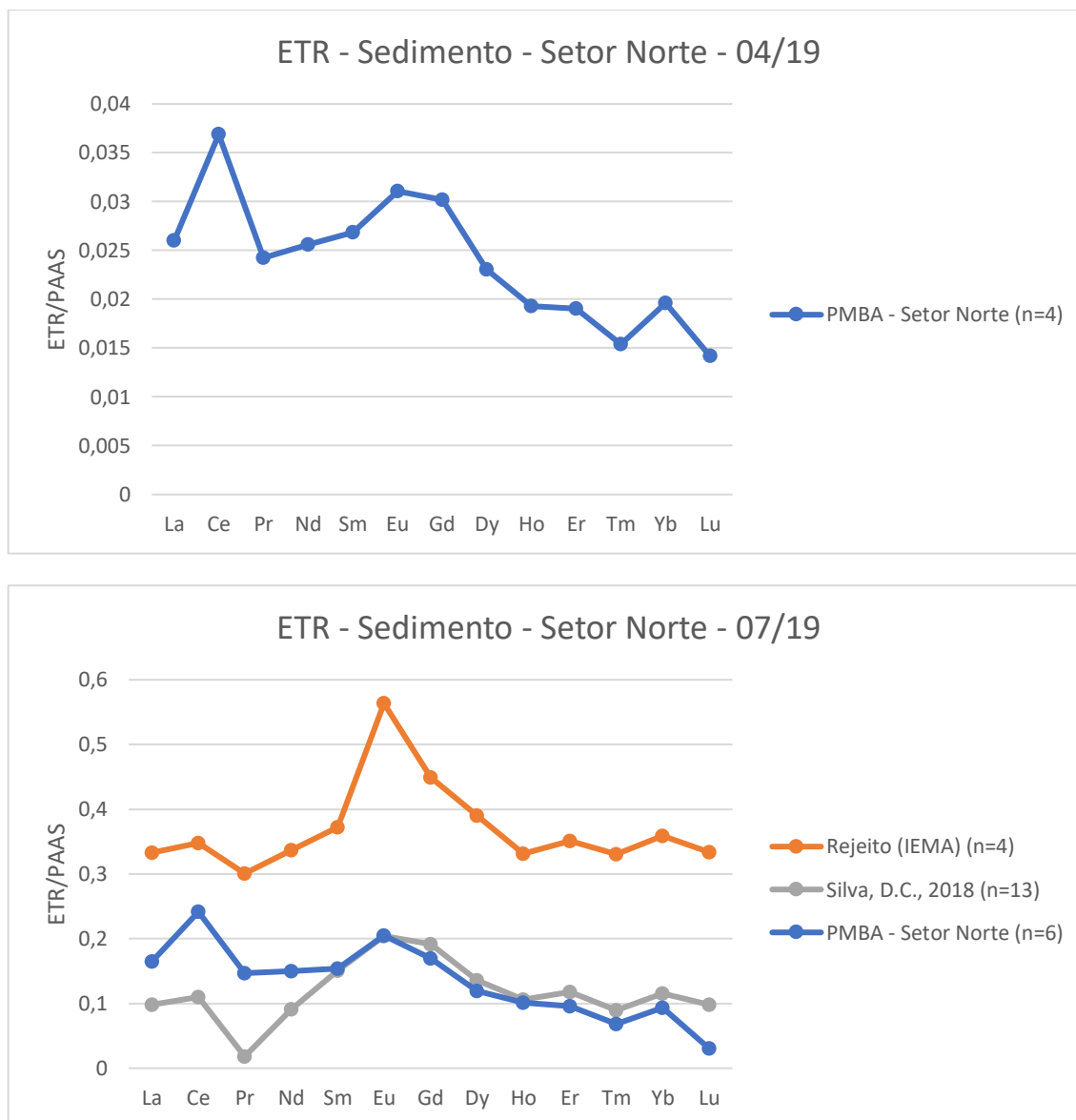
Figura 164: Especiação dos elementos analisados nos sedimentos no Setor Norte em suas respectivas frações.



➤ *Elementos Terras Raras*

A assinatura dos elementos terras raras no sedimento do Setor Norte ao longo do PMBA/Fest-RRDM foram coerentes com a do rejeito no período seco do Ano 1, com o sinal fraco para 04-19 (DEG 01 e ITA 01), e de forma mais evidente para todas as estações deste setor na campanha 07-19, ressaltando, novamente, a contribuição dos processos de ressuspensão na redistribuição do material depositado pelo Rio Doce na plataforma continental (Figura 165).

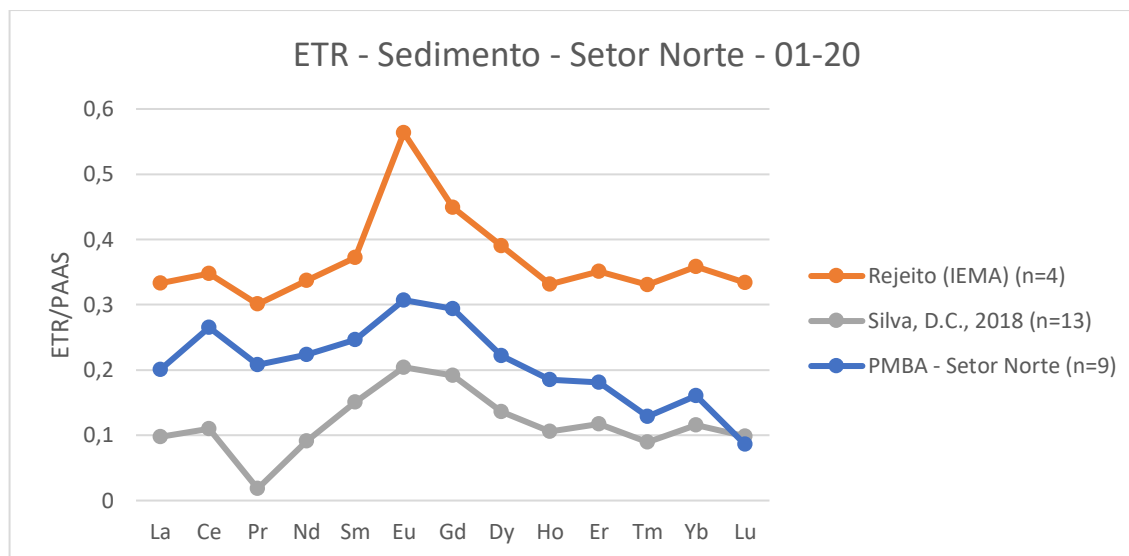
Figura 165: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Norte no período seco do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM.



A assinatura dos elementos terras raras ocorre de forma bastante similar aos valores de referência da mineração para todas as estações da campanha de 01-20 no período chuvoso do Ano 2, assim como observado para Abrolhos (Figura 166). Esta campanha teve a maior representatividade em termos de

similaridade de assinatura das amostras com os valores de referência para os ETR. Não houve sinal do rejeito através desta ferramenta para o sedimento do Ano 3 do monitoramento no Setor Norte.

Figura 166: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Norte no período chuvoso do Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM.

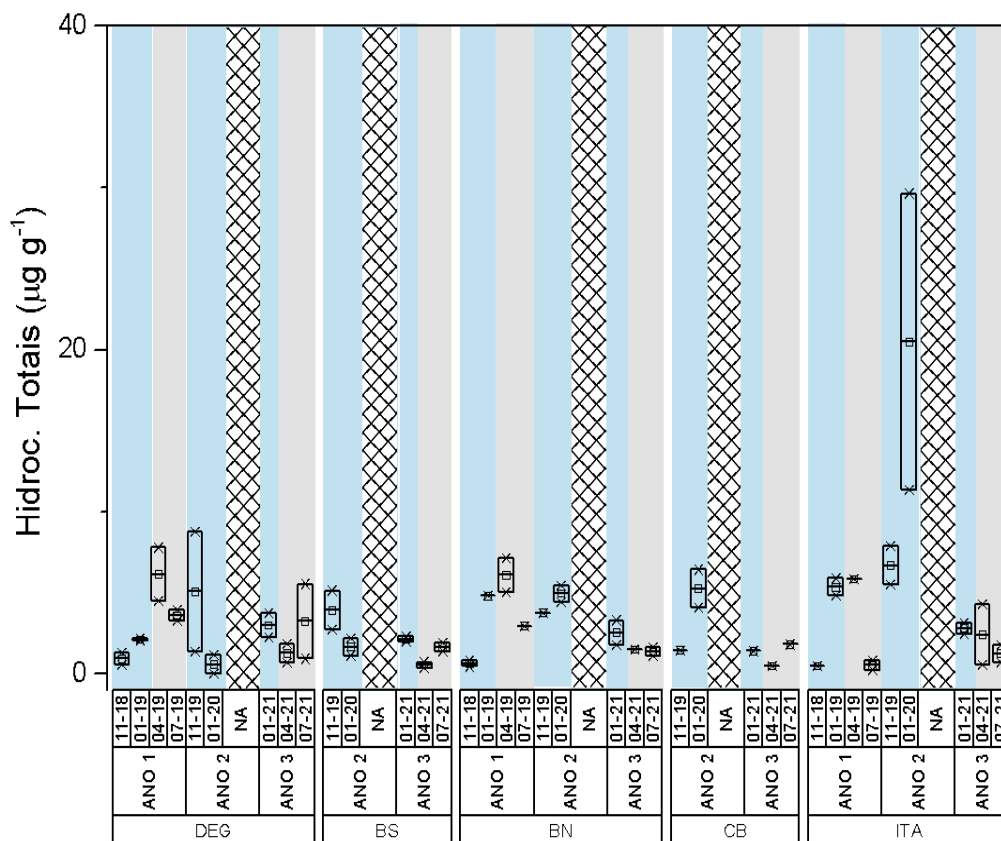


### c) Compostos Orgânicos

#### ➤ Hidrocarbonetos Alifáticos

Os hidrocarbonetos alifáticos totais determinados nas campanhas durante o período chuvoso do Ano 3 apresentaram, com exceção para ITA, apresentaram concentrações similares às coletadas durante os períodos chuvosos do Ano 1 e inferiores ao Ano 2 (Figura 167). Para o período seco do Ano 3, os perfis de concentração são ligeiramente inferiores quando comparados ao mesmo período no Ano 1. As concentrações não ultrapassaram 4,28 µg/g durante o Ano 3. A concentração média neste setor durante o Ano 2 foi de 5,71 µg/g, com máximos de 11,32 µg/g e 29,65 µg/g em Itaúnas durante a campanha de 01/20. Este aumento de concentração, em específico para esta campanha, é atribuído ao aumento médio da vazão do Rio Doce, acarretando assim em uma maior contribuição de aporte continental na deposição de MO. Em relação aos pontos BS01 e BS02 (5,12 µg/g e 2,72 µg/g, respectivamente), incluídos na nova malha amostral, estes apresentaram valores similares às demais estações deste setor.

Figura 167: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



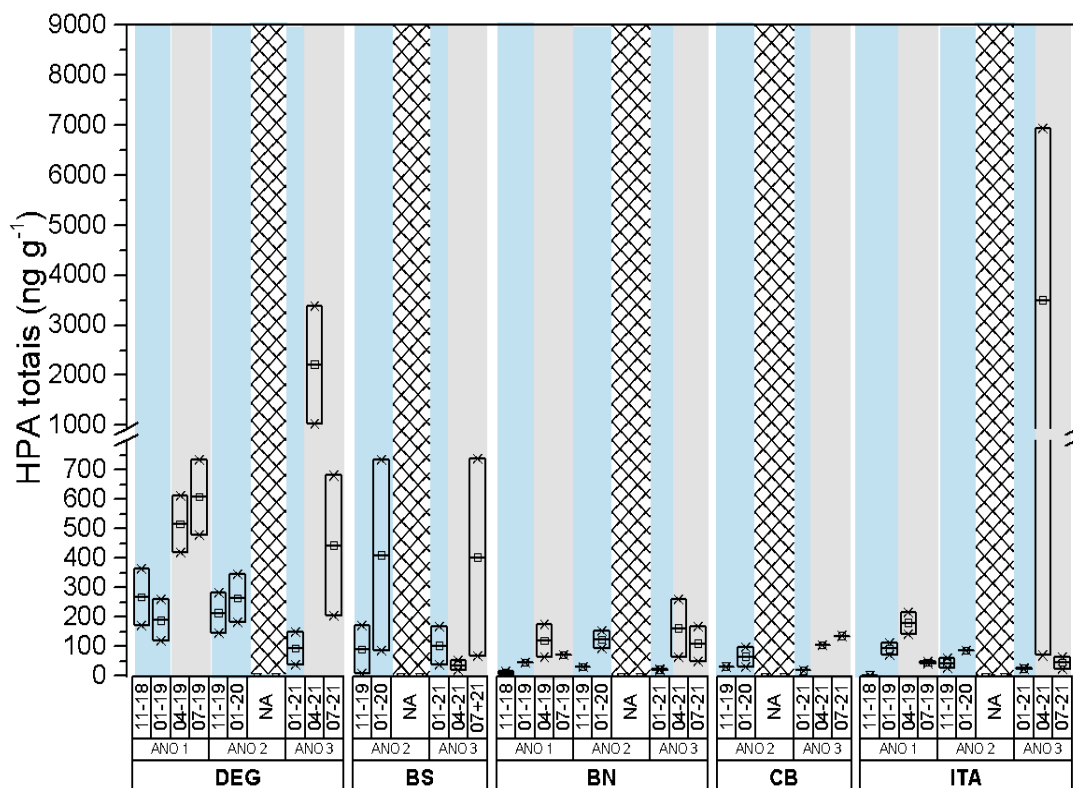
#### ➤ Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)

No setor Norte, a distribuição espacial demonstra uma distribuição distinta entre as estações amostrais, apresentando durante o Ano 3 um importante aumento no nível de concentração quando comparado aos demais anos de monitoramento, em especial no período seco. A Figura 168 ilustra as concentrações de HPA totais detectadas em amostras de sedimento do Setor Norte. No período seco, as concentrações aumentaram atingindo os valores máximos de 6927,22 ng/g (ITA – 04-21), 3384,53 ng/g (DEG – 04-21). Estes elevados níveis de concentração podem ser considerados como outliers e devem estar relacionados a algum evento pontual ocorrido à época da coleta, devendo ser melhor avaliados a partir de análise do perfil de concentração nas coletas subsequentes. No período chuvoso do Ano 3, as concentrações se mostraram similares às observadas durante os demais anos em boa parte dos subsetores (mínimo de 17,46 ng/g e máximo de 37,07 ng/g, com exceção de DEG e BS, apresentando 148,88 ng/g e 166,98 ng/g, respectivamente).

Nas campanhas do Ano 2 (11-19 e 01-20) foram registradas as concentrações máximas de 172,07 ng/g e 732,76 ng/g de HPAs totais em BS. Também durante o período chuvoso, a estação de Degredo apresentou concentrações similares, com máximo de 280,91 ng/g e 344,18 ng/g. Com relação a Barra

Nova, Conceição da Barra e Itaúnas, estas foram menos influenciadas pelo período chuvoso e mantiveram concentrações similares.

Figura 168: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng/g) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco



## ➤ Esteróis

Na comparação dos resultados de esteróis totais das amostras do setor Norte, observa-se uma manutenção da tendência de diminuição de concentração, conforme descrito no RA2020. Conforme ilustra a Figura 169, as concentrações em todos os setores durante o período chuvoso foram inferiores 5 µg/g, ou seja, ligeiramente superior ao observado durante o Ano 1, porém inferiores ao ocorrido no Ano 2, em que o máximo de 84,15 µg/g foi registrado na campanha de 11-19.

11-19.

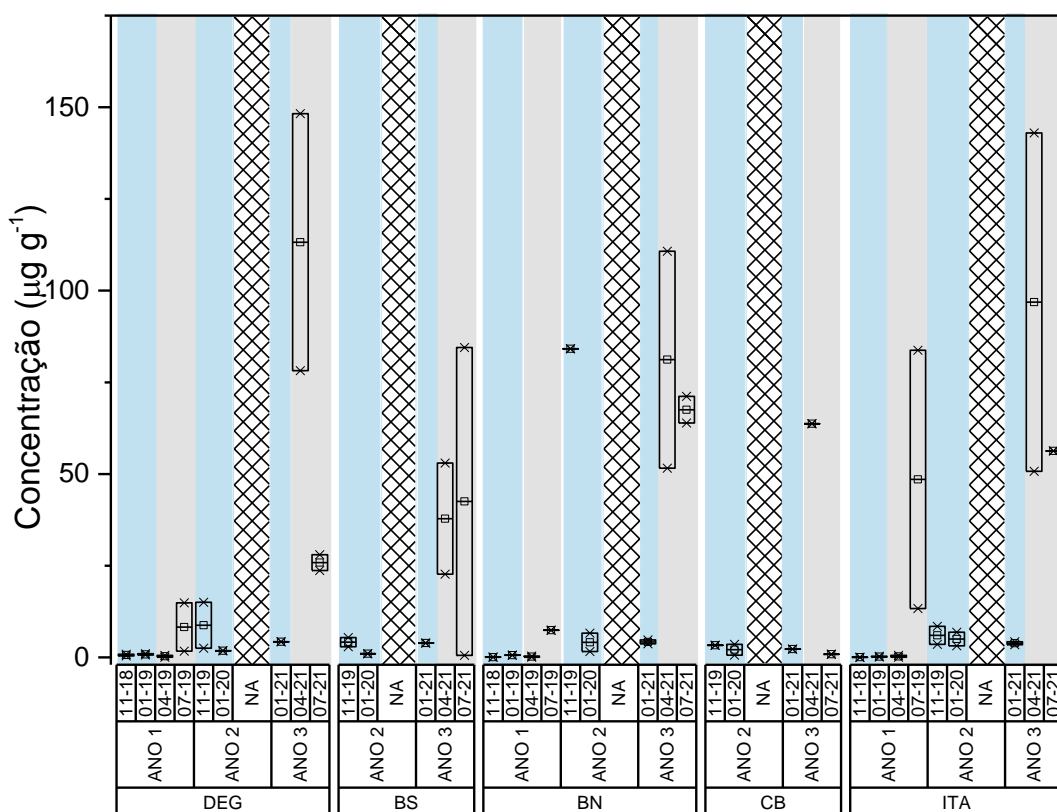
No período seco do Ano 3, as concentrações de esteróis, assim como observado para demais setores, apresentaram elevadas concentrações. Os níveis de concentração determinados durante este período foram os maiores até o momento registrados em todo o monitoramento neste setor. Em DEG, a concentração máxima observada foi de 148,24 µg/g (04-21), enquanto o máximo em BS foi de 84,48 µg/g (07-21). Nos demais subsectores, o mesmo perfil de aumento das concentrações

também foi registrados. Assim, as concentrações atingiram o máximo de 142,98 µg/g em ITA (07-21), 63,70 µg/g em CB (04-21) e de 110,76 µg/g para BN (04-21).

Assim como observado em outros setores, os esteróis que mais contribuíram na composição lipídica foram b-sitosterol, colesterol, estigmastanol e lanosterol. Denotando assim, uma contribuição mista na MO sedimentar, atribuída à ação das chuvas e eventos meteoceanográficos na dispersão de material de origem continental e consequentemente ao aumento de produção de primária.

Figura 169: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



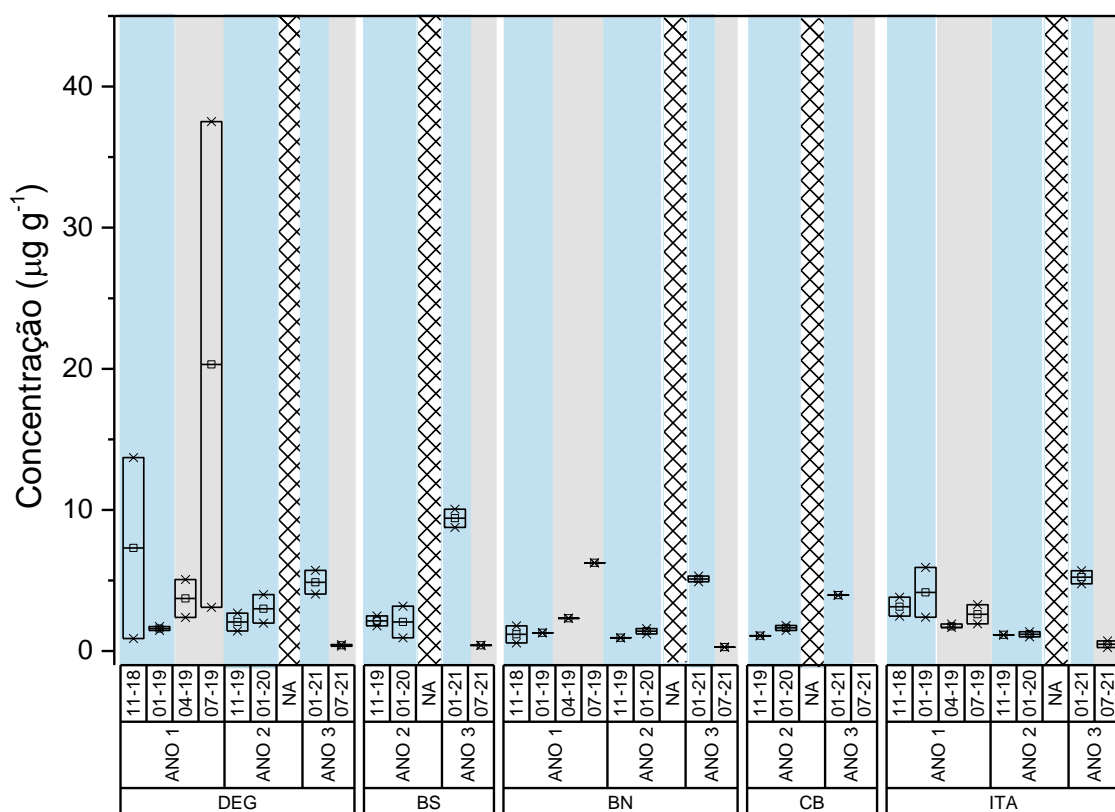
## ➤ Ácidos Graxo

No que se refere a distribuição de AGt (Figura 170) no Ano 3, foi constatada uma tendência de aumento dos níveis de concentração, durante o período chuvoso, em relação ao que se vinha observando em relação ao Ano 2, atingindo durante a campanha 01-21 os máximo de 5,71 µg/g em DEG; 10,05 µg/g em BS; 5,31 µg/g em BN, 3,96 µg/g em CB e 5,70 em ITA. Ainda no Ano 3, as concentrações retornaram para valores mínimos registrados (média 0,41±0,17 µg/g – 07-21). Para o Ano 2 os valores variaram de 0,94 a 2,68 µg/g (11-19) e de 0,94 a 4,00 µg/g (01-20). Entre as demais estações amostrais, ocorre uma homogeneidade no perfil de concentração de AGt. Essa homogeneidade denota que a



presença destes compostos não foi diretamente influenciada pelas chuvas. Como descrito em relatórios anteriores, o efeito de ressuspensão de material rico em MO, principalmente por ação de eventos meteocanográficos intensos, é responsável direto na produção primária e posterior deposição de MO, enriquecendo o sedimento de fundo com ácidos graxos de aporte autóctone. Assim como observado outros setores, os ácidos graxos C16:0 e C18:0 foram os mais abundantes em todas as amostras, indicando o aporte misto proveniente principalmente de diatomáceas, zooplâncton, bactérias e/ou algas.

Figura 170: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Norte nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



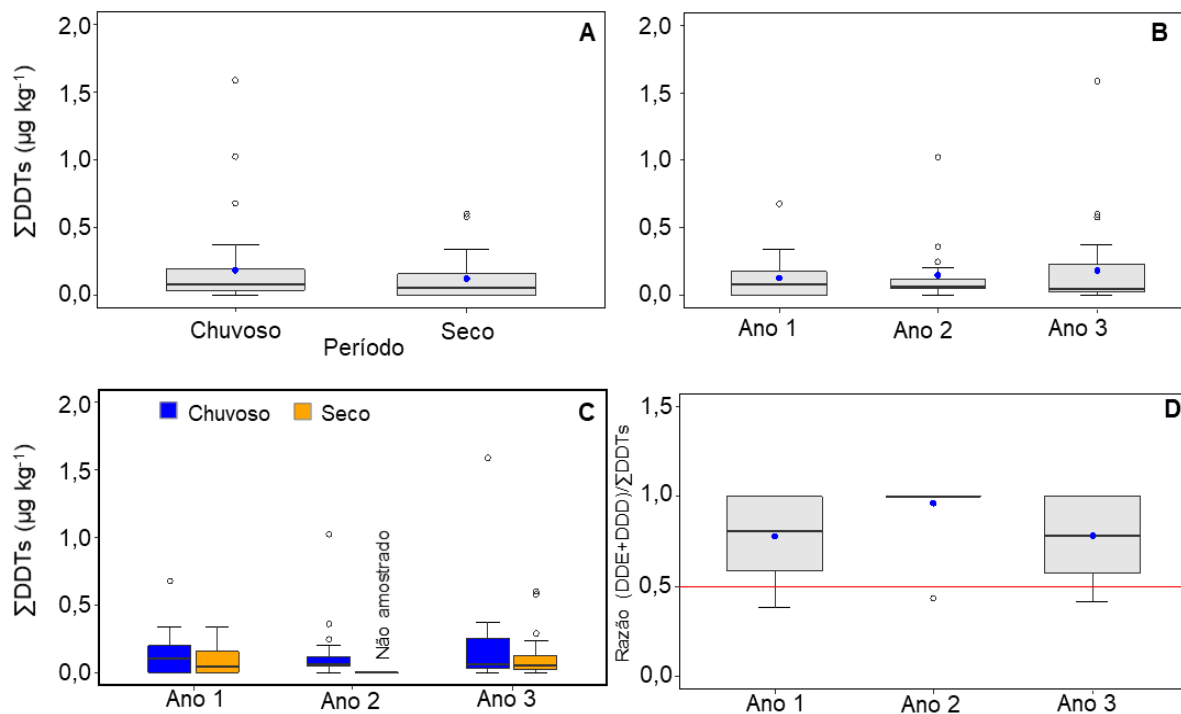
#### ➤ POPs - PCBs e POCs

Nas amostras de sedimento coletadas durante o Ano 3, foram detectados PCBs e os pesticidas organoclorados (POCs) beta-HCH, Dieldrin e DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 10*). PCBs, beta-HCH e Dieldrin ocorreram em poucas amostras (PCBs e beta-HCH em 12%; Dieldrin em 4%) e em baixas concentrações (máximo de  $0,84 \mu\text{g kg}^{-1}$  para  $\Sigma 47\text{PCBs}$ ). As concentrações de DDT e seus metabólitos permanecem inferiores aos limites máximos regulamentados (CONAMA nº 454/12) e aos limites indicativos de prováveis efeitos na biota (BUCHMAN, 2008), com máximos de  $0,81$  (DDT),  $0,30$  (DDD) e  $0,48$  (DDE)  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , assim como

observado nos anos anteriores (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 10*). Ainda assim, DDTs se destacam entre os POPs registrados, pois permanecem com frequência alta nas amostras deste setor (75% no Ano 3). Comparando com outras regiões do Brasil, as concentrações de DDT e seus metabólitos registradas durante os três anos de monitoramento (média de  $\sum$  DDTs =  $0,15 \pm 0,26$ , máxima =  $1,59 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) são similares ao registrado em sedimentos offshore ( $0,11 \pm 0,17 \mu\text{g kg}^{-1}$  para  $\sum$  DDTs, Margem continental Sul e Sudeste do Brasil; SANTOS et al. 2020), e muito inferiores ao detectado em regiões mais influenciadas por atividades antrópicas, como estuários e baías (p. ex. Baía da Babitonga, com média  $\sum$  DDTs =  $7,91 \pm 27,84$ , máxima de  $122,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; RIZZI et al., 2017). No entanto, os valores médios e máxima são superiores ao registrado na plataforma interna continental em frente à Foz do Rio Doce previamente ao rompimento da barragem (média de  $\sum$  DDTs =  $0,02 \pm 0,05$ ; máxima de  $0,20 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; SOUZA et al., 2022).

Para a variação temporal e entre períodos climáticos, as concentrações de DDT e seus metabólitos foram somados e tratados como  $\sum$ DDTs. A variação espacial e temporal detalhada por ponto de coleta e campanhas são apresentadas no *Material Suplementar A3MHS1, Figura 2*. Considerando o conjunto total dos dados (Anos 1, 2 e 3), não houve diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso (Mann-Whitney,  $p = 0,24$ , Figura 171A), ou entre os anos de coleta (Kruskal-Wallis,  $p = 0,75$ , Figura 171B), embora a distribuição dos dados indique tendência de maiores concentrações nos períodos chuvosos em relação aos secos (Figura 171C). A avaliação temporal separada por períodos climáticos também indica estabilidade nos níveis de  $\sum$ DDTs ao longo do PMBA/Fest-RRDM, sem diferença significativa entre períodos chuvosos (Kruskal-Wallis,  $p = 0,99$ ) ou entre os períodos secos (Mann-Whitney,  $p = 0,71$ ) (Figura 171C). Os metabólitos de degradação DDD e DDE permanecem predominantes sobre o DDT no Ano 3 (média da razão DDE + DDD)/ $\sum$ DDTs =  $0,78 \pm 0,24$ ; Figura 171D), indicando que o DDT que chegou neste ambiente é de uso pretérito.

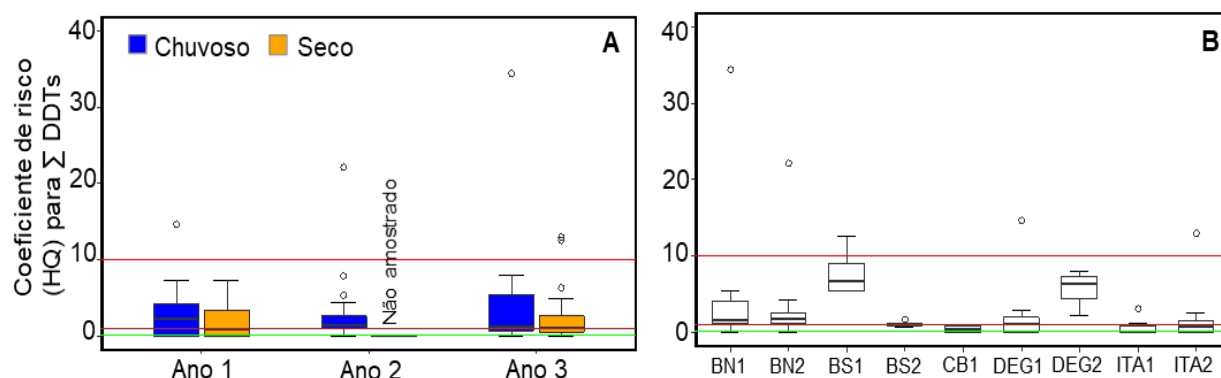
Figura 171: Concentração de  $\Sigma$  DDTs o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Norte. A = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), considerando os três anos; B = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos); C = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta; D = variação temporal da razão (DDE+DDD)/ $\Sigma$ DDTs (Linha vermelha = 0,5; > 0,5 indica DDT de introdução pretérita). Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



HQ em relação a  $\sum$ DDTs em sedimento para o Setor Norte nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $3,34 \pm 5,65$ , com 52% ( $n = 34$ ) das amostras com níveis de HQ indicando risco moderado (quando  $1 < HQ < 10$ ; COMBI et al., 2016), e 8% ( $n = 5$ ) das amostras com risco alto ( $HQ > 10$ ). Os índices HQ acompanham as tendências temporais das médias deste contaminante, com maiores valores em períodos chuvosos (Figura 172A). Dentre os pontos amostrados no Setor Norte, BS1 e DEG2 são os pontos com maiores médias de HQ dentro da classe de risco moderado, mas amostras com HQ de risco alto são registradas nos pontos BN1, BN2, DEG1 e ITA2 (Figura 172B). O padrão granulométrico se mostra como um fator importante na distribuição de  $\sum$ DDTs (e consequentemente HQ) neste Setor, visto que os pontos BS1 e DEG2 apresentaram teor lama geralmente  $> 50\%$  ao longo de todo PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3MHS1, Figura 2*), e uma correlação positiva significativa é observada entre  $\sum$ DDTs e % lama ( $\rho = 0,58$ ,  $p < 0,01$ ).

Portanto, conforme o índice HQ, os sedimentos do Setor Norte apresentam risco moderado a alto à biota local, embora as concentrações registradas permaneçam abaixo dos limites indicados pelo CONAMA nº 454/12 e NOAA (BUCHMAN, 2008). Dessa forma, sugere-se a necessidade de continuidade do monitoramento no Setor Norte devido ao indicativo de possíveis impactos na biota local, bem como em toda a teia trófica, visto a toxicidade e potencial de bioacumulação e biomagnificação de p,p'-DDTs.

Figura 172: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum$  DDTs (em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Norte. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Norte (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



#### ➤ Contaminantes emergentes

Não houve detecção de contaminantes emergentes no sedimento ao longo do PMBA/Fest-RRDM.

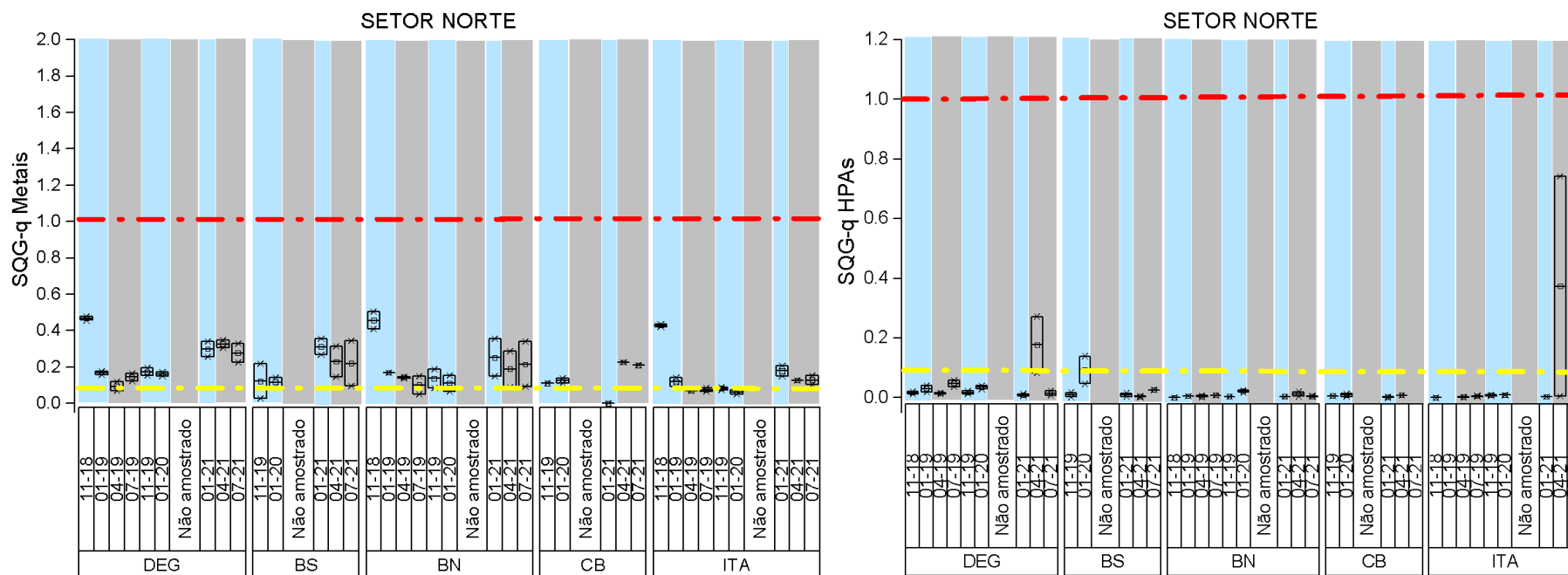
#### d) Qualidade do Sedimento

O setor Norte foi caracterizado como **moderadamente impactado** para SGQ-q metais tanto na campanha do período chuvoso (01-21) quanto no período seco do Ano 3 (04-21 e 07-21) (*Material*

*Suplementar A3MHS5; Figura 37*). Em análise da condição por metal, As, Ni e Cr foram os metais/metaloide que mais contribuíram para essa classe (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Apenas Conceição da Barra mostrou condição **não impactada** em 01-21 (Figura 173). A classe **moderadamente impactada**, com maior influência de As, Ni e Cr também foi registrada para as campanhas do período chuvoso (11-18 e 01-19) e seco (04-19 e 07-19) do Ano 1. Em comparação às condições observadas para o período chuvoso do Ano 2 (11-19 e 01-20) e seco do Ano 1 (04-19 e 09-19), houve degradação da qualidade do sedimento com relação ao índice SGQ-q metais, que passou da classe **não impactada** para **moderadamente impactada** durante o Ano 3 de amostragem, especialmente no subsetor Itaúnas (Figura 173).

O índice integrado SGQ-q HPAs apontou para uma condição **moderadamente impactada** para as regiões de Degredo e Itaúnas durante a campanha 04-21 (Ano 3 seco) (Figura 173). Essa classificação foi determinada pelas altas concentrações de naftaleno e pireno (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). As demais campanhas de amostragem apresentaram a classificação não impactada para todas as regiões do setor Norte (Figura 173; *Material Suplementar A3MHS5; Figura 38*).

Figura 173: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) do Índice SQG-q metais no setor Norte (DEG: Degredo; BS: Barra Seca; BN: Barra Nova; CB: Conceição da Barra; ITA: Itaúnas) nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 e 04-19: Ano 1; 01-20: Ano 2; Ano 3: 01-21 e 04-21). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactado; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha).





Setor Foz do Rio Doce

**a) Nutrientes – Especiação de Fósforo**

No setor Foz do Rio Doce são observadas concentrações variáveis de ortofosfato na água intersticial (Figura 174), com aumento no Ano 3 em relação ao Ano 1 e 2. Este aumento é acompanhado da redução do P total no sedimento (Figura 175). Esta tendência, observada também nos demais setores monitorados, indica a maior mobilidade do P no sedimento, o que pode ocorrer também para outras espécies químicas, uma vez que alguns fosfatos funcionam como fases carreadoras de outros metais, incluindo o Fe traçador do rejeito.

Na fase sólida, nota-se que o P associado a óxidos de Fe cristalino (redutível) esteve presente em concentrações significativas ao longo do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. Já no Ano 2 as espécies de P estavam majoritariamente ligadas a fração de óxidos amorfs de Fe. Sabe-se que o rejeito é tipicamente constituído de óxidos de Fe (III) na forma de hematita e goethita (cristalino) e a espécie de P ligada a esta fração durante o Ano 1 pode indicar o aporte e remobilização de um material semelhante ao da Barragem de Fundão (QUEIROZ et al., 2020). Os óxidos amorfs seriam, portanto, um material mais reativo trazido pelo Rio Doce no Ano 2 que podem ser um subproduto dos óxidos cristalinos originários do rejeito como sugerem Queiroz et al. (2020). Destaca-se que essas frações ocorrem em detrimento uma da outra, sendo que quanto maior os óxidos de Fe amorfs, mais transformados foram os óxidos de Fe (III) cristalinos. Ressalta-se que a contribuição fluvial passou a ser mais significativa a partir da campanha de novembro de 2019, mas ainda assim houve a presença de P ligado a Fe amorfo em outubro e novembro de 2019, ainda em períodos de baixa vazão. Portanto, deve-se considerar um retrabalhamento destas espécies pela influência dos ventos e ondas na mobilização do fundo e transformação em fase mais reativa (amorfa). No Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM o conteúdo total de P reduziu, embora a vazão fosse semelhante a observada no Ano 1. Porém, as frações mais representativas neste conteúdo total foram de P ligado a óxidos de Fe (III) cristalinos e amorfs, como visto para outros setores. Este fator indica tanto a presença de um metal traçador do rejeito, quanto a ocorrência de importantes transformações químicas no sedimento que podem gerar maior disponibilidade de P para a água, bem como mudanças litogenéticas de compactação mencionadas pelo Subprojeto de Sedimentologia.

O P ligado a matéria orgânica foi bastante representativo nas campanhas de 05-19 e 08-19, especialmente no subsetor Foz Sul, quando predominou o efeito da ressuspensão do sedimento por ondas. Este fator pode ter relação com as interações bióticas observadas tanto na coluna d'água pela comunidade planctônica, quanto pela comunidade bentônica.

Não foi possível observar um comportamento coerente da especiação de fósforo entre os períodos secos e chuvosos ao longo dos três anos do monitoramento, com variações distintas em cada período mencionadas anteriormente. É possível que a diminuição do P total observada no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM seja decorrente da menor turbidez observada no rio pelo Subprojeto de Modelagem, especialmente no período seco e nas campanhas de 08-21 e 09-21.

Figura 174: Concentração de fósforo na água intersticial ( $\mu\text{mol/l}$ ) do sedimento para o Setor Foz do Rio Doce ao longo do PMBA/Fest-RRDM.

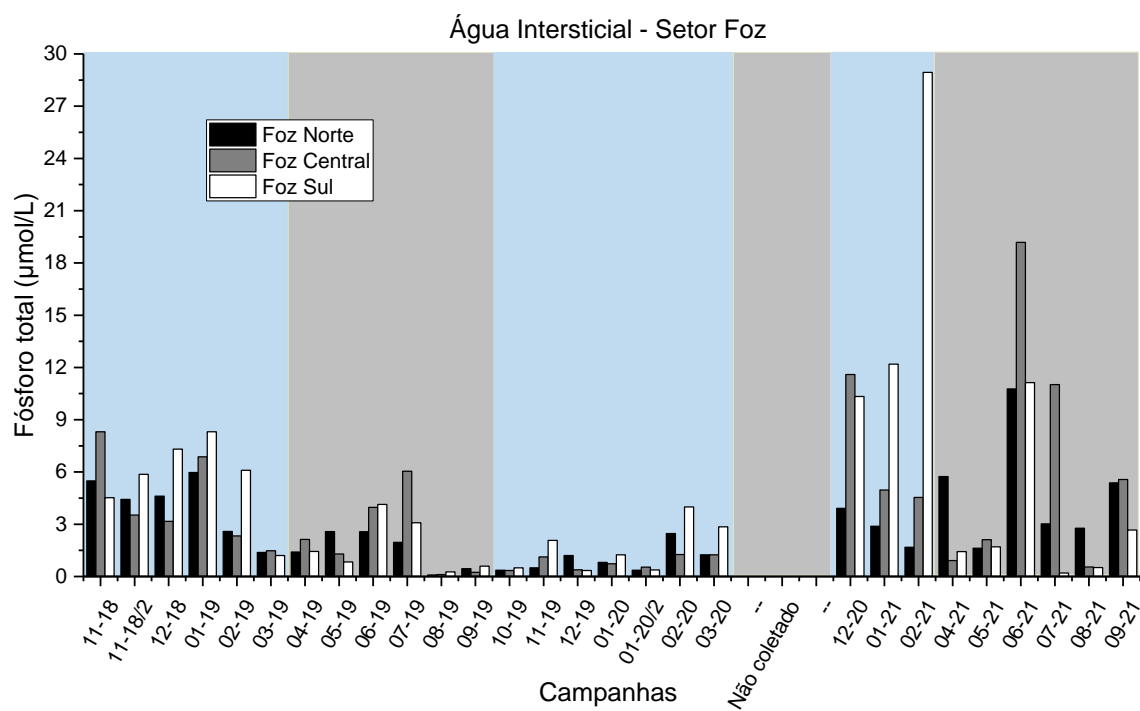
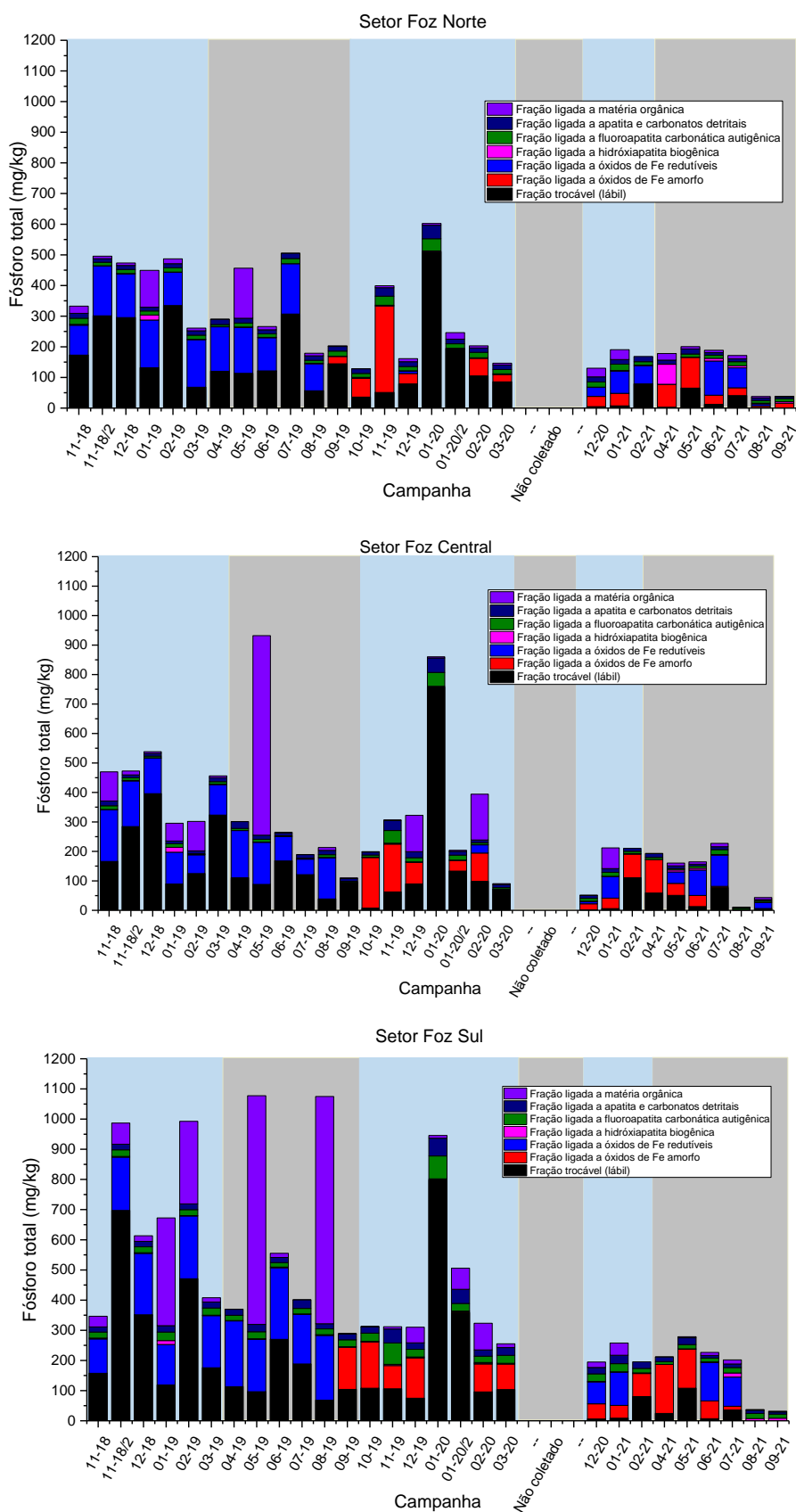


Figura 175: Especificação do fósforo no sedimento expressa em concentração por fração ( $\text{mg/kg}^{-1}$ ) em relação ao fósforo total no sedimento para o Setor Foz do Rio Doce.

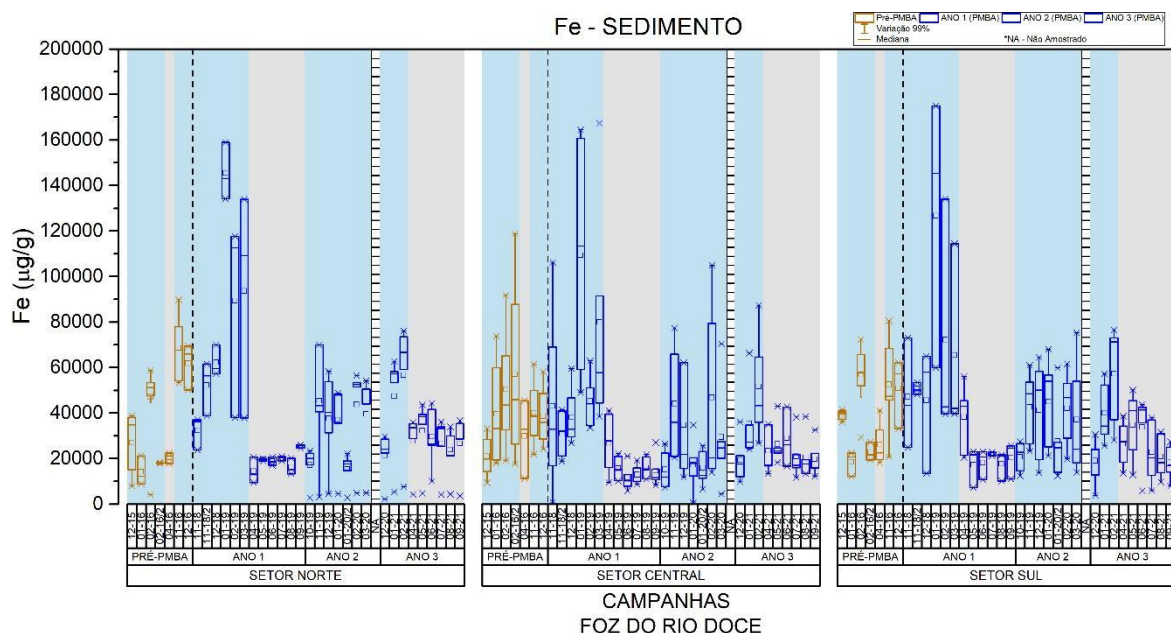


## b) Metais

### ➤ Extração Parcial

Considerando o período do PMBA/Fest-RRDM, pode-se observar um padrão de distribuição das concentrações dos elementos As, Ba, Co, Cr, Cu, Mn, Pb, V e Zn, com uma tendência de diminuição das concentrações entre o Ano 1 e transição. Contudo, os elementos Fe, Al e Hg apresentaram uma distribuição de suas concentrações de forma diferente aos anteriormente citados. Observa-se para esses três elementos um aumento das concentrações nos períodos chuvosos, de forma que em períodos secos, ocorre uma diminuição de suas concentrações (distribuição da concentração do Fe; Figura 176). Parte dessa diminuição das concentrações nos sedimentos da foz dos elementos supracitados pode estar associada a eventos de ressuspensão, uma vez que se observa um aumento da concentração desses elementos na fração do MPS no período de transição. Cd foi o único elemento a apresentar um padrão de distribuição distinto dos demais elementos estudados, com um aumento relativo das concentrações no período considerado seco.

Figura 176: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro na matriz sedimentar no Setor Foz (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul) nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



### ➤ Extração Sequencial

Durante as seis primeiras campanhas realizadas entre 11-18 e 03-19 no setor da Foz, é possível observar que grande parte dos elementos se encontram na fração residual (Figura 177). Mn e Ni destacam-se pela grande proporção na fração carbonática, sendo Ni após a campanha 4. Mn também se apresenta em grande proporção na fração redutível (F3), bem como Pb e Co. Considerando as campanhas realizadas durante 04-19 e 09-19 (Figura 178) observa-se o aumento da proporção de Ni

e Cd na fração redutível (F3) durante a campanha 7, contudo o Ni volta a diminuir nessa fração na campanha 8, o que para o Co só ocorre na campanha 11. Assim como nos setores Abrolhos e Norte, Ag e Cd apresentam consideráveis porções na fração trocável (F1).

Para o período do Ano 2 no setor da Foz, nota-se a mesma tendência observada nos primeiros setores discutidos neste trabalho, ou seja, o aumento da presença dos elementos na fração redutível, em muitos dos casos, maiores que a fração residual, que era dominante no Ano 1 (Figura 178). A presença de Ag, Cd e Hg na fração trocável também é observada nesse setor, com a presença do Pb na campanha emergencial (01-20) e posteriores (17; 02-20 e 18; 03-20). Isso aumenta ainda mais a preocupação de possíveis efeitos tóxicos na biota e cadeia trófica que esses elementos podem causar.

Já para o Ano 3 do monitoramento da foz do Rio Doce, observa-se uma dominância das frações residual (F5) e redutível (F3) para os elementos estudados (Figura 179). Contudo, a partir da campanha de 02-21 é notável um aumento da fração trocável para os elementos CO, Ni, Cu, As, Ag e Cd. Na campanha de 05-21 também é possível notar um aumento na fração carbonática de Ag, Cd e Pb.

Figura 177: Especificação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 1 a 12 (11-18 a 09-19 – ANO 1).

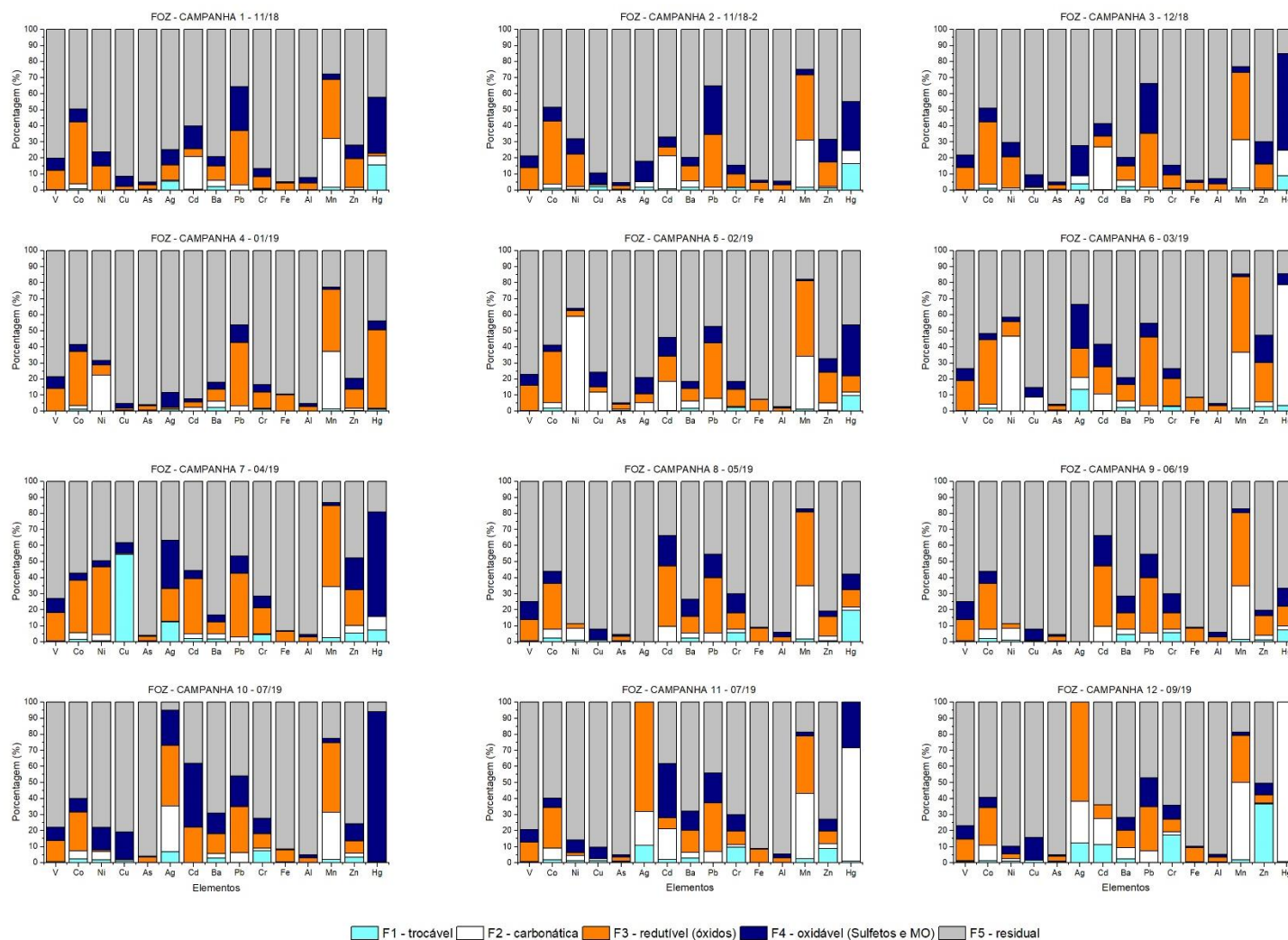




Figura 178: Especificação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 13 a 18 (10-19 a 03-20 – ANO 2).

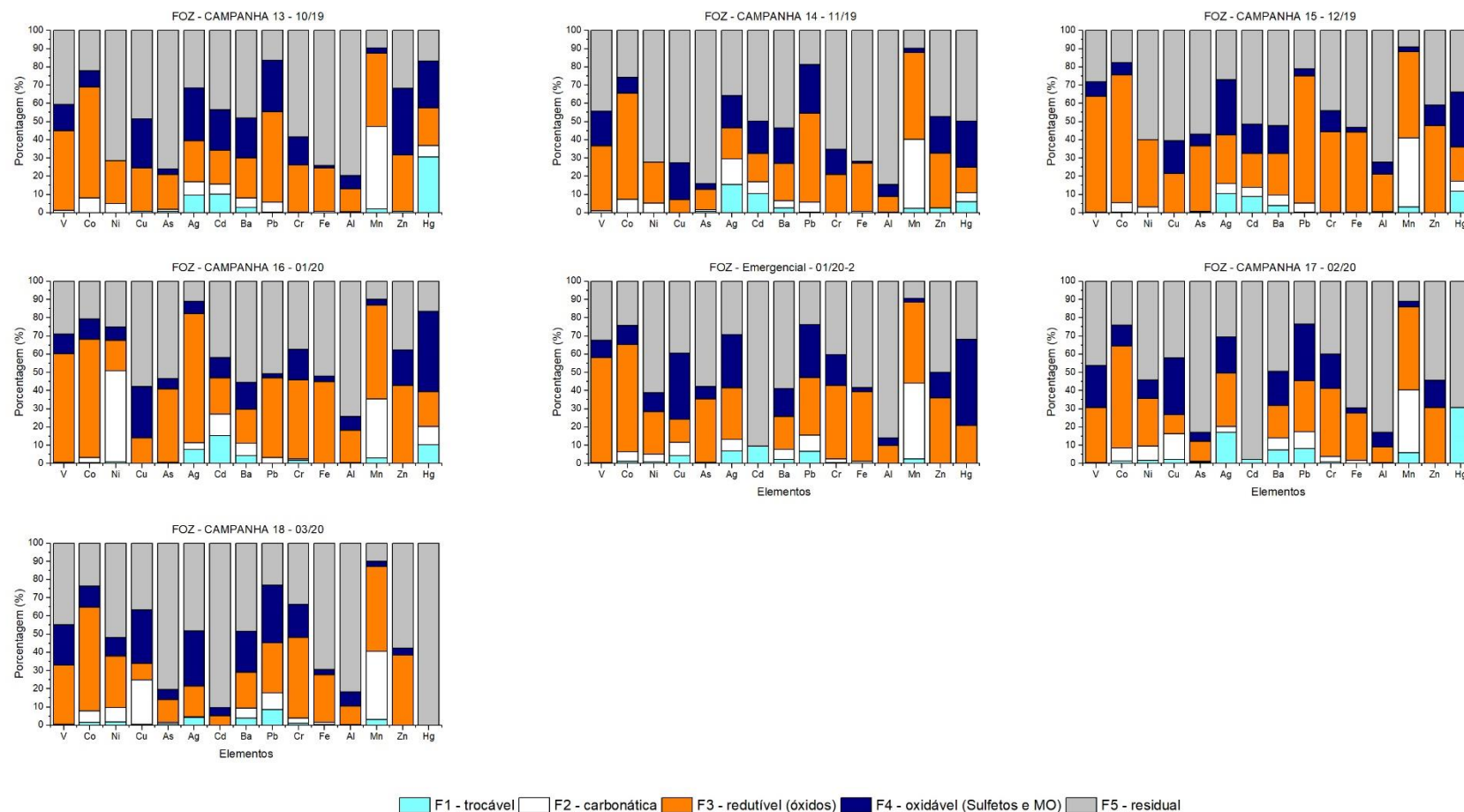
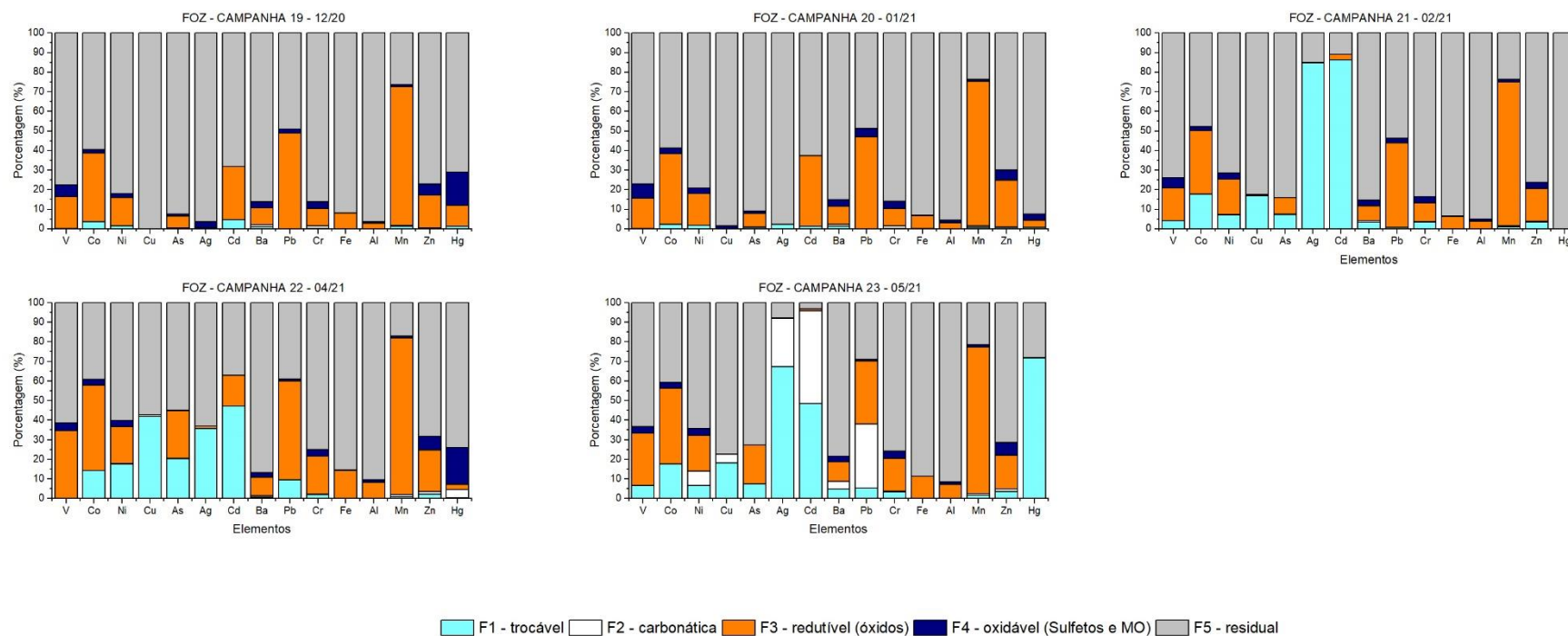


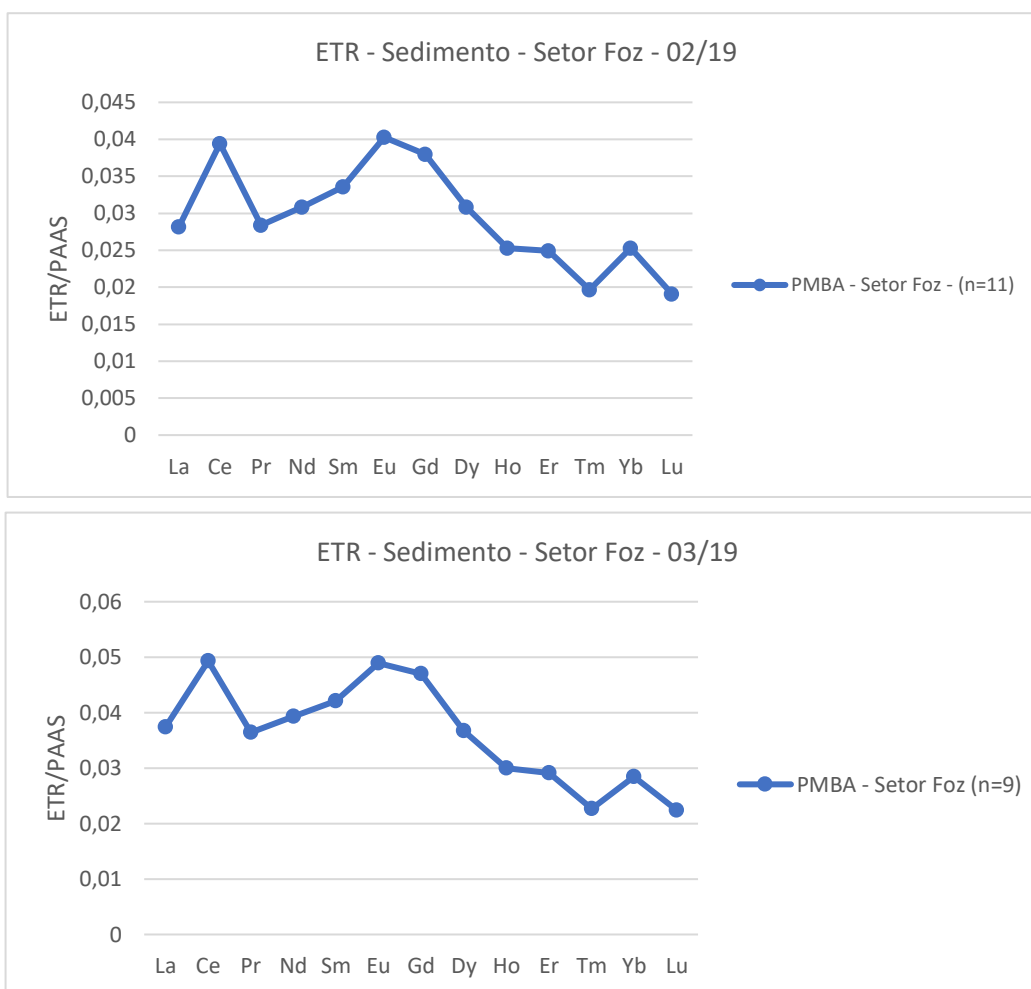
Figura 179: Especificação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor Foz do Rio Doce em suas respectivas frações nas campanhas 19 a 27 (12-20 a 09-21 – ANO 3).



➤ *Elementos Terras Raras*

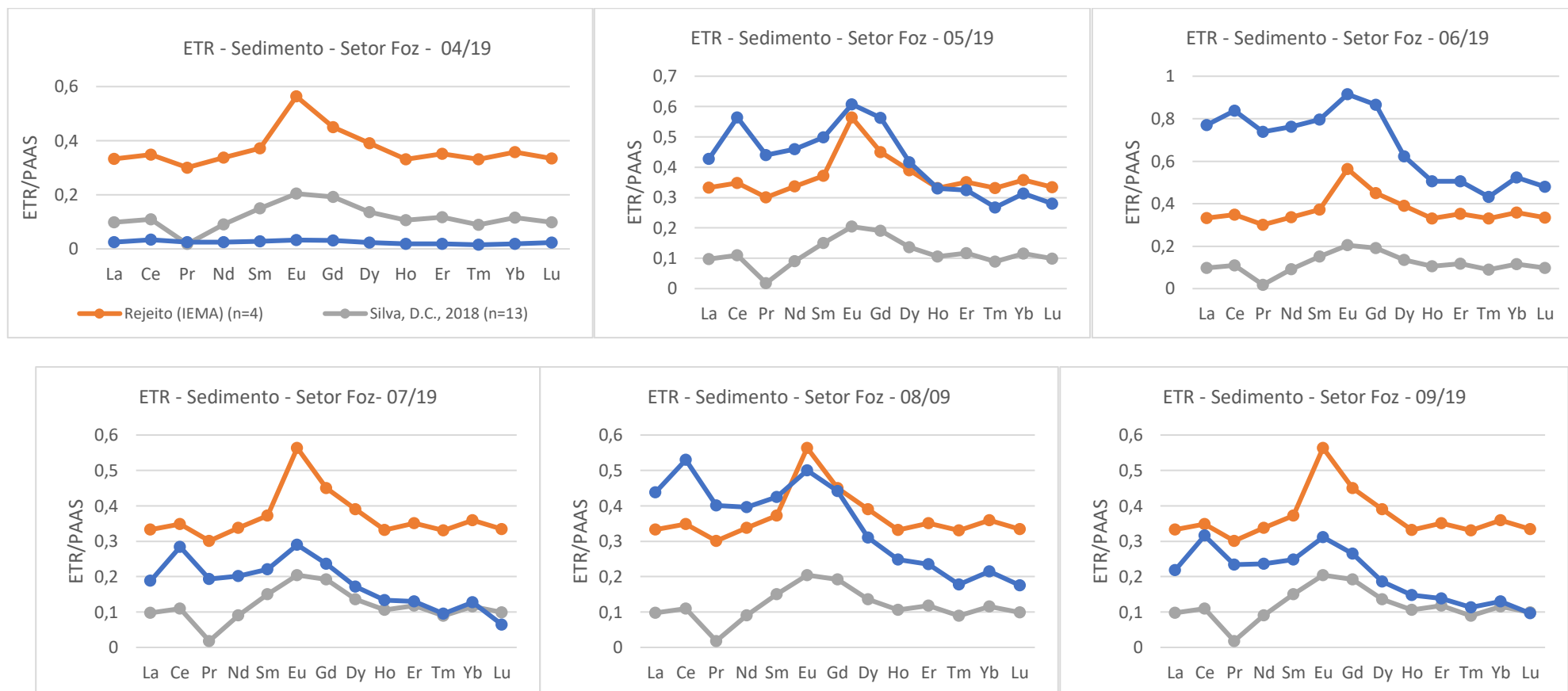
As assinaturas dos elementos terras raras no sedimento do Setor Foz foram, assim como para o MPS, as mais coerentes com os valores de referência da mineração. Houve a maior representatividade em número de ocorrência de um material potencialmente oriundo da Barragem de Fundão. No período chuvoso do Ano 1 (Figura 180) foram verificados padrões de distribuição dos ETR compatíveis com as características observadas no rejeito (incremento de Ce, Eu, Gd, Er e Yb) para todas as estações amostrais das campanhas de 02-19 e 03-19, exceto para SDS 13 e SD 01 na campanha de março. Para ambas, o sinal foi fraco, indicando pouca contribuição do Rio Doce nesse período.

Figura 180: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz período chuvoso do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM.



Em relação ao período seco do Ano 1, houve correspondência com o sinal do rejeito pela assinatura dos ETR para todas as campanhas, sendo o sinal mais fraco em 04-19. Como sugerido em relatórios anteriores, é possível que as forças físicas atuantes na plataforma continental no período seco deste ano (altura de ondas, ventos e tempestade IBA) tenham remobilizado o sedimento superficial, expondo camadas mais enriquecidas em rejeito de minério da época do Rompimento da Barragem. Todas as estações amostrais apresentaram assinatura compatível ao rejeito ao longo deste período, exceto SD04 e SD05.

Figura 181: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz período seco do Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM.



Em relação a assinatura dos ETR no período chuvoso do Ano 2 (único contemplado com coletas neste ano devido a pandemia da Covid-19), é possível observar a ocorrência de um material possivelmente oriundo da Barragem de Fundão em todas as campanhas, exceto em 11-19, assim como ocorreu para o MPS e também para a campanha de 01-20/2 (Figura 182). Este resultado ressalta a influência do aporte do Rio Doce na plataforma continental adjacente e destaca a correspondência entre as respostas tanto do MPS, quanto do sedimento superficial a este aporte. Além disso, indica que um sedimento impactado pela mineração na bacia do rio é constantemente aportado no ambiente marinho. Novamente, todas as estações amostrais tiveram a ocorrência do sinal do rejeito em momentos variados, exceto SD04 e SD05.

Pela primeira vez foram registrados padrões de distribuição dos ETR coerentes com os valores de referência traçadores dos impactos da mineração na bacia do Rio Doce no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM (Figura 183). Notou-se essas ocorrências tanto para o período chuvoso (01-21 e 02-21), quanto para o seco (04-21 e 05-21), ressaltando a persistência da disponibilidade desta fonte ao longo dos anos e em ambas as condições sazonais, sendo influenciado tanto por vazão, quanto por ressuspensão. Uma característica observada no Ano 3 foi a maior frequência de ocorrência do possível sinal do rejeito no subsetor sul da foz em relação ao setor norte, diferentemente do que era visto nos Anos 1 e 2 para os indicadores de rejeito do monitoramento. Porém, ainda se observa a presença disseminada deste material impactado pela mineração proveniente do Rio Doce tanto em 02-21, quanto em 05-21.

Como era esperado devido à proximidade com a fonte, o Setor Foz apresenta a maior frequência global de ocorrência de sedimento potencialmente oriundo da Barragem de Fundão ao longo de todo o PMBA/Fest-RRDM.

Figura 182: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz no Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM.

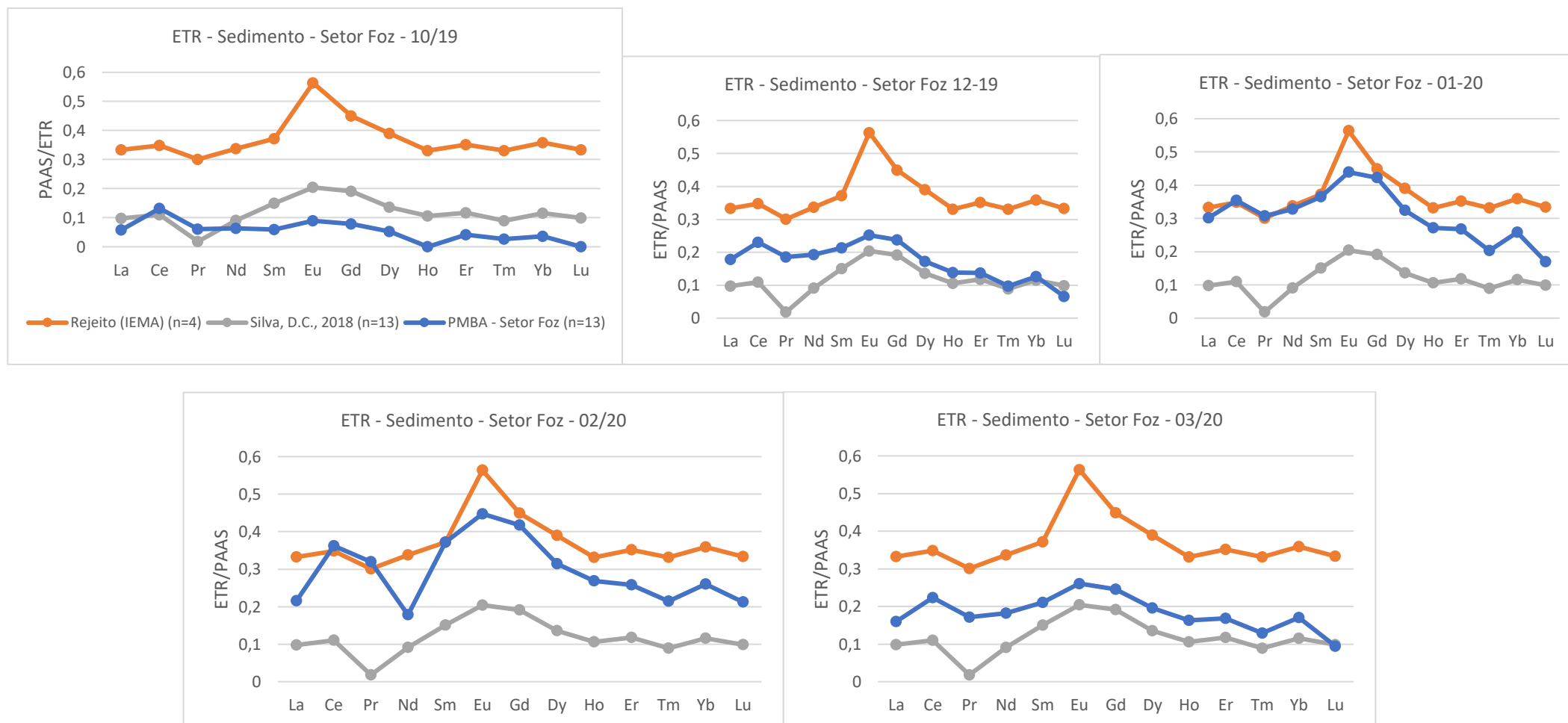




Figura 183: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor Foz no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

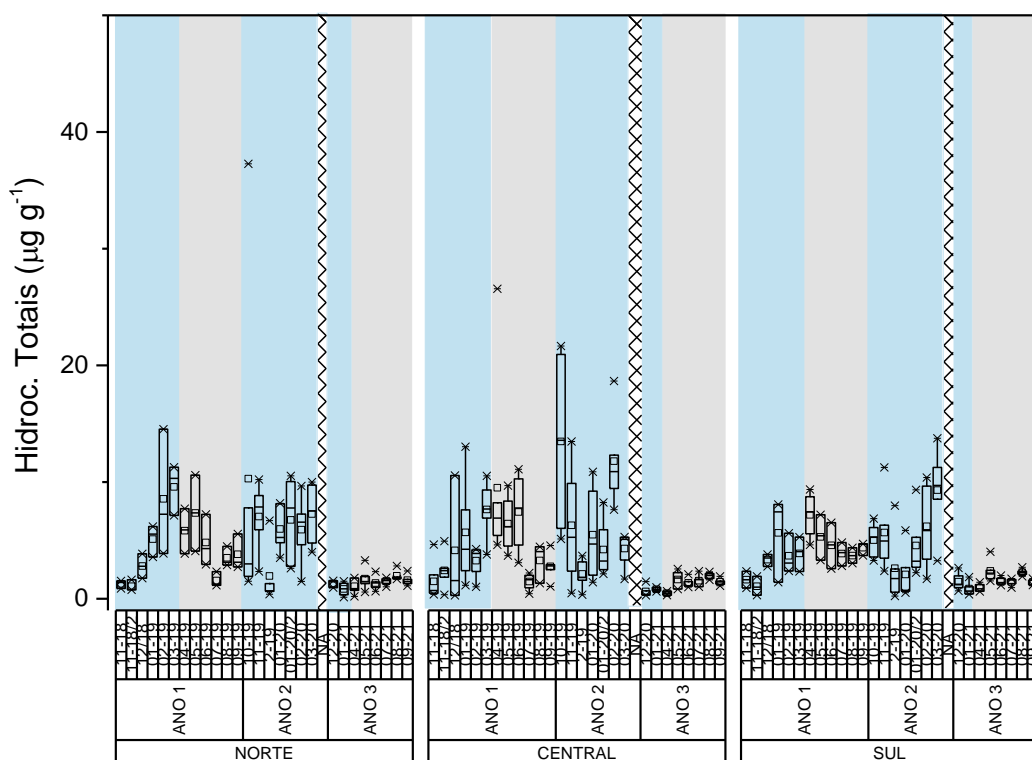


## a) Compostos Orgânicos

### ➤ Hidrocarbonetos Alifáticos

Ao compararmos todas as campanhas realizadas no setor Foz do Rio Doce, verifica-se um perfil de distribuição com tendência de diminuição nos níveis de hidrocarbonetos alifáticos totais (Figura 184). A concentração de hidrocarbonetos alifáticos ao longo de todo o monitoramento neste setor apresentou maiores níveis nos períodos chuvosos, enquanto os períodos secos tendem a uma diminuição de suas concentrações. No Ano 3 esse perfil não foi observado, apresentando os menores níveis de concentração de hidrocarbonetos em todo o monitoramento. A concentração média para todo o setor, durante o período chuvoso do Ano 3 foi de  $1,59 \pm 0,78 \mu\text{g/g}$ , ou seja, muito inferior ao observado durante o Ano 2 ( $6,15 \mu\text{g/g}$  de hidrocarbonetos alifáticos totais). A entrada do período de chuva, principalmente no Ano 2 (10-19), elevou as concentrações, principalmente nos setores Foz Central (máximo de  $22,49 \mu\text{g/g}$ ) e Foz Norte (máximo de  $39,56 \mu\text{g/g}$ ). Nesse contexto, os períodos de chuva aliados a eventos de maior cheia do Rio Doce favorecem o aumento do transporte de material continental acarretando maiores concentrações de hidrocarbonetos totais. No período chuvoso do Ano 3, eventos tão extremos não foram observados e assim o comportamento de aumento nas concentrações de hidrocarbonetos não foi influenciado.

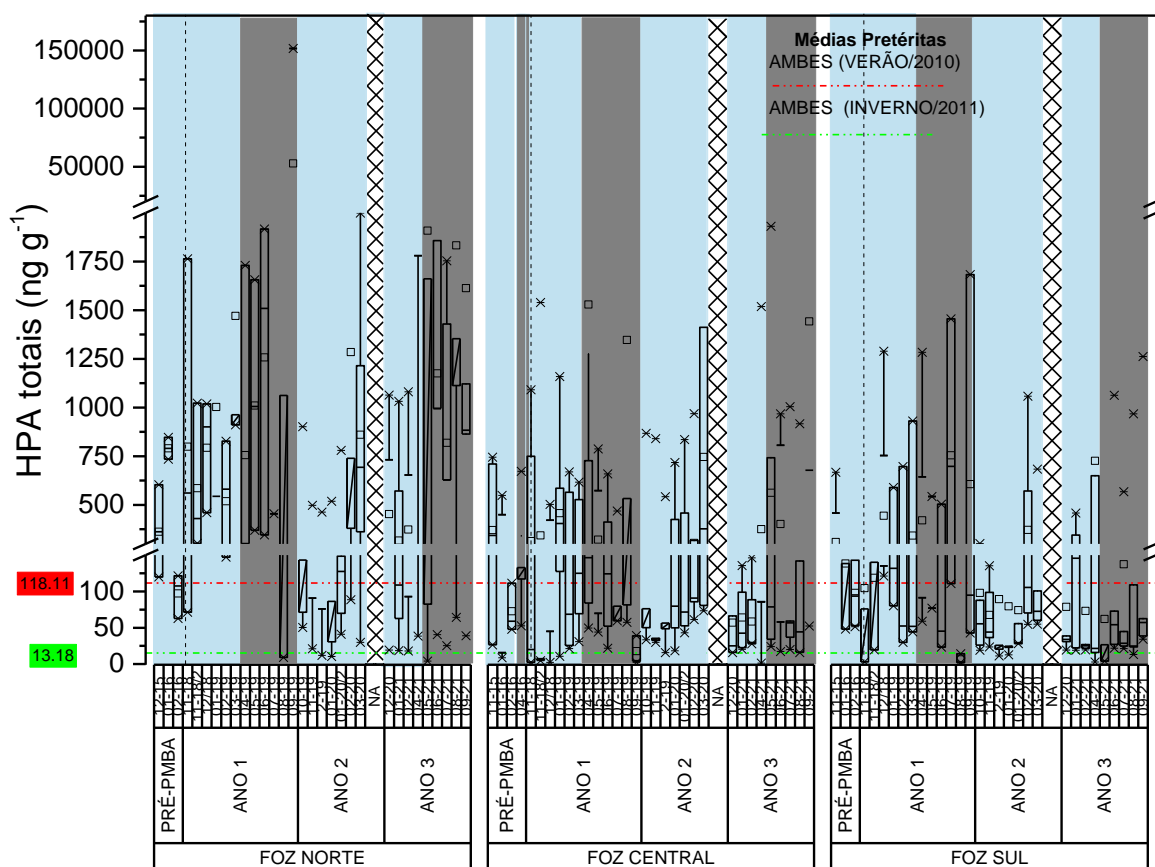
Figura 184: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g/g}$ ) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➤ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

A fim de avaliar o impacto no meio ambiente devido ao aporte de HPA, são apresentados nesta seção dados pretéritos da concentração de HPAs em amostras de sedimento da região da Foz do Rio Doce obtidos durante estudo de caracterização da Bacia do Espírito Santo (AMBES). Estes resultados se referem aos períodos de verão e inverno de 2010 e 2011, respectivamente (Figura 185). As concentrações observadas durante este período podem ser utilizadas como background para a região e assim verificar o efeito da lama de rejeito ocasionado pelo rompimento da barragem de minério. Todo o material decorrente da passagem do grande mar de lama, lixiviou para o Rio Doce, além de poluentes ligados aos rejeitos de minério, diversos outros poluentes.

Figura 185: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g<sup>-1</sup>) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



Assim como comparativo, observa-se que as concentrações médias registradas neste período para a Foz do Rio Doce e plataforma adjacente não foram superiores a 118,11 ng/g (verão/2010) e 13,18 ng g<sup>-1</sup> (inverno/2011). Campanhas realizadas logo após a chegada da lama, os valores médios de HPA totais aumentaram para 498,45±224,37 ng/g, valores muito superiores à média pretérita. Como já descrito em relatórios anteriores, deve-se salientar o potencial efeito de contaminação da lama, não apenas pela sua composição, mas pela energia erosiva do fluxo de lama quando do rompimento da

barragem, que revolveu e colocou em suspensão os sedimentos de fundo dos cursos d'água afetados. Este processo resultou na carreação de diversos poluentes, criando assim uma lama composta não apenas do rejeito de mineração, mas de uma mistura de detritos, rejeitos e outros materiais que percorreu todo o Rio Doce e alcançou a costa do Espírito Santo. Durante praticamente todo o período de monitoramento e em todos os subsetores, as médias de concentração apresentaram médias superiores as médias pretéritas. Ainda vale ressaltar a influência dos regimes de chuvas no transporte continental destes contaminantes principalmente durante todo o Ano 1, mantendo as médias predominantemente muito acima dos dados pretéritos.

As concentrações durante o Ano 2 apresentaram uma diminuição de seus níveis entre 10-19 e 12-19. Entretanto, em função do evento ocorrido em 01-20, com um regime de chuvas mais intenso e o aumento significativo de vazão média do Rio Doce, as concentrações voltaram a atingir valores mais elevados de concentração. Durante o evento de máxima vazão do Rio Doce e logo após este período de inundação, foram registrados valores extremamente altos. No Ano 2 os máximos observados foram 2753,08 ng/g e 2462,91 ng/g (SDN20 e SDN30, respectivamente). Nas campanhas seguintes, valores ainda se mantiveram elevados principalmente a norte da Foz do Rio Doce. Níveis elevados também foram detectados em pontos mais próximos do Rio Doce e assim sob influência direta do transporte de material fluvio-estuarino. No período chuvoso do Ano 3, o mesmo perfil foi observado, com as concentrações máximas de 3685,57 ng/g (Foz Norte – 04-21), 1518,97 ng/g (Foz Central – 04-21) e de 3162,23 ng/g (Foz Sul – 04-21). No período seco deste ano, as concentrações mantiveram-se elevadas, atingindo máximos ainda superiores ao período chuvoso do Ano 3. Os maiores níveis de concentração detectados (09-21) foram de 5156,62 ng/g, 4359,09 ng/g e de 1262,62 ng/g para Foz Norte, Central e Sul, respectivamente.

Esses resultados evidenciam que o transporte destes contaminantes é fortemente regido pela pluviosidade e demais forçantes meteoceanográficas, tais como correntes e ventos marítimos. Assim, com base nestes resultados e em comparação com os dados pretéritos da Foz do Rio Doce, deve-se atentar quanto a permanente disponibilização de material ainda presentes em sedimento de fundo, como observado a partir de áreas que podem ser elencadas como *hot spots*, onde condições físicas e geológicas favorecem ao acúmulo desse tipo de material. Considera-se como estações críticas quanto aos níveis de HPAs, as estações SD02, SD03, SDN20 e SDN30, apresentando sempre valores muito elevados e que estão muito aquém de serem restabelecidas às condições pretéritas.

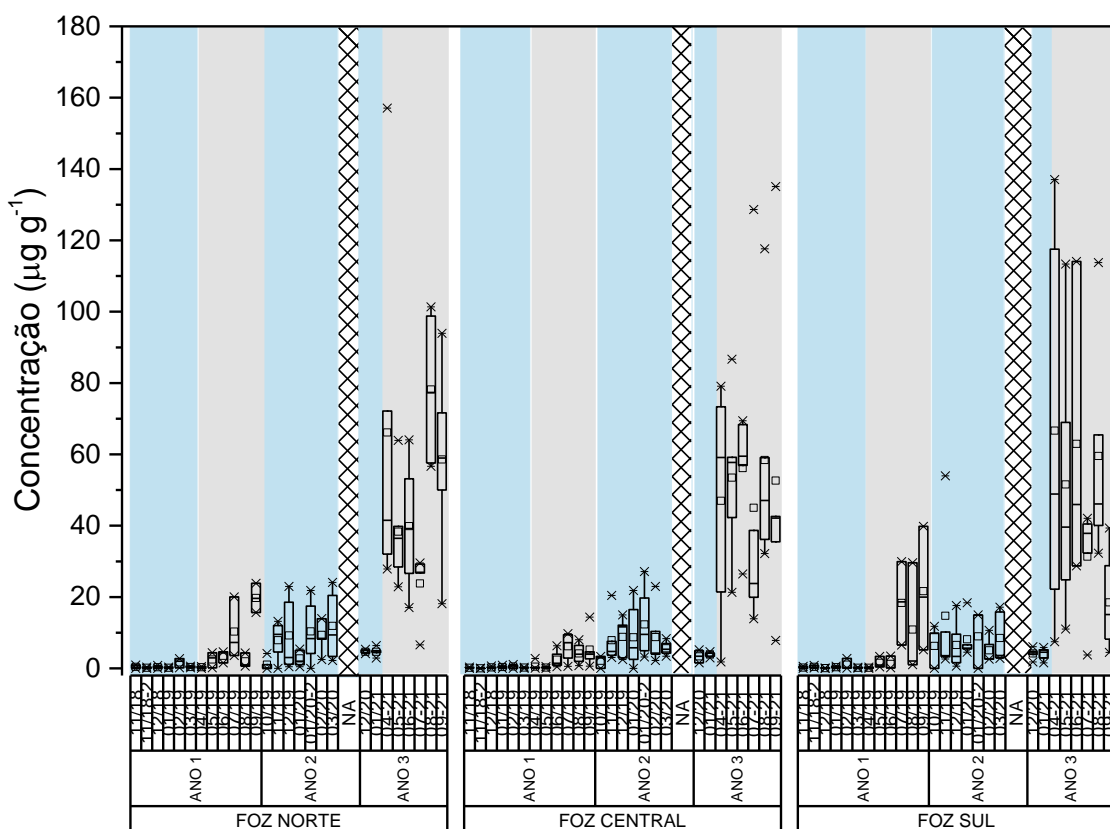
#### ➤ *Esteróis*

As concentrações de esteróis totais no setor Foz do Rio Doce durante o período chuvoso do Ano 3 reduziram significativamente em relação ao observado durante o Ano 2, e ainda superiores ao Ano 1, como pode ser visto na Figura 186. Durante o Ano 1 não foram observadas concentrações elevadas durante o período chuvoso, mesmo mediante a eventos de aumento de vazão e efeitos climáticos. Já para o período seco deste ano ocorreu uma elevação significativa, principalmente nos setores Norte (máximo de 23,85 µg/g) e Sul da Foz do Rio Doce (39,81 µg/g). Assim observa-se a ação das forçantes meteoceanográficas e eventos climáticos ocorridos à época (tempestade tropical Iba) no aumento no

transporte de material e consequente remobilização da matéria orgânica sedimentar, incrementando as concentrações de esteróis totais. Durante o Ano 2, as concentrações voltaram a aumentar nos setores Norte e Central, mantendo-se inferiores apenas no setor Sul, quando comparado às coletas realizadas no período seco do ano anterior. Na Foz Central, a concentração máxima determinada foi de 27,14  $\mu\text{g/g}$  e na Foz Norte 24,13  $\mu\text{g/g}$ .

No Ano 3, as concentrações diminuíram atingindo valores ligeiramente superiores ao Ano 1. Para a Foz Norte foi detectado o máximo de 6,37  $\mu\text{g/g}$  (01-21), para a Foz Central 5,21  $\mu\text{g/g}$  (12-20) e de 6,10  $\mu\text{g/g}$  para a Foz Sul (12-20). Assim como observado, os eventos relacionados a aumento da média de vazão do Rio Doce são os principais fatores influentes da remobilização MO sedimentar e no aporte de esteróis para a região. Diferente do observado nos Anos 1 e 2, em que os esteróis  $\beta$ -sitosterol, colesterol e lanosterol, representavam juntos cerca de 90% da concentração total de esteróis, durante o Ano 3 o composto mais abundante foi o estigmastanol, representando assim uma forte contribuição de matéria orgânica terrígena.

Figura 186: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras e sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

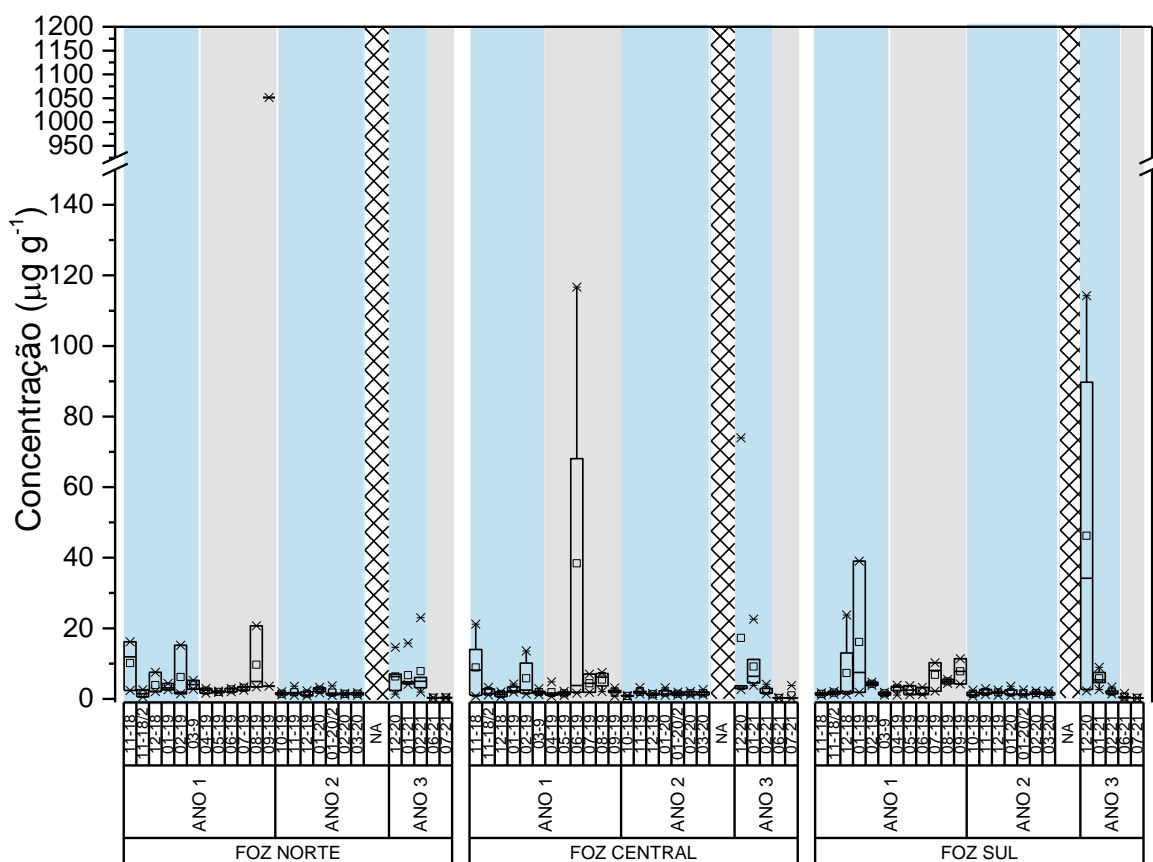


➤ Ácidos Graxos

As concentrações de AGt de amostras de sedimento provenientes do setor Foz do Rio Doce estão apresentadas na (Figura 187). Observa-se claramente, um aumento nos níveis de concentração durante o período chuvoso do Ano 3 em relação ao ano anterior. As concentrações, em especial na Foz Central e Sul na campanha de 12-20, alcançando níveis de 72,995 µg/g e 114,22 µg/g, respectivamente.

No Ano 2 havia sido observado uma tendência de diminuição da concentração a valores inferiores aos registrados durante o Ano 1. As concentrações variaram de 0,74 µg/g a 3,71 µg/g ( $1,61 \pm 0,68$  µg/g). Neste ano, os extremos eventos de chuvas e de vazão Rio Doce influenciaram possivelmente na redução da concentração destes compostos possivelmente devido a um efeito de diluição.

Figura 187: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em amostras de sedimento do setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.





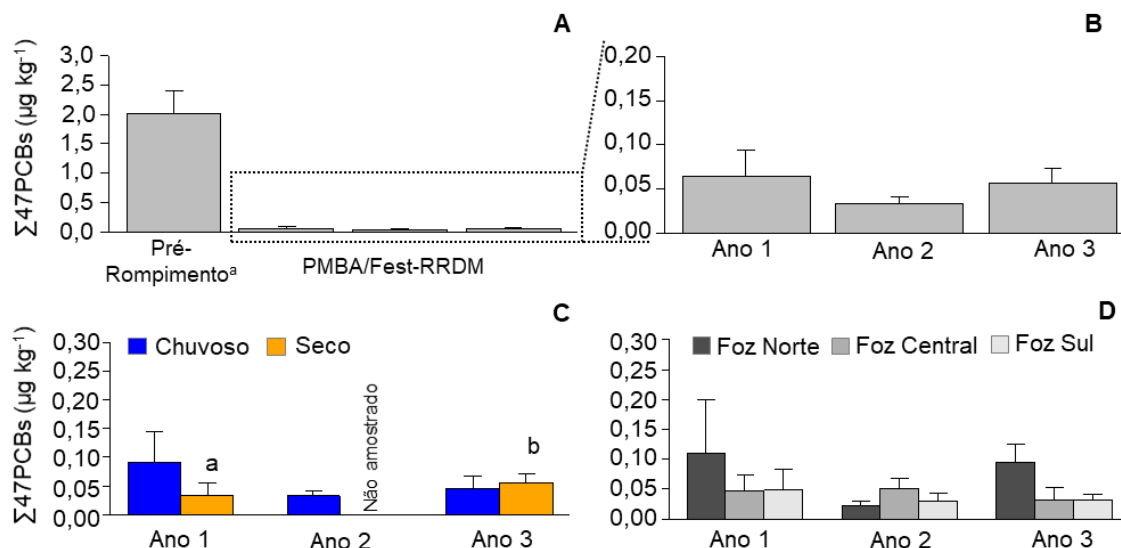
➤ POPs - PCBs e POCs

Nas amostras de sedimento coletadas durante o Ano 3 (campanhas dezembro/2020 a setembro/2021), foram detectados PCBs e os pesticidas organoclorados (POCs) HCHs (alfa e beta), Dieldrin e DDT e seus metabólitos (DDD e DDE), em frequências de ocorrência relativamente estáveis em relação aos anos anteriores:  $\sum_7$  PCBs em 10 % (n = 13); beta-HCH em 10 % (n = 13); Dieldrin em 8 % (n = 10); DDT em 65 % (n = 85); DDD em 64 % (n = 83); e DDE em 79 % (n = 103). Destaca-se tendência de aumento de frequência de ocorrência de PCBs totais ( $\sum_{47}$  PCBs) ao longo do tempo, que passou de 17% (n = 22) no Ano 1 para 37 % (n = 48) no Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 11*; RRDM 2019, RT-19B; RRDM 2020, RT-36D).

As concentrações máximas registradas para  $\sum_7$  PCBs (7 PCBs prioritários para monitoramento;  $0,46 \mu\text{g kg}^{-1}$ ), HCHs ( $0,24 \mu\text{g kg}^{-1}$  para beta-HCH) e Dieldrin ( $0,09 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) permanecem inferiores aos limites máximos regulamentados pelo CONAMA (resolução nº 454/12) e indicados no NOAA (BUCHMAN, 2008) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 11*). Em contrapartida, DDT (e / ou seus metabólitos) continuam sendo registrados em concentrações acima desses limites máximos durante o Ano 3 (em 5% das amostras; n = 5), especialmente no subsetor Foz-Norte, porém em menor frequência que no Ano 1 (13% das amostras; n = 17) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 13*). Portanto, dentre os POPs, DDTs e PCBs se destacam no Setor Foz por apresentarem as maiores concentrações e / ou frequência de ocorrência nas amostras durante os três anos de monitoramento (RRDM 2019, RT-19B; RRDM 2020, RT-36D), e a distribuição espaço – temporal foi direcionada para estes dois contaminantes.

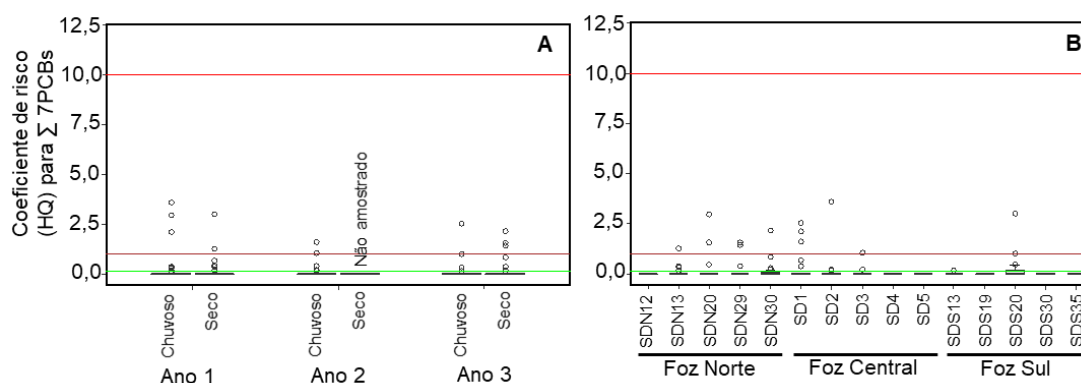
A média geral de PCBs totais nos três anos de monitoramento foi  $0,05 (\pm 0,23) \mu\text{g kg}^{-1}$ , cerca de 50 vezes menor que a média registrada previamente ao rompimento da barragem ( $2,97 \pm 3,03 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; SOUZA et al., 2022) (Figura 188A), bem como em sedimentos de áreas offshore (p. ex.  $2,33 \pm 1,18 \mu\text{g kg}^{-1}$ , SANTOS et al., 2020), sugerindo que a passagem da onda de rejeitos liberados pelo rompimento da barragem ao longo da Bacia do Rio Doce não contribuiu para elevação da introdução de PCBs na área marinha afetada. Ainda assim, os resultados obtidos durante PMBA/Fest-RRDM mostram tendência de maiores concentrações de PCBs totais no subsetor Foz Norte, especialmente nos Anos 1 e 3 (Figura 188D). A mesma distribuição espacial foi observada em estudo realizado antes do rompimento da barragem (SOUZA et al., 2022), concordando com o padrão de deriva sedimentar majoritariamente para o norte nesta área (OLIVEIRA et al., 2015; QUARESMA et al., 2015), e evidenciando o Rio Doce como principal fonte destes compostos para a Foz. Em relação à variação temporal, em geral as concentrações de PCBs totais ( $\sum_{47}$  PCBs) foram estáveis durante os três anos de monitoramento (Figura 188B), embora os valores no período seco do Ano 3 sejam maiores que o mesmo período do Ano 1 (Mann-Whitney,  $p < 0,01$ ) (Figura 188C). Não houve diferença significativa entre os três períodos chuvosos analisados (Kruskal -Wallis,  $p = 0,39$ ).

Figura 188: Concentração de PCBs totais ( $\Sigma 47$  PCBs) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Foz. A = Comparação de dados pré-rompimento (Souza et al., 2022) e PMBA/Fest-RRDM; B = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos); C = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta; D = variação temporal com a discriminação de subsetores da Foz. “a” e “b” na ocorrência de diferença significativa (Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney;  $p < 0,05$ ). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



O HQ em relação a  $\Sigma 7$  PCBs (prioritários para monitoramento) em sedimento para o Setor Foz nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $0,09 \pm 0,41$ , com maiores valores registrados no subsetor Foz Norte (Figura 189 A e B). Amostras com HQ indicando risco moderado (quando  $1 < \text{HQ} < 10$ ) foram pontuais (3%;  $n = 11$ ), sugerindo baixo risco relacionado aos PCBs.

Figura 189: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\Sigma 7$  PCBs (prioritários para monitoramento) determinado em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Foz. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Foz (considerando os três anos e ambos os períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



Para DDTs, amostras com valores extremos ( $\sum \text{DDTs} > 10,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $n = 3$  amostras do Ano 1) não foram incluídas nas análises e gráficos.

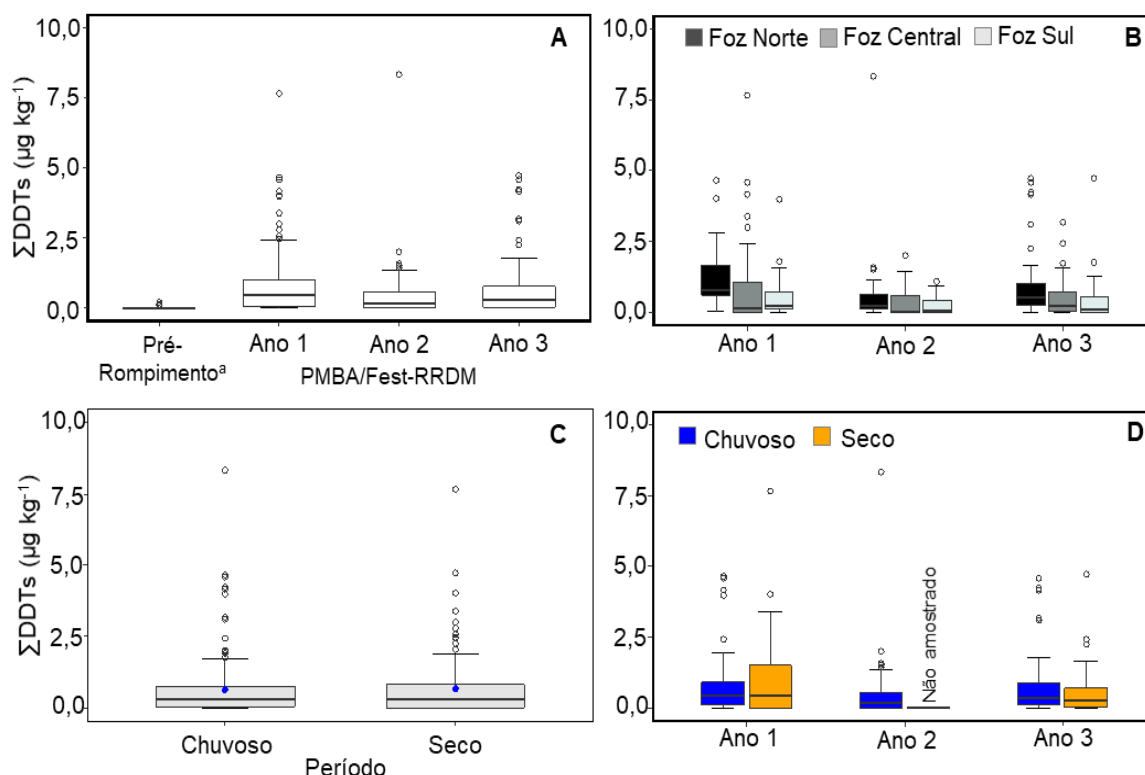
Em relação a DDTs, observa-se aumento na introdução deste contaminante para o ambiente marinho após o rompimento da barragem, visto que as médias de  $\sum \text{DDTs}$  registradas nos três anos de monitoramento ( $0,85 \pm 1,20 \mu\text{g kg}^{-1}$  no Ano 1;  $0,81 \pm 1,03 \mu\text{g kg}^{-1}$  no Ano 3) são até 4 vezes maiores que o máximo registrado previamente ao rompimento da barragem ( $0,20 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; SOUZA et al., 2022) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 11*) (Figura 190A). Estes resultados sugerem que o rompimento da barragem contribuiu, mesmo que indiretamente, para o aumento da introdução de DDTs para o ambiente marinho, provavelmente em decorrência da remobilização e carreamento de solo e sedimento (previamente contaminados pela aplicação pretérita de DDT na Bacia do Rio Doce) pela onda de rejeitos. Comparando com outros ambientes marinhos, em geral o Setor Foz tem apresentado nos três anos de monitoramento níveis de DDTs maiores que aqueles registrados em áreas mais distantes da costa, como Plataforma Continental Oeste do Atlântico Sul ( $0,11 \pm 0,17$ , máximo de  $0,83 \mu\text{g kg}^{-1}$ , SANTOS et al., 2020) e similar ao registrado em áreas de maior influência antrópica, como Baía da Babitonga ( $1,57 \pm 3,55 \mu\text{g kg}^{-1}$ , excluindo o outlier  $122,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ , RIZZI et al., 2017) e Baías de Santos e São Vicente ( $3,27 \pm 4,96 \mu\text{g kg}^{-1}$ , BÍCEGO et al., 2006).

Dentre os subsetores da Foz, durante o Ano 3 as maiores concentrações de DDTs permanecem sendo registradas na Foz-Norte (Kruskal - Wallis,  $p = 0,002$ ), e a tendência de declínio gradual de concentrações de  $\sum \text{DDTs}$  no sentido Foz-Norte > Foz-Centro > Foz-Sul tem sido observada durante os três anos de monitoramento (Figura 190B). Além disso, a maioria das amostras com DDTs ( $\sum \text{DDTs}$  ou metabólitos) excedendo os limites da resolução nº 454/12 CONAMA também são concentradas ao norte da Foz (*Material Suplementar A3MHS1, tabela 13*), evidenciando a área com potencial de depósito e retenção destes contaminantes.

Em relação a variação entre períodos secos e chuvosos, não há diferença significativa das concentrações de  $\sum \text{DDTs}$ , tanto ao considerar os três anos de monitoramento em conjunto (Mann - Whitney,  $p = 0,70$ ; Figura 190C), como separadamente para cada ano de coleta (Mann - Whitney,  $p > 0,05$  Figura 190D). Portanto, a sazonalidade da vazão do Rio Doce não parece influenciar significativamente na distribuição temporal de DDTs em sedimento. Essa conclusão é reforçada ao se comparar os três períodos chuvosos entre si (Kruskal - Wallis,  $p < 0,01$ ; Ano 1 = Ano 3 > Ano 2), em que se verifica as mais altas concentrações de DDTs tanto no período chuvoso do Ano 3, de elevada vazão ( $862,12 \pm 539,31 \text{ m}^3/\text{s}$ ) como no período chuvoso do Ano 1, de baixa vazão ( $519,11 \pm 391,61 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Não houve diferença significativa entre os períodos secos dos Anos 1 e 3 (Mann-Whitney,  $p = 0,25$ ). A variação temporal entre os três períodos chuvosos também descarta a tendência de redução de introdução  $\sum \text{DDTs}$  sugerida ao se analisar somente os Anos 1 e 2 (RRDM 2020, RT-36D), visto que no Ano 3 os níveis médios de  $\sum \text{DDTs}$  retornam aos observados no Ano 1 (Figura 190D), sendo significativamente maiores que os registrados no Ano 2, como observado também para o compartimento água deste setor. Ressalta-se, porém, que níveis extremos de  $\sum \text{DDTs}$  em sedimento

(>10,0  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) não foram mais registrados a partir do Ano 2. Variação espacial e temporal detalhada por ponto de coleta e campanhas são apresentadas no *Material Suplementar A3MHS1, Figuras 3 a 5*.

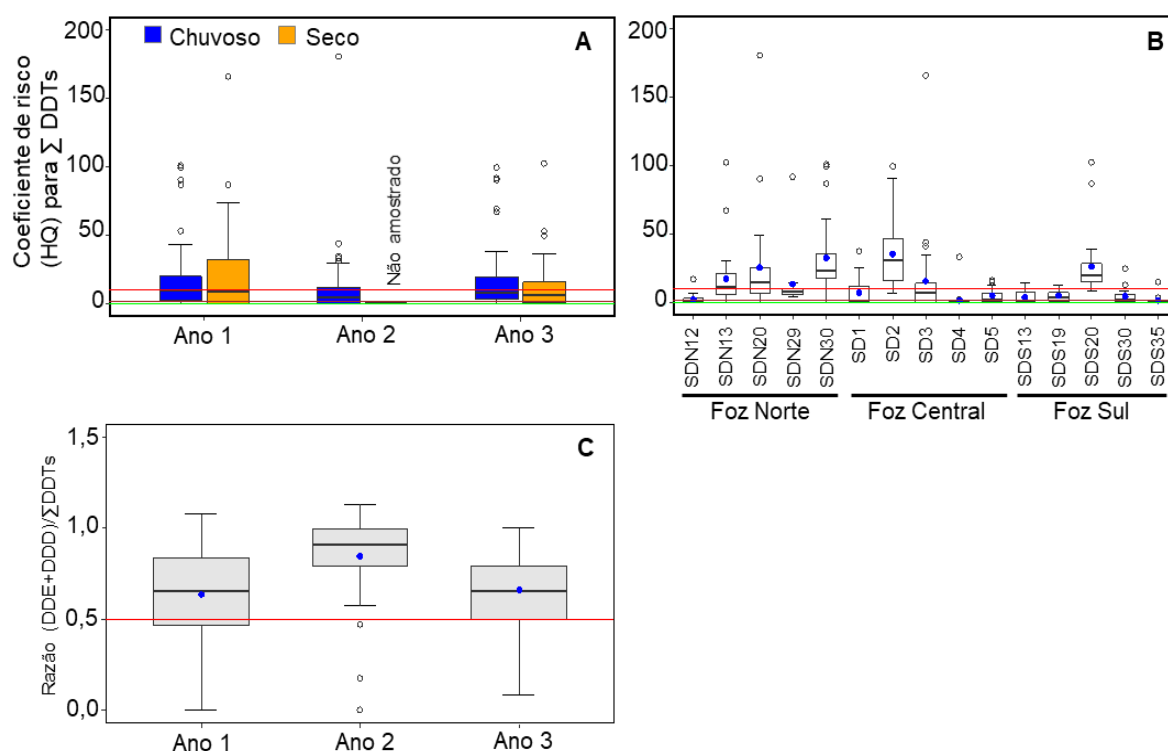
Figura 190: Concentração de  $\Sigma$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Foz. A = Comparação de dados pré-rompimento (Souza et al., 2022) e PMBA/Fest-RRDM; B = variação temporal com a discriminação de subsetores da Foz (considerando ambos os períodos climáticos); C = variação temporal considerando os três anos de coleta e ambos os períodos climáticos; D = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



O HQ em relação a  $\Sigma$  DDTs em sedimento para o Setor Foz nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $13,99 \pm 22,74$ , com 29% ( $n = 103$ ) das amostras com níveis de HQ indicando risco moderado (quando  $1 < \text{HQ} < 10$ ; COMBI et al., 2016), e 40% ( $n = 144$ ) das amostras com risco alto ( $\text{HQ} > 10$ ). Os índices HQ acompanham as tendências temporais e espaciais das médias deste contaminante, com maiores valores nos Anos 1 e 3 (Figura 191A) e nos subsetores Foz Norte e Central (Figura 191B). Dentre os pontos amostrados no Setor Foz, destacam-se SDN13, SDN20, SDN30 (Foz Norte), SD2 (Foz Central) e SDS20 (Foz Sul) como os mais críticos, apresentando médias e medianas de HQ acima de 10 (alto risco ambiental agudo) (Figura 191B). No Setor Foz observa-se correlação positiva significativa entre  $\Sigma$  DDTs e % lama ( $p = 0,68$ ,  $p < 0,01$ ), indicando o padrão granulométrico como um fator importante na distribuição deste contaminante (e consequentemente HQ) na área. De fato, os pontos acima citados como críticos para HQ são também os pontos com maiores valores para % lama (em geral teor de lama  $> 60\%$ ) (*Material Suplementar A3MHS1, Figuras 3 a 5*). Ainda, com a inclusão dos dados do Ano 3 foi possível constatar também um aumento da frequência de amostras

com DDTs acima do CONAMA nº 454/12 ou NOAA (BUCHMAN, 2008) no Ano 3 (até 11%; Foz Norte) em relação ao Ano 2 (3%), mas que não atinge a frequência observada no Ano 1 (até 28%; Foz Norte) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 13*). Os metabólitos de degradação DDD e DDE permanecem predominantes sobre o DDT no Ano 3 (média da razão  $DDE + DDD / \sum DDTs = 0,66 \pm 0,22$ ; Figura 191C), indicando que o DDT que chegou neste ambiente é de uso pretérito.

Figura 191: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum DDTs$  (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE) determinado em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Foz. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Foz (considerando os três anos e ambos os períodos climáticos), Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco); C = variação temporal da razão  $(DDE+DDD)/\sum DDTs$  (Linha = 0,5; > 0,5 indica DDT de introdução pretérita). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



Portanto, embora a frequência de amostras com DDTs acima dos níveis regulamentados seja relativamente baixa no conjunto total de dados levantados até o momento pelo PMBA/Fest-RRDM, a Foz do Rio Doce ainda se apresenta como o Setor mais crítico em relação a este contaminante, principalmente a região dos subsetores Foz Norte e Central. Os índices HQ calculados correspondem a risco de grau moderado e / ou alto em mais de 50% das amostras coletadas nos três anos de monitoramento, indicativo de possíveis impactos na biota local, bem como em toda a teia trófica, visto a toxicidade e potencial de bioacumulação e biomagnificação de DDTs.

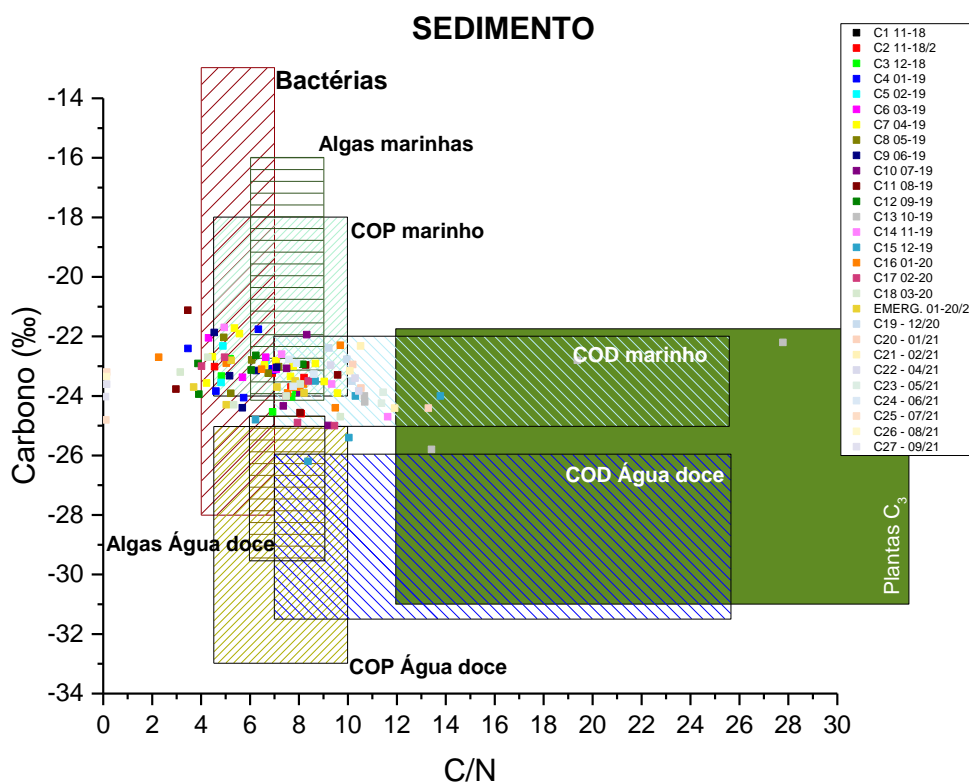
#### ➤ Contaminantes emergentes

Não houve detecção de contaminantes emergentes no sedimento ao longo do PMBA/Fest-RRDM.

➤ *Isótopos  $d^{13}C$  e  $d^{15}N$  e razão C:N*

Os teores de  $\delta^{13}C$  no sedimento apresentaram uma grande variação relativa, apresentando valores entre -25 a -21,1 ‰. Já os teores de  $\delta^{15}N$  apresentaram uma variação de 10,5 a 16,7 ‰ quando detectado (Figura 192). O setor Foz do Rio Doce apresenta diversas fontes de material orgânico, seja natural ou antrópico, o que pode influenciar no sinal isotópico encontrado nos sedimentos desse setor, tornando as fontes difusas distribuídas de forma aleatória ao longo dos três anos monitorados. Os valores observados para a composição isotópica em relação à razão C: N registrada para as amostras sedimentares indicam essa variedade de aportes, podendo apresentar um aporte material orgânico continental (plantas superiores), bem como um material autóctone (plâncton marinho) (Figura 192).

Figura 192: Distribuição da composição isotópica  $d^{13}C$  (‰) e razão C/N para as amostras sedimentares da Foz do Rio Doce durante o período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM Ano 1 (11-18 a 09-19) e Transição (10-19 a 03-20).



c) **Qualidade do Sedimento**

Em relação ao setor Foz, o índice integrado SQG-q metais manteve-se predominantemente como **moderadamente impactado** tanto nas condições pré-rompimento da barragem quanto durante as campanhas de monitoramento PMBA/Fest-RRDM (Figura 193; *Material Suplementar A3MHS5*; Figura 37). No entanto, comparando-se com os dados pretéritos, houve um aumento no número de metais que enquadram o ambiente como **moderadamente impactado** (e.g. As, Cr e Ni no período pré-Rompimento da Barragem; Ni, Cu, Cr, Zn, Ag, Pb no monitoramento PMBA/Fest-RRDM), bem como a



ocorrência de As e Ag na classe **altamente impactado**, principalmente no período chuvoso do Ano 1 (11-18 a 13-19) e Ano 3 (12-20 a 02-21) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*).

O período chuvoso do Ano 3 (12-20 a 02-21) apresentou condição **moderadamente impactada** em todas as campanhas e subsetores avaliados (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul), com maior contribuição de As, Cr, Ni, Pb e Zn para essa condição (Figura 193; *Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6; Figura 37*). A análise temporal mostrou um aumento do número de metais em alguma classe de impacto em relação ao período chuvoso do Ano 2 (10-19 a 03-20), em que foi constatada a ocorrência da classe **não impactado** nas campanhas correspondentes (e.g. 09-19, 12-19, 02-20 e 03-20 para o subsetor Foz Central) (Figura 193; *Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6; Figura 37*). Esse resultado também ficou evidente quando comparadas as taxas de incremento de metais em relação aos dados pretéritos. Com exceção de Al, a frequência de ocorrência de amostras com níveis acima das condições pré-rompimento da barragem foi inferior a 50 % durante o período chuvoso do Ano 2, enquanto essa frequência variou de 56 % (Pb) a 100 % (Cd e Zn) no período chuvoso do Ano 3 e de 51 % (Mn) a 91 % (Zn) no período chuvoso do Ano 1 (Figura 194; *Material Suplementar A3MHS5, Tabela 9*). As maiores taxas de aumento durante o período chuvoso do Ano 3 foram constatadas para Cd, Ba e Zn, com concentrações 4 vezes (Cd e Ba) e 3 vezes (Zn) acima dos níveis antes do rompimento da barragem (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 10*). Em análise comparativa entre as campanhas 01-19 e 01-20/2 em que a vazão do Rio Doce atingiu níveis de inundação, verifica-se que o incremento de metais foi maior na campanha 01-19 (As **altamente impactado**; Zn, Ni, Cr, Cu **moderadamente impactados**) do que em 01-20/2 (As, Cr e Ni **moderadamente impactados**), ainda que a vazão tenha sido superior nesta última coleta (máxima de  $5179,1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ).

Assim, quando integrados os critérios de qualidade estabelecidos para os níveis de metais no sedimento (índice SQG-q Metais e comparação com dados pretéritos) durante o período chuvoso dos 3 anos de monitoramento, pode-se observar 3 condições distintas: aumento do número de metais em classe de impacto e com altas taxas de incremento no Ano 1, decréscimo dos níveis de SQG-q Metais no Ano 2, e um novo aumento no Ano 3, superando àquele encontrado no Ano 1. A melhora da qualidade do sedimento para metais durante o período chuvoso do Ano 2 pode ser explicada pelo aumento das forças hidrodinâmicas e mobilidade do sedimento na plataforma continental, com possível transporte advectivo das partículas finas e metais a elas associados para áreas externas ao desenho amostral (LONGHINI et al., 2022). O período chuvoso do Ano 2 apresentou mudanças significativas nos processos de circulação da plataforma continental em relação ao Ano 1, principalmente em função do aumento da altura significativa das ondas (Hs), cujo valor médio mensal foi 23 % maior durante os eventos de inundação do Rio Doce no Ano 2 (e.g. 01-20; Hs média foi de 1,21 m), quando comparado às condições correspondentes do Ano 1 (e.g. 01-19; Hs média foi de 0,98 m) (LONGHINI et al., 2022). A combinação entre elevada descarga fluvial e aumento da altura significativa de ondas é crucial para o transporte de sedimento na plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce (QUARESMA et al., 2020), com possíveis alterações temporais na qualidade do sedimento.

Durante o período chuvoso do Ano 3, observaram-se condições de hidrodinâmica intermediárias às aquelas constatadas para os Anos 1 e 2, em termos de vazão média e altura significativa de ondas (e.g. condições de vazão  $862,18 \pm 539,37 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  para o Ano 3;  $987,89 \pm 952,41 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  para o Ano 2;  $519,11 \pm 391,61 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  para o Ano 1; enquanto a Hs média foi de  $1,24 \pm 0,27 \text{ m}$  para o Ano 3;  $1,29 \pm 0,35 \text{ m}$  no Ano 2, e  $1,22 \pm 0,35 \text{ m}$  no Ano 1; Subprojeto Modelagem). Dessa forma, a degradação da qualidade no período chuvoso do Ano 3 poderia ser explicada por novos aportes advindos da bacia com o aumento da vazão fluvial. No entanto, outros processos devem estar atuando para o incremento de metais no sedimento, tendo em vista que os níveis observados para o Ano 3 foram até superiores às concentrações avaliadas na fase aguda do impacto (pré-PMBA; ver distribuição de metais no sedimento). Nesse sentido, uma característica marcante observada durante o Ano 3 foi o aumento das espécies de fósforo ligadas aos óxidos de Fe (III) cristalinos e amorfos (Ver item 2.3.3 Nutrientes – Especificação de Fósforo no sedimento), indicando uma possível transferência de fases no sedimento para as formas mais estáveis do rejeito e maior compactação desse material (Subprojeto Sedimentologia). Esse processo poderia levar à maior retenção de metais no substrato marinho, o que também foi constatado pelo aumento do coeficiente de partição ( $K_d$ ) sedimento/água no período chuvoso do Ano 3, com consequente maior associação de metais à fração sedimentar (Figura 119).

Durante o período seco do Ano 3 (04-21 a 09-21), observou-se degradação da qualidade do sedimento em relação ao período correspondente do Ano 1 (04-19 a 09-19), com predomínio da classe ***moderadamente impactada***, enquanto no Ano 1 cerca de 20 % das amostras foram classificadas como ***não impactadas*** (LONGHINI et al., 2022). Essa condição também se reflete na frequência de amostras acima dos dados pretéritos, que variou de 10 % (Fe) a 68 % (Cd) no período seco do Ano 1; e de 36 % (Fe) a 86 % (Zn) no período seco do Ano 3 (Figura 194). Novamente, foi constatado o aumento temporal e tendência de acúmulo de metais na fração sedimentar no Ano 3, mesmo no período seco.

Em termos de influência dos processos hidrodinâmicos com as variações de vazão e regime de ondas nos diferentes períodos, observou-se a melhora da qualidade do sedimento nos períodos secos do Ano 1 e Ano 3, em comparação aos períodos chuvosos correspondentes. No Ano 1, esse resultado foi explicado pelas trocas de metal(óide)s na interface sedimento-água, com condições físico-químicas favoráveis aos processos de redução dos óxidos-hidróxidos de Fe (ORP médio de -92 mV e pH aproximadamente 8,0), que constituem as principais formas de disponibilização de metais do sedimento em solos afetados pela deposição dos rejeitos (QUEIROZ et al., 2018). Essas formas disponíveis de metal(óide)s tornam-se susceptíveis à liberação do sedimento para a coluna d'água por eventos ressuspensivos, principalmente considerando o aumento da altura significativa de ondas durante os períodos secos ( $1,55 \pm 0,60 \text{ m}$  no Ano 1;  $1,46 \pm 0,36 \text{ m}$  no Ano 3; Subprojeto Sedimentologia) (LONGHINI et al., 2022).

Figura 193: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais no setor Foz em estudos realizados pré-Rompimento da Barragem (Pré-PMBA/Fest-RRDM), nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Ano 2; 12-20 a 09-21: Ano 3). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). Pret.: índices calculados a partir de dados pretéritos (Petrobras, 2015a).

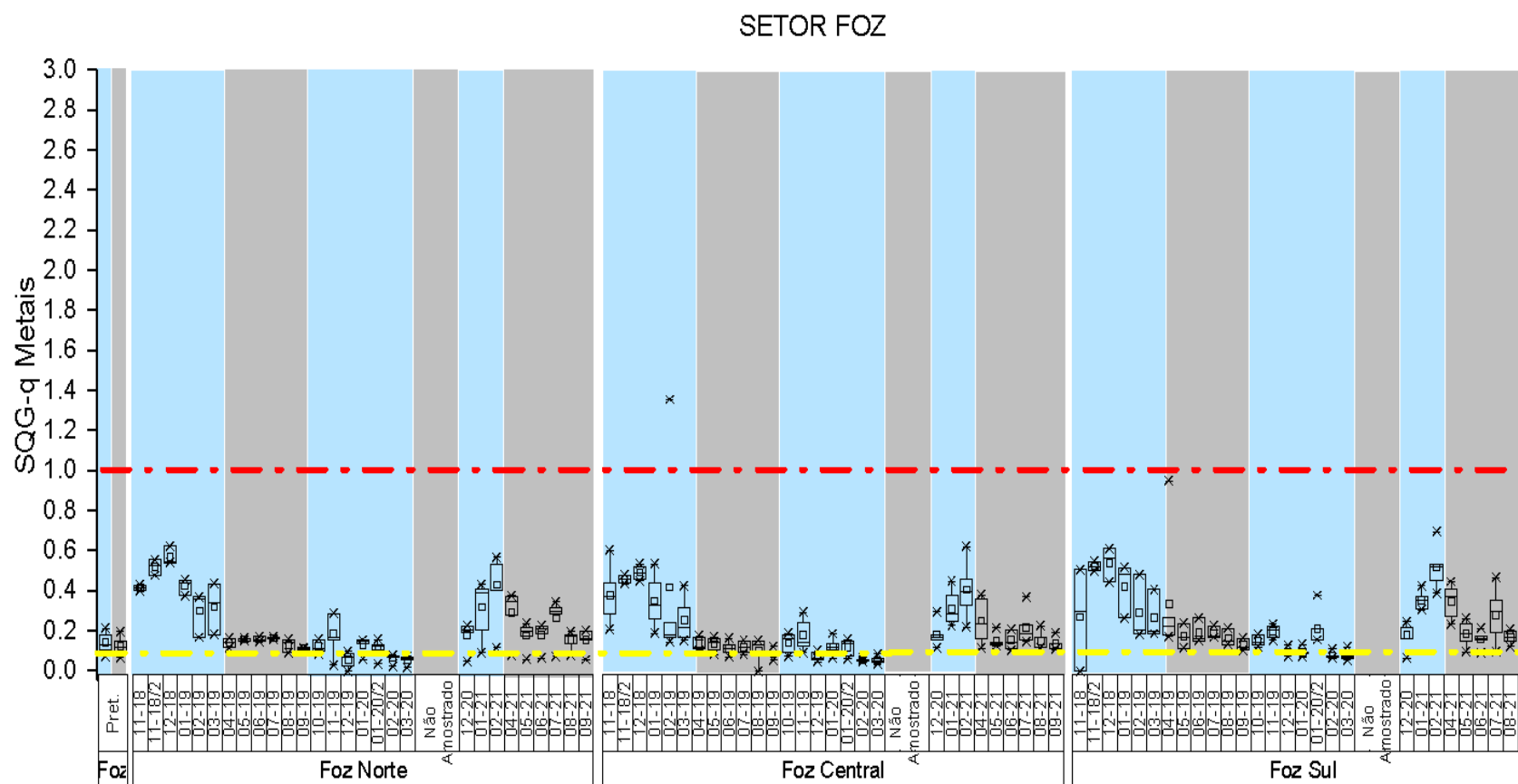
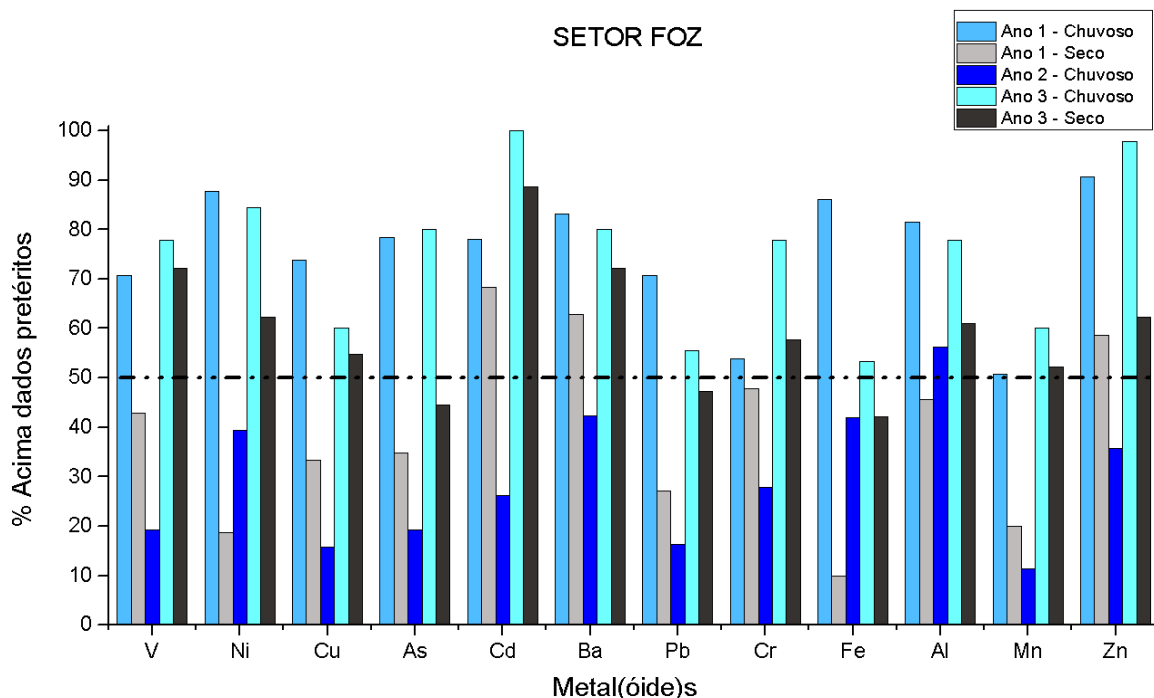


Figura 194: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de metais no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015a) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 a 09-21) no setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



O SQG-q HPAs no período pré-Rompimento da Barragem aponta para uma condição **não impactada** no setor Foz, tanto no período seco quanto chuvoso (Figura 195; *Material Suplementar A3MHS5; Figura 40*). Essa condição se manteve para o SQG-q HPAs em todas as campanhas do monitoramento PMBA/Fest-RRDM realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 13-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21), embora os níveis de benzo(a)antraceno e dibenzo(a,h)antraceno tenham se enquadrado na classe **moderadamente impactado** no período de 11-18 a 13-19 (PMBA/Fest-RRDM Ano 1) e na campanha de 02-21 para o subsetor Foz Sul (período chuvoso do Ano 3). O mesmo ocorreu para acenaftileno nas campanhas 02-20 e 03-20 (período chuvoso do Ano 2).

Durante o Ano 3 do monitoramento PMBA/Fest-RRDM, alterações na qualidade do sedimento com relação aos HPAs ocorreram durante as campanhas 04-21, 05-21 e 08-21 (período seco), decorrentes dos elevados níveis de acenaftileno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno no subsetor Foz Norte, com enquadramento de qualidade SQG-q na classe **moderadamente impactado**. A análise de qualidade a partir do índice SQG-q HPAs também indicou condição **moderadamente impactada** para o período seco do Ano 1 (campanhas 07-19 e 08-19); enquanto em 09-19, esse índice atingiu níveis **altamente impactados** (PMBA/Fest-RRDM Ano 1; período seco) (Figura 195; *Material Suplementar A3MHS5; Figura 40*). Na campanha 09-19, os compostos antraceno, fenantrano e benzo(a)pireno apresentaram maior contribuição para a degradação da qualidade do sedimento (**altamente impactado**), seguidos por benzo(a)antraceno, dibenzo(a,h)antraceno, criseno, fluoranteno, pireno, acenaftileno (**moderadamente impactado**) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*).

As maiores taxas de incremento em relação aos dados pretéritos também ocorreram no período Seco do Ano 1, variando de 47 vezes de incremento para o composto benzo(g,h,i)perileno em 67 % das amostras a 727 vezes para benzo(a)pireno em 57 % das amostras avaliadas (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 11 e 12; Figura 40*). No período seco do Ano 3 (04-21 a 09-21) as maiores taxas de incremento ocorreram para benzo(g,h,i)perileno, cujos níveis foram 29 vezes superiores às condições pré-Rompimento da Barragem. Em comparação aos períodos chuvosos do Ano 1 e Ano 2, observou-se um decréscimo da frequência de ocorrência de metais acima dos dados pretéritos para o Ano 3, cujo percentual variou de 12 % (fluoreno, fenantreno) a 100 % (acenafteno) (*Figura 196; Material Suplementar A3MHS5; Tabela 11*). A condição mais degradada entre os períodos chuvosos ocorreu durante o Ano 2, quando foi constatado o aumento do percentual de ocorrência de amostras com concentração média acima dos dados pretéritos para naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, pireno e benzo(g,h,i)perileno (*Figura 195 e Figura 196*).

Figura 195: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q HPAs no setor Foz em estudos realizados pré-Rompimento da Barragem (Pré-PMBA/Fest-RRDM), nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Ano 2; 12-20 a 09-21: Ano 3). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período chuvoso. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha). Pret.: índices calculados a partir de dados pretéritos (Petrobras, 2015a).

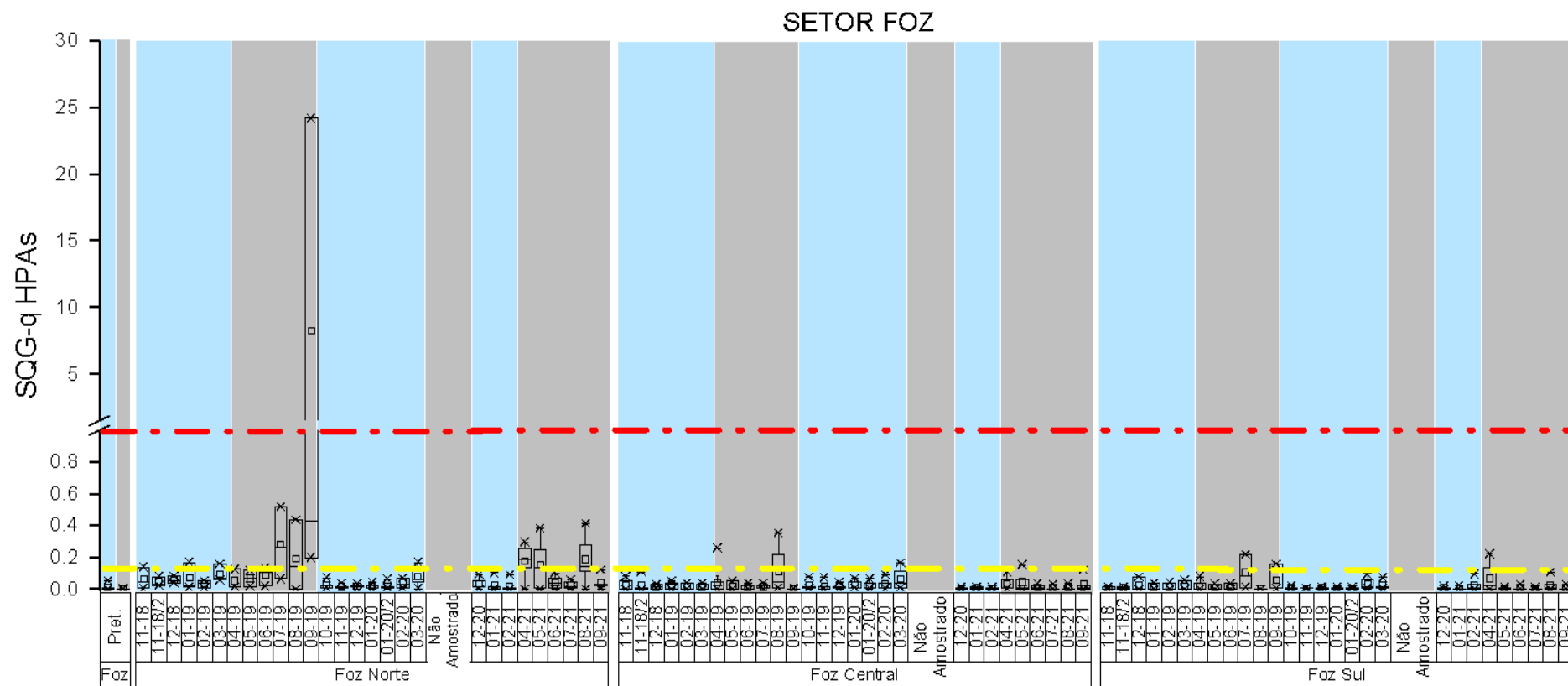
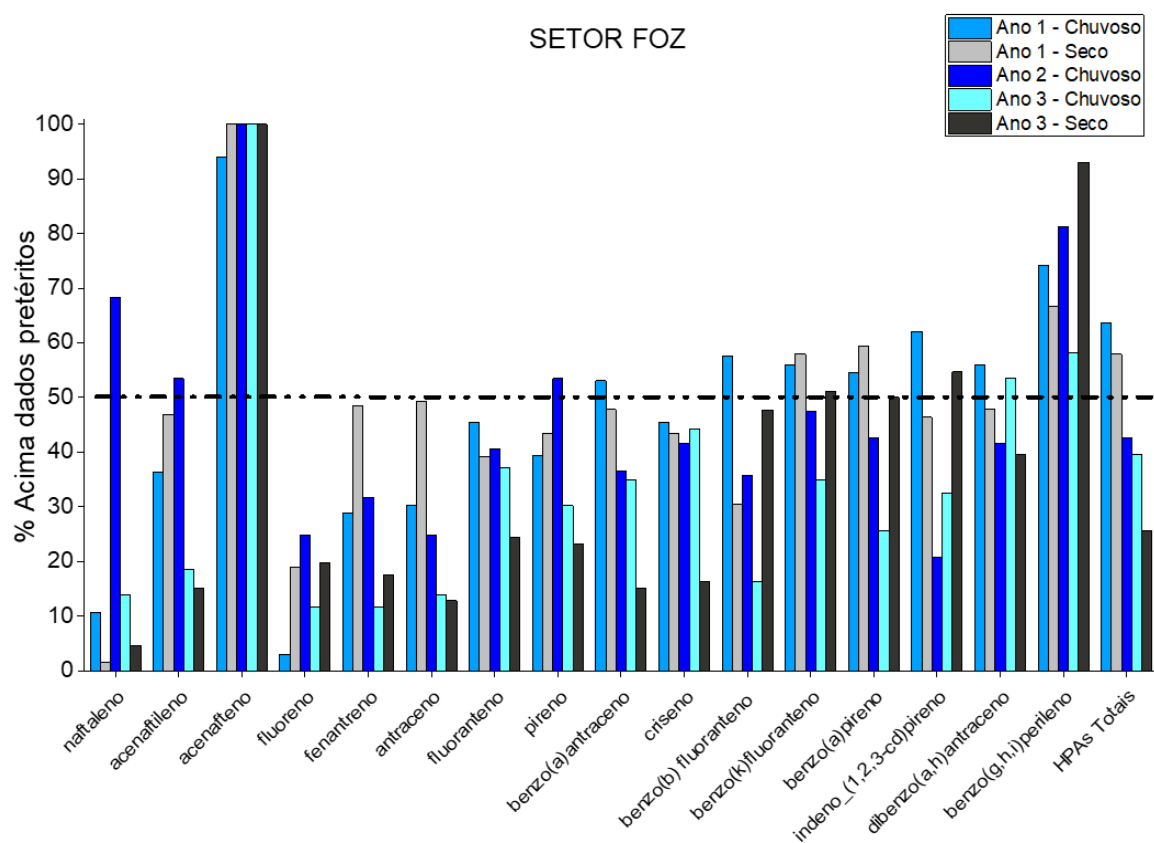




Figura 196: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de HPAs no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015b) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 e 05-21) no setor Foz do Rio Doce durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



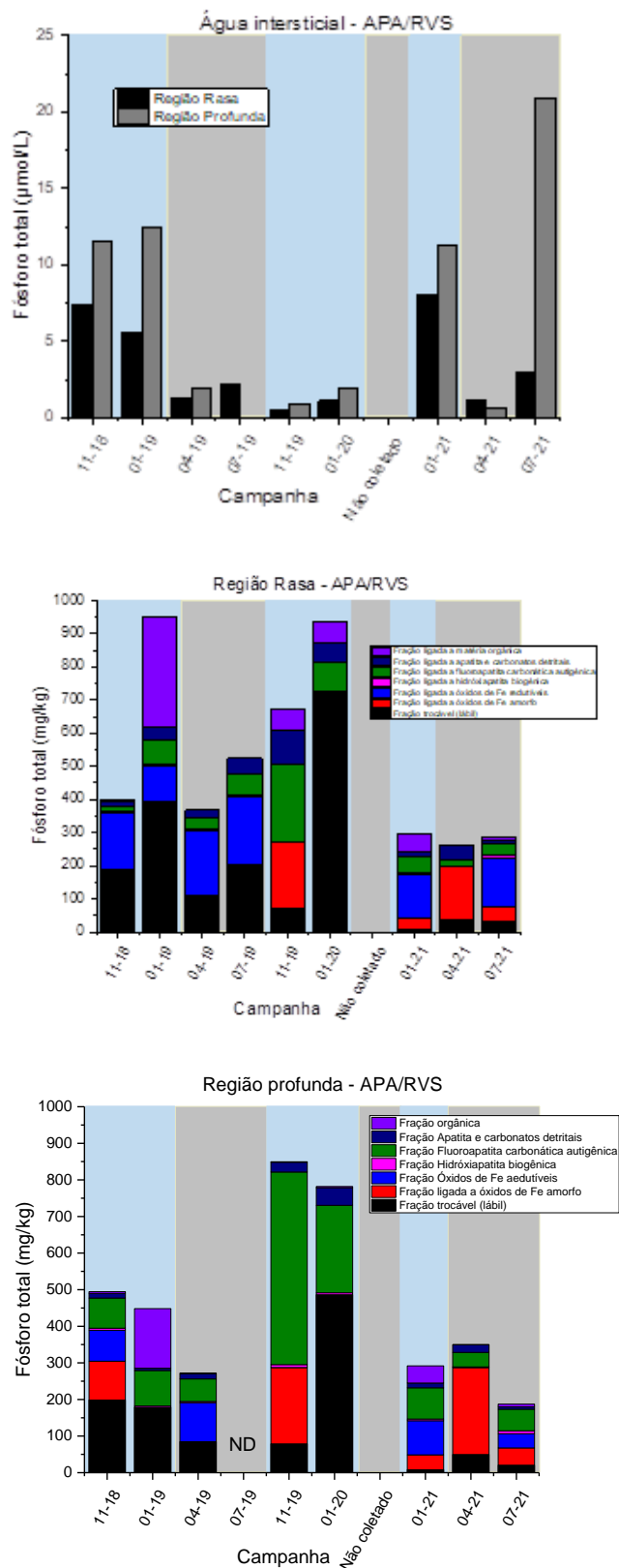
Setor APA Costa das Algas

**a) Nutrientes – Especiação de Fósforo**

O fósforo dissolvido presente na água intersticial do Setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz (Figura 197) nem sempre corresponde a menor concentração do P no sedimento, embora o maior valor observado até então na campanha 07-21 seja coerente ao menor conteúdo de P total no sedimento. Também não há um padrão de comportamento entre período seco e chuvoso ao longo dos três anos monitorados. Novamente, observa-se uma redução no P total no Ano 3, com o predomínio das frações ligadas ao Fe como nos demais setores. A especiação do fósforo no sedimento da Costa das Algas apresenta um padrão diferenciado entre as estações de coleta rasas e profundas (Figura 197), com maior contribuição de P ligado a óxido de Fe (III) cristalino na região rasa, material este mais semelhante ao rejeito (hematita e goethita). Há maior representatividade das frações ligadas aos óxidos de Fe (III) amorfos no Ano 3, que sugere a presença de um material mais intemperizado possivelmente proveniente do Rio Doce.

Uma fração significativa de P está ligada a apatita na APA/RVS, especialmente para o Ano 2. Um estudo de Andrieux-Loyer e Aminot (2001) sugerem que o fósforo ligado a apatita possui correlação com a fração fina do sedimento quando é de origem continental (fósforo ligado a apatita detrital), já quando é de origem marinha (apatita carbonática autigênica) essa pode estar associada ao aumento da granulometria pela ocorrência de bioclastos. O mesmo é sugerido neste estudo, onde são observadas maiores concentrações de fósforo ligado a apatita autigênica quando há maior presença de bioclastos ou maior ocorrência de componentes carbonáticos, como é o caso da APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz.

Figura 197: Concentração de fósforo na água intersticial ( $\mu\text{mol/l}$ ) e especiação do fósforo no sedimento expressa em concentração por fração ( $\text{mg/kg}^{-1}$ ) em relação ao fósforo total no sedimento para o Setor Foz APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz.

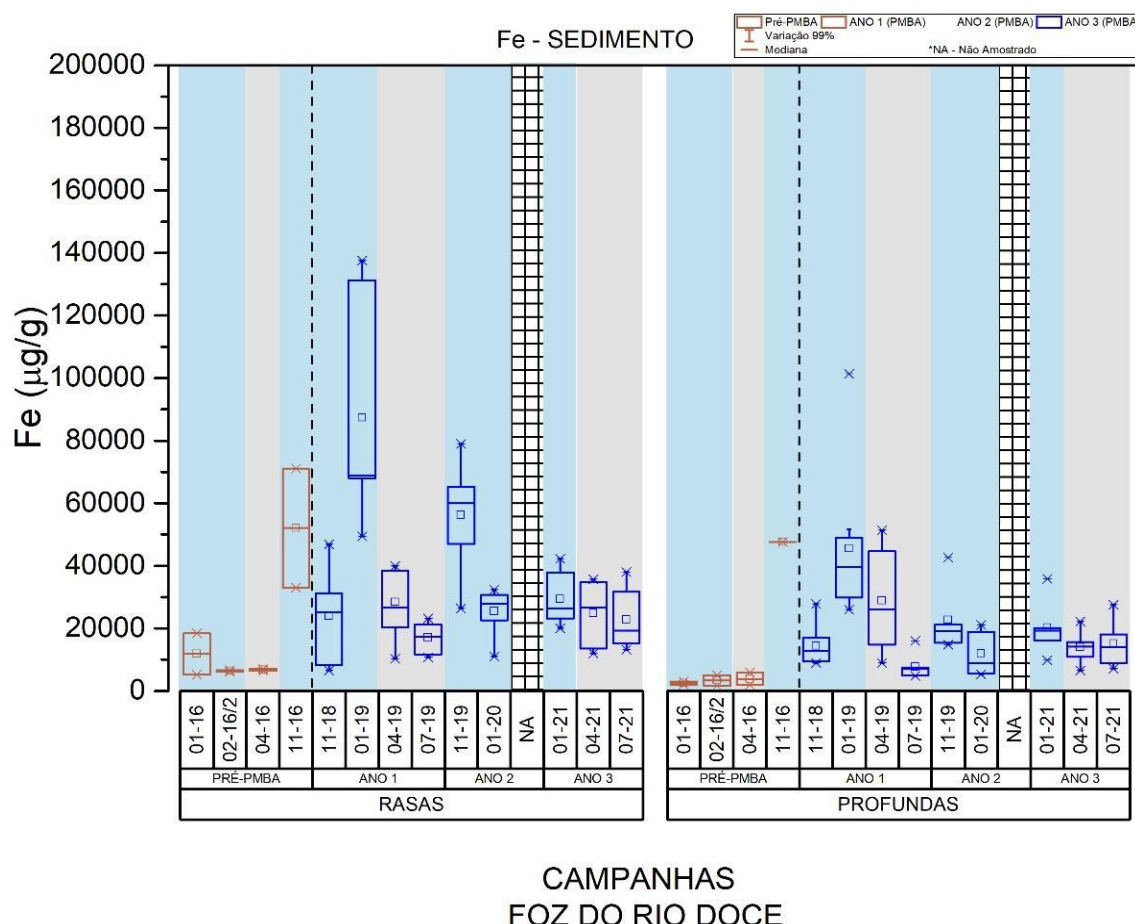


**b) Metais**

➤ *Extração Parcial*

Em relação à concentração dos elementos estudados na região da APA/RVS - Costa das Algas, Al, As, Ba, Cu, Cr, Ni, Pb, V e Zn apresentaram uma tendência de decréscimo de suas concentrações no período de ANO 2 quando comparado com o ANO 1 do PMBA/Fest-RRDM, especialmente em amostras das regiões mais profundas. No entanto, esses elementos voltam a apresentar um aumento de suas concentrações no ANO 3, com níveis comparáveis, ou ainda maiores que os observados no ANO 1. Já para Co, maiores concentrações são observadas no período considerado seco, especialmente na campanha de 04-11, período posterior a uma forte vazão do Rio Doce. Demais elementos, como Fe não apresentou um padrão de distribuição entre as campanhas estudadas (distribuição da concentração do Fe, Figura 198).

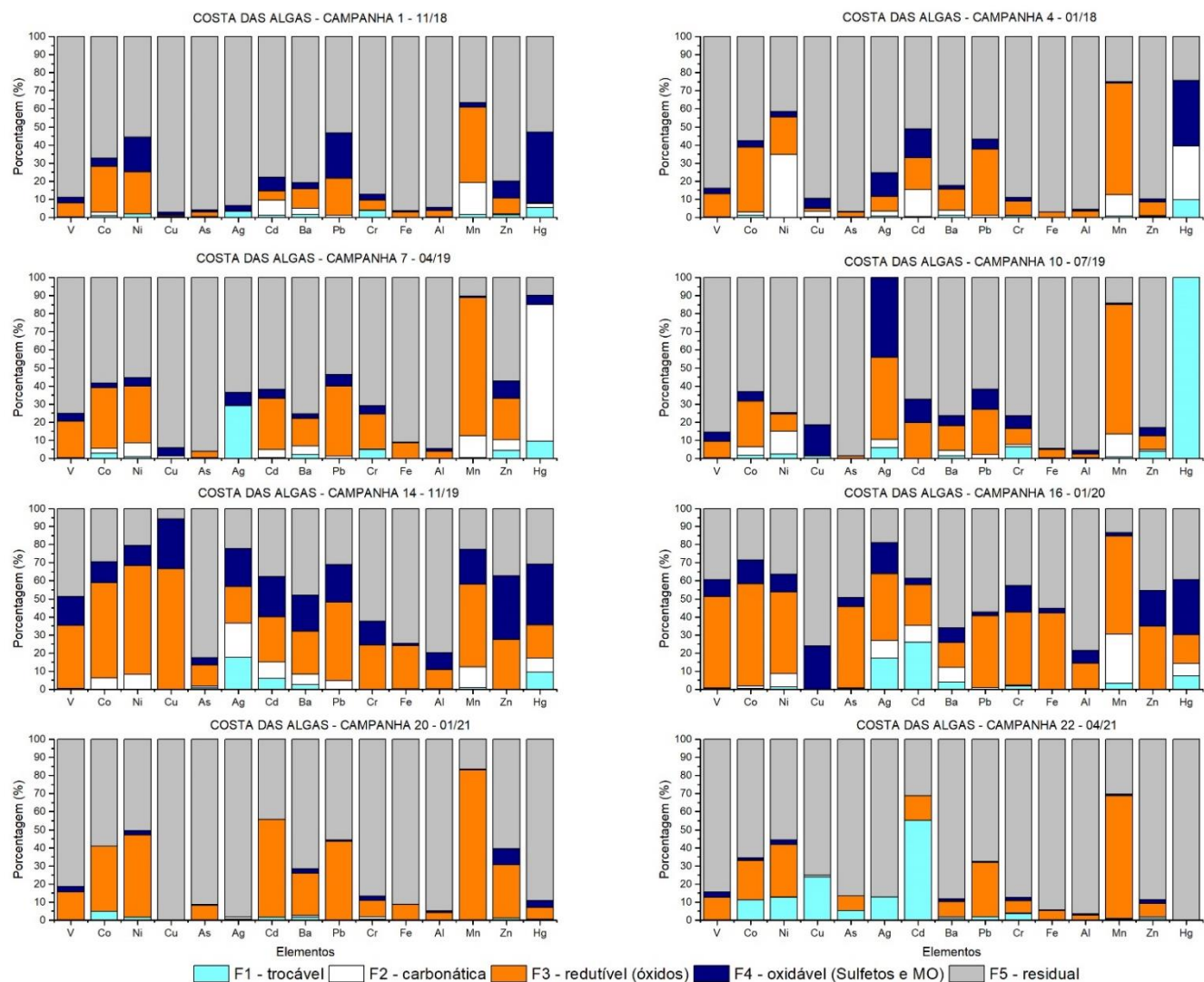
Figura 198: Distribuição das concentrações ( $\mu\text{g/g}$ ) de ferro na matriz sedimentar no Setor Costa das Algas nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM e durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. Linha vermelha indica o valor médio com relação aos dados pretéritos, antes do Rompimento da Barragem (Petrobras, 2015a).



#### ➤ Extração Sequencial

O setor da APA Costa das Algas também apresentou a dominância dos elementos na fração redutível durante o período de transição, com exceção do Cu (Figura 199). Além disso, pode-se observar uma considerável proporção dos elementos na fração oxidável (F4) durante a campanha 14 (11-19), considerado chuvoso. A presença de Ag, Cd e Hg na fração trocável também é observada nesse setor, com maiores proporções em relação aos demais setores estudados. Nas campanhas do Ano 3, apresenta-se uma diminuição da fração oxidável (F4) para todos os elementos, sendo que na campanha 04-21, há um aumento da fração trocável (F1) para os elementos Co, Ni, Cu, As, Ag e Cd.

Figura 199: Especificação dos elementos analisados nos sedimentos do Setor APA/RVS Costa das Algas em suas respectivas frações.

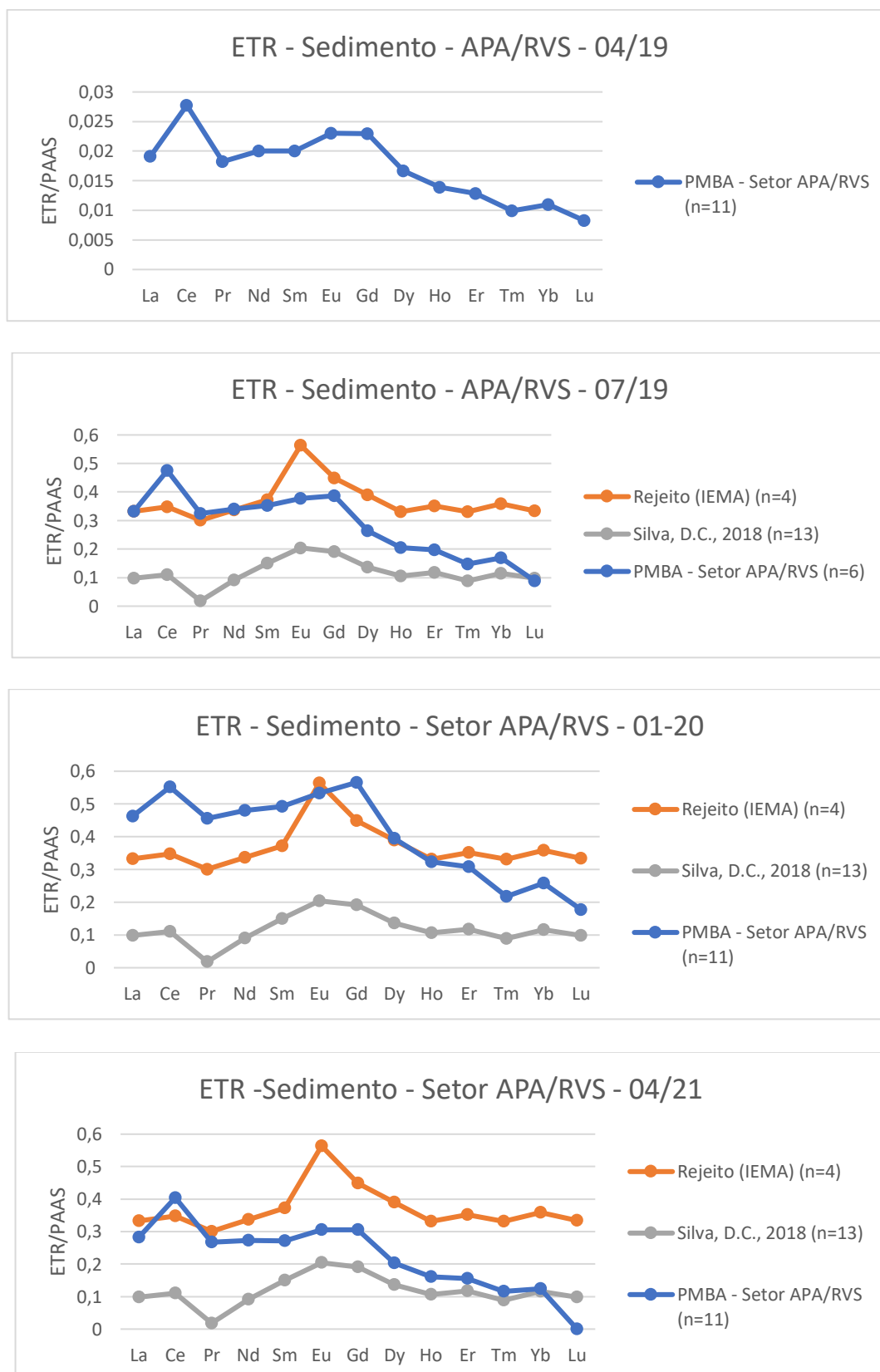




➤ *Elementos Terras Raras*

A assinatura dos elementos terras raras no sedimento do Setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz apresentou coerência com o rejeito nas campanhas do período seco do Ano 1 e nos períodos chuvosos do Ano 2 e Ano 3 (Figura 199). Diferentemente do MPS, que apresentou sinal para as estações CA01, CA02, CA08 e CA09, no sedimento foi possível observar a ocorrência para todas as estações amostrais nestas campanhas, exceto em 07-19 que teve maior correspondência para as mesmas estações onde foi visto sinal para o MPS.

Figura 200: Assinatura dos Elementos Terras Raras normalizados segundo McLennan (1989) no sedimento do Setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz do PMBA/Fest-RRDM.



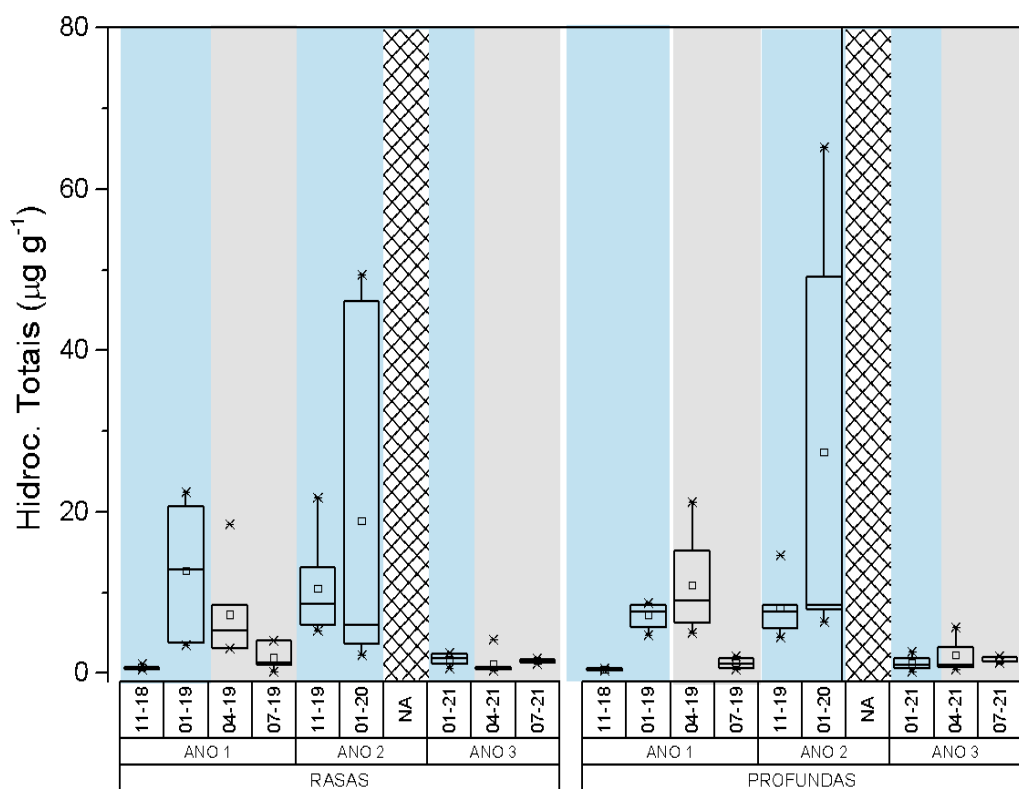
Em termos conclusivos, destaca-se os elementos terras raras como bons traçadores da presença de MPS e sedimento impactados pela mineração na região marinha. A clara correlação do rejeito de minério de Fundão com a assinatura proposta por Silva (2018) ressalta a contribuição destas atividades mineradoras na composição do sedimento do rio mesmo antes do Rompimento da Barragem, que se reflete na plataforma continental adjacente, visto que o background marinho é distinto do valor de referência do rejeito e do sedimento recente da bacia do Rio Doce.

### c) Compostos Orgânicos

#### ➤ Hidrocarbonetos Alifáticos

No setor Costa das Algas, observa-se também uma diminuição das concentrações de hidrocarbonetos alifáticos no Ano 3, em ambos os períodos seco e chuvoso em relação ao Ano 2 e atingindo níveis ainda inferiores aos observados durante o Ano 1 (Figura 201). O nível máximo de concentração no Ano 3 foi de 2,49  $\mu\text{g/g}$  (01-21) para áreas rasas e de 5,70  $\mu\text{g/g}$  (04-21) para áreas profundas. No Ano 2 houve um aumento de concentrações, principalmente quando comparados os períodos chuvosos do Ano 1, com maiores níveis para CA02 (48,52  $\mu\text{g/g}$ ), CA03 (52,45  $\mu\text{g/g}$ ), CA04 (69,45  $\mu\text{g/g}$ ) e CA05 (52,62  $\mu\text{g/g}$ ) na campanha 01/20.

Figura 201: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Alifáticos Totais ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

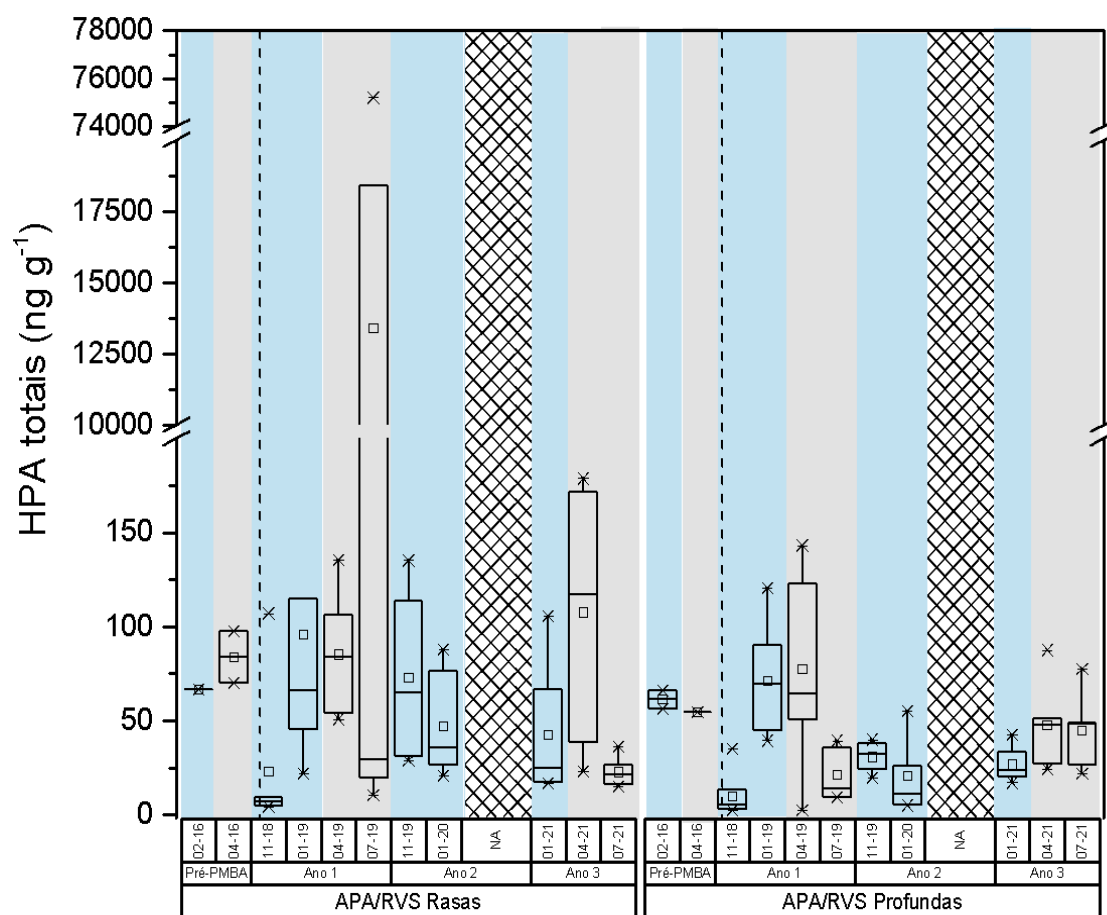


➤ *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

Na APA Costa das Algas, no Ano 3 observa-se na APA/RVS áreas Profundas a manutenção dos níveis de concentração de HPA totais a valores similares aos determinados durante o período pré-PMBA (02-16 a 04-16), com máximo de 87,57 ng/g (04-21) como pode ser observado na Figura 202. Já para as áreas Rasas, as concentrações foram pelo menos duas vezes superiores, com o máximo de 178,73 ng/g.

Os níveis de concentração durante o Ano 2 variaram de 5,37 a 135,11 ng/g, sendo as concentrações máximas registradas de 113,71 e 135,11 ng/g para CA09 e CA08, respectivamente. Também mostrando-se ainda acima dos níveis pré-PMBA. Durante o Ano 3, não foram evidenciadas influências em função do regime de chuvas no nível de concentração de HPA totais para este setor, como visto anteriormente em que o aumento de concentração, principalmente em áreas rasas foi mais influenciado ao regime de chuvas e de elevação na média de vazão do Rio Doce, ou em períodos secos em função também do aumento da altura de ondas.

Figura 202: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Totais (ng g<sup>-1</sup>) em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/ RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais Pré-PMBA/Fest-RRDM (02-16 e 04-16) e do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.

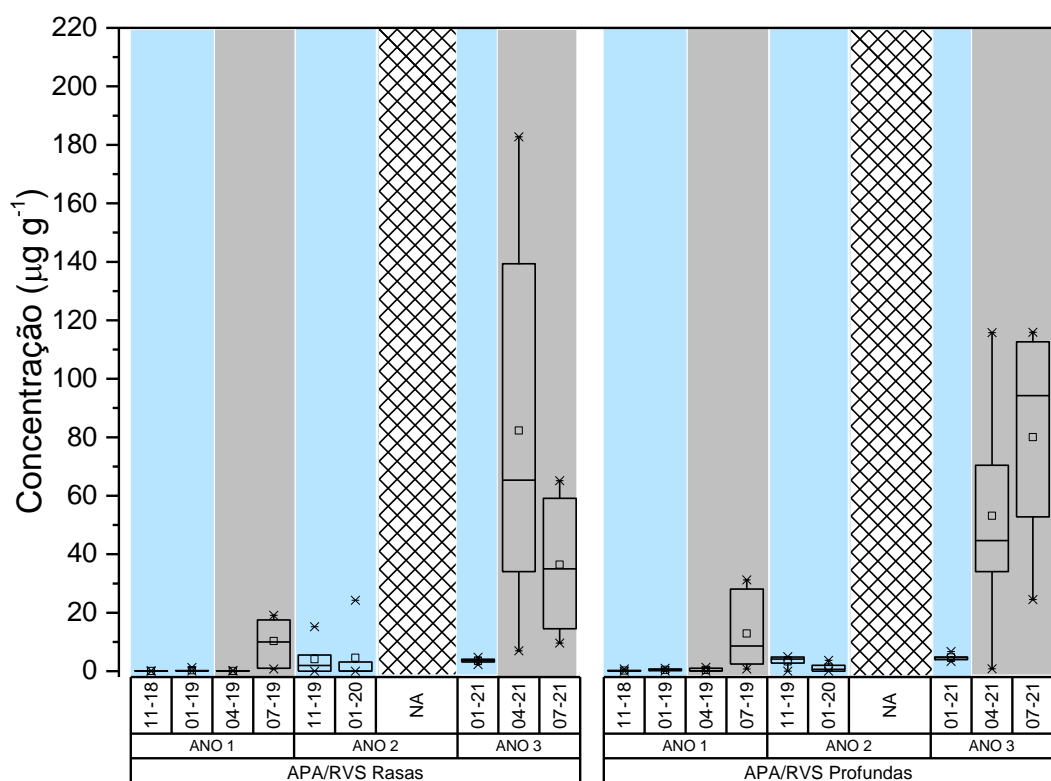


➤ *Esteróis*

A Figura 203 ilustra a distribuição de esteróis totais em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz. Durante o Ano 1, as concentrações mais elevadas foram registradas durante o período de seca, variando de 0,78 µg/g até 31,22 µg/g. Com relação aos resultados obtidos durante o Ano 2, verifica-se um retorno das concentrações a níveis mais elevados quando comparadas as campanhas de períodos chuvosos. Na campanha 01-20, marcado por aumento de chuvas e de vazão média do Rio Doce, a concentração máxima detectada foi de 24,26 µg/g. O comportamento de aumento nas concentrações, à época marcada por eventos de elevada pluviosidade e vazão do Rio Doce, pôde ser inferido ao aumento de material rico em matéria orgânica e nutrientes que foram remobilizados e o subsequente aumento de produção primária, que elevou a produção autóctone de fito e zooplâncton e assim aumentam o teor de esteróis como colesterol, lanosterol, e b-sitosterol na matéria orgânica sedimentar.

No Ano 3, onde não foram registrados fortes eventos climáticos e hidrodinâmicos, observou-se uma redução da concentração de esteróis totais, atingindo o máximo 6,74 µg/g entre áreas Rasas e Profundas.

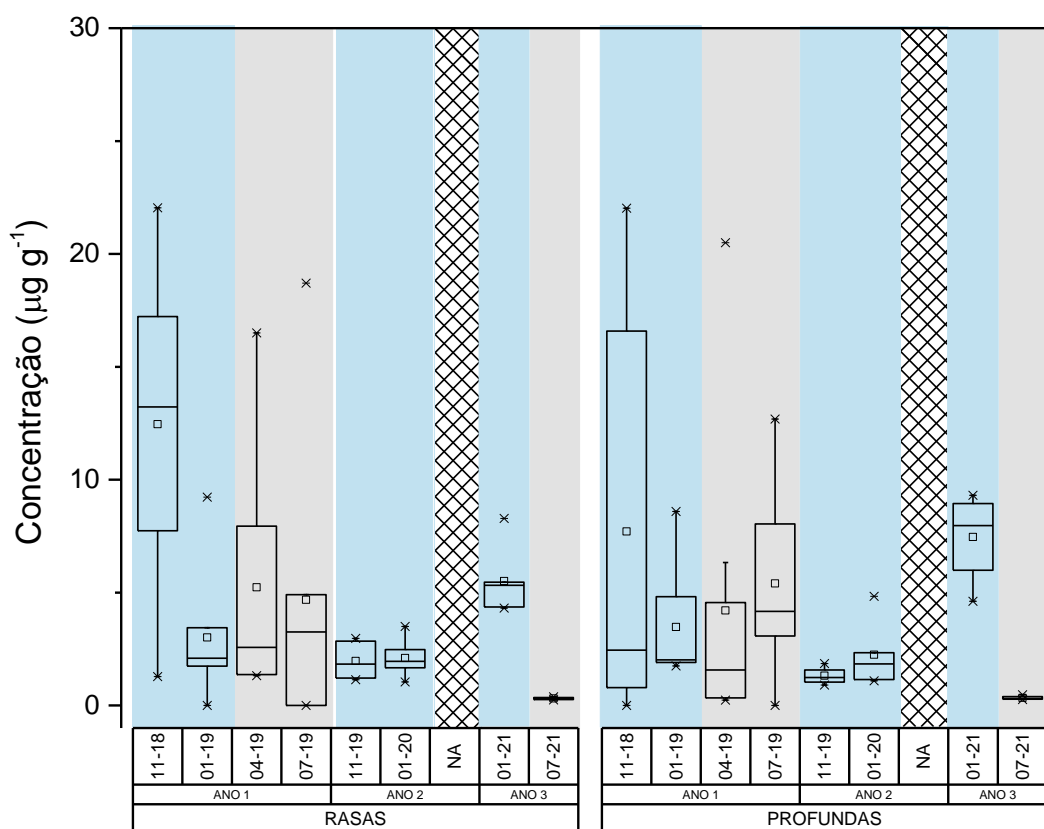
Figura 203: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de esteróis totais em amostras de sedimento do setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.



➤ *Ácidos Graxos*

Para o setor Costa das Algas, as concentrações de AGt no Ano 3 aumentaram ligeiramente em comparação ao Ano 2, porém mantendo-se inferiores aos valores determinados durante o Ano 1 (Figura 204). As concentrações médias foram similares entre áreas Rasas (5,51±1,45 µg/g) e Profundas (7,47±2,06 µg/g). As concentrações detectadas no Ano 2 ficaram no intervalo entre 0,90 µg/g e 4,83 µg/g (1,92±0,97 µg/g), que por sua vez foram inferiores aos máximos relacionados ao longo do Ano 1 (mínimo de 0,28 µg/g em áreas Profundas e máximo de 22,04 µg/g em áreas Rasas). Dessa forma, assim como observado para a Foz do Rio Doce, observa-se a influência do regime de chuvas e vazão do Rio Doce no transporte de material continental no aumento das concentrações de esteróis durante estes períodos. As concentrações de C16:0 e C18:0 foram as mais abundantes em todos os pontos, denotando assim uma forte contribuição tanto de origem autóctone quanto alóctone para a qualidade da matéria orgânica sedimentar neste ambiente.

Figura 204: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) das concentrações de ácidos graxos totais (AGt) em águas de superfície (S) e fundo (F) do setor APAS Costa das Algas/RVS Santa Cruz nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco.





➤ POPs - PCBs e POCs

Nas amostras de sedimento coletadas durante o Ano 3, foram detectados PCBs e os POCs Dieldrin e DDT e seus metabólitos (DDD e DDE) (*Material Suplementar A3MHS1, Tabela 12*). PCBs ( $\Sigma 47$  PCBs) e Dieldrin ocorreram em poucas amostras do Ano 3 (15 e 6%, respectivamente), e em baixas concentrações (máximos de 0,03 e 0,12  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , respectivamente), não ultrapassando os limites máximos regulamentados. DDT e seus metabólitos apresentaram frequência de ocorrência alta nas amostras deste setor (79%; *Material Suplementar A3MHS1, Tabela 12*), e em geral seus níveis permanecem inferiores aos limites máximos regulamentados (CONAMA nº 454/12) e aos limites indicativos de prováveis efeitos na biota (NOAA; Buchman, 2008) (*Material Suplementar A3MHS1 tabela 13*). No entanto são registradas duas amostras pontuais (6% do conjunto de amostras do Ano 3) com DDT acima do Nível 1 (CONAMA nº 454/12). Os valores máximos registrados para DDT e metabólitos foram de 1,57 (DDT), 0,50 (DDD) e 0,69 (DDE)  $\mu\text{g kg}^{-1}$ .

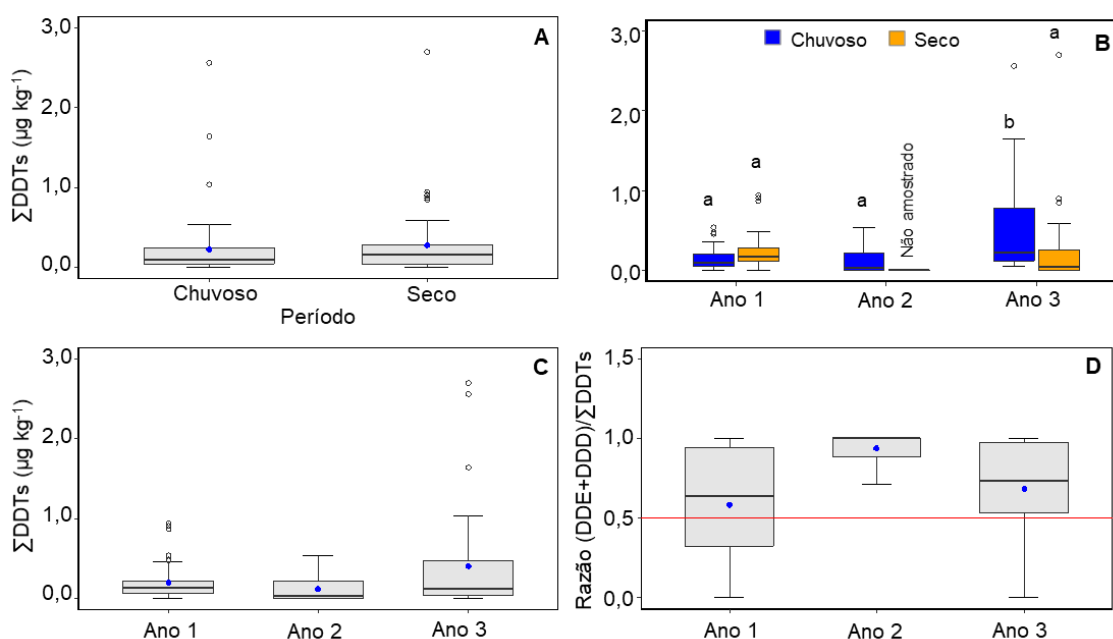
Comparando com outras regiões do Brasil, as concentrações de DDT e seus metabólitos registradas durante os três anos de monitoramento (média de  $\Sigma\text{DDTs} = 0,41 \pm 0,68$ , máxima = 2,70  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) são superiores ao registrado em sedimentos offshore ( $0,11 \pm 0,17 \mu\text{g kg}^{-1}$  para  $\Sigma\text{DDTs}$ , Margem continental Sul e Sudeste do Brasil; SANTOS et al. 2020), e muito inferiores ao detectado em regiões mais influenciadas por atividades antrópicas, como estuários e baías (p. ex. Baía da Babitonga, com média  $\Sigma\text{DDTs} = 7,91 \pm 27,84$ , máxima de 122,0  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ; RIZZI et al., 2017). Não há estudos sobre DDTs em sedimentos da APA Costa das Algas pré-rompimento ou pré-PMBA/Fest-RRDM. No entanto, a média das concentrações registradas nos três anos de monitoramento é 20 vezes maior que a média registrada na plataforma interna continental em frente à Foz do Rio Doce previamente ao rompimento da barragem ( $\Sigma\text{DDTs} = 0,02 \pm 0,05$ ; máxima de 0,20  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ; SOUZA et al., 2022).

Para a variação temporal e entre períodos climáticos, as concentrações de DDT e seus metabólitos foram somados e tratados como  $\Sigma\text{DDTs}$ . Variação espacial e temporal detalhada por ponto de coleta e campanhas são apresentadas no *Material Suplementar A3MHS1, Figura 6*. Considerando o conjunto total dos dados (Anos 1, 2 e 3), não houve diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso (Mann-Whitney,  $p = 0,35$ , Figura 205A). No entanto, enquanto no Ano 1 houve tendência de maiores concentrações de  $\Sigma\text{DDTs}$  no período seco, o inverso foi observado no Ano 3, com maiores concentrações no período chuvoso que no seco (Mann - Whitney,  $p = 0,03$ ) (Figura 205B). Embora este resultado concorde com o padrão sazonal da vazão do Rio Doce observado nos três anos de monitoramento (vazão média do Ano 1 < Ano 2 = Ano 3), é incerto que esta seja a principal variável de influência, visto que a variação temporal de DDTs em água da Costa das Algas e sedimento e água da Foz não acompanhou a variação da vazão do Rio Doce.

Em relação à evolução temporal, maiores concentrações de  $\Sigma\text{DDTs}$  são registradas no Ano 3 (Figura 205C), e esse aumento é observado principalmente na comparação entre períodos chuvosos (Kruskal-Wallis  $p = 0,004$ ; Ano 1 = Ano 2 < Ano 3, Figura 205B). Portanto, a tendência de melhora na qualidade do sedimento da Costa das Algas em relação aos DDTs sugerido no RRDM 2020, RT-36D é descartada com a inclusão dos resultados obtidos durante o Ano 3. Os metabólitos de

degradação DDD e DDE permanecem predominantes sobre o DDT no Ano 3 (média da razão DDE + DDD)/DDTs =  $0,68 \pm 0,27$ ; Figura 205D, indicando que o DDT que chegou neste ambiente é de uso pretérito.

Figura 205: Concentração de  $\Sigma$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE) para amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Costa das Algas. A = variação entre período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), considerando os três anos de monitoramento; B = variação temporal e entre períodos climáticos do mesmo ano de coleta; C = variação temporal (considerando ambos os períodos climáticos); D = variação temporal da razão (DDE+DDD)/ $\Sigma$ DDTs (Linha vermelha = 0,5; > 0,5 indica DDT de introdução pretérita). Ponto azul sinaliza a média do conjunto de dados. Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.

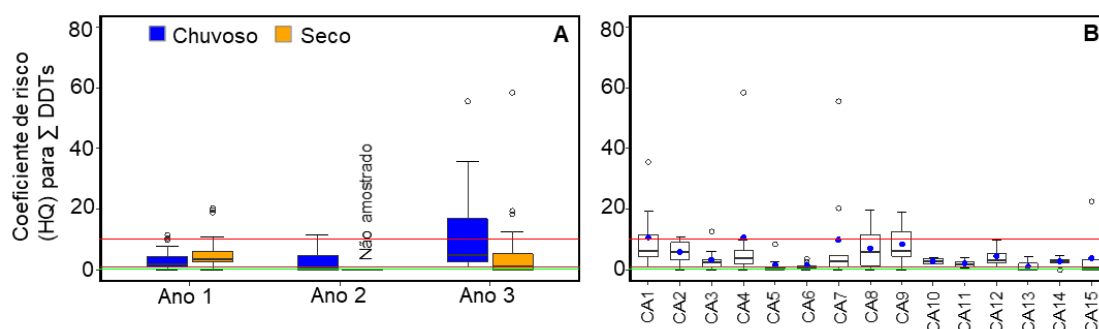


O HQ em relação a  $\Sigma$ DDTs em sedimento para o Setor Costa das Algas, nos três anos de monitoramento, apresentou média de  $5,31 (\pm 9,11)$ , com 57% ( $n = 63$ ) das amostras com níveis de HQ indicando risco moderado (quando  $1 < \text{HQ} < 10$ ; COMBI et al., 2016), e 13% ( $n = 15$ ) das amostras com risco alto ( $\text{HQ} > 10$ ). Os índices HQ acompanham as tendências temporais das médias deste contaminante, com maiores valores no período chuvoso do Ano 3 (Figura 206A), ou seja, houve um aumento de potencial risco à biota no terceiro ano de monitoramento.

No Setor Foz observa-se correlação positiva significativa entre  $\Sigma$  DDTs e % lama ( $p = 0,50$ ,  $p < 0,01$ ), indicando o padrão granulométrico como um fator importante na distribuição deste contaminante na área, especialmente nos pontos de menor isóbata CA1, CA2, CA8 e CA9, os quais também apresentaram as maiores medianas de HQ (Figura 206B) (*Material Suplementar A3MHS1, Figura 6*). Portanto, conforme o índice HQ, os sedimentos do Setor Costa das Algas, especialmente os mais próximos da costa, apresentam risco predominantemente moderado biota local, embora concentrações acima dos limites indicados pelo CONAMA nº 454/12 e NOAA (BUCHMAN, 2008) sejam pontuais (*Material Suplementar A3MHS1 tabela 13*). Dessa forma, sugere-se a necessidade de continuidade do

monitoramento no Setor Costa das Algas devido ao potencial impacto na biota local, bem como em toda a teia trófica, indicado pela avaliação de risco (HQ) e pela tendência de aumento das concentrações de DDTs no Ano 3.

Figura 206: Coeficiente de risco (HQ) calculado para  $\sum$  DDTs (o,p' e p,p'-DDT + o,p' e p,p'-DDD + o,p' e p,p'-DDE), determinado em amostras de sedimento superficial coletadas no Setor Costa das Algas. A = variação temporal de HQ entre períodos climáticos dentro de cada ano de coleta; B = variação espacial de HQ entre pontos de coleta do Setor Costa das Algas (considerando os três anos, ambas as profundidades e períodos climáticos). Linha verde = 0,1 (nenhum risco); Linha marrom = 1,0 (baixo risco); Linha vermelha = 10,0 (alto risco). Coletas não foram realizadas no período seco do Ano 2 devido à Pandemia COVID19.



#### ➤ Contaminantes emergentes

Não houve detecção de contaminantes emergentes no sedimento ao longo do PMBA/Fest-RRDM.

#### d) Qualidade do Sedimento

No setor APA/RVS Costa das Algas, o índice SQG-q metais indicou condição moderadamente impactada tanto nas estações localizadas em águas rasas, quanto nas águas profundas para os períodos chuvoso (01-21) e seco (04-21) do Ano 3 (Figura 207; *Material Suplementar A3MHS5*; Figura 41). Os metal(óide)s que mais contribuíram para essa classificação foram As, Cr e Ni (01-21) e As, Cr, Ni e Pb (04-21), com ocorrência de níveis altamente impactados para As em ambos os períodos. Durante a campanha chuvosa (01-21), o percentual de amostras acima dos dados pretéritos variou de 36 % (Al) a 82 % (Ba e Ni); enquanto no período seco (04-21), a frequência de ocorrência ocorreu entre 36 % (Fe) e 82 % (Ba e Al) (Figura 208).

Em comparação ao período chuvoso do Ano 2 (11-19 e 01-20) e seco do Ano 1 (04-19 e 07-19), observou-se uma degradação da qualidade do sedimento para metais em termos de frequência de amostras classificadas em algum grau de impacto (e.g. as amostras na classe **moderadamente impactada** corresponderam a 31 % no período chuvoso do Ano 2, enquanto essa frequência foi de 100 % no período chuvoso do Ano 3; e 72 % no período seco do Ano 1, contra 91 % no período seco do Ano 3) (*Material Suplementar A3MHS5*, Tabelas 6 e 7).

Assim, as condições de qualidade do sedimento para metais no setor APA/RVS Costa das Algas ao longo dos três anos de monitoramento, apresentaram padrão similar àquele observado para a Foz do Rio Doce, com degradação da qualidade no período chuvoso do Ano 1 (condição **moderadamente impactada**, com ocorrência de As e Ag em níveis **altamente impactados**), melhora dos índices nas campanhas chuvosas do Ano 2 (11-19 e 01-20), principalmente no subsetor Águas Profundas; e nova degradação durante a estação chuvosa do Ano 3 (01-21) (Figura 207; *Material Suplementar A3MHS5, Figura 41*). As maiores taxas de incremento de metais com relação aos dados pretéritos foram observadas no período chuvoso do Ano 1 (e.g. 7 vezes para Cu e Zn, 4 vezes para Cd e 3 vezes para Al e Ni). A frequência de ocorrência de amostras acima das condições pretéritas para os referidos metais variou de 82 % para Cd, e 96 % para Cu e Ni (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 9 e 10*). Além disso, níveis **altamente impactados** foram verificados na campanha 04-19 no subsetor Águas Profundas, em função das altas concentrações de Ag (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Outros metais que contribuíram para a degradação da qualidade do sedimento nesse setor durante o Ano 1 foram Ni, Cu, Zn, Ag, Cd e Pb (**moderadamente impactado**; *Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*).

Para HPAs, o índice SQG-q mostrou condições **não impactadas** tanto no período chuvoso (01-21), quanto no período seco (04-21 e 07-21) do Ano 3 para o setor APA/RVS Costa das Algas (*Material Suplementar A3MHS5, Figura 42*). O mesmo ocorreu para os períodos chuvosos do Ano 1 (11-18 e 01-19) e Ano 2 (11-19 e 01-20). A degradação da qualidade do sedimento para HPAs foi marcante no mês 07-19 (Ano 1, período seco), que passou da classe **não impactada** para **moderadamente a altamente impactada**, em função dos incrementos nas concentrações de benzo(a)pireno, benzo(a)antraceno, acenaftileno, dibenzo(a,h)antraceno (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*). Em comparação aos dados pretéritos, observou-se degradação da qualidade do sedimento para o Setor Costa das Algas, principalmente durante os períodos secos do Ano 1 e Ano 3. Nesse período, observou-se taxas de incremento que alcançaram até 236 vezes em relação aos valores pretéritos para o composto antraceno em 28 % das amostras avaliadas no Ano 1; e um aumento de 18 vezes para benzo(g,h,i)perileno em 100 % das amostras na campanha do Ano 3 (04-21) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 11 e 12*).

Um aumento importante em termos de frequência de ocorrência de amostras com níveis acima dos dados pretéritos foi observado durante o período chuvoso do Ano 2, principalmente para fluoranteno, pireno, criseno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-cd)pireno, dibenzo(a,h)antraceno e benzo(g,h,i)perileno (*Material Suplementar A3MHS5; Figura 70*). As concentrações médias de HPAs totais aumentaram em 2 vezes em relação aos dados pretéritos para 82 % das amostras no período chuvoso do Ano 2 (Figura 209; *Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 11 e 12; Figura 44*).

Figura 207: Distribuição dos valores de mínima e máxima (\*), média (quadrado) e mediana (linha) dos Índices SQG-q metais e SQG-q HPAs no setor APA/RVS Costa das Algas (Águas Rasas e Águas Profundas) nas campanhas amostrais do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (11-18 a 09-19: Ano 1; 10-19 a 03-20: Transição). Área sombreada em azul: período chuvoso; área sombreada em cinza: período seco. SQG-q < 0,1: não impactados; 0,1 < SQG-q < 1,0: moderadamente impactado (linha tracejada amarela); SQG-q > 1,0: altamente impactado (linha tracejada vermelha).

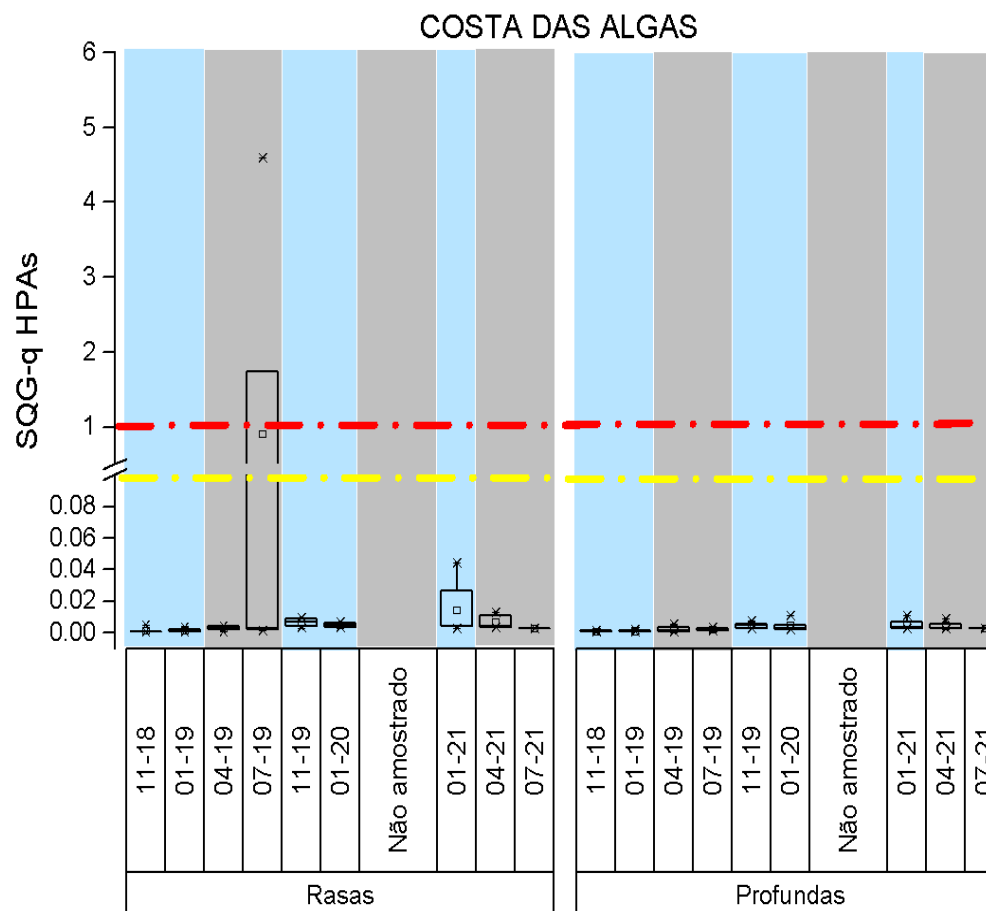


Figura 208: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de metais no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015a) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 e 05-21) no setor APA/RVS Costa das Algas durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.

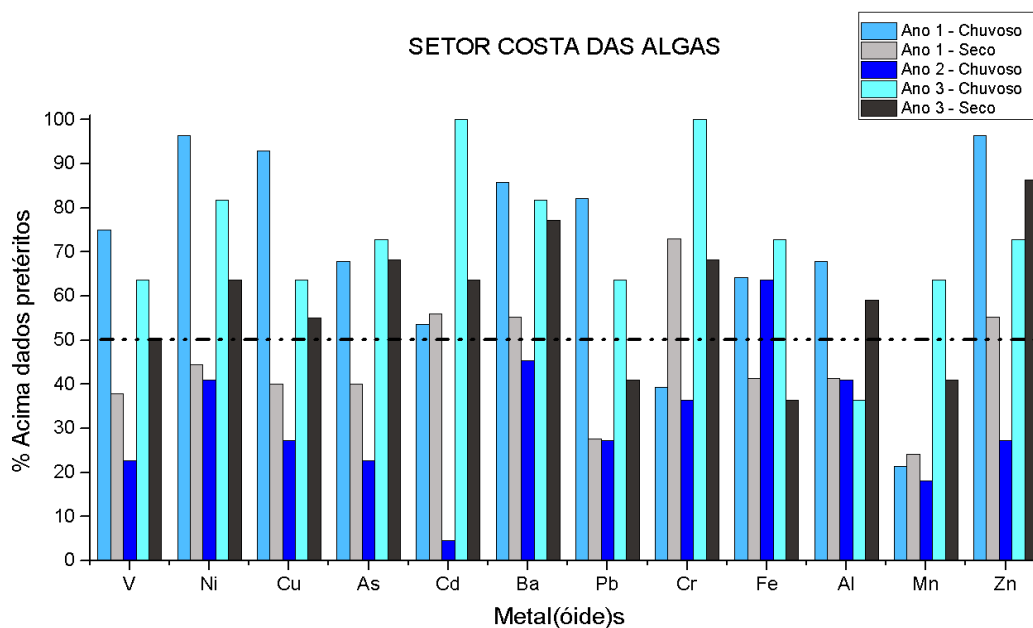
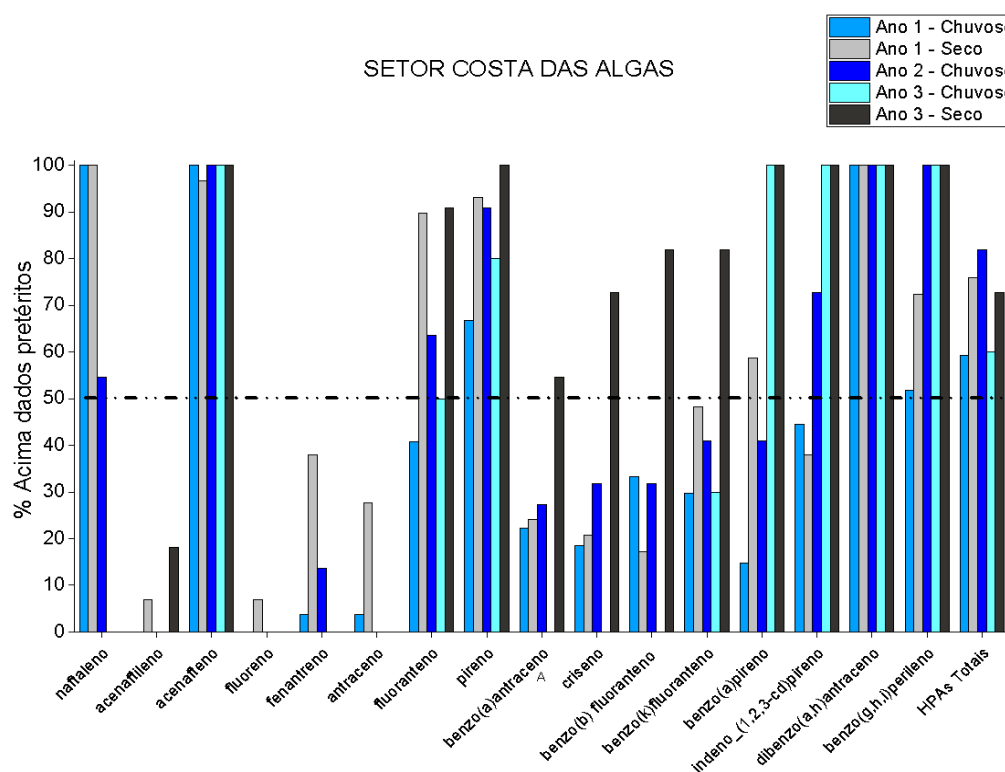


Figura 209: Frequência de ocorrência das amostras que apresentaram concentrações de HPAs no sedimento acima dos valores pretéritos (Petrobras, 2015a) para as campanhas realizadas no período chuvoso (Ano 1: 11-18 a 03-19; Ano 2: 10-19 a 03-20; Ano 3: 12-20 a 02-21) e seco (Ano 1: 04-19 a 09-19; Ano 3: 04-21 e 05-21) no setor APA/RVS Costa das Algas durante o monitoramento PMBA/Fest-RRDM.



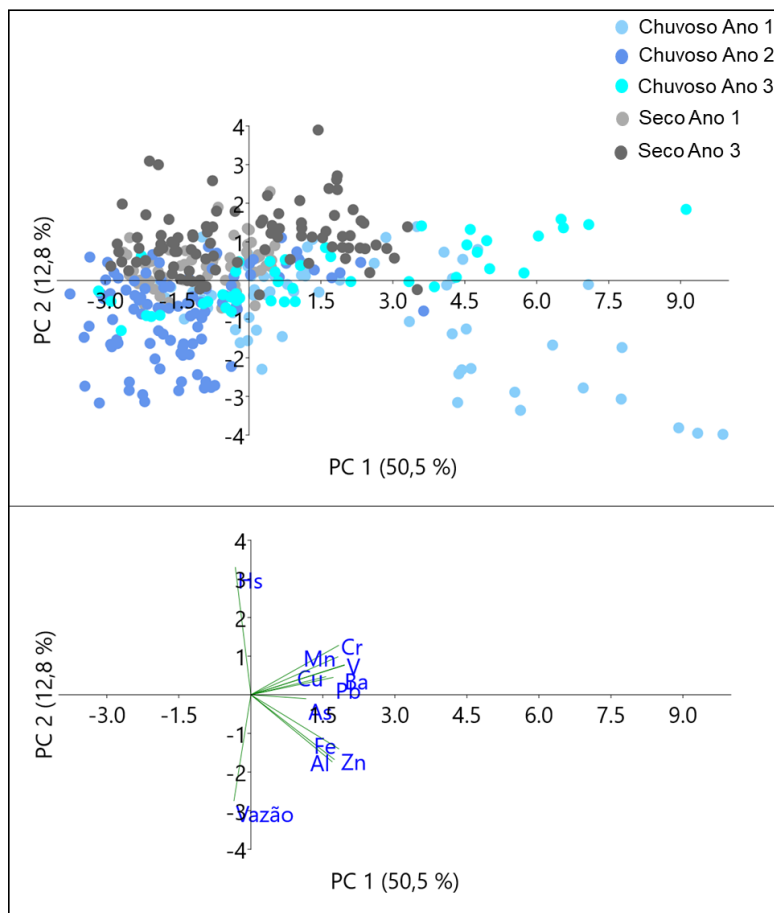


#### 2.4.2.4 Análise integrada qualidade da água e do sedimento versus forçantes físicas

As análises de PCA, utilizadas para discutir os efeitos das forçantes físicas (vazão e altura de ondas) sobre a distribuição de metais na Foz do Rio Doce, explicaram um total de 63,3 %, 45,5 % e 56,6% da distribuição dos dados de metais no sedimento, fração dissolvida e particulada, respectivamente (Figura 210, Figura 211; Figura 212).

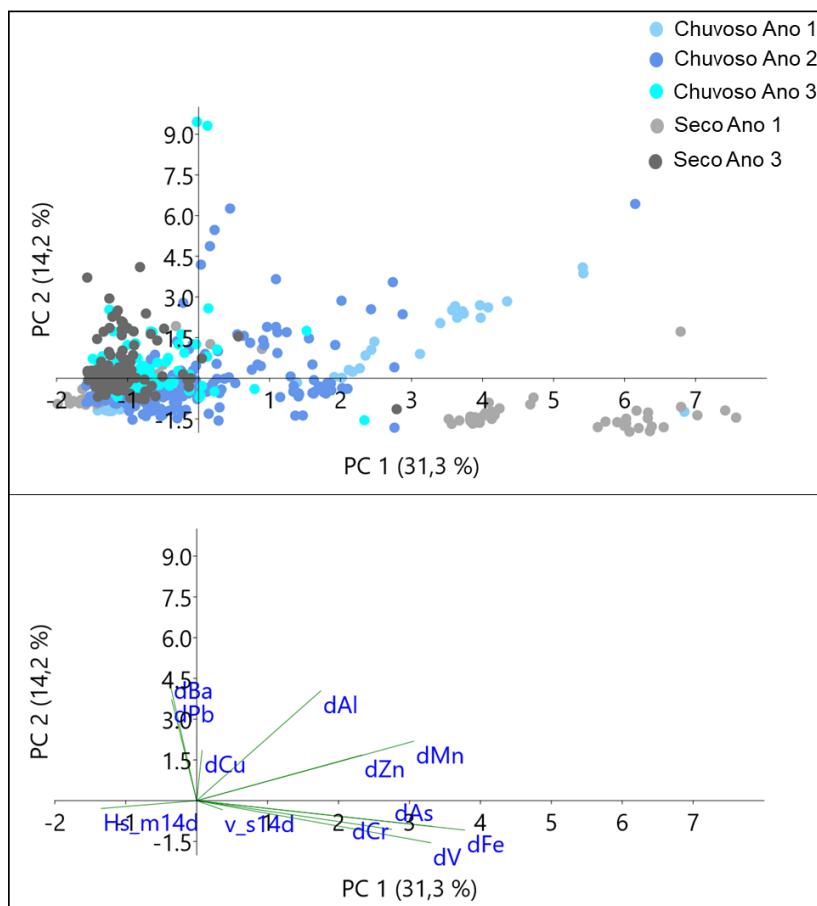
Para sedimento, a PC1 contribuiu com 50,5% da distribuição dos dados e mostrou o agrupamento de Fe, Al, Zn e As para o período chuvoso do Ano 1; enquanto Ba, Cr, Cu, Mn, Pb e V foram agrupados durante as campanhas do Ano 3 (período seco e chuvoso). A PC2 foi explicada pela altura de ondas relacionada aos períodos secos do Ano 1 e Ano 3; e pela vazão, no período chuvoso do Ano 2 e Ano 3 (Figura 210; *Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 13 e 14*). Foi observada correlação da vazão com as concentrações de Fe, Al e Zn, os quais apresentaram o maior percentual de amostras acima dos dados pretéritos, nos períodos chuvosos. Considerando que esse agrupamento foi formado principalmente com relação às campanhas do Ano 2, é possível que o aumento da vazão nesse período, que atingiu condições de inundação, permitiu a remobilização de material novo além da cota de inundação, e consequente aporte para a área costeira. Embora tenha sido observado um aumento significativo nas concentrações de metais no sedimento durante o período chuvoso do Ano 3, não foi constatada uma correlação direta e estrita com a vazão do Rio Doce. Esses resultados mostram que outros processos, além da vazão, estão associados à mobilidade, ciclagem e destino desses elementos na plataforma continental, tais como diferenças na distribuição mineralógica do Fe e liberação diferenciada de metais no sedimento por carreadores orgânicos (LIU et al., 2019).

Figura 210: Análise de PCA da distribuição de metais no sedimento, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Painel superior: distribuição das campanhas de amostragem; Painel inferior: distribuição das variáveis. Símbolos em azul: período chuvoso; símbolos em cinza: período seco. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem).



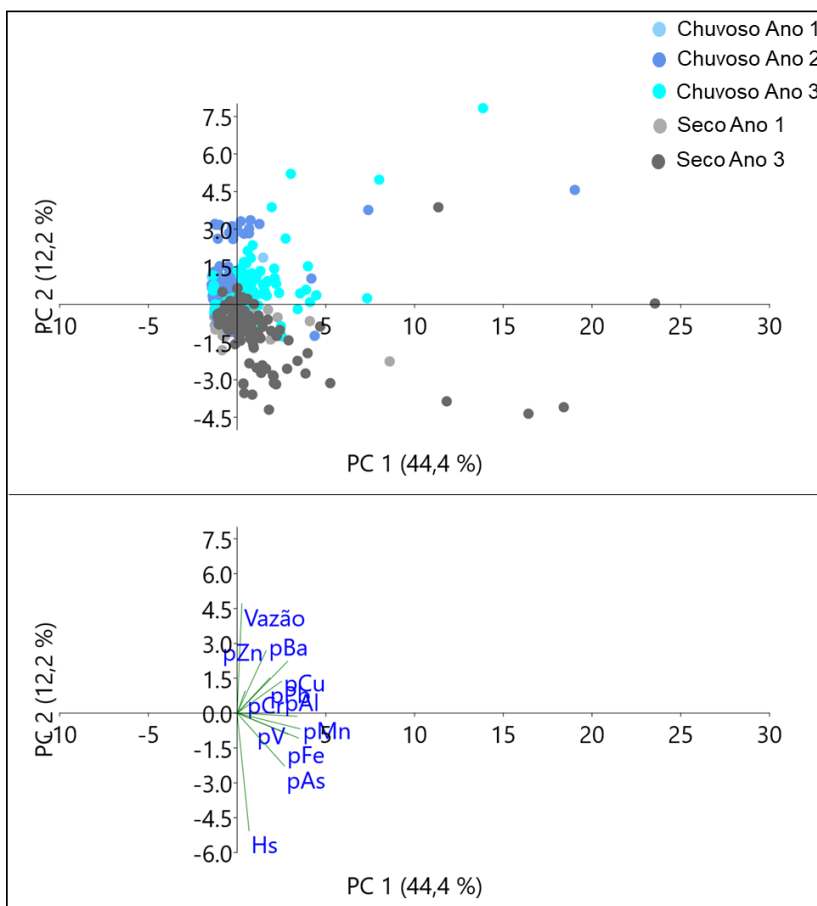
Para metais na fração dissolvida, foram testadas diferentes condições de vazão (instantânea e acumulada de 3, 7 e 14 dias), uma vez que existem variações no tempo de resposta dos processos de dissociação a partir do material particulado em suspensão. Nesse sentido, a PC1 explicou 31,3% dos dados e permitiu a formação de dois grupos principais, Hs média de 14 dias associada aos períodos secos do Ano 1 e Ano 3; e metais dissolvidos dAs, dFe, dMn e dMn no período seco do Ano 1 (Figura 211; *Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 13 e 14*). A componente PC2 explicou 14,2% dos dados, a partir da correlação dos metais dissolvidos dAl, dBa e dPb (Figura 211). A ressuspensão sedimentar provocada pela ação das ondas tem sido descrita como o principal processo para a redistribuição de metais dissolvidos na plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce (LONGHINI et al., 2022). Vale ressaltar que a geoquímica de metais dissolvidos é também determinada pelos processos de assimilação e remineralização biológica, não tendo relação direta com as condições meteoceanográficas.

Figura 211: Análise de PCA da distribuição de metais na fração dissolvida, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Painel superior: distribuição das campanhas de amostragem; Painel inferior: distribuição das variáveis. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem).



Com relação aos metais particulados (associados ao MPS), a PC1 explicou 44,4 % da distribuição dos dados e apresentou o agrupamento principal entre metais e vazão (Figura 212; *Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 13 e 14*). Avaliando a componente PC2, a vazão mostrou correlação com Ba, Pb e Zn enquanto a altura de ondas (Hs) apresentou correlação principalmente com As. Similarmente ao que foi observado para a matriz sedimentar e fração dissolvida, a correlação entre os metais e as forças físicas foram baixas (*Material Suplementar A3MHS5, Tabelas 13 e 14*), indicando a ocorrência de outros processos em associação às condições meteoceanográficas para o ciclo desses elementos. A transferência de fases de metais entre o sedimento e o material particulado em suspensão é um processo contínuo e influenciado pelos eventos de ressuspensão, muito embora haja forte interferência da granulometria, mineralogia e degradação autóctone de biopartículas durante essas associações (LIU et al., 2019).

Figura 212: Análise de PCA da distribuição de metais na fração particulada, vazão e altura significativa de ondas (Hs) para o setor Foz do Rio Doce. Painel superior: distribuição das campanhas de amostragem; Painel inferior: distribuição das variáveis. Dados de vazão e Hs obtidos a partir do Fundeio 3 (subprojeto Modelagem).



Assim, a vazão (associada ao aporte do Rio Doce) e a altura de ondas (associada aos eventos ressuspensivos) tiveram relação diferenciada, a depender da matriz ambiental e fração considerada para os metais. Em geral, a vazão apresentou associação com um maior número de metais na fração particulada (e.g. Ba, Pb e Zn), especialmente no período chuvoso da Ano 2, em que foi observado um aumento da vazão média total em relação ao Ano 1. Essas relações marcam o aporte de metais associados ao material particulado em suspensão em momentos de maior influência continental. Já os metais dissolvidos correlacionam-se principalmente aos fatores de ressuspensão, com consequente resposta aos processos internos de reciclagem na plataforma continental.

## 2.5 FITOPLANCTON

### 2.5.1 Introdução

A comunidade fitoplanctônica é constituída por organismos fotossintéticos, em sua grande maioria, adaptados à vida em suspensão na zona eufótica da coluna d'água, sujeitos a movimentos passivos provocados por ventos e correntes (REYNOLDS, The ecology of freshwater phytoplankton, 1984), sendo os produtores primários, fixando carbono e produzindo oxigênio (LEE, 2008).

Por essas características, o fitoplâncton é um excelente bioindicador no ambiente aquático, além de ter um ciclo de vida curto e consequentemente, sua estrutura responder rapidamente às alterações das variáveis ambientais locais, como às de concentração de metais (HAWKINS; GRIFFITHS, 1982; NAYAR *et al.*, 2004; SATOH *et al.*, 2005; QUIGG *et al.*, 2006; FAUCHER *et al.*, 2017; FUCHIDA *et al.*, 2017), de nutrientes (TADA *et al.*, 2009; BROWNING *et al.*, 2014), de penetração da luz (SMAYDA, 1997), quantidade de sedimentos em suspensão (BURKHOLDER, 1992), presença de poluição, entre outros estresses antropogênicos (HÄDER; GAO, 2015), sendo excelente indicador de estado trófico dos ambientes aquáticos (BURKHOLDER, 1992; POURAFRASYABI; RAMEZANPOUR, 2014).

A variação desses fatores ambientais afeta de forma imediata o crescimento, a composição quantitativa e qualitativa, a presença e ausência de espécies indicadoras (ESTEVES, 1998), além da abundância (DIAS JR., 1995; FAUCHER *et al.*, 2017), densidade numérica (VILIČIĆ, 1989; VAREETHIAH; HANIFFA, 1988; ESTEVES, 1998; BIANCHI *et al.*, 2003; DOMINGUES *et al.*, 2008; KOZAK *et al.*, 2015; ABATE *et al.*, 2017; POURAFRASYABI; RAMEZANPOUR, 2014) e dominância de espécies, favorecendo espécies oportunistas e podendo causar o desaparecimento de espécies sensíveis (MARGALEF, 1963; BURKHOLDER, 1992). Por conseguinte, causa alteração nos índices de diversidade (POURAFRASYABI; RAMEZANPOUR, 2014) e equabilidade, na biomassa (clorofila-a), na relação clorofila-a versus feopigmentos e na distribuição espacial (vertical e horizontal) da biomassa fitoplanctônica na área de monitoramento (SANT'ANNA *et al.*, 2006), bem como na ocorrência de *blooms*. Em ecologia do fitoplâncton o termo *bloom* refere-se a um florescimento excessivo, monoespecífico e oportunista; de determinadas microalgas quando ocorrem simultaneamente condições ótimas de luz, nutrientes e dispersão espacial reduzida, permitindo que as células se acumulem temporariamente (BRANDINI *et al.*, 1997).

Nesse contexto, o aparecimento ou desaparecimento de espécies indicadoras fornece uma compreensão sobre a dinâmica e o funcionamento dos ambientes aquáticos (HINO; TUNDISI, 1977; ROUND, 1983; DIAS JR., 1995; ESTEVES, 1998).

A diversidade (SHANNON-WEAVER, 1963) e a equabilidade (PIELOU, 1966) são indicadores matemáticos de modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica, bem como a relação clorofila-a versus feopigmentos, uma vez que a razão entre dois pigmentos se torna um indicativo das condições fisiológicas da comunidade fitoplanctônica. Essa relação permite a inferência da proporção de clorofila ativa (LORENZEN, 1967), que é resultado da eficiência nos processos de fotossíntese na coluna d'água.

Há poucos estudos que abordam os efeitos dos rejeitos de minério na biota marinha (SONTER; ALI, WATSON, 2018). Como pode ser observado através do pré-PMBA/Fest-RRDM, após o rompimento da barragem, o ambiente marinho sofreu uma fertilização em relação aos nutrientes e metais, favorecendo o aumento da biomassa (clorofila-a) e da densidade numérica do fitoplâncton. A comunidade fitoplanctônica antes era típica de ambiente oligotrófico (BRANDINI *et al.*, 1997; TENENBAUM *et al.*, 2006; CEPEMAR, 2011), e inclusive, sua biomassa que antes era característica de águas oligotróficas (CIOTTI, 2006) apresentou favorecimento de espécies oportunistas, imediatamente após a chegada do rejeito (impacto agudo).

Ademais, grupos específicos como as diatomáceas penadas, dinoflagelados e as haptofíceas - especificamente os cocolitoforídeos - deixaram de aparecer nas amostras, reduzindo consequentemente a diversidade específica imediatamente após a chegada do rejeito no ambiente. Logo após o período inicial, as altas densidades e biomassas não se sustentaram, houve o aumento dos feopigmentos, uma vez que a comunidade acabou senescendo. Em seguida, iniciou-se um período de impacto crônico, o qual se mantém até o presente momento. Nesse estágio, os eventos de alta vazão do Rio Doce ou de ressuspensão do sedimento estuarino e marinho criaram ciclos de oscilação da saúde fisiológica da comunidade fitoplanctônica, culminando na variação no estágio de sucessão ecológica com a predominância de organismos mais resistentes e adaptáveis às condições adversas, porém com maior diversidade específica que no impacto agudo. Nota-se uma sutil recuperação das diatomáceas, que foram retornando aos poucos e voltando a ter representatividade ao longo do pré-PMBA/Fest-RRDM e do próprio PMBA/Fest-RRDM. Em contrapartida, dinoflagelados e cocolitoforídeos passaram a apresentar uma reduzida proporção e frequência de ocorrência na comunidade fitoplanctônica (RRDM, 2018; RRDM, 2019; RRDM, 2020; *Material Suplementar A3MFS2, Figuras 26, 27 e 28*).

As informações referente à metodologia utilizada no Subprojeto Fitoplâncton do Anexo 3 Marinho PMBA/Fest-RRDM encontra-se no *Material Suplementar A3MFS1* do presente relatório.

## 2.5.2 Resultados

### 2.5.2.1 Setor Abrolhos

O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos protege uma porção do principal complexo recifal do Atlântico Sul, é o mais diverso e rico, sendo uma das áreas mais importantes para a conservação desses ecossistemas no Brasil (EVANGELISTA *et al.*, 2021; REPINALDO FILHO *et al.*, 2021).

A presença dos bancos proporciona a formação de vórtices e ressurgências condicionando a formação de microbiótopos do tipo costeiro, devido ao incremento de nutrientes na zona eufótica, favorecendo o aparecimento de núcleos de populações, onde observa-se concentração de microorganismos planctônicos (CIOTTI *et al.*, 2006; TENENBAUM *et al.*, 2006). A eutrofização natural provocada pela ressuspensão de nutrientes pelos bancos favorece o aparecimento de diatomáceas (TENENBAUM *et*



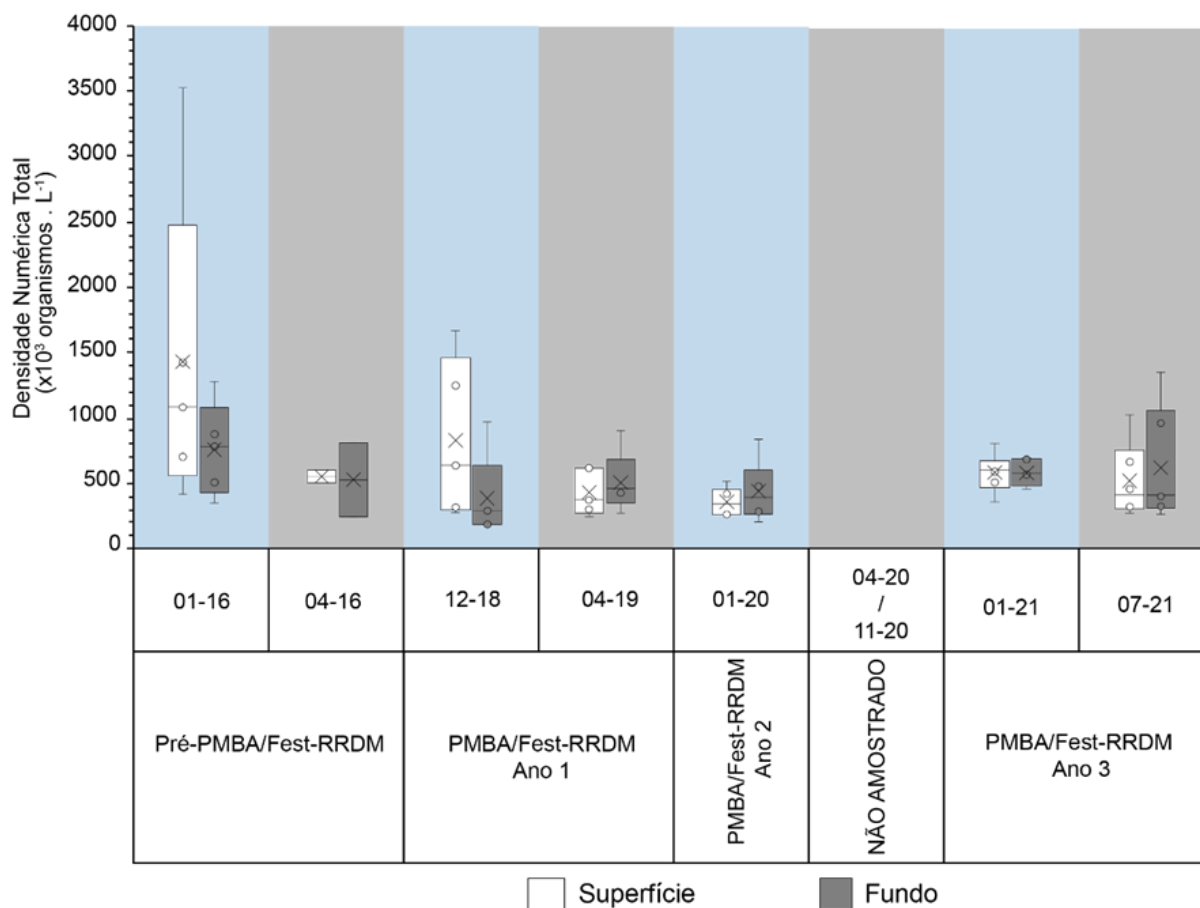
*al.*, 2006) formadoras de cadeias alongadas que apresentam a relação superfície/volume ampliadas, otimizando a absorção de nutrientes e minimizando a sua sedimentação (MARGALEF, 1978).

O monitoramento realizado por Francini-Filho e colaboradores (2019) utilizando sensoriamento remoto indicou que a pluma de rejeitos de ferro atingiu a porção sul do Banco de Abrolhos em junho de 2016, e para além disso, a análise isotópica de amostras confirmou a presença da pluma sobre a área dos recifes, registrando assim a contaminação da região pelo material oriundo do rompimento da barragem de Fundão (Mariana - MG) em novembro de 2015 (TEIXEIRA *et al.*, 2021).

Segundo Evangelista e colaboradores (2021) desde 2016 a pluma de sedimentos do Rio Doce contendo rejeitos se espalham no mar e, de acordo com a direção do vento predominante, as correntes de superfície podem fluir para o sul durante o verão e para o norte no inverno. Frentes frias migrando do litoral sul brasileiro para latitudes do banco de Abrolhos explicam o aumento do aporte dos sedimentos do Rio Doce em Abrolhos quando as frentes frias apresentam um aumento concomitante. Os autores relatam também que a detecção de maiores entradas de sedimentos do Rio Doce na margem de Abrolhos na época em que a vazão do Rio Doce começa a aumentar e atinge o máximo anual sugere que o material fino suspenso pode ser transportado para o norte em primavera e verão quando condições meteo-oceanográficas favoráveis são estabelecidas na área de estudo tendendo a seguir a descarga sazonal do Rio Doce. Armadilhas de sedimentos localizadas em Abrolhos mostram regiões enriquecidas em ferro perto da costa, em relação aos valores de referência para o estuário, e decrescendo em direção ao mar. Além disso foi detectado concentrações anômalas de ferro em armadilhas de sedimentos próximas à costa durante a tempestade tropical Iba, considerada a mais intensa dos últimos 10 anos no litoral brasileiro e uma potencial agente para processos de ressuspensão.

Para o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, em julho de 2021 durante o Período Seco observa-se aumento da densidade numérica média (Figura 213), mais expressivo no fundo, quando foi observado também incremento na concentração de nutrientes (Subprojeto da Hidrogeoquímica-PMBA/Fest-RRDM), com vazão do Rio Doce classificada como seca a seca extrema, segundo a classificação de Oliveira e Quaresma (2017) (Subprojeto da Modelagem Numérica - PMBA/Fest-RRDM). A densidade numérica média encontrada no fundo em julho de 2021 se apresentou semelhante ao observado no fundo de janeiro de 2016 (Período Chuvoso do Pré-PMBA). Por outro lado, a abundância encontrada na superfície da coluna d'água em janeiro de 2016 apontou valores acima dos dados observados durante o PMBA/Fest-RRDM. Ao longo do monitoramento, a densidade numérica média se apresentou elevada em dezembro de 2018 (Período Chuvoso do Ano 1), em seguida diminuiu, tanto em superfície como no fundo, sendo essa redução mais expressiva nas amostras superficiais de abril de 2019 (Período Seco do Ano 1), seguindo estável até janeiro de 2021 (Período Chuvoso do Ano 3).

Figura 213- Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, da distribuição da média (X) e da mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos durante o Ano 1 (outubro/2018 a setembro/2019), Ano 2 (outubro/2019 a setembro/2020) e Ano 3 (outubro/2020 a setembro/2021) do PMBA/Fest-RRDM. As áreas azuis e cinzas indicam, respectivamente, os períodos úmidos (chuvoso) e secos. Entre abril/2021 e novembro/2021 ocorreu suspensão das atividades devido à pandemia da Covid-19.



Observando os gráficos de similaridade da abundância dos grupos fitoplanctônicos na profundidade do fundo ao longo do monitoramento (Figura 220), nota-se a distinção entre os períodos sazonais, onde o período chuvoso do Ano 3 se mostrou semelhante ao período chuvoso do Ano 2 e os valores de densidade estiveram relacionados ao grupo das algas verdes e das cianofíceas. Em contrapartida, o período seco do Ano 3 se apresentou semelhante ao período seco do Ano 1, com maiores contribuições de diatomáceas, haptofíceas e fitoflagelados, além das algas verdes e cianobactérias. Quando a vazão do Rio Doce se apresentou elevada, o período chuvoso do Ano 1, mostrou semelhança ao que foi observado para os períodos secos dos Anos 1 e 3, nos quais as densidades estavam relacionadas às contribuições de diatomáceas e fitoflagelados. Ainda, não foram observados agrupamentos significativos para a profundidade de superfície (Figura 219).

Figura 214 - Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos, nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

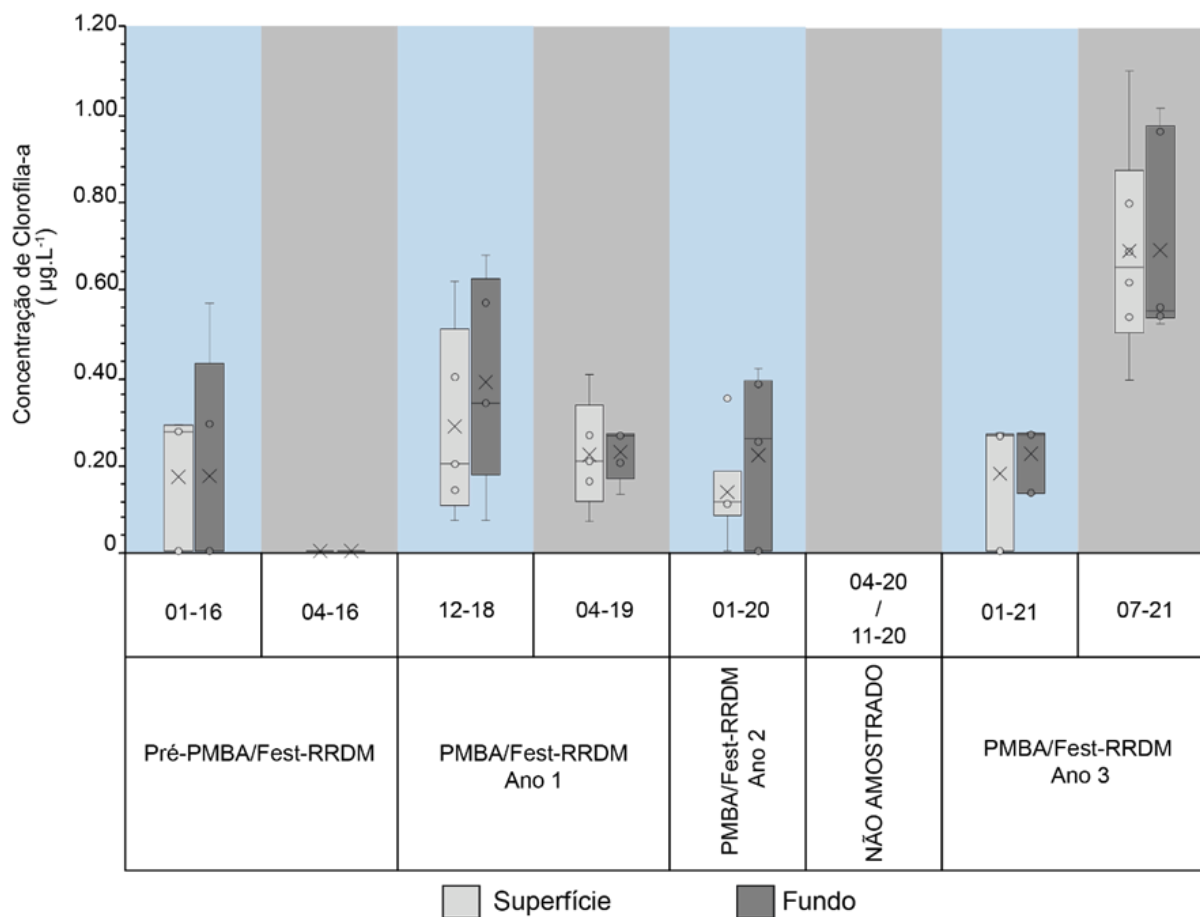


Figura 215 - Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso

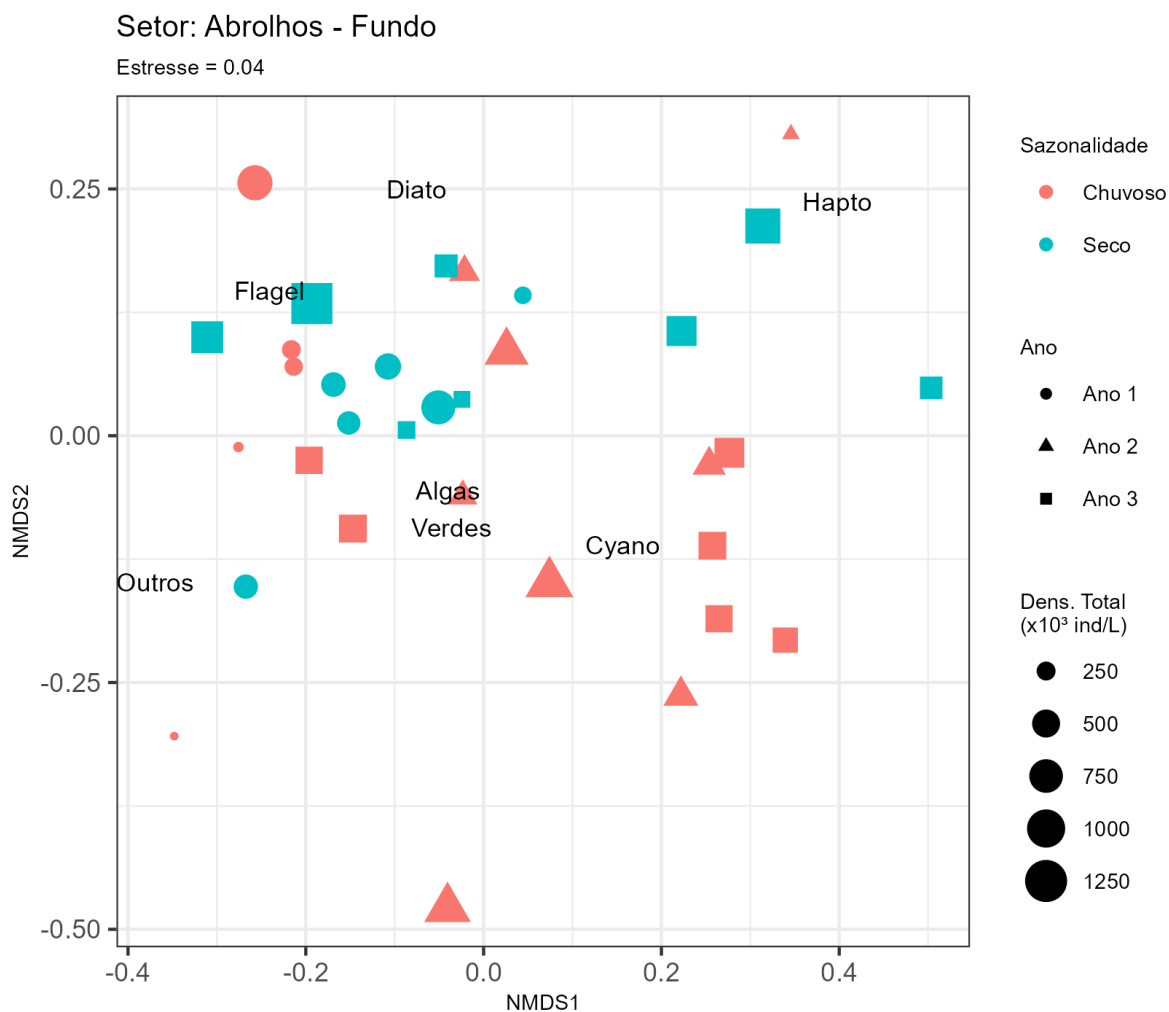
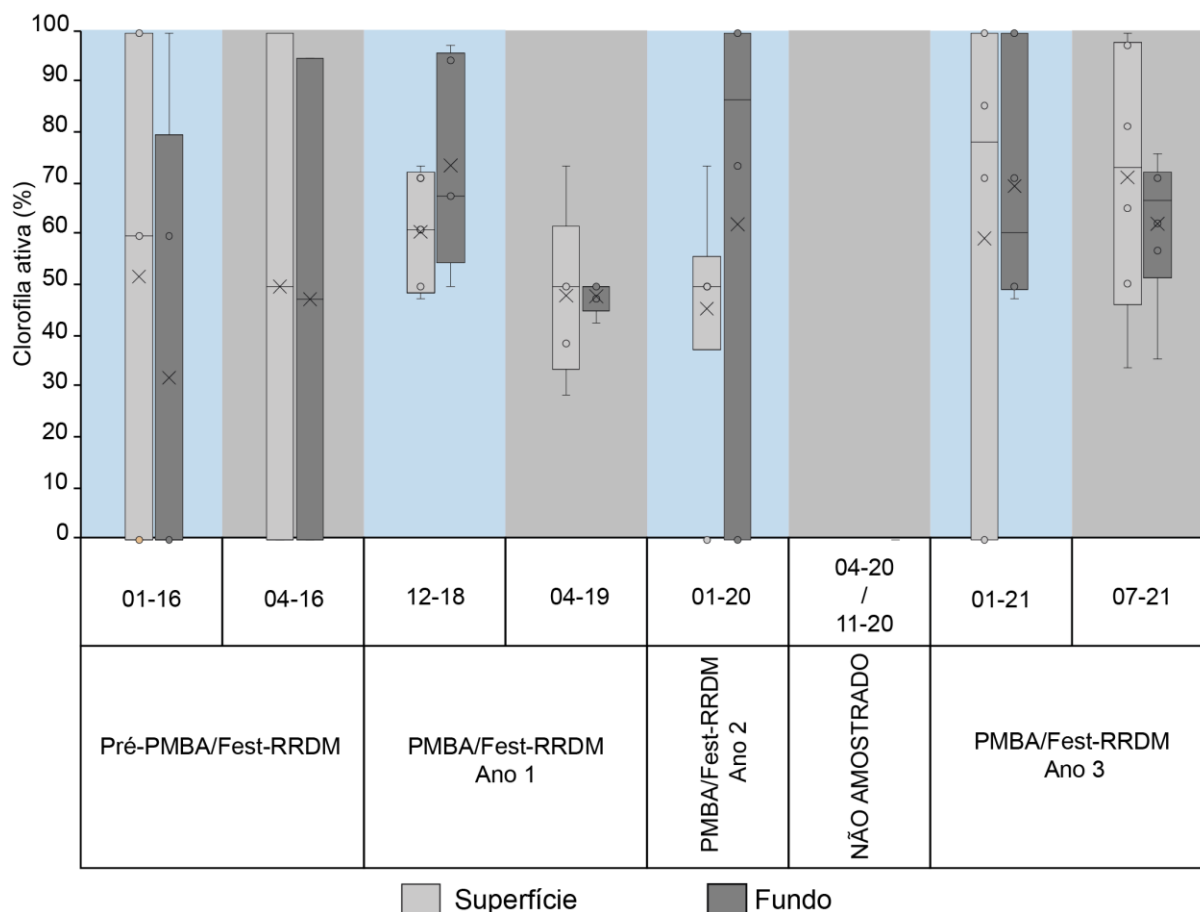


Figura 216- Variação da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



Houve predominância da fração nanofitoplâncton na maioria das estações amostrais em todo o monitoramento, geralmente, com uma alternância entre cianobactérias e algas verdes na preponderância, exceto para o fundo da estação ABR 03 em abril de 2019, onde a fração microfitoplâncton apresentou 53% de contribuição (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 1, Figura 2*), quando o grupo das diatomáceas tomou a primazia das cianobactérias (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 11, Figura 12*). Dentro deste grupo das diatomáceas, a cêntrica *Proboscia alata* apresentou destaque na densidade numérica total.

Ao longo do monitoramento a densidade do microfitoplâncton apresentou diferença significativa ( $p=0,01$ ) sendo que no Ano 1 ocorreram as maiores média e mediana para o parâmetro. No Ano 3 observou-se aumento na contribuição de diatomáceas ( $p=0,01$ ), em relação ao Ano 2, mas sem diferença significativa em relação ao Ano 1. As estações com destaque no aumento de contribuições, em julho de 2021, no Período Seco do Ano 3 foram, em superfície, MUC 01, MUC 02 e ABR 03; e no fundo, MUC 01, MUC 02, ABR 01 e ABR 03 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 11, Figura 12*). De forma geral, Abril de 2019 no Período Seco do Ano 1 teve contribuições maiores, porém, julho de 2021 teve aumento das contribuições comparando com Ano 2 e período chuvoso do Ano 3.

A densidade de cianobactérias demonstrou diferença significativa ( $p=0,01$ ) do Ano 1 para os demais, onde apresentou menores médias. Os fitoflagelados e outros também apresentaram diferença significativa ( $p=0,00$ ), apresentando as maiores densidades médias no Ano 1. No Ano 3 observou-se também aumento de haptophyta com destaque, na superfície, em ABR 05 no período chuvoso e em MUC 01, no período seco, e no fundo em ABR 05 no período seco (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 11, Figura 12*).

Os maiores valores de diversidade (Figura 217) foram observados em dezembro de 2018 (Período Chuvoso/Ano1) ( $p=0,01$ ), tanto na superfície quanto no fundo. Ao longo do monitoramento observou-se declínio destes valores até janeiro de 2021 (Período Chuvoso/ Ano3), apresentando aumento em julho de 2021 (Período Seco/ Ano3). A equabilidade (Figura 218) mostrou de forma geral equidade entre os táxons apresentando diferença significativa ( $p=0,03$ ) entre os anos onde o Ano 1 ostentou maior média e mediana para o parâmetro quando comparado ao Ano 3, que foi similar ao Ano 2.

As concentrações médias de clorofila-a (Figura 214) em julho de 2021 durante o Período Seco do Ano 3 tiveram um aumento significativo tanto em superfície quanto em fundo, com amplitudes superiores às que foram observadas em dezembro de 2018 (Período Chuvoso/Ano1). Ao longo do monitoramento foi possível observar uma redução dos valores de clorofila-a, em superfície e fundo, entre abril de 2019 (Período Seco/Ano 1) e janeiro de 2021 (Período Chuvoso/Ano 3), incluindo a ocorrência de valores nulos. Os valores de clorofila-a apresentaram diferença significativa entre o Ano 1 e o Ano 3 ( $p=0,05$ ), quando no Ano 1 observam-se elevadas concentrações no Período Chuvoso, relacionadas à alta vazão do Rio Doce e no Ano 3 observam-se elevadas concentrações, com amplitudes superiores às que foram observadas no período Chuvoso do Ano 1, relacionadas à ressuspensão, em seca do Rio Doce.

Em julho de 2021 (Período Seco/Ano 3) as concentrações de feopigmentos (Figura 215) foram superiores às concentrações encontradas durante a atipicidade da campanha de abril de 2019 (Período Seco/Ano 1), quando se sucedeu o fenômeno IBA, que alterou drasticamente os resultados para os pigmentos em questão (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 9, Figura 10*); (RRDM, 2019, RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 31, parágrafo 1), porém, em julho de 2021 as concentrações de clorofila-a também se apresentaram elevadas, o que não ocorreu em abril de 2019, quando foram baixas (Figura 216). Ao longo do PMBA observa-se aumento das concentrações dos feopigmentos nos períodos secos do Ano 1 e do Ano 3, relacionadas à ressuspensão de material de fundo. Foi observada também uma grande variação na clorofila ativa entre o Ano 1 e os Anos 2 e 3 ( $p=0,01$ ), onde o Ano 1 se configurou por valores médios menores.



Figura 217- Variação da diversidade específica ( $H'$ ) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

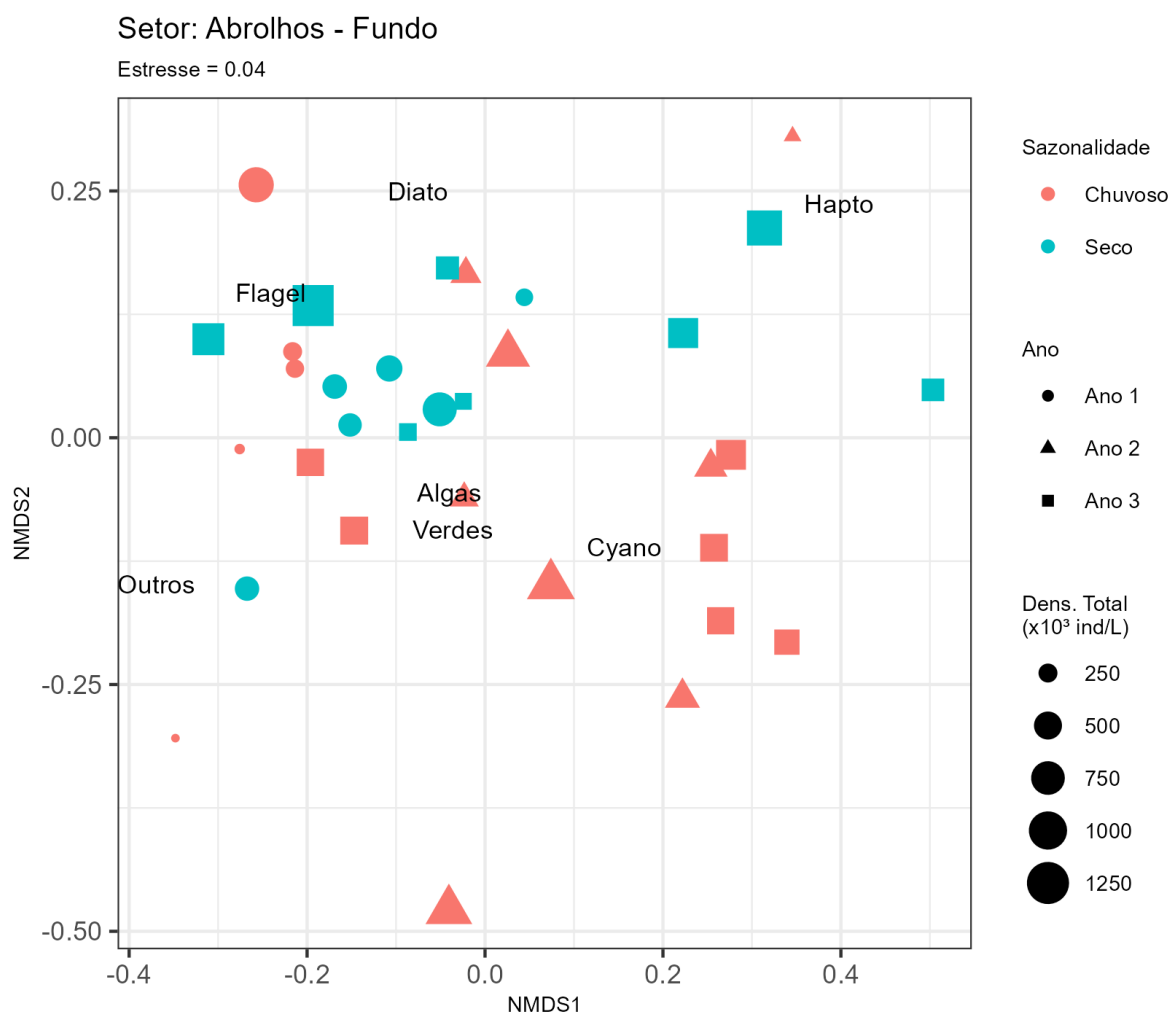


Figura 218- Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1, 2 e 3, nos meses de dezembro/2018 (12-18), abril/2019 (04-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e julho/2021 (07-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

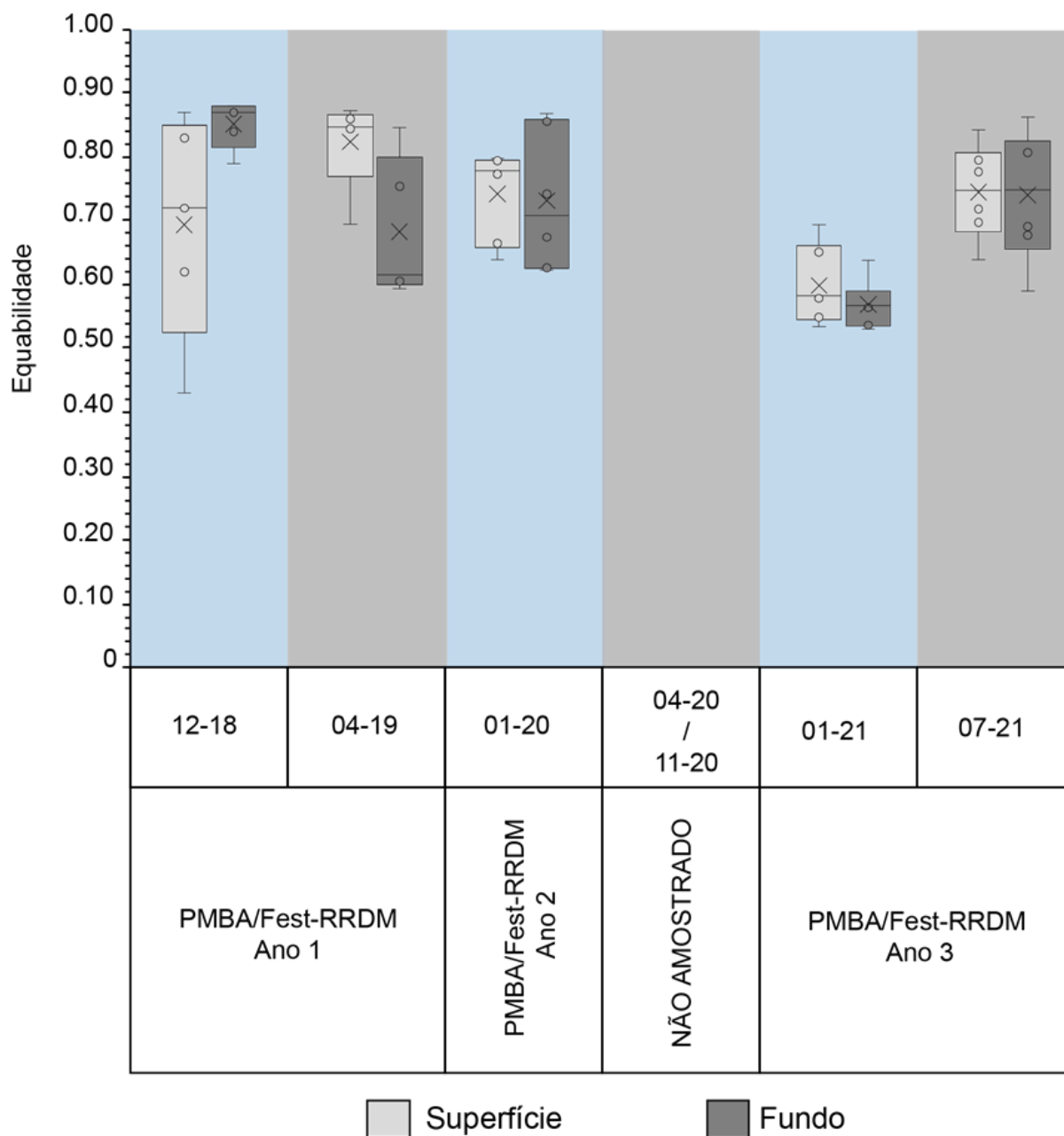


Figura 219- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais, em superfície do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (Dezembro de 2018 e abril de 2019), 2 (janeiro de 2020) e 3 (janeiro e julho de 2021).

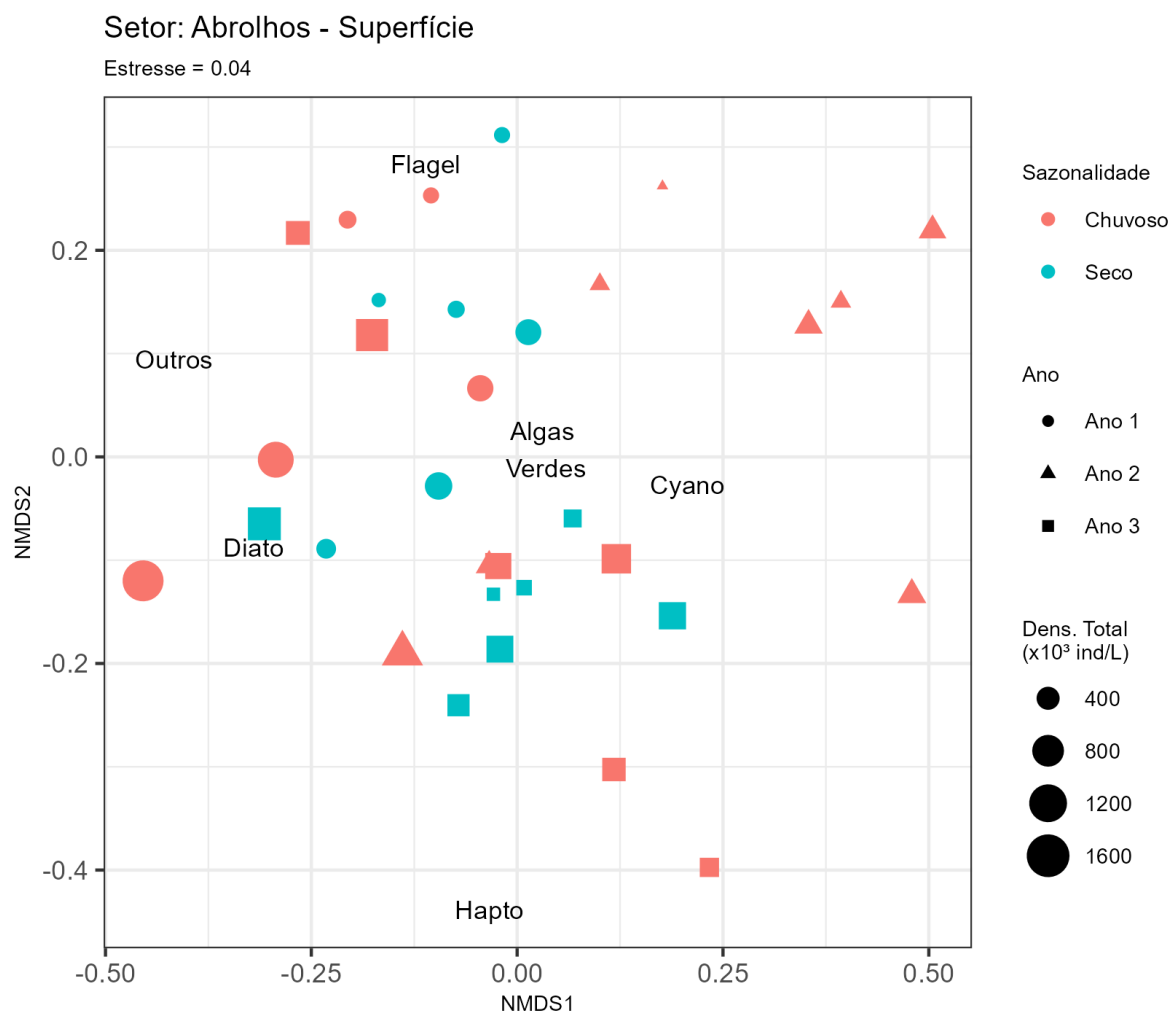
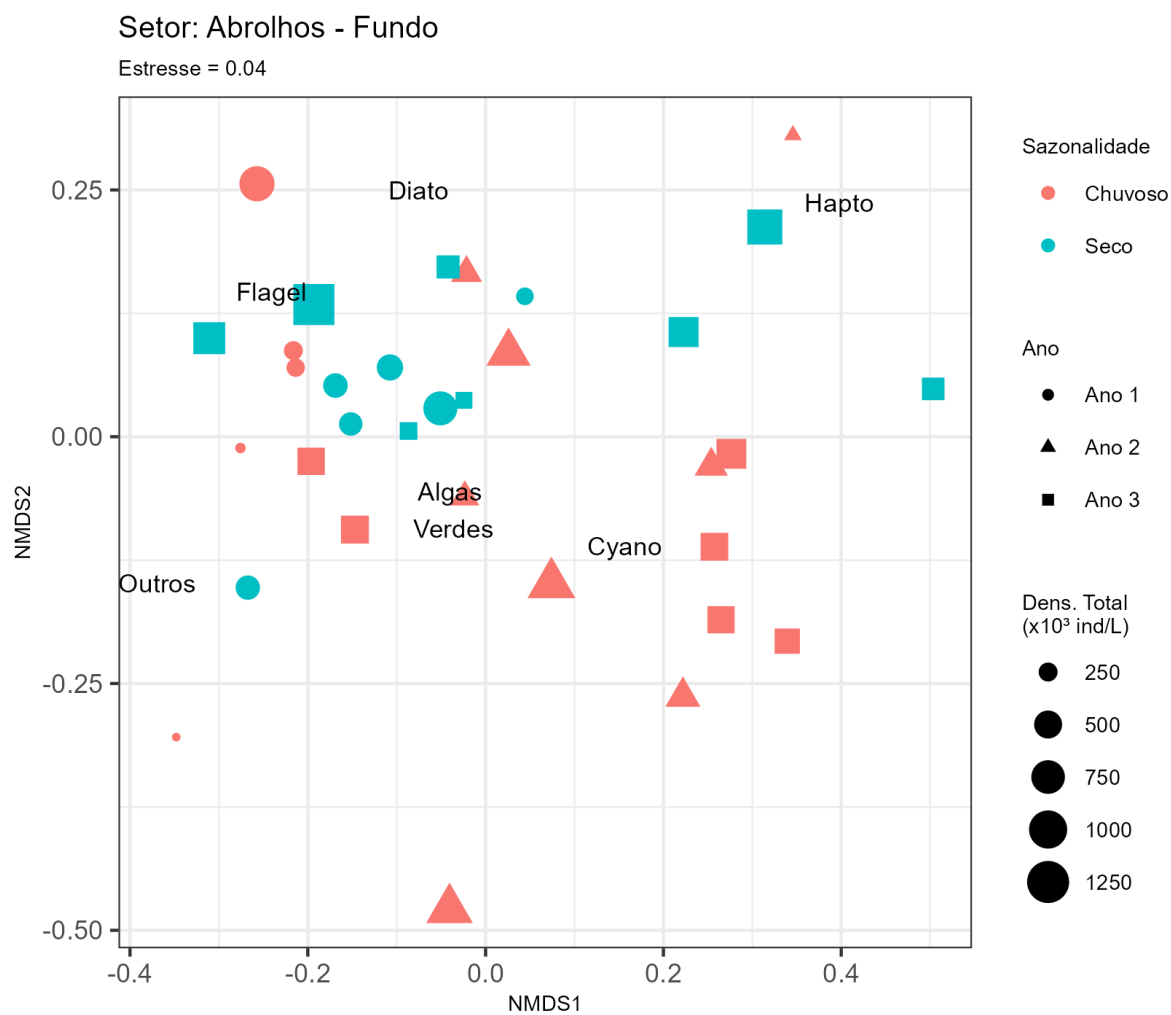


Figura 220- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais, em fundo do Setor Abrolhos nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (Dezembro de 2018 e abril de 2019), 2 (janeiro de 2020) e 3 (janeiro e julho de 2021).



Em relação ao número de táxons obtidos na análise qualitativa nota-se uma diminuição na média dos Anos 2 e 3 ao se comparar com o Ano 1 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 13*). De forma geral, o mês de janeiro de 2020 (Período Chuvoso/ Ano2) apresentou os menores números de táxons, destacando-se a estação ABR 04 com o menor número de táxons dentre os três anos do monitoramento (30), enquanto em julho de 2021 (Período Seco/Ano 3) todos os pontos apresentaram valores acima da média (60). Os maiores números de táxons foram encontrados na estação ABR 01 em novembro de 2018 (Período Chuvoso/Ano 1) (87), abril de 2019 (Período Seco/ Ano 1 / IBA) (80) e julho de 2021 (Período Seco/ Ano 3) (85) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 13*).

Na composição qualitativa dos três anos de monitoramento houve a predominância das diatomáceas com 40% ou mais na grande maioria das estações de amostragem, com exceção de MUC 01 (30%) em janeiro de 2020 (Período Chuvoso/ Ano 2) e MUC 02 (17%) em janeiro de 2021 (Período Chuvoso/ Ano 3), e de dinoflagelados com mais de 10% em todas as estações, exceto em ABR 04 em janeiro de 2020 (Período Chuvoso/ Ano 2), chegando a 32% em MUC 01 em janeiro de 2020 (Período Chuvoso/ Ano 2) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 14*). Vale lembrar que MUC 01 e MUC 02 foram estações de amostragem acrescentadas ao Setor Abrolhos no Ano 2.

Ainda, o grupo de algas verdes apresentou uma diminuição no Ano 3 com 17% em MUC 02 em janeiro de 2021 (Período Chuvoso/ Ano 3), enquanto em janeiro de 2020 (Período Chuvoso/ Ano 2) apresentaram os maiores valores (28%). O inverso ocorreu com o grupo de Cianófitas onde no MUC 02 em janeiro de 2020 (Período Chuvoso/ Ano 2) observa-se 7% de contribuição, e em janeiro de 2021 (Período Chuvoso/ Ano 3) a contribuição passou a ser de 17%. Em julho de 2021 (Período Seco/ Ano3) observou-se um aumento na contribuição de Coccolitoforídeos na estação ABR 04 (10%) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 14*).

Ademais, Lubiana e Dias Junior (2016) reportaram diversos táxons infragenéricos acima de 20 µm em uma estação da plataforma continental, localizada no extremo sul do Banco de Abrolhos (E26), que coincidem com os registros de taxa encontrados no monitoramento da comunidade fitoplanctônica do Setor Abrolhos. Dentre as táxons comuns às pesquisas supracitadas foram observadas a ocorrência das cianobactérias diazotróficas do gênero *Trichodesmium* spp. (*T. thiebautii* e *T. erythraeum*); das diatomáceas centrífugas *Bacteriastrum* cf. *hyalinum*, *Coscinodiscus* spp., *Hemiaulus membranaceus*, *Leptocylindrus danicus*, *Paralia sulcata*, *Neocalyptrella robusta*; e dos dinoflagelados *Dinophysis caudata*, *Tripos* spp. (*T. azoricum*, *T. declinatus*, *T. furca*, *T. horridus*, *T. macroceros*, *T. massiliensis* var. *armatum*, *T. muelleri*, *T. trichoceros*) e *Podolampas* spp. (*P. bipes*, *P. elegans* e *P. spinifera*).

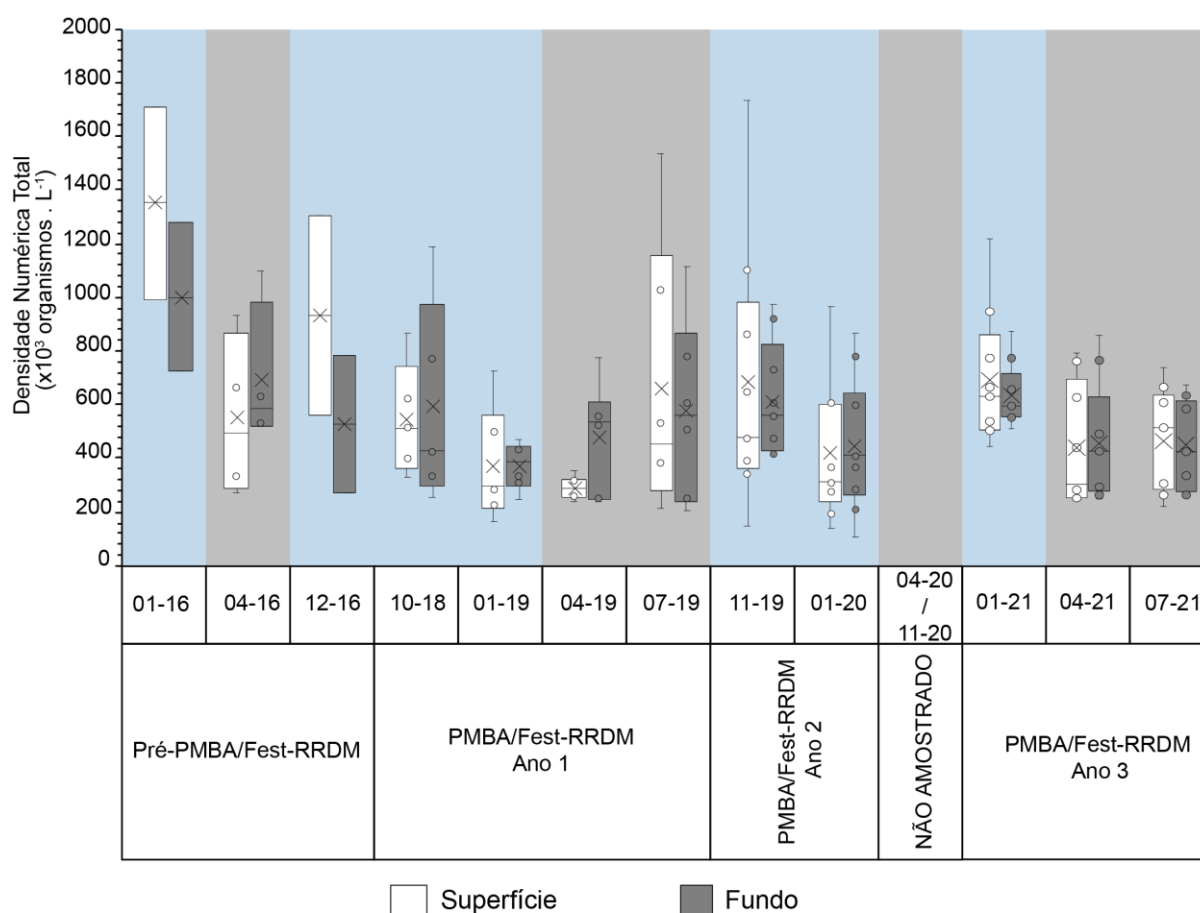
#### 2.5.2.2 Setor Norte

Conforme citado anteriormente, no Ano 1 já havia sido identificada uma dispersão de sedimentos da pluma do Rio Doce para o norte, até à porção sul da Plataforma de Abrolhos, que compreende o Setor Norte, em condições específicas de vazão associadas a ventos advindos do sul, com inversão das correntes ou eventos de passagem de Sistemas Transientes (RT-04 RRDM/ABR19, p. 25 e 26). Mais

tarde, outros estudos registraram a presença de sedimentos oriundos da descarga do Rio Doce nessa região (EVANGELISTA *et al.*, 2021; FRANCINI-FILHO *et al.*, 2019). Portanto, há a chegada do sinal do rompimento da barragem na localidade.

Entretanto, apesar das variações na densidade numérica total inicialmente parecerem formar um padrão de elevação durante as estações chuvosas e decréscimo nas estações secas (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 17, Figura 18*) e dar a impressão de aumento do Ano 1 para o Ano 3 (Figura 221), o Setor Norte não apresentou diferença significativa para os valores desse parâmetro ( $p>0,05$ ), ao longo dos três anos de monitoramento (Figura 221). Além disso, os gráficos de nMDS indicaram a ausência de uma tendência temporal dado a sobreposição dos dados de densidade (Figura 227 Figura 228).

Figura 221- Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



Ainda assim, vale citar que a estação DEG 02 amostrada em novembro de 2019 foi a que exibiu a maior densidade numérica total do PMBA/Fest-RRDM, 1735 x 10<sup>-3</sup> organismos.L<sup>-1</sup>, com, um dos menores valores de equabilidade (0,42) e diversidade específica (1,76 bits.organismo<sup>-1</sup>) da superfície, dado que as cianobactérias nanofitoplancônicas (aff. Microcrocis sp, Synechocystis sp, Synechococcus sp)



responderam com 93% de contribuição, suprimindo a representação dos demais grupos. Tais organismos supracitados são geralmente organismos oportunistas, sendo *Synechocystis* e *Synechococcus* os Gêneros responsáveis por blooms no impacto agudo (pré-PMBA/Fest-RRDM). Para o Ano 3 do monitoramento, a maior e a menor densidade foram reportadas em BN 01 e BS 02, respectivamente, nas campanhas de janeiro (período chuvoso) e julho (período seco) de 2021 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 17, Figura 18*).

Em todo o período amostrado, as cianobactérias configuraram a maior fração da porcentagem de densidade numérica na maioria das estações e profundidades analisadas, com destaques para ITA 01 em janeiro de 2019 (96%) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 25, Figura 26*). Nota-se um aumento significativo do Ano 1 para o Ano 3 ( $p=0,02$ ), quando representaram maior expressividade numérica. O grupo das Haptophytas também apresentou diferença significativa no Ano 3 ( $p=0,02$ ), quando houve aumento na quantidade desses organismos em relação aos anos anteriores. Da mesma forma, as diatomáceas e as algas verdes repetiram essa predisposição ( $p=0,00$ ), sendo que foi registrado um aumento de contribuição numérica das diatomáceas no Ano 3, enquanto as algas verdes apresentaram redução dos valores no referido Ano do monitoramento, em comparação aos anos antecedentes. Esse aumento pode estar associado à fertilização pela presença de componentes do rejeito no sedimento, maiores no Ano 3, como ferro e zinco lábil (Subprojetos Sedimentologia-PMBA/Fest-RRDM, Subprojeto Hidrogeoquímica- PMBA/Fest-RRDM), que por sua vez, tem relação com a absorção e deposição da sílica nas frústulas das diatomáceas (QUIGG, 2016), sendo importantes para o crescimento de organismos deste grupo de algas (LAM et al., 2001; ELWOOD, HUNTER, 2000). O aumento das cianobactérias pode estar relacionado à redução das algas verdes devido à competição, por terem nichos parecidos.

Como consequência de tal dinâmica, houve uma maior representatividade do nanofitoplâncton frente ao microfitoplâncton nas amostras do Setor Norte durante o presente monitoramento. As maiores contribuições do microfitoplâncton ocorreram nas amostras de fundo, em DEG 02 (61%) em novembro de 2019 e DEG 01 (45%) em abril de 2021 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 15, Figura 16*).

Assim como os valores de densidade numérica, a biomassa em termos de clorofila-a, que à semelhança ao parâmetro anterior parecia ter uma propensão a um padrão temporal, não apresentou diferença significativa entre os 3 anos do PMBA/Fest-RRDM ( $p>0,05$ ), apesar de haver variação entre as campanhas (Figura 222). Todavia, os feopigmentos demonstraram uma tendência de aumento para o Ano 3, conforme os resultados do tratamento estatístico ( $p=0,02$ ), o que pode ser observado na Figura 223, enquanto a clorofila ativa apresentou um padrão de redução. Tal diminuição da clorofila ativa sugere uma redução da saúde fisiológica do fitoplâncton no Ano 3 quando comparado aos anos anteriores, principalmente quando observado nas amostras de fundo (Figura 224). Essa redução da saúde fisiológica pode estar relacionada à maior presença do rejeito no sedimento no Ano 3 (Dados dos Subprojetos Sedimentologia e Hidrogeoquímica) e a maior mobilidade de fundo e sua consequente ressuspensão no referido Ano (Dados dos Subprojetos Sedimentologia e Modelagem numérica). Ainda

assim, a eficiência fotossintética se manteve em níveis parecidos para os três anos, sem diferença estatística ( $p>0,05$ ).

Figura 222- Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

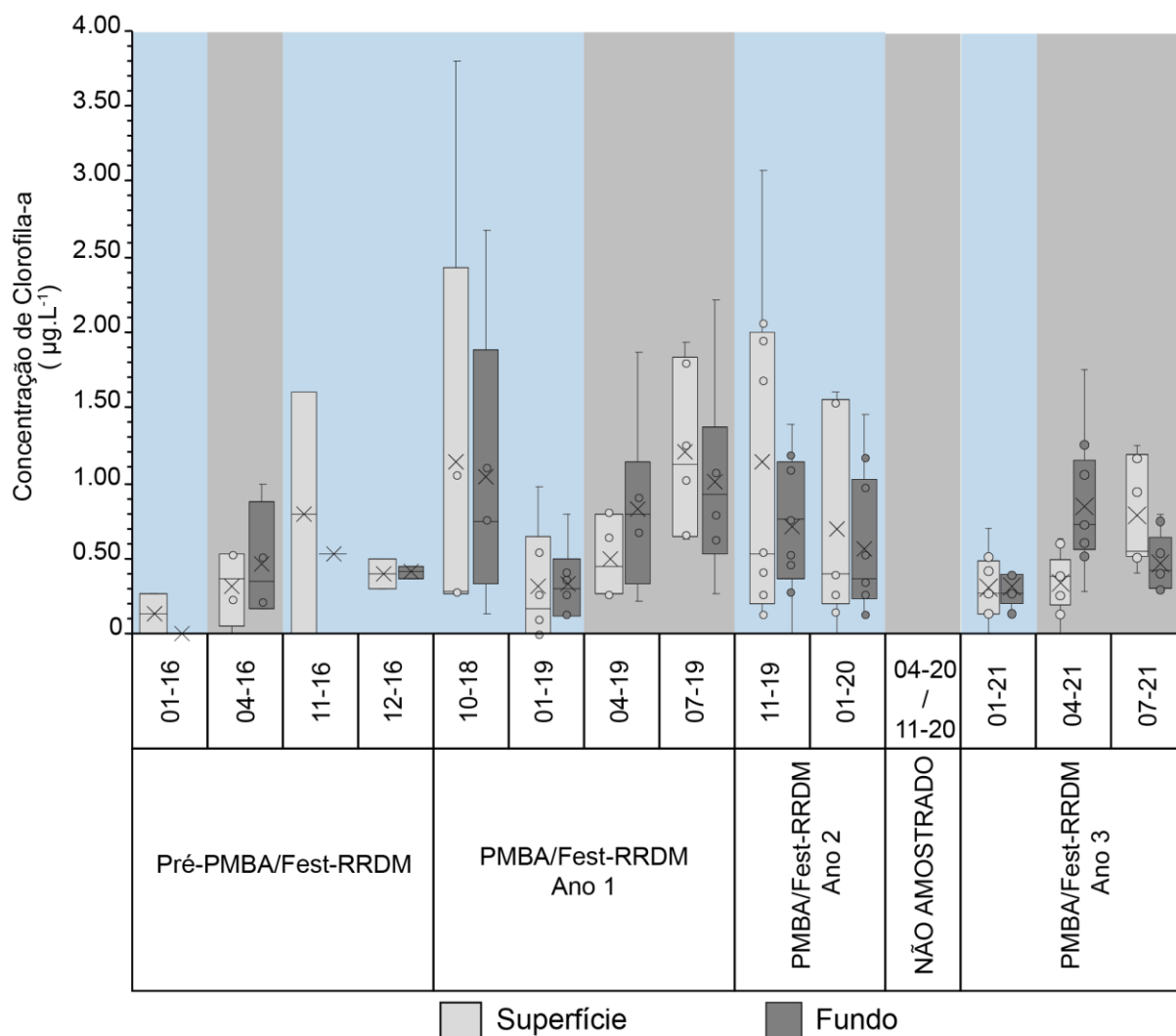


Figura 223- Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

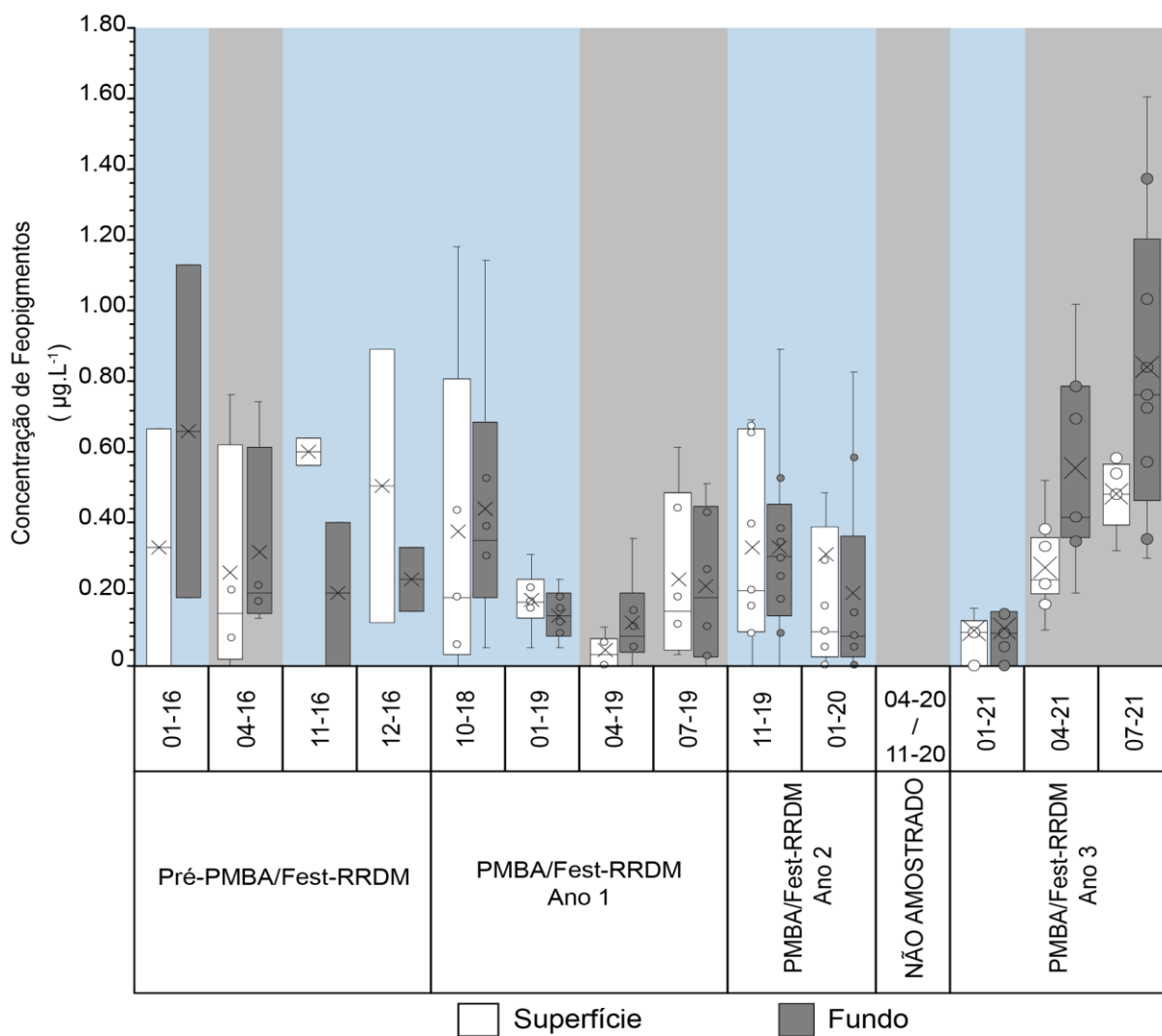
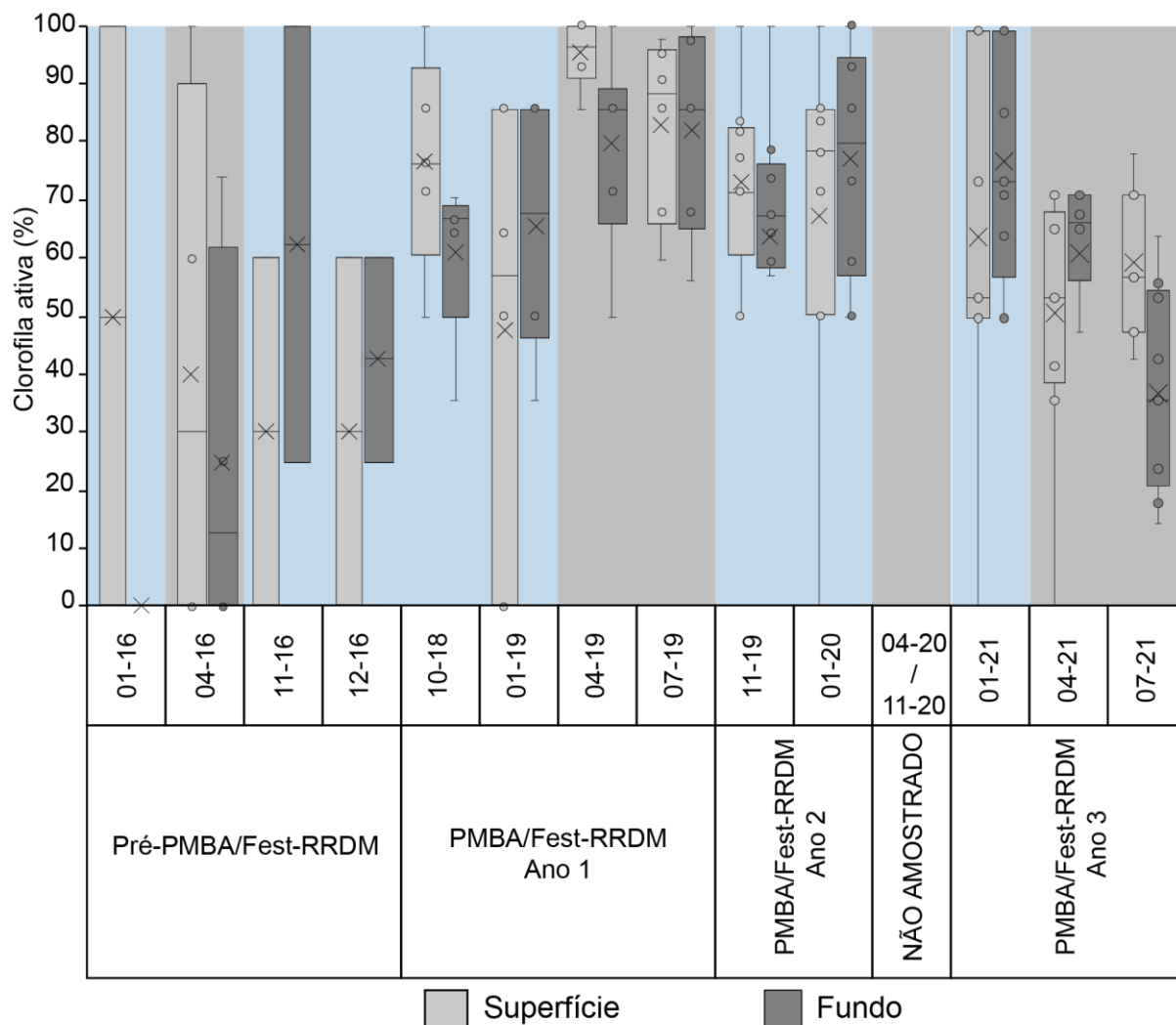
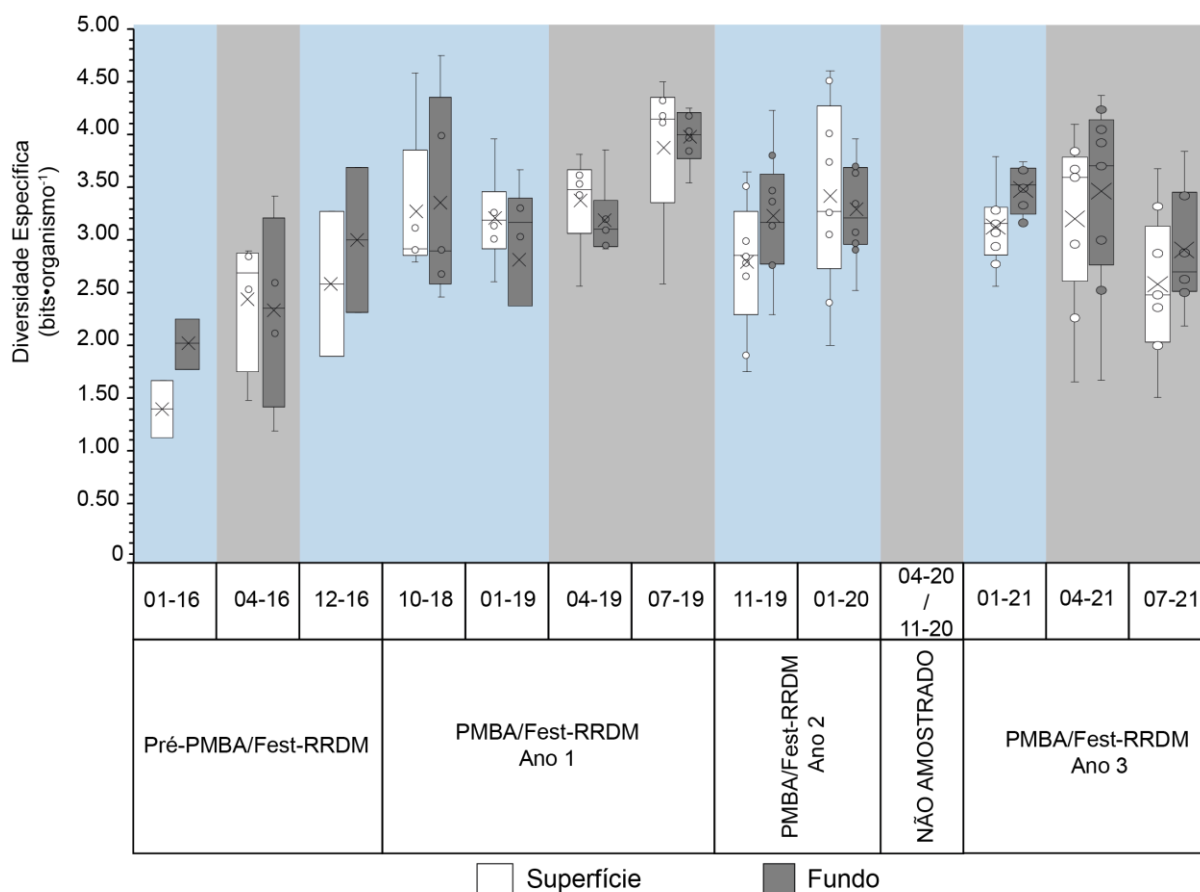


Figura 224-Variação da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso



Quando comparada com os dados pós-rompimento da barragem de janeiro e abril de 2016, a diversidade específica para os Anos 1, 2 e 3 foi maior (Figura 225). Contudo, a diversidade para esses três anos não apresentou variabilidade ( $p>0,05$ ) e manteve-se na faixa entre 1,5 e 4,5 bits por organismo<sup>-1</sup>, o que pode indicar uma estabilização da comunidade fitoplanctônica na região.

Figura 225- Variação da diversidade específica ( $H'$ ) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.



Para a equabilidade também não houve diferença estatística significativa ( $p>0,05$ ), com pequena variabilidade nos dados (Figura 226).

Figura 226- Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-2019), janeiro/2020(01-20), janeiro/2021 (01-2021), abril/2021 (04-2021) e julho/2021 (07-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

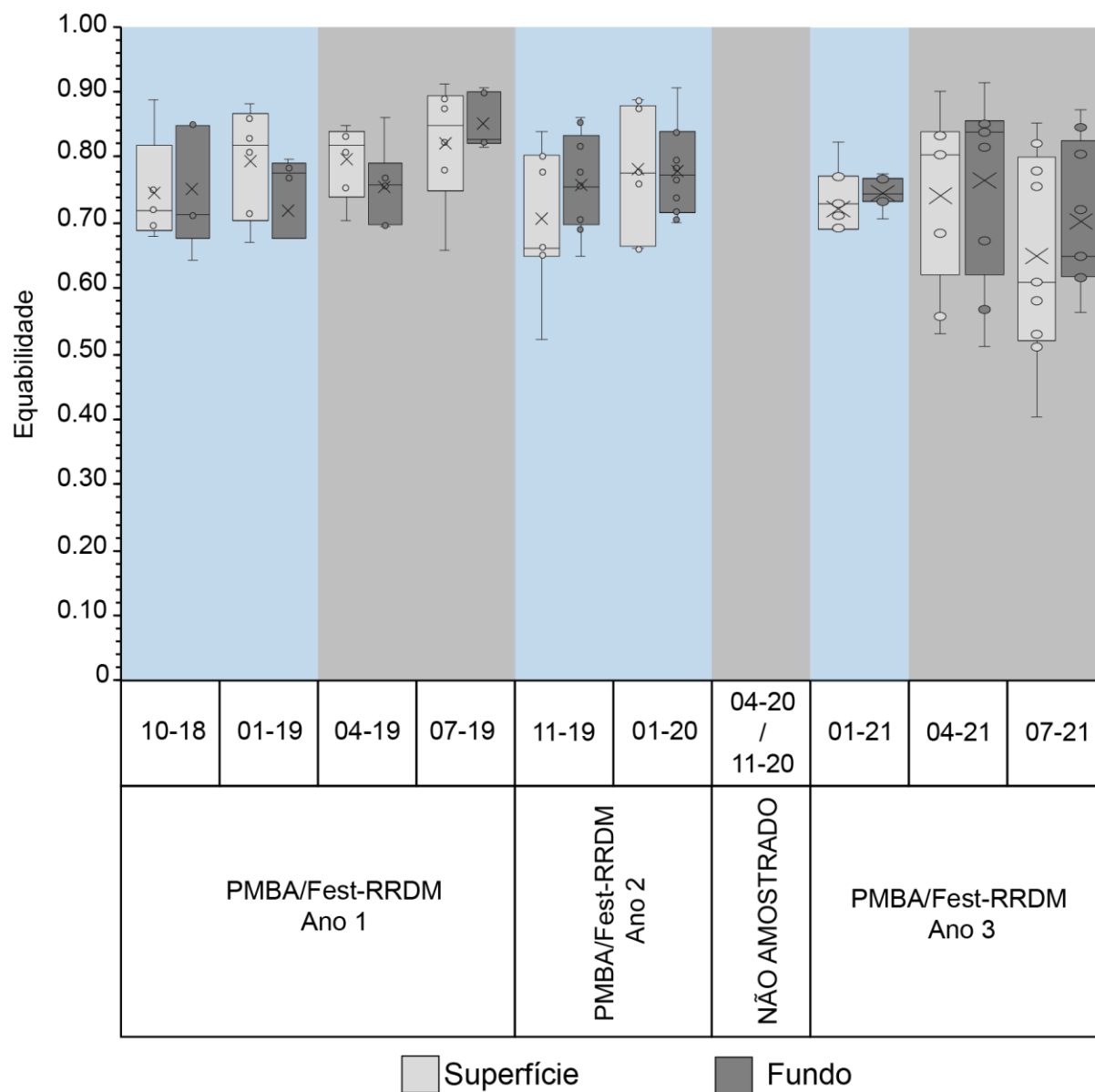




Figura 227- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais, em superfície do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021).

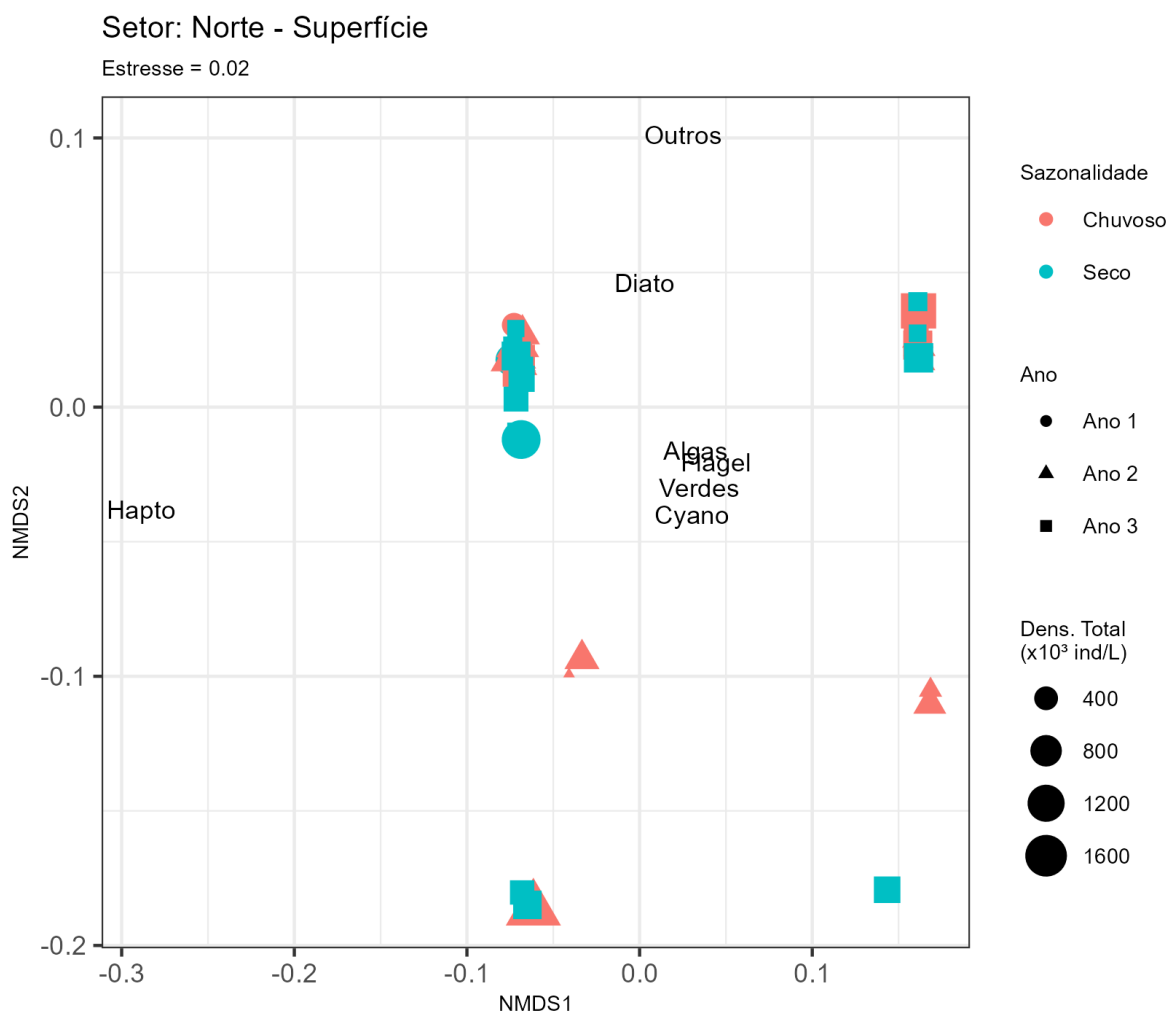
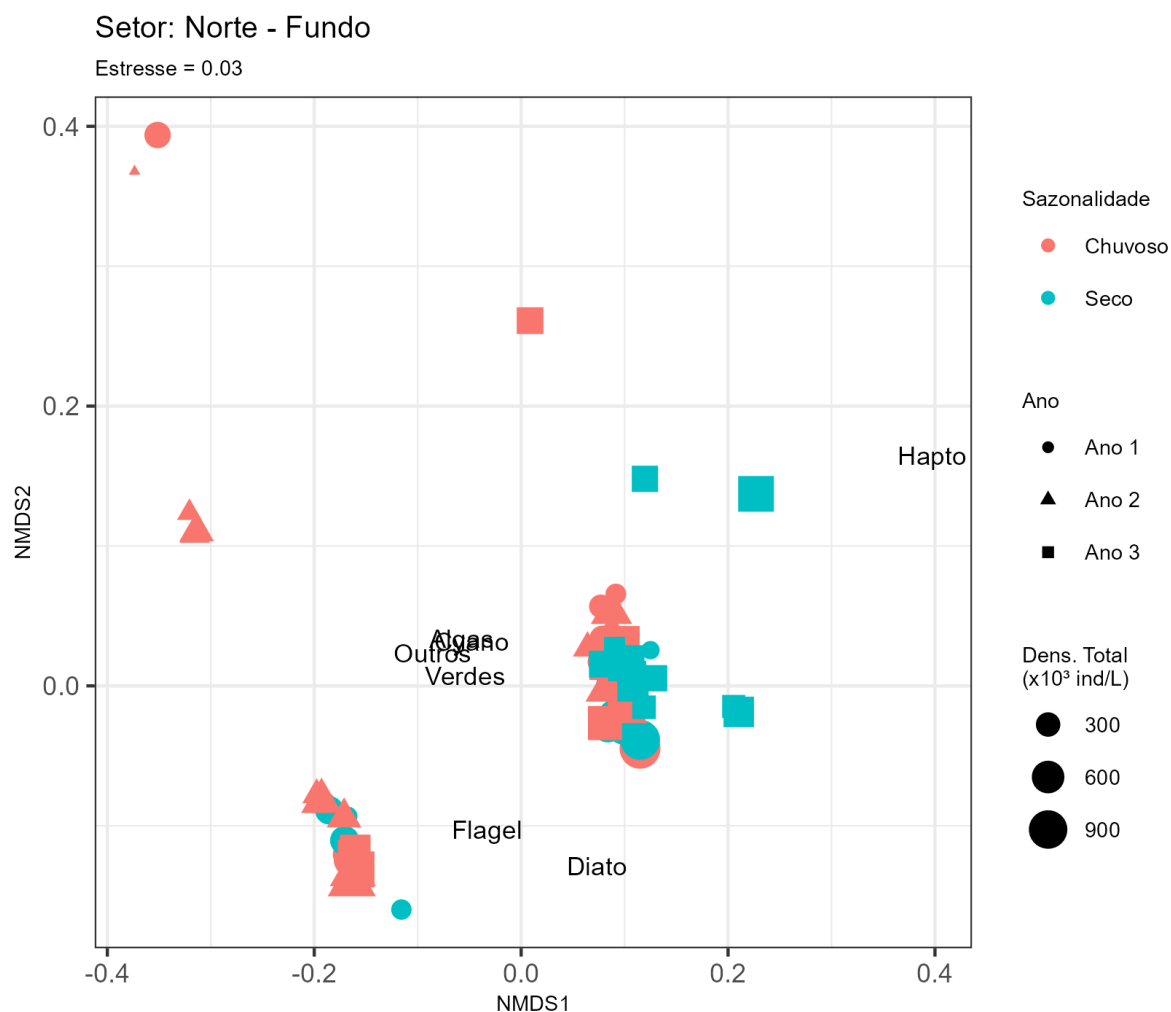


Figura 228 - Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo do Setor Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (Dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021).



Sobre os parâmetros qualitativos, podemos citar que os valores médios de número de táxons entre o Ano 1 e 3 variaram pouco se comparados ao Ano 2 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 27*). Destacando-se no Ano 1, temos um valor acima de 90 táxons em dezembro de 2018 e abril de 2019 e um inferior a 40, em julho de 2019. No Ano 2, salienta-se janeiro de 2020, com número de táxons variando de menos de 20 até mais de 80 táxons. Já no Ano 3 as estações com maiores números de táxons apresentaram valores superiores a 70 em algumas estações em abril de 2021, abaixo do que foi observado nos Anos 1 e 2, e o menor valor em janeiro de 2020 (46 táxons) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 27*).

Verificou-se a predominância das diatomáceas durante os três anos nas análises qualitativas, com contribuição na composição acima de 50% em abril e julho de 2021, e entre 12% e 23% em janeiro de 2020. Segundo os dados apresentados no relatório do Subprojeto de Hidrogeoquímica (RT-19B RRDM/NOV19, p.65 ), pode-se inferir que o comportamento da sílica dissolvida no setor é diretamente

correlacionada com a densidade total do fitoplâncton. Em abril de 2021 foi observado um aumento significativo do Gênero *Coscinodiscus*. Esse gênero de grandes diatomáceas marinhas com diâmetros celulares de até 500 µm, necessitam de sílica disponível no meio para o seu crescimento (Kühn e Raven 2007). Os dinoflagelados contribuíram de forma mais modesta, com valores abaixo de 10% (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 28*).

A participação em número de espécies do grupo de algas verdes apresentou uma diminuição no Ano 3, quando o maior valor foi encontrado na estação BS 01 (18%) em janeiro de 2021, enquanto nos Anos 1 e 2 os maiores valores para esse grupo ficaram acima de 30% (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 28*). Notou-se um aumento da quota do grupo de cocolitoforídeos na composição florística, variando entre 7 e 10% de ocorrência, durante o mês de julho, tanto em 2019 quanto em 2021, e a diminuição da quota deles no mês de janeiro de 2021, quando não foram encontrados em diversas amostras (BS 02, BN 01, ITA 01 e ITA 02) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 28*). Destaca-se ainda no mês de janeiro de 2020 nas estações CB 01, ITA 01 e ITA 02 os menores valores para o grupo de Diatomáceas e o aumento do grupo de cianofíceas e dinoflagelados ao se comparar às outras estações deste setor na mesma campanha. (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 28*).

#### 2.5.2.3 Setor Foz

O Setor Foz apresenta três subsetores, sendo um transecto que segue da Foz do Rio Doce em direção *offshore* (Subsetor da Foz Central), um transecto ao norte e ao sul do Subsetor da Foz Central (Subsetor da Foz Norte e Subsetor da Foz Sul).

A hidrodinâmica local é influenciada pelos movimentos gerados pelas ondas e marés aliadas aos fortes ventos e pelo regime pluviométrico que promove o maior aporte fluvial, alterando, desta forma, a dinâmica das zonas costeiras e, conseqüentemente, influenciam diretamente no metabolismo, desenvolvimento, reprodução e na mudança estrutural do fitoplâncton (FERNANDES e BRANDINI, 2004; PAPRY *et al.*, 2020), tendo em vista que ocorre disponibilidade de nutrientes (PERASSOLI, GHISOLFI, & LEMOS, 2020) e materiais em suspensão a partir da ressuspensão dos sedimentos de fundo da plataforma continental com a ocorrência dos eventos supramencionados (RODRIGUES *et al.*, 2014).

No Setor Foz como um todo, a dinâmica do fitoplâncton está intimamente relacionada à interação com o ambiente terrestre. As águas rasas estão sujeitas aos processos de eutrofização (naturais ou artificiais) e às variações hidrológicas associadas à entrada de água doce ao sistema pela drenagem continental (TENENBAUM *et al.*, 2006). Nessa região, a interação com a descarga continental, processos de circulação costeira, material em suspensão e transparência da água são determinantes na distribuição da comunidade fitoplanctônica (MOISAN *et al.*, 2002).

A maior vazão média do Rio Doce para os três anos de monitoramento foi registrada no Ano 2 (987,89 m<sup>3</sup>/s), seguida pelo Ano 3 (862,18 m<sup>3</sup>/s) e Ano 1 (519,11 m<sup>3</sup>/s), sendo todas as vazões correspondentes ao período chuvoso. Em contrapartida, uma vazão média de 465,27 m<sup>3</sup>/s foi o maior valor no período

seco (Subprojeto da Modelagem Numérica-PMBA/Fest-RRDM). Segundo Oliveira e Quaresma (2017) o período em que comumente ocorrem as maiores vazões médias do Rio Doce são nos meses de dezembro e janeiro, que correspondem ao período chuvoso.

Para o Ano 3, de acordo com a classificação proposta por Oliveira e Quaresma (2017), as condições da vazão climatológica do Rio Doce foram de úmida a úmida a alto fluxo entre dezembro de 2020 (1.139,5 m<sup>3</sup>/s) e janeiro de 2021 (1.371 m<sup>3</sup>/s), e entre fevereiro (339,6 m<sup>3</sup>/s) e setembro (92,5 m<sup>3</sup>/s) de 2021 a condição de vazão climatológica oscilou entre seca e seca extrema. Apenas em abril de 2021 que as condições ficaram entre seca e normal (média 456,1 m<sup>3</sup>/s) (Subprojeto da Modelagem Numérica-PMBA/Fest-RRDM).

Ademais, os momentos de pico de vazão foram acompanhados por uma mudança no aporte de sedimento em suspensão onde o Ano 1 apresentou maior aporte entre novembro de 2018 e janeiro de 2019; enquanto o Ano 2 teve os maiores aportes observados entre janeiro e março de 2020. Já no Ano 3, o maior aporte de sedimento em suspensão ocorreu entre dezembro de 2020 e fevereiro de 2021 (Subprojeto da Modelagem Numérica-PMBA/Fest-RRDM).

Os dados dos Subprojetos da Modelagem e da Sedimentologia salientam uma deterioração da qualidade da água do Setor da Foz com tendência de acúmulo ao Norte, uma vez que há tendência da pluma sedimentar se deslocar para este Setor. Ainda, dados do Subprojeto da Ecotoxicologia também indicam contaminação para tal região. A comunidade fitoplanctônica continua com qualidade entre moderadamente a altamente impactada, corroborando com os resultados encontrados no Ambiente Marinho.

A densidade numérica do fitoplâncton do Setor Foz Norte (Figura 231) apresentou tendência de aumento ao longo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM, se mantendo acima dos valores pré-rompimento ( $<200 \times 10^{-3}$  organismos.L<sup>-1</sup>) (RRDM, 2019, RT-19F-RRDM/NOV19, página 58, Figura 39) e chegando próximos aos valores do pré-PMBA/Fest-RRDM, com as densidades do período seco superiores ao chuvoso conforme demonstrado pelo Índice de similaridade de Bray-Curtis - nMDS (Figura 229Figura 230).

Durante o PMBA/Fest-RRDM, o Ano 3 foi o que apresentou os picos mais expressivos de densidade numérica (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 31, Figura 32*), além das maiores médias e medianas ( $p=0,00$ ), principalmente nas amostras de fundo da coluna d'água, chegando à  $6.178 \times 10^{-3}$  organismos.L<sup>-1</sup> na estação SDN 20 da campanha de agosto de 2021, associados a uma maior representatividade numérica das cianoprocariontes dos gêneros *Synechococcus* e *Synechocystis*. Estes gêneros também ocorreram nas amostras de superfície das campanhas entre junho e setembro de 2021 em SDN 20 (*Material Suplementar A3MFS2, Tabela 24*).

A composição em termos quantitativos no Setor Foz Norte esteve caracterizada pelo predomínio das cianobactérias e algas verdes. Além disso, houve um aumento expressivo das diatomáceas nas amostras de fundo do Setor Foz Norte na campanha de dezembro de 2020, que chegaram a compor 71,81% das amostras (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 39, Figura 40*), com destaque para as

diatomáceas oportunistas do Gênero *Pseudo-nitzschia*. Também, foram detectados no terceiro ano de monitoramento maiores percentuais de microfitoplâncton em comparação com os anos anteriores do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 29, Figura 30*). Este maior percentual de microfitoplâncton pode estar associado a eventos de ressuspensão que parecem ter sido mais intensos no Ano 3 em comparação aos anos anteriores, quando observamos os dados de turbidez junto ao fundo (Dados do Subprojeto Modelagem Numérica-PMBA/Fest-RRDM) e a maior mobilidade do sedimento no Ano 3 (Dados do Subprojeto da Sedimentologia-PMBA/Fest-RRDM).

Os Grupos das algas verdes, Haptophyceae, fitoflagelados e organismos agrupados no Grupo “Outros” variaram sua composição ao longo dos 3 anos de monitoramento, ( $p=0,00$ ), sendo o Ano 2 o que apresentou diferença estatisticamente significativa, com as menores médias de densidade numérica. Em relação às cianobactérias, assim como em outros setores, houve diferença entre Ano 1 em comparação aos Anos 2 e 3 ( $p=0,00$ ), no primeiro ano as médias de densidade de cianofíceas eram menores. O nanofitoplâncton não apresentou diferenças estatística significativa entre os 3 anos ( $p>0,05$ ).

A biomassa do fitoplâncton (clorofila-a) do Setor Foz Norte não apresentou diferenças ( $p>0,05$ ) entre os três anos do monitoramento PMBA/Fest-RRDM (Figura 232), embora os dados brutos demonstrem maiores picos nas amostragens do terceiro Ano do monitoramento, com os valores de biomassa do período seco sendo visivelmente superiores aos do período chuvoso (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 37, Figura 38*). Ademais, a biomassa em termos de clorofila-a do Setor demonstrou diferença significativa entre as profundidades ( $p=0,00$ ), com valores maiores em média e mediana nas amostras de fundo no Ano 3, ultrapassando inclusive os valores do pré-PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2019, RT-19F-RRDM/NOV19, página 65, Figura 48), que eram considerados já altos para a região, anteriormente oligotrófica. O Ano 3 apresentou valores elevados de clorofila, chegando ao máximo de  $3,82 \mu\text{g.L}^{-1}$  (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 37, Figura 38*). Os feopigmentos (Figura 233) apresentaram diferença estatisticamente significativa no Ano 3 quando comparado aos anos anteriores ( $p=0,00$ ), no referido ano o Setor apresentou valores elevados principalmente no fundo da coluna d’água, com destaques para as estações SDN 12, SDN 13 e SDN 30 em que os valores de feopigmentos superaram os de clorofila-a em algumas campanhas do período seco. Todavia a clorofila ativa (Figura 234) não apresentou variação estatisticamente significativa ( $p>0,05$ ).

A diversidade específica (Figura 235) apresentou menores valores médios no Ano 2, quando comparados aos Anos 1 e 3 ( $p=0,00$ ), com mínimo de  $0,82 \text{ bits.organismo}^{-1}$  na superfície do SDN 30 na campanha de janeiro de 2019 (período de alta vazão), e de maior diversidade, com o máximo de  $4,33 \text{ bits.organismo}^{-1}$  na superfície do SDN 13 na campanha de setembro de 2021 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 33, Figura 34*). A equabilidade (Figura 236) variou de 0,32, também na superfície do SDN 30 em janeiro de 2019, à 0,90 na amostra do fundo de SDN 20 na campanha de setembro de 2021 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 35, Figura 36*), apresentando diferença estatisticamente significativa entre os 3 anos ( $p=0,00$ ), onde a menor média para o parâmetro no Setor ocorreu no Ano 2 (0,68), seguido do Ano 3 (0,72) e Ano 1 (0,76). Isto sugere que o ambiente não está

em equilíbrio, e sim, sofrendo perturbações periódicas, onde a comunidade não consegue se consolidar, e acaba retornando a um ponto anterior na sucessão ecológica. Torna a tentar se consolidar, mas não está resiliente o suficiente para se estabelecer de forma estável e permanente, devido possivelmente às variações ambientais ocasionadas pelas variações meteoceanográficas.

Figura 229- Similaridade da abundância das classes fitoplancônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície do Setor Foz Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021).

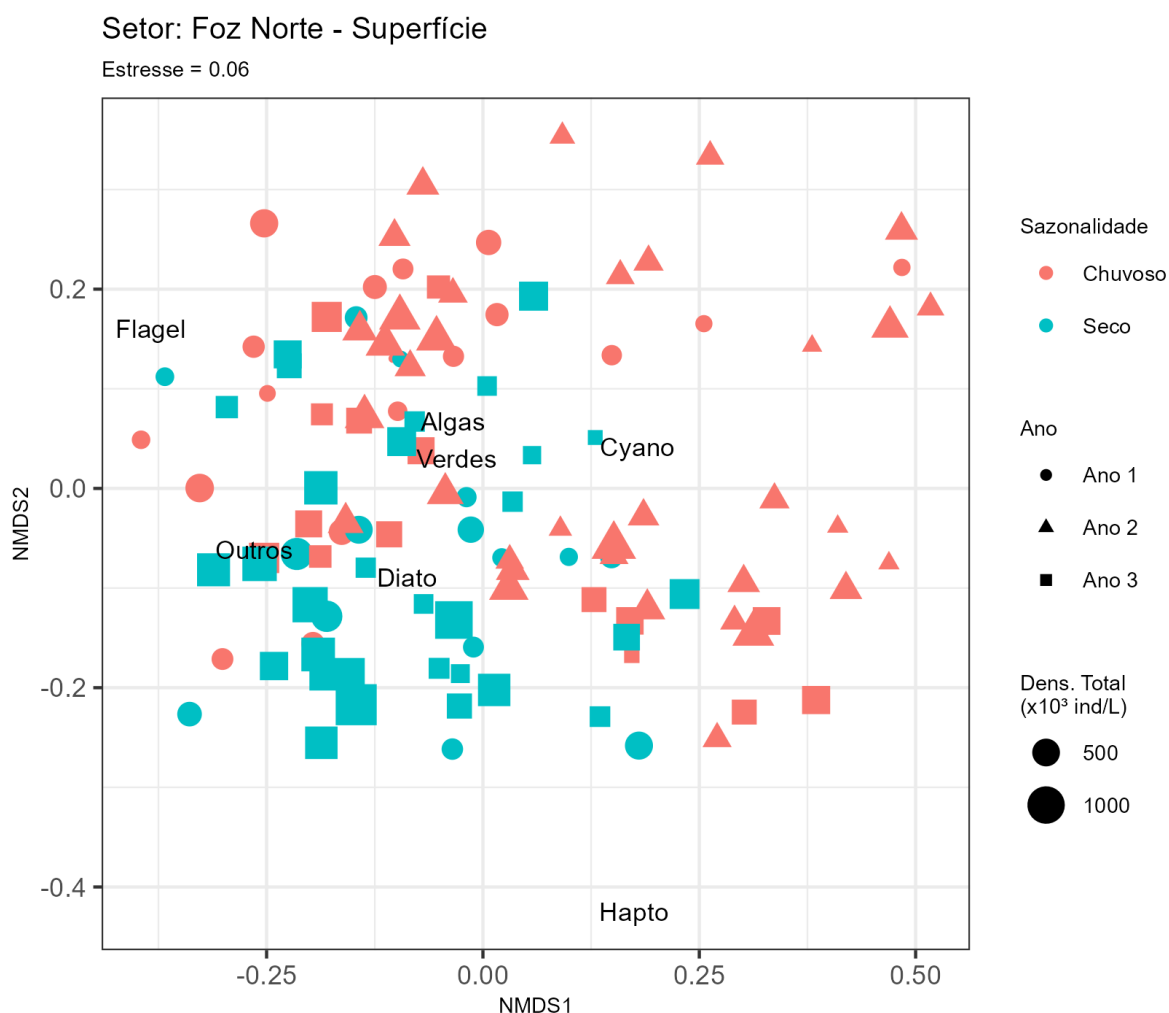
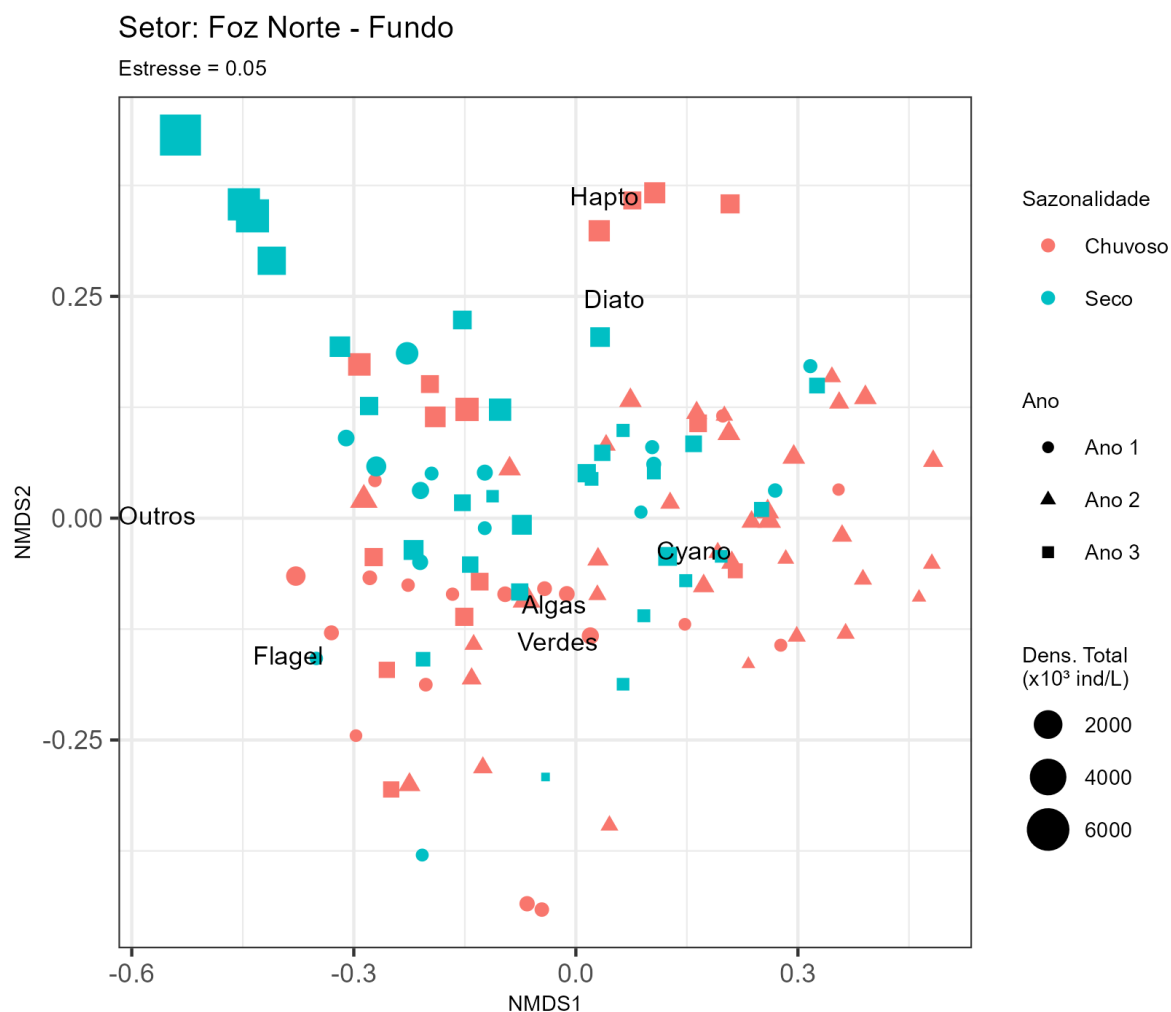




Figura 230- Similaridade da abundância das classes fitoplancônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo do Setor Foz Norte nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021).



A média no número de táxons do Setor Foz Norte se manteve próxima a 65 no decorrer das campanhas referentes ao Ano 1 e ao Ano 3, entretanto, nas campanhas do segundo ano de monitoramento, o número de táxons apresentou média de 50. Os menores valores foram encontrados em novembro de 2019 nas estações SDN 29 e SDN 13, em julho de 2019 nas estações SDN 13 e SDN 30 e no mês de fevereiro de 2021 na estação SDN 20, ambos abaixo de 25 táxons. Já os maiores valores, sendo considerados aqueles acima de 90 táxons, foram observados em outubro de 2018 na estação SDN 12, em abril de 2019 nas estações SDN 13, SDN 20 e SDN 30, em outubro de 2019 na estação SDN 20, em dezembro de 2020 na estação SDN 20 e em abril de 2021 na estação SDN 13 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 41*).

O mês de abril de 2019 se destacou por apresentar número de táxons próximo a 120. A partir da campanha realizada no ano de 2021 (Ano 3) do referido mês em diante, observou-se uma oscilação nos números de táxons, variando de 90 a 25 táxons. Todavia, de forma geral, no Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM ocorreram os menores valores no número de táxons se comparado com o Ano 1 e Ano 3.

De modo geral no Ano 1 as maiores contribuições na composição qualitativa foram provenientes dos grupos de dinoflagelados, diatomáceas e algas verdes (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 42*). Nos meses de junho e julho de 2019 na estação SDN 13 as cianofíceas apresentaram maiores contribuições se comparados aos outros meses, neste mês também observou-se em todas as estações do setor a diminuição da contribuição de diatomáceas, inferior a 20%. Enquanto no Ano 2 e 3 ocorreu a predominância de diatomáceas e dinoflagelados, com exceção das estações SDN 30 em fevereiro de 2020 e SDN 29 em dezembro de 2020 na qual o grupo das algas verdes foi predominante em todas as estações do Setor.

Ainda, no Ano 2 foi observado as maiores concentrações em termos de composição qualitativa para o grupo de cocolitoforídeos no mês de outubro na estação SDN 13, em torno de 20%, enquanto no Ano 3 os maiores valores foram encontrados nos meses de fevereiro de 2021 nas estações SDN 20 (15%) e SDN 29 (10%), em maio de 2021 na estação SDN 13 (10%) e em junho na estação SDN 30 (15%) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 42*).

A densidade numérica total do fitoplâncton na Foz Central (*Figura 231*), demonstrou-se elevada nos três anos do programa de monitoramento quando comparada aos dados antes do rompimento da barragem (RRDM, 2019, RT-19F-RRDM/NOV19, página 58, *Figura 39*), com diferença significativamente estatística ( $p=0,00$ ) entre o Ano 1 e os demais, onde o Ano 1 apresentou uma média menor de densidades numéricas (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 46, Figura 47*). Tal diferença apresentada para a densidade entre o Ano 1 comparado aos Anos 2 e 3 também foi observada quando analisado o Índice de similaridade de Bray-Curtis - nMDS do Setor Foz Central (*Figura 237, Figura 238*) na qual os valores de densidade numérica foram pouco superiores nas amostragens realizadas nos Anos 2 e 3. Os picos de densidade se deram mais no fundo da coluna d'água durante as amostragens do PMBA/Fest-RRDM. Os maiores valores de densidade no fundo de SD 01 ( $6020 \times 10^3$  organismos $\cdot L^{-1}$ ) e SD 02 ( $3865 \times 10^3$  organismos $\cdot L^{-1}$ ) que ocorreram em dezembro de 2019 em uma campanha de período chuvoso atribuiu a essa campanha os maiores valores máximo e médio. Em superfície a maior densidade de todo o monitoramento foi de  $2067 \times 10^3$  organismos $\cdot L^{-1}$  em SD 01 durante a campanha de setembro de 2021.

Nessa mesma profundidade, uma estação amostrada em janeiro de 2021 dentro da pluma (SDP 02), cujas condições de vazão segundo classificação proposta por Oliveira e Quaresma (2017) era de úmida a úmida a alto fluxo (Dados do Subprojeto Modelagem Numérica), a densidade numérica foi de  $840 \times 10^3$  organismos $\cdot L^{-1}$  superando os valores apresentados no fundo (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 48*). Ainda, nessa estação o nanofitoplâncton superou o microfitoplâncton, as cianobactérias apresentaram as maiores contribuições em ambas profundidades e a biomassa em clorofila-a do fundo foi inferior à da superfície (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 45, Figura 57, Figura 60*).

A composição quantitativa do fitoplâncton (densidade/abundância numérica dos grupos) do Setor Foz Central durante os três anos do PMBA/Fest-RRDM esteve representada pela predominância das cianobactérias e algas verdes nanofitoplanctônicas na maioria das estações de amostragens e

profundidades, com alternância de predominância entre esses dois grupos (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 58, Figura 59*), sem diferença significativa nas densidades ao longo dos anos do PMBA/Fest-RRDM ( $p>0,05$ ). Não houve diferença significativa entre as densidades do nanofitoplâncton ( $p>0,05$ ), mas sim do microfitoplâncton ( $p=0,00$ ), que aumentou sua contribuição ao longo dos anos, relacionado ao aumento das diatomáceas dessa classe de tamanho (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 43, Figura 44*).

Houve uma tendência de aumento na densidade das diatomáceas, sobretudo nas campanhas do período chuvoso nos Anos 2 e 3 (*Figura 237Figura 238*), resultando, conseqüentemente, no aumento gradativo das contribuições do grupo em termos de porcentagens ao longo dos três anos de monitoramento, com destaques para as contribuições apresentadas no Ano 3 do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática I. Isso ocorreu especialmente nas amostras do fundo da coluna d'água, na qual as produtoras de ácido domóico *Pseudo-nitzschia* spp. (TRICK, *et al.*, 2010; BATES; TRAINER, 2006) foram as mais representativas dentro desse grupo de microalgas, com diferença significativa estatisticamente de densidade entre superfície e fundo ( $p=0,01$ ). Ainda no referido Ano do PMBA/Fest-RRDM, nas campanhas de período chuvoso realizadas em dezembro de 2020, janeiro de 2021 e principalmente fevereiro de 2021, observou-se as maiores contribuições das diatomáceas para o Setor (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 58, Figura 59*), com ênfase nos 90% de contribuição em SD 04 fundo durante a amostragem de fevereiro de 2021. Em relação aos flagelados, houve diferença estatisticamente significativa do Ano 1 com os demais ( $p=0,00$ ), onde sua representatividade foi maior.

O grupo das Haptophytas apresentou diferença significativa ao longo do tempo ( $p=0,00$ ), com maiores contribuições nas amostras dos Anos 2 e 3 em período chuvoso (*Figura 237Figura 238*). Cabe ressaltar que as contribuições dos coccolitoforídeos nas amostragens do PMBA/Fest-RRDM ainda são reduzidas quando comparadas aos dados do pré-rompimento da barragem (RRDM, 2019; RT-19F-RRDM/NOV19, página 61, *Figura 42*).

A clorofila-a (*Figura 232*) e clorofila ativa (*Figura 234*) não apresentaram diferença significativa entre os 3 anos ( $p>0,05$ ) apesar de apresentarem picos de produtividade. Picos de clorofila-a foram reportados nas amostragens realizadas em um período chuvoso durante os meses de novembro de 2018 e fevereiro de 2019 no Ano 1 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 55, Figura 56*) e ao longo do monitoramento novos picos foram observados durante o Ano 3 nas campanhas realizadas entre os meses de dezembro de 2020 a fevereiro de 2021 (período chuvoso), com valores de clorofila-a chegando ao máximo de  $5,95 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (SD 04) e  $6,16 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (SD 05) nas amostras do fundo durante a campanha de fevereiro de 2021.

Todavia os valores de feopigmentos apresentaram diferença estatisticamente significativa no Ano 3 ( $p=0,00$ ), onde foram maiores (*Figura 233*), com contribuição máxima de  $2,64 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (SD 04) em dezembro de 2020. Cabe destacar que em algumas campanhas realizadas no período seco do terceiro Ano, a contribuição do produto da degradação da clorofila (feopigmentos) foi superior a clorofila-a, em

especial na superfície da amostra mais próxima a Foz do Rio Doce (SD 01), o que, por conseguinte, resultou na baixa clorofila ativa e consequentemente uma deteriorada saúde fisiológica nessa estação amostral durante esse período.

O padrão espacial de concentrações de pigmentos foi de maiores valores nas estações próximas à desembocadura do Rio Doce, diminuindo com o afastamento da costa (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 55, Figura 56*). A exemplo das amostras da superfície das estações SD 01 e SD 02 coletadas nas campanhas de junho, julho e setembro de 2021, cuja a condição de vazão era de seca extrema, segundo os dados do Subprojeto Modelagem Numérica.

Os valores de diversidade específica e da equabilidade (*Figura 235Figura 236*) no Setor Foz Central dos três anos do PMBA/Fest-RRDM não apresentaram diferença estatisticamente significativa entre os três anos ( $p>0,05$ ). Todavia tais parâmetros biológicos apresentaram os menores valores nas campanhas do terceiro ano. Sob esse aspecto, a maior variabilidade registrada ocorreu na campanha de dezembro de 2019 onde a equabilidade oscilou de 0,12 a 0,70 enquanto a diversidade variou de 0,55 bits. organismo<sup>-1</sup> a 3,36 bits. organismo<sup>-1</sup> no fundo das amostras SD 02 e SD 04, respectivamente. Os reduzidos valores de diversidade e equabilidade no fundo de SD 02 no Ano 2 pode ser justificado pelo predomínio das cianobactérias com contribuição de 95% (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 49, Figura 50, Figura 52, Figura 53*).

.

Figura 231- Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019 (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

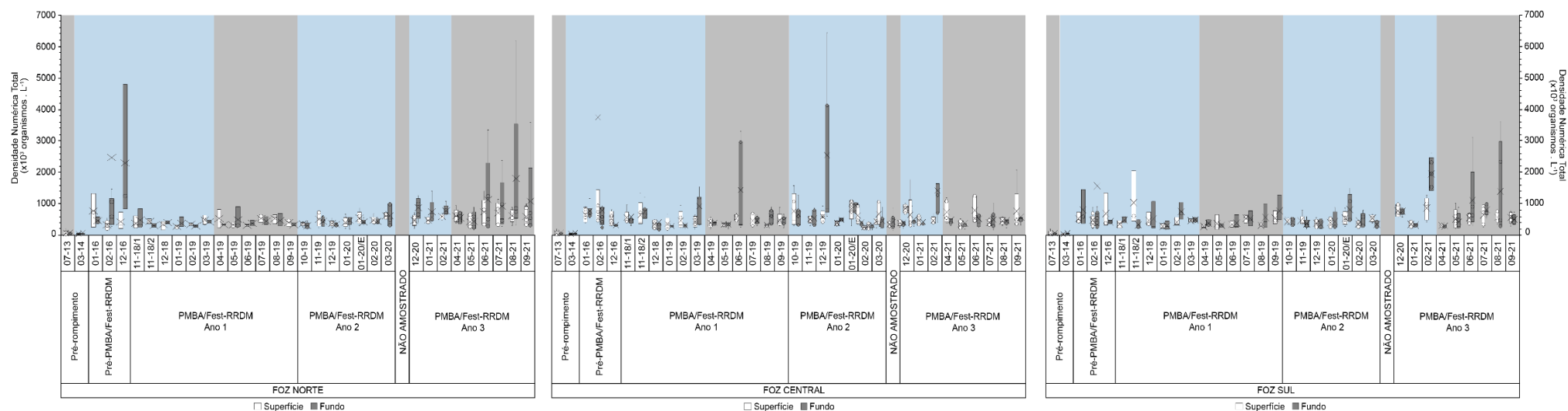


Figura 232- Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

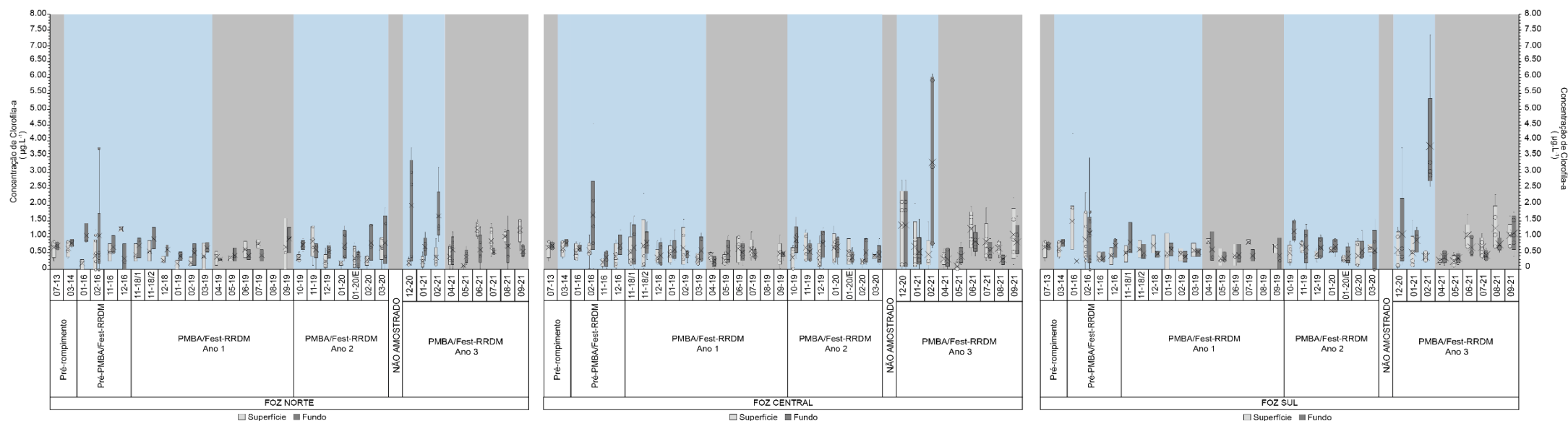




Figura 233- Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

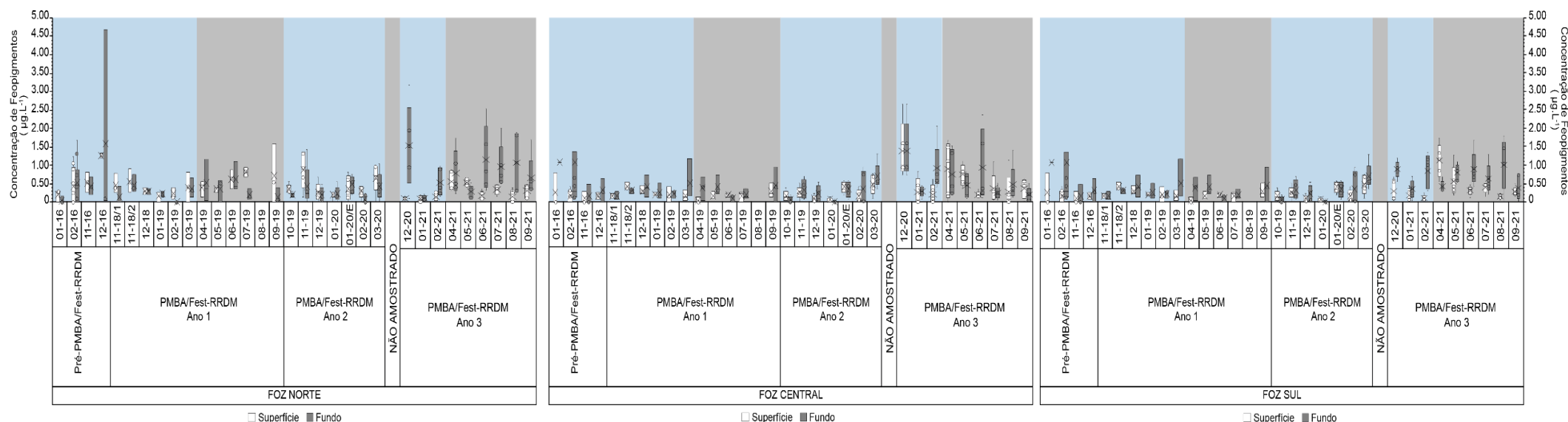


Figura 234-Variação da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso

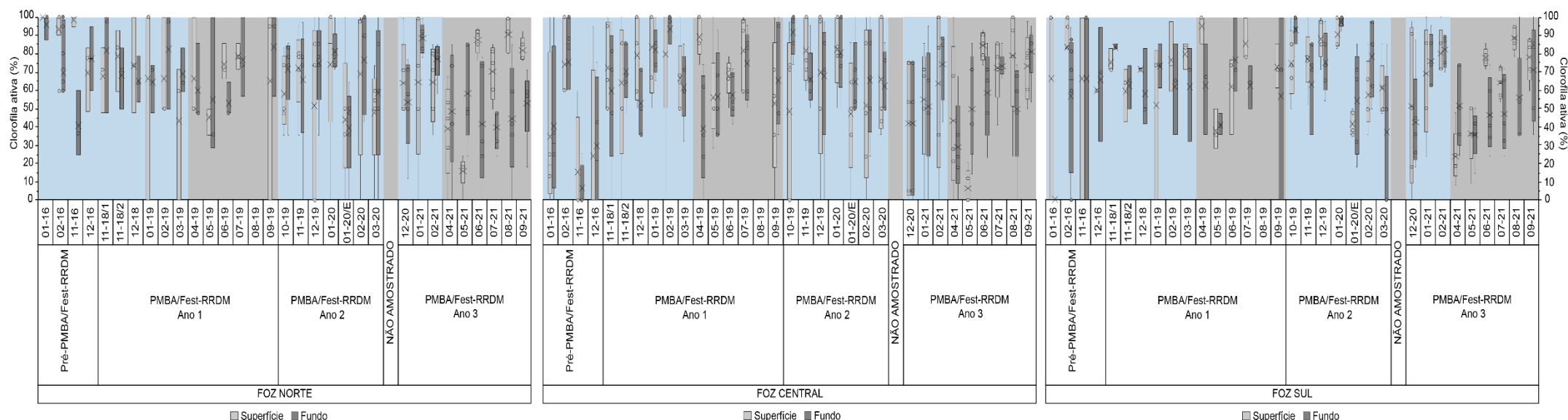


Figura 235-Variação da diversidade específica ( $H'$ ) do fitoplâncton, distribuição da média ( $X$ ) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso

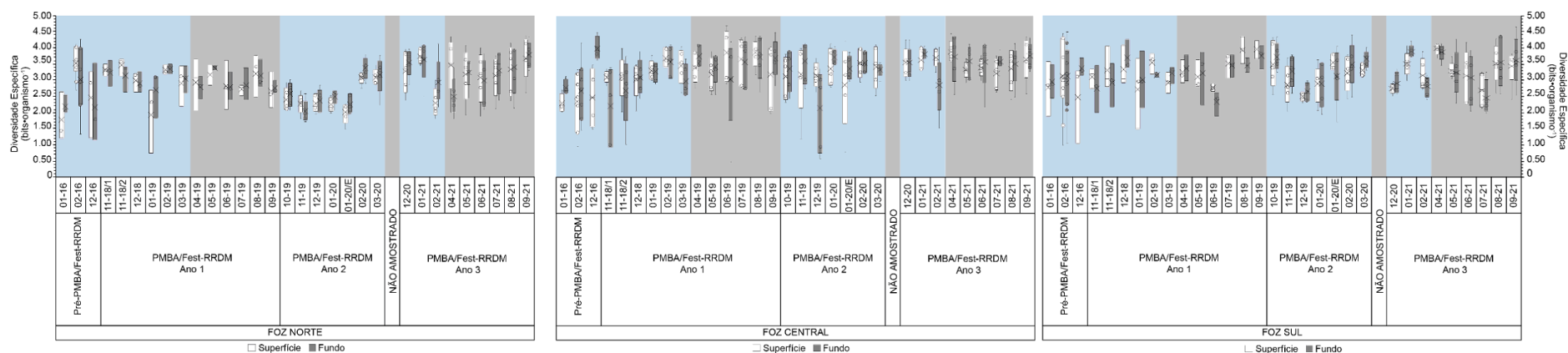


Figura 236- Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor Foz do Rio Doce nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de novembro/2018 (11-18/1), novembro/2018 (11-18/2), dezembro/2018 (12-18), janeiro/2019 (01-19), fevereiro/2019 (02-19), março/2019 (03-19), abril/2019 (04-19), maio/2019 (05-19), junho/2019 (06-19), julho/2019, (07-19), agosto/2019 (08-19), setembro/2019 (09-19), outubro/2019 (10-19), novembro/2019 (11-19), dezembro/2019 (12-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20/E), fevereiro/2020 (02-20), março/2020 (03-20), dezembro/2020 (12-20), janeiro/2021 (01-21), fevereiro/2021 (02-21), abril/2021 (04-21), maio/2021 (05-21), junho/2021 (06-21), julho/2021 (07-21), agosto/2021 (08-21) e setembro/2021 (09-21) sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

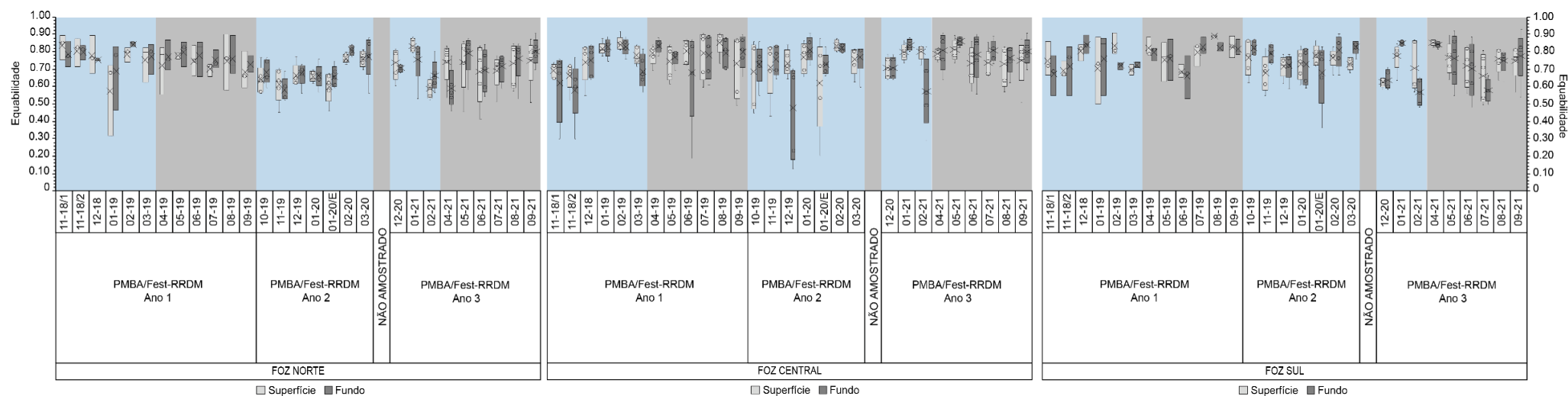


Figura 237- Similaridade da abundância das classes fitoplancônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície do Setor Foz Central nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021).

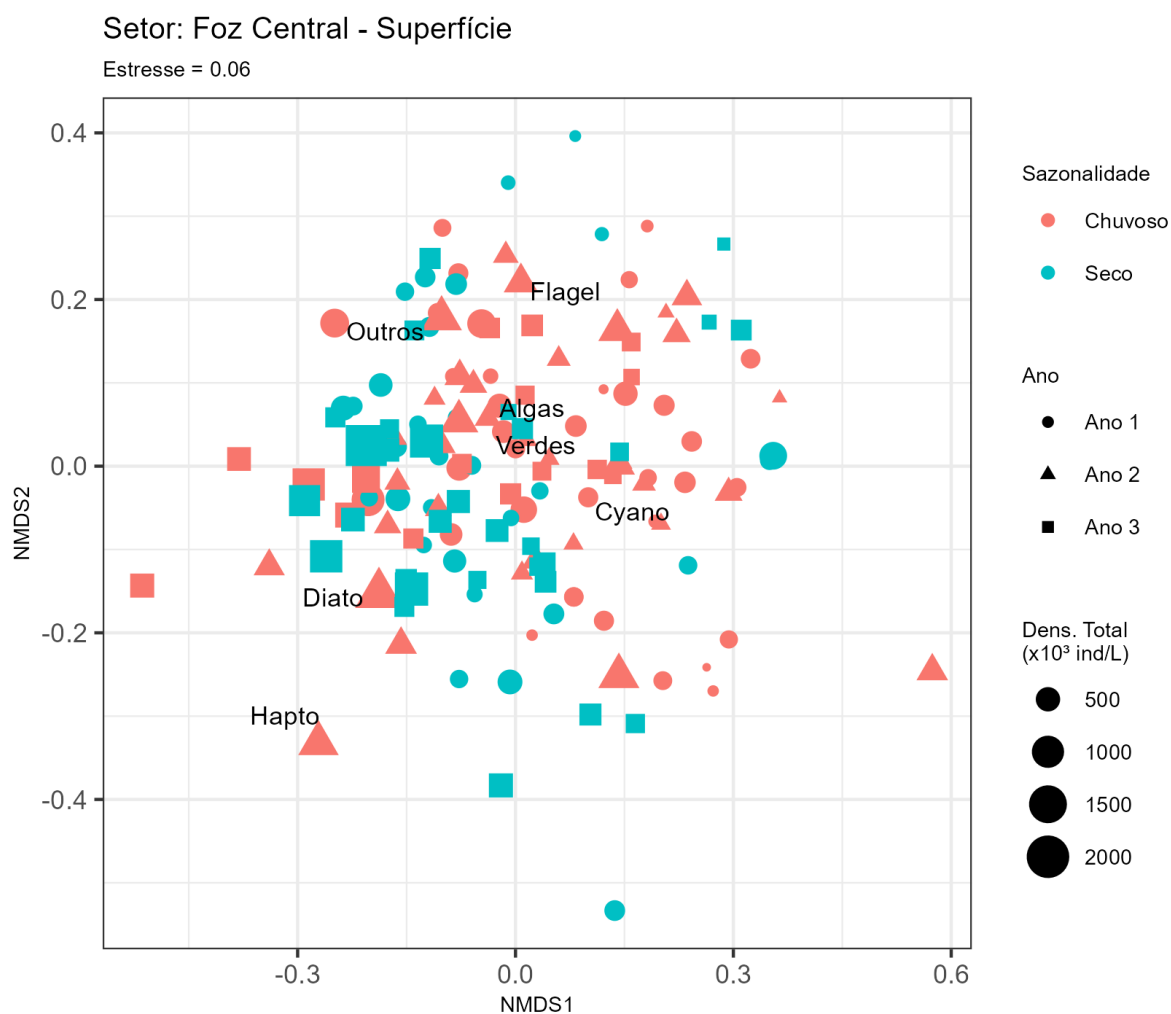
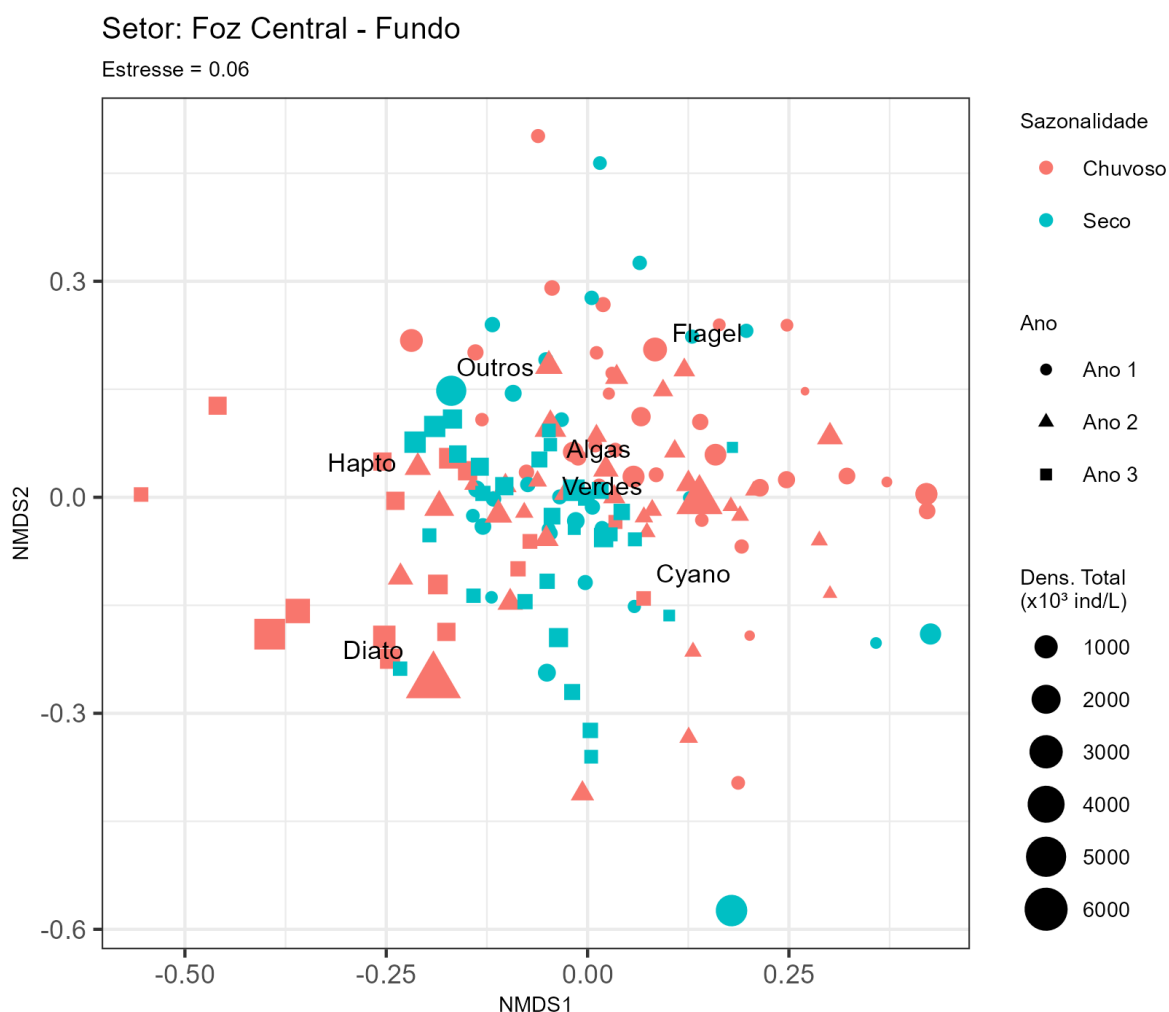


Figura 238- Similaridade da abundância das classes fitoplantônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo do Setor Foz Central nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021).



Assim como no Setor Foz Norte, na Foz Central a média de táxons pouco variou entre os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM, oscilando entre 68 e 66 táxons. Diferente dos outros setores, na Foz Central número de táxons superiores a 100 ocorreram na estação SD 01 nos meses de outubro de 2018, maio de 2019, janeiro de 2020, na campanha emergencial realizada em janeiro de 2020 e em dezembro de 2020, também, na estação SD 02 em junho, agosto e setembro de 2019 e na estação SD 04 no mês de agosto de 2019 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 61*).

De forma geral as estações SD 04 e SD 05 apresentaram os menores número de táxons na grande maioria das campanhas, entretanto, houveram campanhas em que todas as estações ficaram abaixo da média.

Os Anos 1, 2 e 3 do programa de monitoramento apresentaram para a contribuição qualitativa (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 62*) destaques dos grupos de dinoflagelados e diatomáceas. As algas verdes predominaram em todas as estações amostradas durante o primeiro ano de monitoramento,



enquanto que no segundo ano o predomínio se deu em fevereiro de 2020 na estação SD 01 (46%), ao passo que para o Ano 3 houve forte predominância dessas microalgas entre os meses de janeiro e abril de 2021.

Ademais, altas contribuições dos cocolitoforídeos em termos de composição qualitativa ocorreram durante as amostragens nos meses de julho de 2019 nas estações SD 04 (13%) e SD 05 (12%) e de julho de 2021 na estação SD 03 (15%).

Em relação à densidade numérica do Setor Foz Sul, o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM apresentou aumento desse parâmetro biológico, com diferença estatisticamente significativa ( $p=0,00$ ). O aumento também pode ser constatado quando observado o Índice de similaridade de Bray-Curtis - nMDS nos da Figura 239 Figura 240. Não houve diferenças significativas entre amostras de superfície e fundo ( $p>0,05$ ), apesar dos maiores picos de densidade no fundo (Figura 231), principalmente em campanhas do Ano 3. Ao longo dos três anos do programa de monitoramento da biodiversidade aquática da área ambiental I (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 65, Figura 66*), bem como o Pré- PMBA/Fest-RRDM, a densidade numérica apresentou valores acima dos valores observados antes do rompimento da barragem (RRDM, 2019, RT-19F-RRDM/NOV19, página 58, Figura 39).

A Foz Sul também foi marcada pela maior representatividade das cianobactérias, com diferença estatisticamente significativa para o Ano 3 ( $p=0,00$ ), que apresentou valores maiores que os anos anteriores. As algas verdes nanofitoplanctônicas com alternância de predominância entre as cianobactérias não apresentaram diferença estatisticamente significativa ao longo do tempo ( $p>0,05$ ). As diatomáceas aumentaram sua contribuição quantitativa ao longo do tempo, com diferença estatisticamente significativa no Ano 3 ( $p=0,00$ ) podendo o aumento de sua densidade está associado ao aumento da densidade total do Setor Foz Sul (Figura 239Figura 240), com destaque para campanha realizada em fevereiro de 2021, que apresentou a maior contribuição desse grupo de microalgas. A contribuição mínima foi de 60% nas amostras de fundo da referida campanha (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 73, Figura 74*). Já os grupos “fitoflagelados”, “outros” e “haptófitas”, também foram observados ao longo do programa de monitoramento da biodiversidade aquática da área ambiental I, contudo a densidade dos cocolitoforídeos, agrupados no conjunto das haptófitas, ainda se encontra inferior às contribuições anteriores ao rompimento da barragem (RRDM, 2019; RT-19F-RRDM/NOV19, página 61, Figura 42) mesmo com suas modestas contribuições dentro do PMBA/Fest-RRDM sendo maiores no Ano 1 do que nos anos subsequentes.

O microfitoplâncton foi mais expressivo no Ano 3, estatisticamente significativo ( $p=0,00$ ), principalmente em amostras do fundo da coluna d’água em fevereiro de 2021 em função de uma presença maior das diatomáceas no terceiro Ano do programa de monitoramento, com as contribuições desta classe de tamanho sendo superiores a 50% no fundo das estações de SDS 19, SDS 30 e SDS 35 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 63, Figura 64*).

As concentrações de clorofila-a na Foz Sul (Figura 232) não apresentaram diferenças estatisticamente significativas nos três anos de PMBA/Fest-RRDM ( $p>0,05$ ). As concentrações de feopigmentos (Figura

233) se apresentaram de forma geral mais elevadas no fundo ao longo dos três anos do PMBA ( $p=0,00$ ), destacando-se no Ano 1 em março de 2019, no Ano 2 em março de 2020, e no Ano 3, na qual se mostraram elevadas no fundo na maioria dos meses, principalmente em fevereiro, junho, julho e agosto de 2021 e em superfície em abril de 2021 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 71, Figura 72*), com consequente diminuição da clorofila ativa (Figura 234), com significância estatística no Ano 3 ( $p=0,01$ ), quando comparado aos anos anteriores.

A ausência de uma tendência de aumento ou de diminuição dos valores de diversidade específica e da equabilidade ao longo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática I e nos períodos seco e chuvoso, semelhantemente ao observado nos Setores Foz Norte e Central, também ocorreu nas amostragens do Setor Foz Sul (Figura 235Figura 236). Contudo, esse Setor apresentou em uma amostra de fundo da campanha emergencial realizada em fevereiro de 2020, na qual as cianobactérias e as algas verdes do nanofitoplâncton prevaleceram na maioria das amostras de fundo, o menor valor para a equabilidade (0,36) e um dos menores de diversidade específica (1,72 bits.organismo<sup>-1</sup>) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 67, Figura 68, Figura 69, Figura 70*).

Figura 239- Similaridade da abundância das classes fitoplancônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície do Setor Foz Sul nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021).

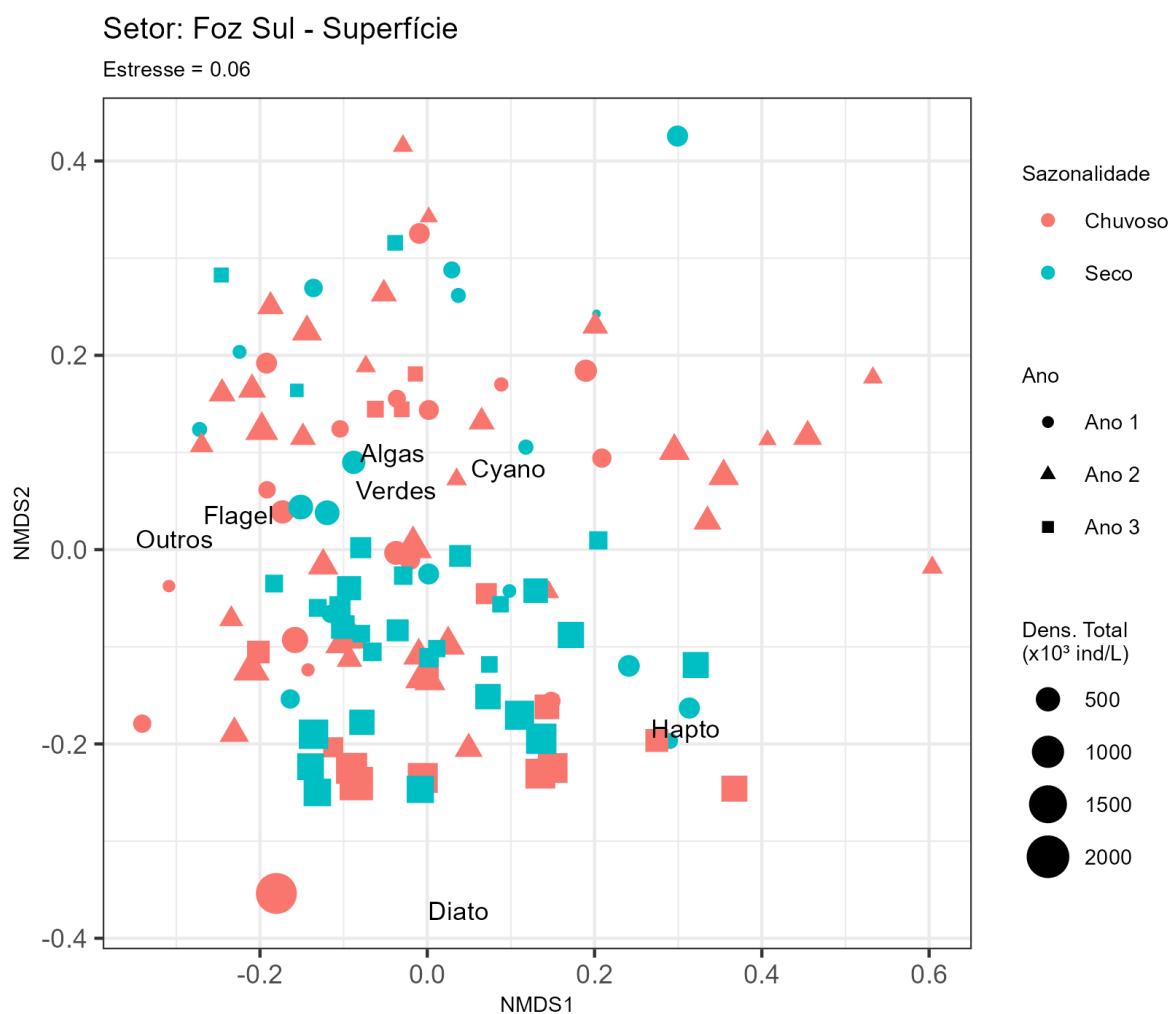
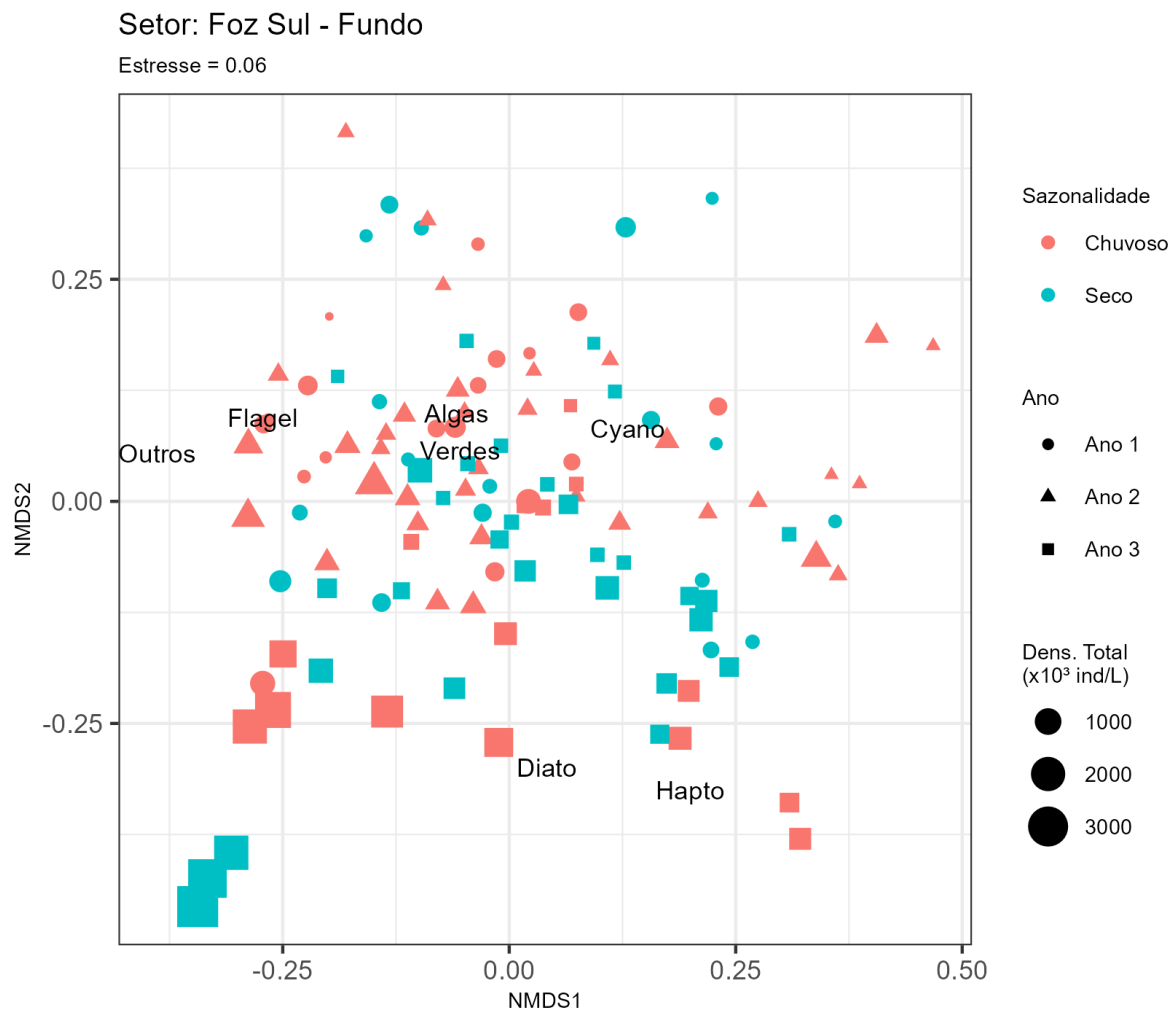


Figura 240- Similaridade da abundância das classes fitoplancônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo do Setor Foz Sul nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018 a setembro de 2019), 2 (dezembro de 2019 a março de 2020) e 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021).



A média no número de táxons variou entre 68 e 64 no decorrer das campanhas realizadas no Ano 1 e nas campanhas realizadas no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. O menor valor no Ano 1 foi encontrado em junho de 2019 na estação SDS 13, enquanto que o menor valor do Ano 2 foi na estação SDS 35 em novembro de 2019 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 75*).

Para o Ano 2 os maiores valores foram observados em maio de 2019 na estação SDS 13 e em setembro de 2019 nas estações SDS 13, SDS 20 e SDS 30, sendo considerados altos os valores maiores que 100, enquanto no Ano 3 os maiores valores foram encontrados em agosto de 2021 nas estações SDS 13 e SDS 19 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 75*).

Assim como observado nos outros setores, no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM foi constatado um aumento na contribuição do grupo de cocolitoforídeos na composição qualitativa no mês de julho de 2019, chegando a quase 10% de contribuição na estação SDS 30. No terceiro ano de PMBA/Fest-RRDM observou-se os maiores valores nos meses de dezembro de 2020 e junho de 2020 nas estações SDS 30 e SDS 35. Enquanto que no segundo ano de PMBA/Fest-RRDM a maior porcentagem desse grupo

ocorreu nas estações SDS 20 (13%) e SDS 19 (8%) em novembro de 2019 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 76*).

As maiores contribuições na composição qualitativa foi dos grupos de dinoflagelados, que variou entre 10-30% entre os anos, tendo a menor contribuição em outubro de 2019 na estação SDS 19 (2%), e diatomáceas ficando abaixo de 15% apenas nas estações SDS 13 em novembro de 2019 e SDS 30 em janeiro de 2021. Observou-se na composição de algas verdes os maiores valores no Ano 2 se comparado com o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, onde o maior valor no Ano 2 esteve presente na estação SDS 13 (45%) em novembro de 2019 enquanto o maior valor observado no Ano 3 foi de 22% na estação SDS 35 em janeiro de 2021. Em janeiro de 2021 observou-se uma diminuição das diatomáceas e aumento da contribuição de algas verdes (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 76*).

#### 2.5.2.4 Setor Costa Das Algas

O Setor Costas das Algas apresentou durante os três anos de monitoramento aumento na densidade numérica, onde o Ano 1 se destacou por ser significativamente diferente ( $p=0,00$ ) apresentando as menores densidades médias (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 79, Figura 80*), (RRDM, 2019, RT-19F-RRDM/NOV19, página 137, Figura 131; página 138, Figura 132). Apesar da densidade numérica não apresentar diferenças estatisticamente significativas entre a superfície e o fundo durante o PMBA/Fest-UFES, ocorreram durante o Ano 3 na superfície das estações mais rasas (CA 01, CA 02, CA 05, CA 08, CA 09, CA 10 e CA 13) picos de densidade numérica do fitoplâncton acima da média dos 3 anos ( $420 \times 10^3$  organismos  $\times L^{-1}$ ) em quase todas as estações, principalmente no período considerado seco e em especial no mês de abril de 2021 e com frequência de ocorrência maior quando comparado ao Ano 1. No mês de janeiro de 2021, onde a condição de vazão climatológica foi Úmida a Alto fluxo (Subprojeto Modelagem Numérica) houve uma exceção, a estação CA 09 que apresentou uma alta densidade para este período chuvoso ( $846 \times 10^3$  organismos  $\times L^{-1}$ ). Quando comparados aos Ano 1 e Ano 2, esses picos ocorreram mais vezes e de forma mais pronunciada durante o Ano 3. Interessante notar que somente durante o Ano 3, em sua maioria durante o período seco, e especialmente em julho de 2021, as amostras de fundo replicaram os mesmos picos observados em superfície, apontando uma condição de mistura que tornou a coluna d'água homogênea, fato observado também através dos perfis de temperatura e salinidade (Subprojeto Modelagem Numérica, integração (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 35, Figura 36, Figura 37 e Figura 38*)). Durante o Ano 2 não foram feitas amostragens nos meses determinados como períodos secos, dificultando a comparação com o Ano 1 e o Ano 3.

De maneira geral, em superfície, as estações mais profundas (CA 03, CA 04, CA 06, CA 07, CA 11, CA 12, CA 14 E CA 15) apresentaram os picos com maior densidade numérica em períodos secos durante o Ano 1 e Ano 3 e, neste último, especialmente em abril de 2021, com algumas exceções para o Ano 1 (CA 04, CA 06, CA 11 e CA 12, principalmente em julho). No fundo, o padrão se repete para o Ano 3

e Ano 1 onde também houve estações (CA 03, CA 04 e CA 07) que apresentaram maiores densidades no período chuvoso.

Ao longo dos 3 anos de monitoramento é possível notar para o setor Costa das Altas que, em média, as estações mais rasas respondem com maiores densidades numéricas em superfície (Figura 247).

Através da série histórica (Figura 241) pode-se confirmar os padrões descritos e também como a densidade numérica continua elevada quando comparada aos valores observados antes do rompimento da barragem. Quando observamos os dados pretéritos de densidade numérica da comunidade fitoplanctônica de 1986 (ARACRUZ CELULOSE, 1986), que apresentaram valores mais baixos (variaram de 0,60 a  $19,32 \times 10^3$  organismos $\cdot L^{-1}$ , com média  $2,72 \times 10^3$  organismos $\cdot L^{-1}$ ) para a região de Aracruz, pode-se afirmar que durante todo o monitoramento do PMBA/Fest-RRDM a densidade numérica do fitoplâncton apresentou valores aumentados.

Ainda em relação à comunidade antes do rompimento da barragem, CEPEMAR (2011) afirmou que as maiores densidades de organismos eram encontradas nas áreas mais rasas próximas à costa, principalmente no verão, sendo a comunidade influenciada por processos climáticos, como chuvas e com Espécies características de sistemas costeiros da costa leste brasileira com baixa produção biológica (CEPEMAR, 2011). A característica oligotrófica também foi citada para períodos anteriores ao rompimento da barragem por BRANDINI *et. al.*, 1997. O aumento das densidades comprova alteração na comunidade fitoplanctônica após o rompimento da barragem, demonstrando a importância e efetividade deste parâmetro estabelecido como indicador.

A composição dos grupos taxonômicos alternou entre as cianobactérias e as algas verdes (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 87, Figura 88*), durante os três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM tanto em superfície como no fundo, assim como em estações rasas e profundas. As diatomáceas (em especial nas Regiões Rasas) (Figura 247Figura 249) e os coccolitoforídeos apresentaram diferença significativa de contribuição entre os três anos monitorados ( $p=0,00$ ), sendo o Ano 3 o que apresentou maior contribuição e o Ano 2 a menor, assim como os demais setores amostrados. Além disso, no Ano 3 foram registradas, nas regiões mais profundas, as maiores contribuições do grupo Diatomáceas (CA 04 53% e CA 06 44% ), ambas em superfície e no mês de abril de 2021. Já para o grupo Cianofíceas, os maiores valores médios diferenciam o Ano 1 ( $p=0,00$ ). As densidades dos grupos algas verdes, fitoflagelados e “outros” não apresentaram diferenças significativas ( $p>0,05$ ) entre os anos do PMBA/Fest-RRDM.

Vale enfatizar também que houve o registro de uma elevada densidade numérica de organismos ( $3368 \times 10^3$  organismos $\cdot L^{-1}$ ) na estação CA 15, uma estação mais profunda, em um momento de período chuvoso (novembro de 2019) (Ano 2) devido à presença de uma cianobactéria filamentosa. Tal organismo foi normalmente encontrado na fração do microfitoplâncton em outros setores durante todo o monitoramento e nesse setor, exclusivamente, compôs o nanofitoplâncton, apresentando tamanho máximo de 19  $\mu m$ . Desta forma, pressupõe-se que a cianobactéria estava em processo de divisão celular, podendo estar absorvendo mais rapidamente os nutrientes disponíveis devido à baixa relação



de superfície/volume típico de espécies oportunistas que se multiplicam rapidamente, como reportado no monitoramento do Ano 1 (RRDM, 2019, RT-19F-RRDM/NOV19, página 124, parágrafo 3).

Nas regiões mais rasas do Setor Costa das Algas as maiores concentrações de clorofila-a foram registradas no Ano 1 em CA 01, sendo em superfície  $2,93 \mu\text{L}^{-1}$  (outubro de 2018, período chuvoso) e no fundo  $1,51 \mu\text{L}^{-1}$  (abril de 2019, período seco). Nas estações das regiões profundas a maior concentração de Clorofila-a em superfície ( $1,10 \mu\text{L}^{-1}$ ) foi registrada em CA 03 no Ano 2 (janeiro de 2020) e no fundo ( $0,54 \mu\text{L}^{-1}$ ) no Ano 1 (julho de 2019) em CA 03 e CA 15 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 85, Figura 86*).

Quando o setor é analisado ao longo dos 3 anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM e comparado aos dados coletados logo após o rompimento da barragem (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 85, Figura 86*), (Figura 242) percebe-se um menor número de estações com baixa clorofila ativa e alta concentração de feopigmentos, tanto nas amostras da superfície quanto nas de fundo, assim como para as regiões rasas e profundas, o que demonstra uma tendência de melhora, de maneira geral, do estado fisiológico da comunidade. O Ano 1 apresentou as menores médias ( $p=0,00$ ) para a clorofila-a e o Ano 2 se diferencia estatisticamente ( $p=0,00$ ), por ser o ano que apresentou menores valores médios de feopigmentos.

Porém, cabe mencionar que, no primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM, em abril de 2019, foram observadas muitas estações com concentrações de feopigmentos (Figura 243) superiores às concentrações de clorofila-a nas amostras do fundo da coluna d'água e, por consequência, uma redução da clorofila ativa (Figura 244), sendo que todas essas condições estavam relacionadas à eventos de ressuspensão de sedimentos (RRDM, 2019, RT-19F-RRDM/NOV19, página 149, parágrafo 3).

No Ano 3, essa discreta piora no estado fisiológico da comunidade também pôde ser observada nas regiões rasas nos meses de abril de 2021 (CA 08 em superfície) e julho de 2021 (CA 05 em superfície e CA 08 e CA 09 no fundo) e nas regiões profundas principalmente em julho de 2021 em todas as estações, com exceção de CA 03, onde também não esteve 100% e provavelmente está intimamente ligada ao aumento generalizado das concentrações de MPS no Ano 3 para estes períodos de seca (Dados do Subprojeto da Sedimentologia, integração (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 7, Figura 8, Figura 9*)). De acordo com dados do Subprojeto Modelagem Numérica do Anexo 3 Marinho, assim como observado para a campanha de julho de 2019 (registro dos maiores valores de altura significativa de onda sobre a plataforma ao longo de todo o PMBA (RRDM/RT-19D, 2019) a ocorrência de um evento de maior energia (altura significativa de ondas no Fundeio 1 entre 1,5 e 2,5 m) nos dias que antecederam a campanha de abril de 2021 resultou no aumento da concentração de MPS tanto nas estações da região mais rasa quanto nas estações da região mais profunda (Subprojeto Modelagem Numérica, integração (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 17*)). A estação CA 06 apresentou clorofila ativa igual ou menor a 50% em todos os meses amostrados e valores de feopigmentos maiores que os de clorofila em abril e julho de 2021 e no fundo especialmente em julho nas estações CA 03, CA 06 e CA 15.

De maneira geral, nas regiões mais profundas, houve uma tendência de maiores concentrações de clorofila-*a* em períodos chuvosos e de discreta piora no estado fisiológico nos períodos mais secos. Os organismos das estações mais profundas tendem, em teoria, sofrer mais impacto, pois os organismos de comunidades mais offshore costumam ser menos tolerantes que os de zona costeira (ERFTEMEIJER *et al.*, 2012; WENGER *et al.*, 2017), onde naturalmente já há uma maior concentração de sedimentos em suspensão, turbidez, nutrientes, poluentes e luminosidade, fatores afetados pela entrada dos rejeitos no meio marinho.

A diversidade específica no Setor Costa das Algas não apresentou diferença significativa entre os três anos ( $p>0,05$ ), variando de 0,7 (estação CA 15 no fundo em novembro de 2019, Ano 2) a 4,5 bits•organismo<sup>-1</sup> (estação CA 13 em superfície em abril de 2021, Ano 3) (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 81, Figura 82*). É possível notar que, em geral, no Ano 3, nas amostras coletadas próximo ao fundo a diversidade foi maior em janeiro de 2021 (período chuvoso) em todas as estações (Figura 245).

A equabilidade (Figura 246) se comportou de forma análoga, não apresentou diferença estatística significativa entre os três anos ( $p>0,05$ ), oscilando entre 0,17 e 0,93 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 83, Figura 84*) ao longo dos 3 anos em superfície e fundo.

No setor APA Costa das Algas, quando o número de táxons é comparado ao longo dos 3 anos de monitoramento, é possível notar que para a Região Rasa, de modo geral, os menores valores (23 em CA 09 e 25 em CA 01) ocorreram no Ano 2 (novembro de 2019), ano em que as coletas foram realizadas somente em períodos considerados chuvosos e o maior valor (108) foi observado no ponto CA 08 em outubro de 2018. O Ano 1 apresentou maiores oscilações no número de táxons registrados entre as estações de coleta, o que acabou refletindo em uma média menor (60) quando comparado ao Ano 3 (64). Nas Regiões Profundas tanto no Ano 1 como no Ano 2 é possível observar essa grande variação no número de táxons, sendo que no Ano 3 a variação é menor e os valores são mais próximos da média obtida para o Ano (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 89*).

Com relação à Composição Qualitativa, houve a predominância do grupo Diatomáceas ao longo dos 3 anos, tanto em Regiões Rasas como em Regiões Profundas porém, nota-se que a partir de janeiro de 2020 houve uma inversão na contribuição total das diatomáceas, onde as diatomáceas penadas foram superadas pela contribuição das diatomáceas cêntricas. O grupo Diatomáceas apresentou contribuições acima de 45% em abril e julho de 2021 e as menores podem ser observadas em maio de 2019 no ponto CA 07 (10%), em novembro de 2019 nos pontos CA 07 (12%), CA 08 (9%) e CA 13 (13%) e em janeiro de 2020 no ponto CA 01 (12%). Os Dinoflagelados estiveram sempre presentes com contribuições que variaram de 15 a 30% na maioria das estações e períodos de coleta, com exceção do mês de novembro de 2019 que apresentou os menores valores para este setor, como por exemplo a estação CA 08 (3%) e o mês de fevereiro de 2019 onde a estação CA 06 apresentou a maior contribuição (38%) deste grupo. O grupo Algas Verdes apresentou uma contribuição significativa no mês de novembro de 2019 em todas as estações com valor mínimo de 17% em CA 15 e 41% em CA 07, ambas estações localizadas em Regiões Profundas (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 90*).

Em comparação aos outros setores, a APA Costa das Algas foi a região de estudo onde o grupo cocolitoforídeos mais foi observado, chegando a contribuir com 30% na estação CA 12 em julho de 2019 (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 90*).

Figura 241- Variação da densidade numérica total do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3 nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

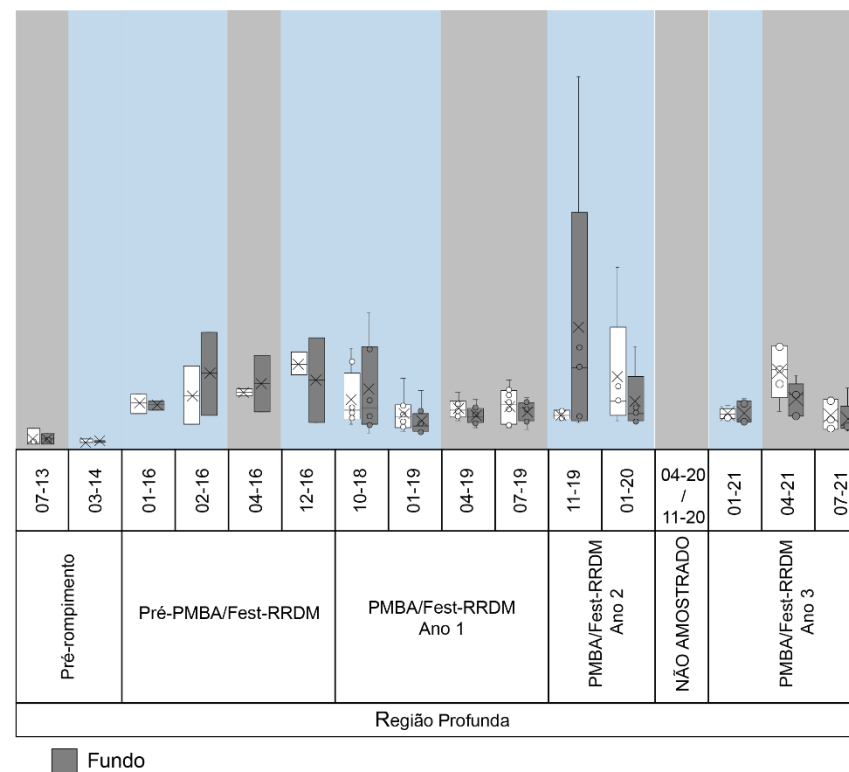
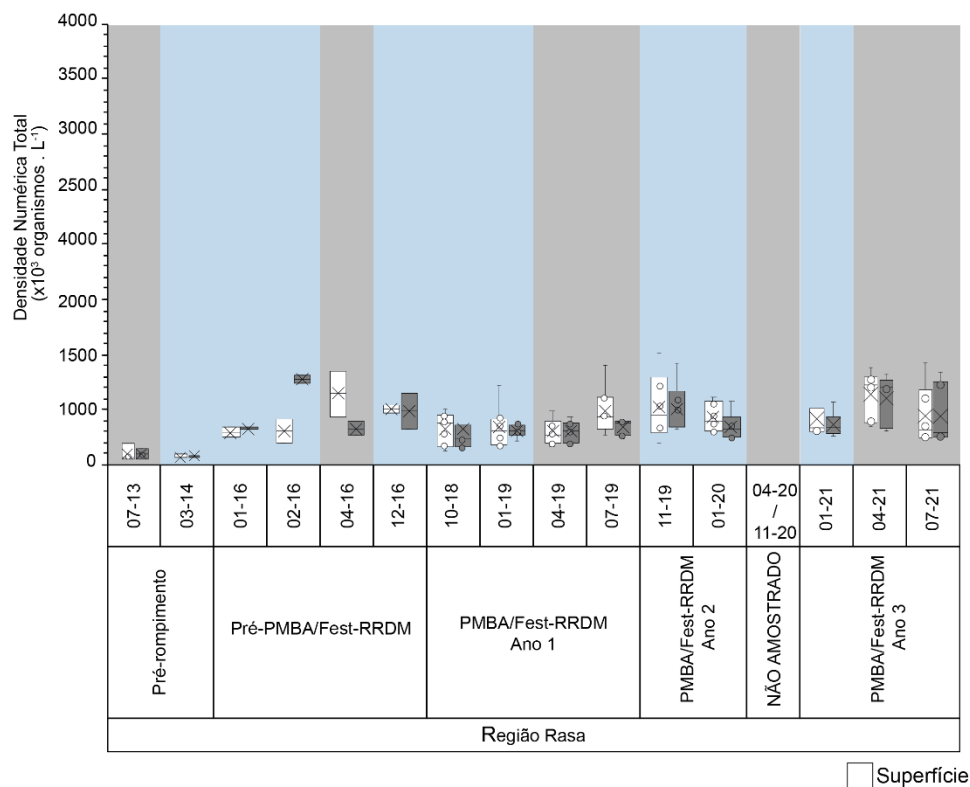


Figura 242- Variação da concentração da clorofila-a (biomassa) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3 nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

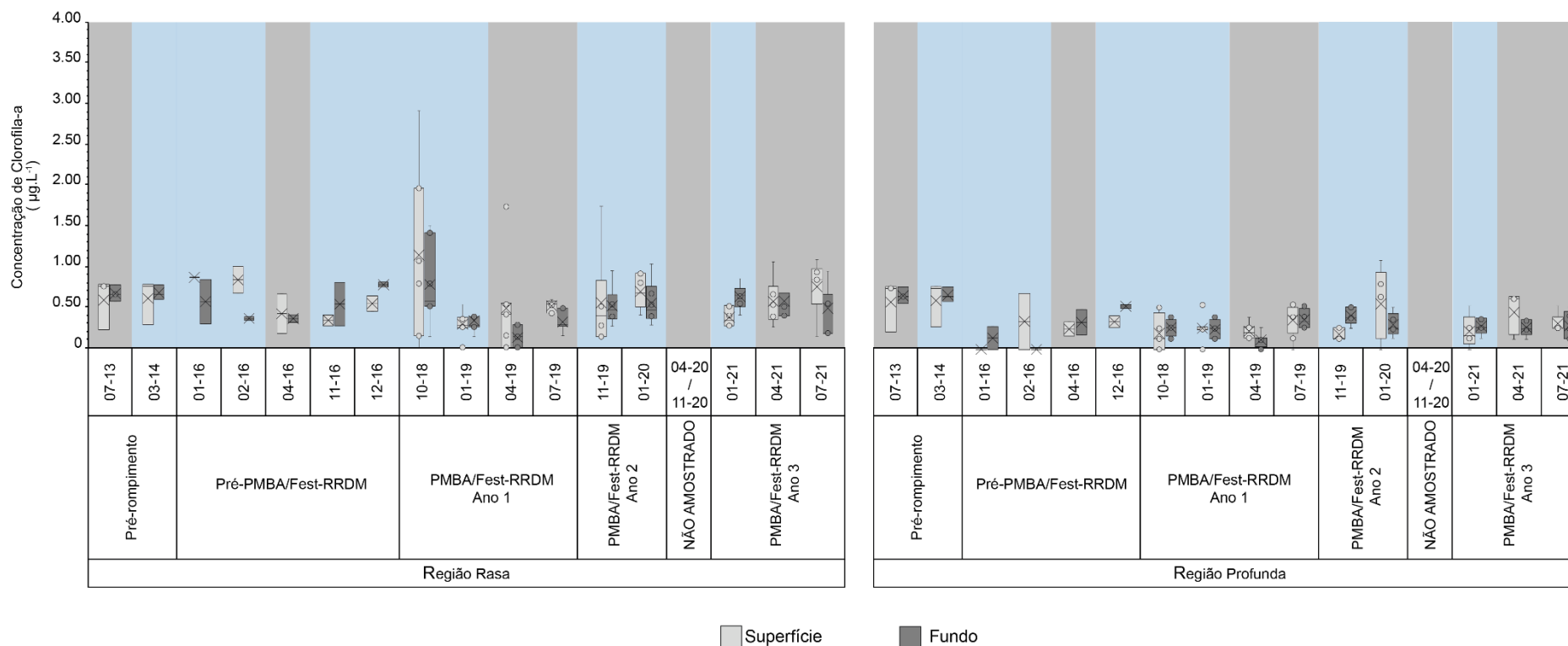


Figura 243- Variação da concentração de feopigmentos do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3 nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

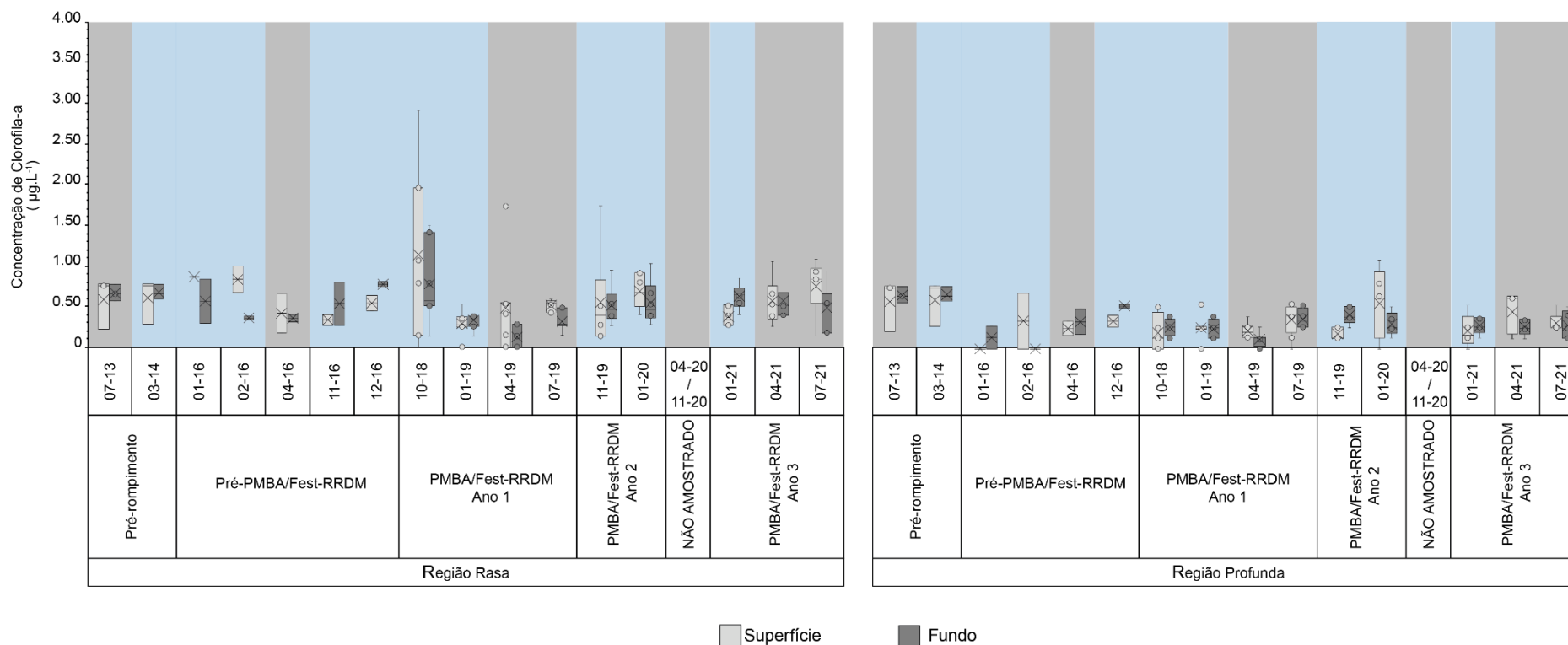




Figura 244- Variação da clorofila ativa do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, Anos 1, 2 e 3, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

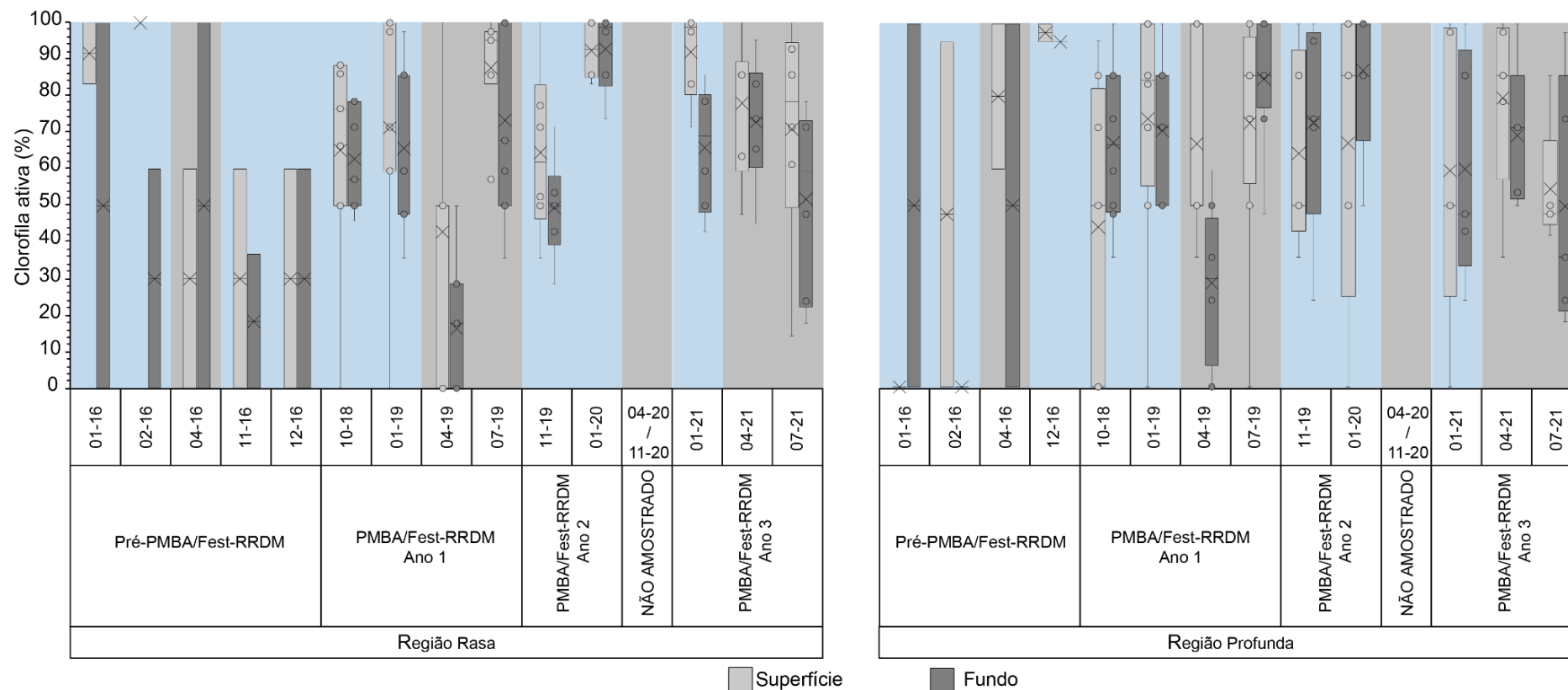


Figura 245- Variação da diversidade específica ( $H'$ ) do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM ,anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco e em azul o período chuvoso.

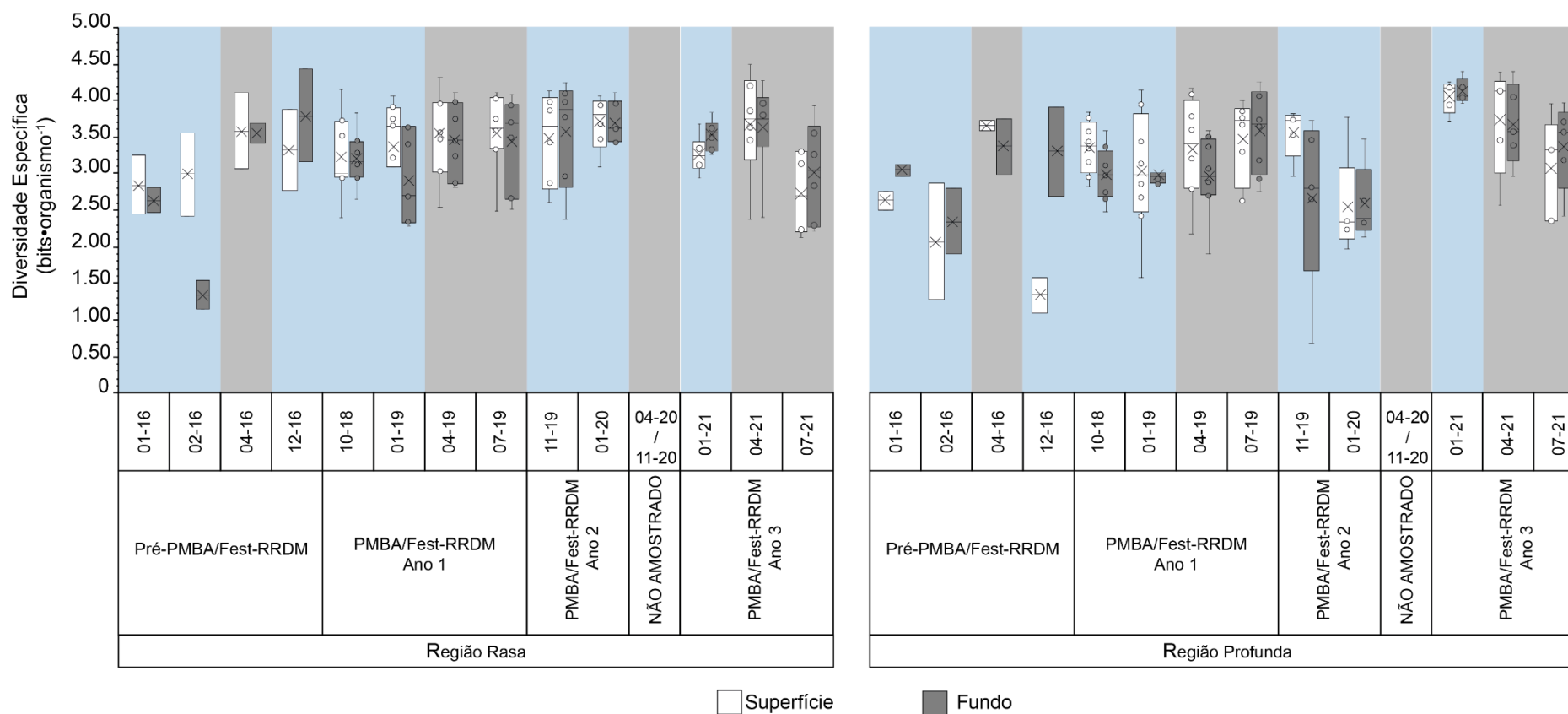


Figura 246- Variação da equabilidade (J') do fitoplâncton, distribuição da média (X) e mediana (linha horizontal interna) em superfície e fundo do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM, anos 1 e 2, nos meses de outubro/2018 (10-18), janeiro/2019 (01-19), abril/2019 (04-19), julho/2019 (07-19), novembro/2019 (11-19), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2020 (01-20), janeiro/2021 (01-21) e abril/2021 (04-21), sendo representado em cinza o período seco, e em azul o período chuvoso.

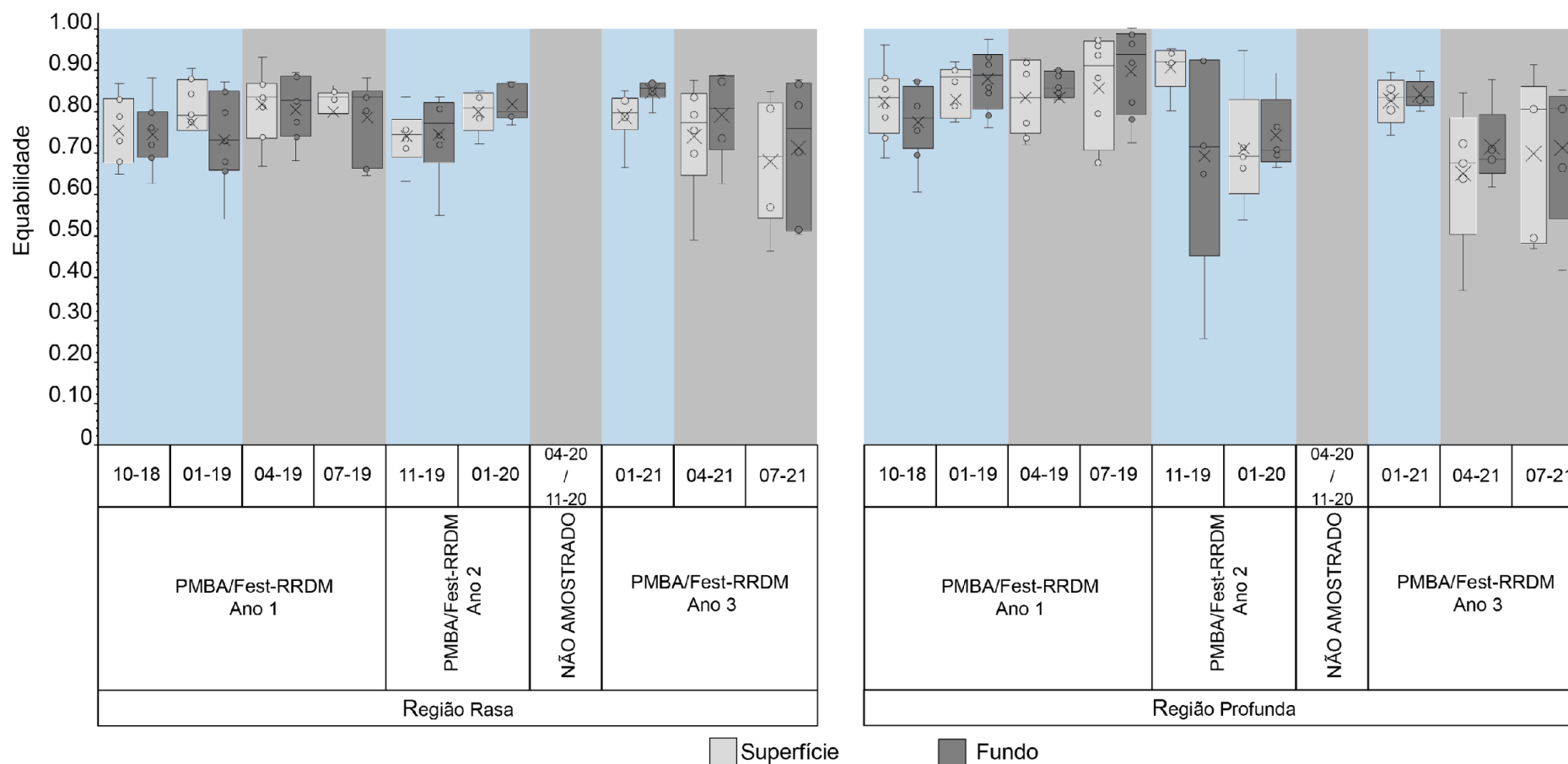


Figura 247- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície da região rasa do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021).

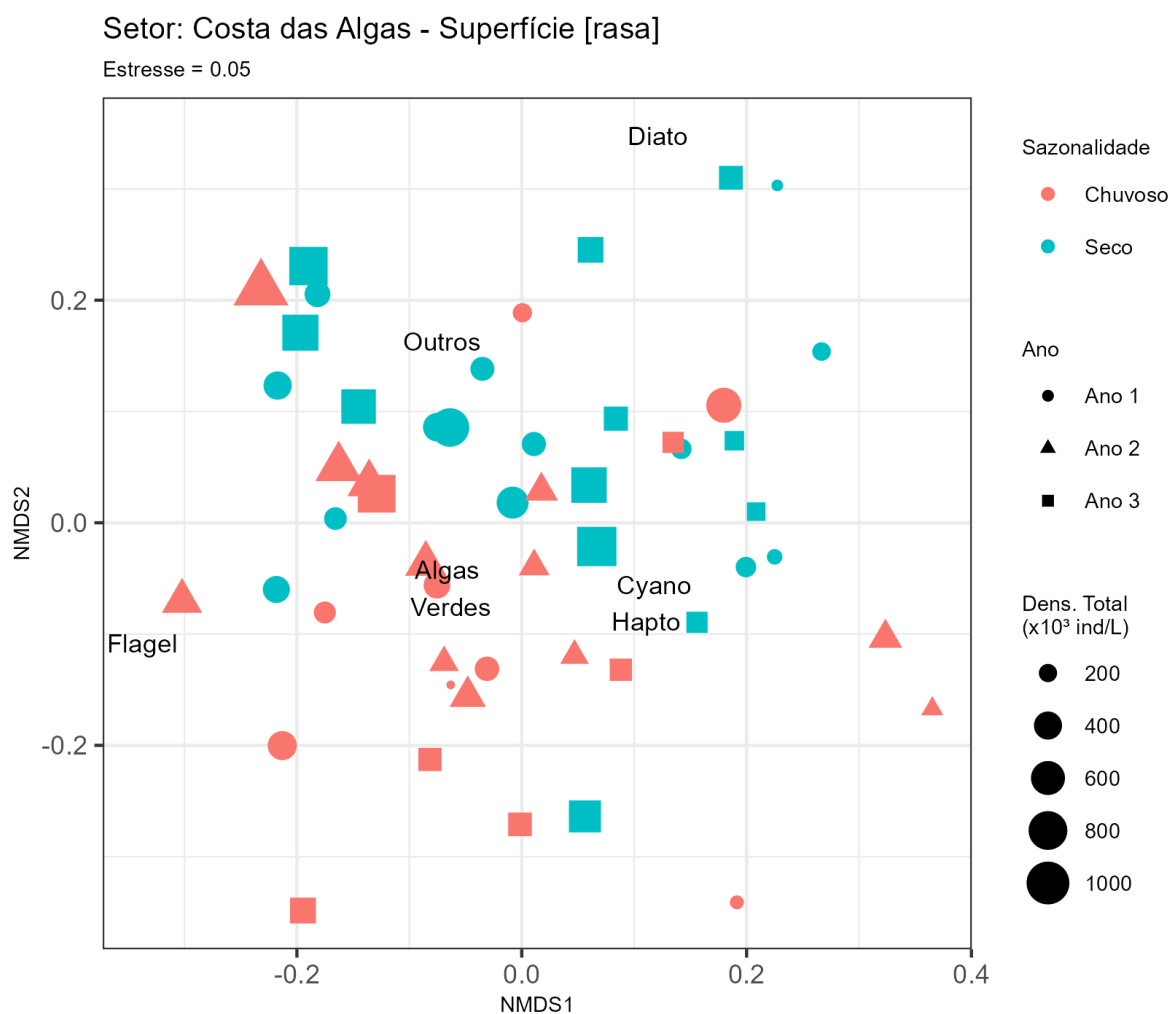


Figura 248- Similaridade da abundância das classes fitoplantônicas fitoplantônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em superfície da região profunda do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021).

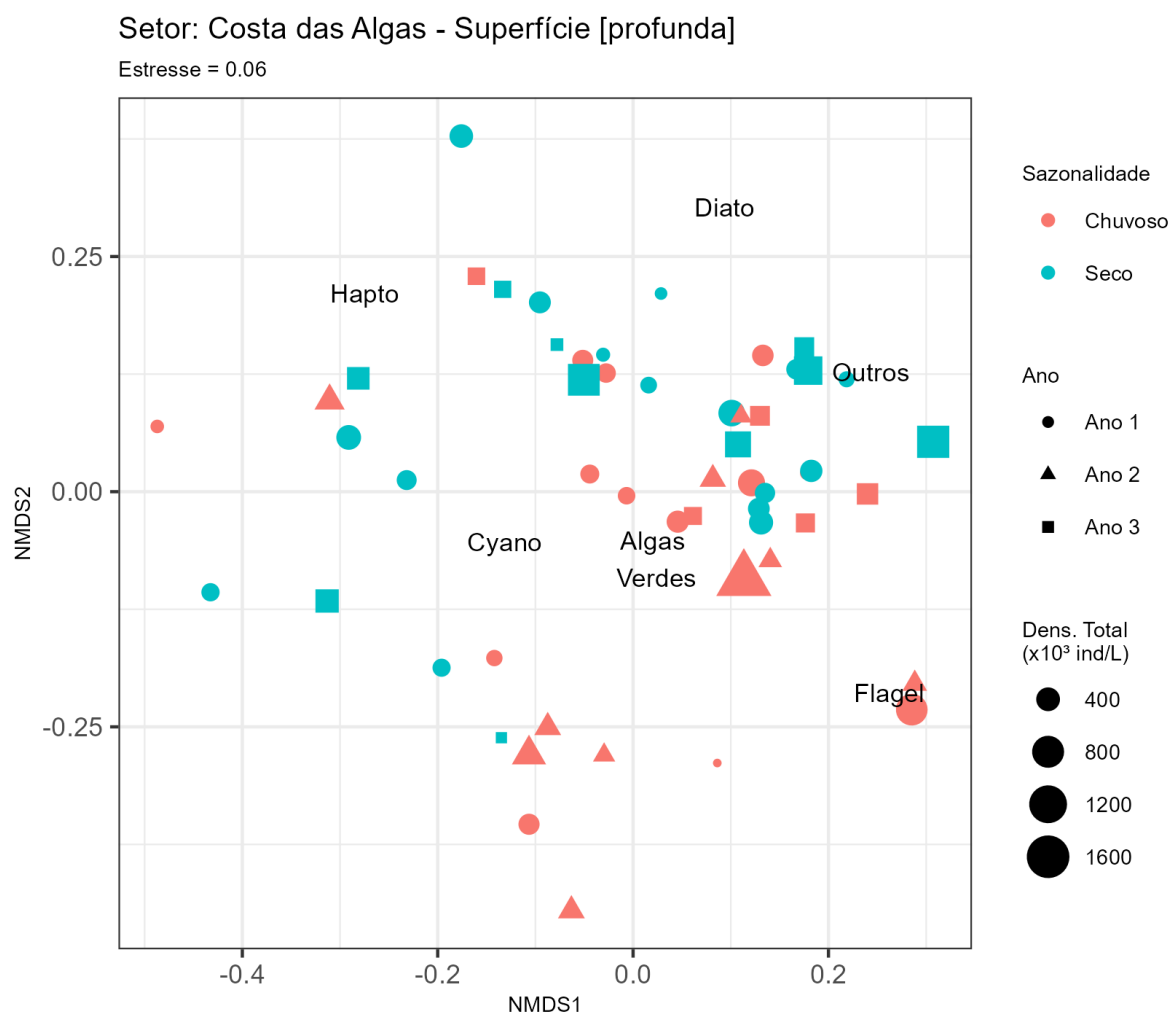


Figura 249- Similaridade da abundância das classes fitoplantônicas fitoplantônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo da região rasa do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021).

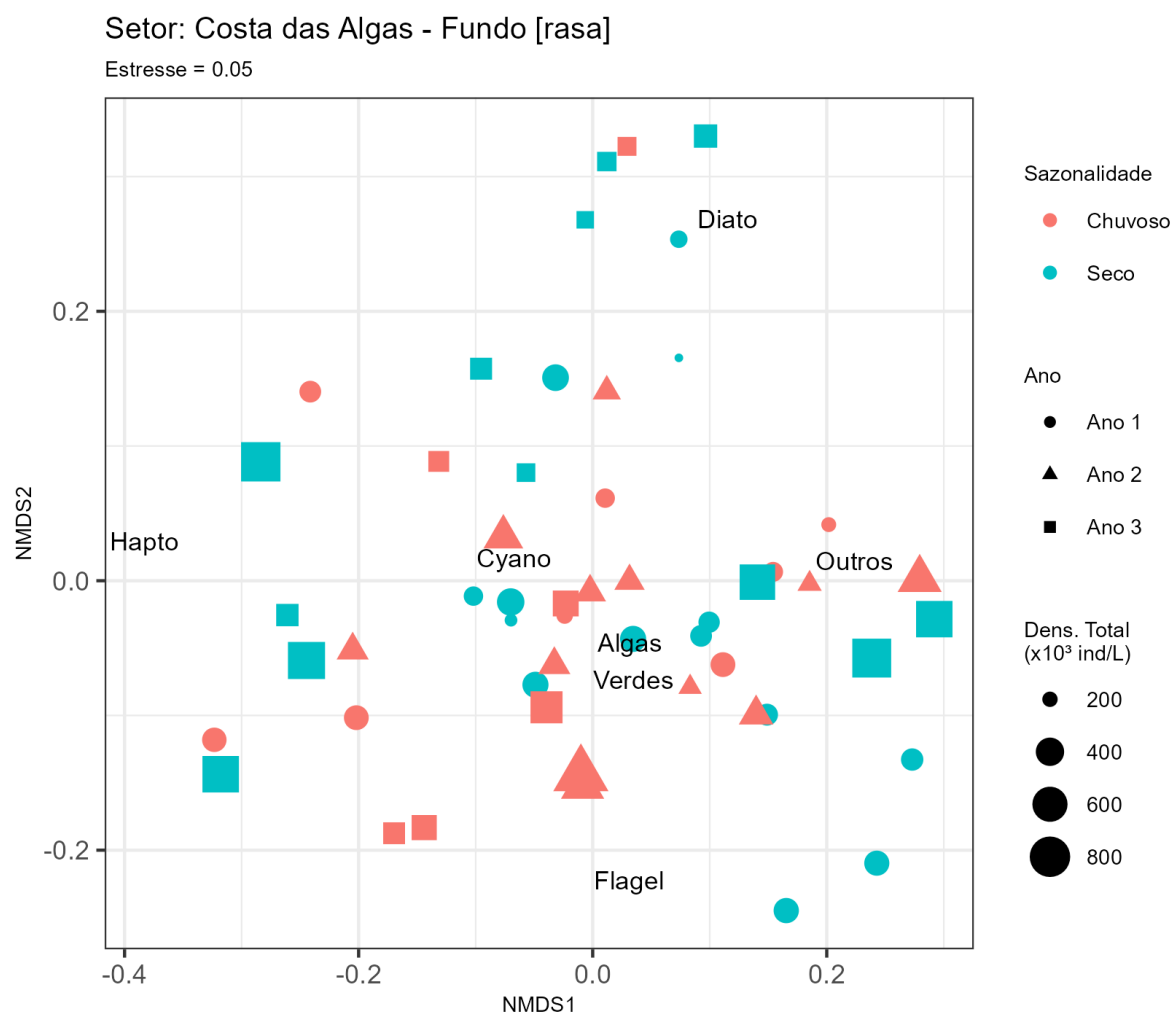
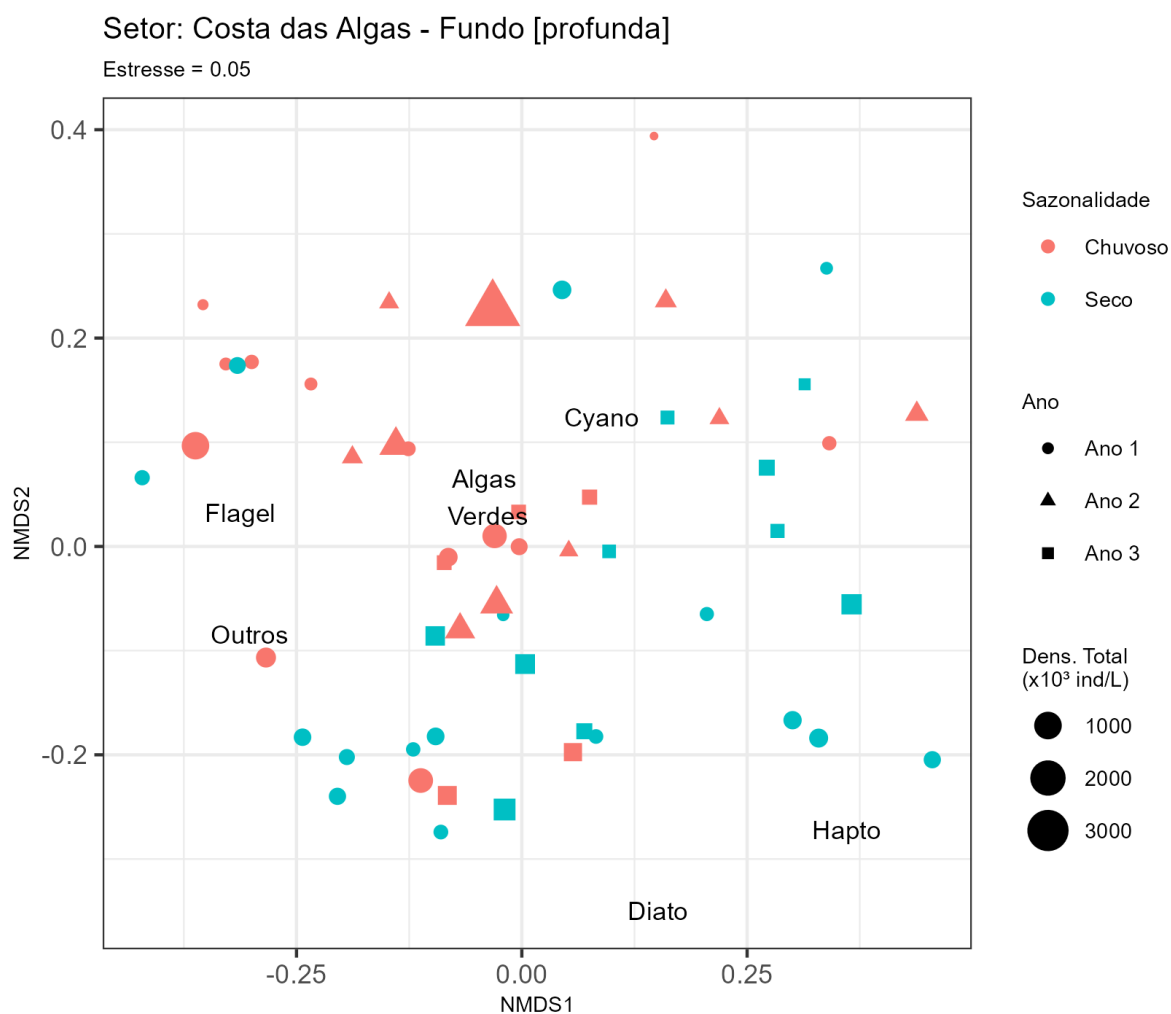




Figura 250- Similaridade da abundância das classes fitoplanctônicas (NMDS; índice de similaridade de Bray-Curtis) entre os períodos sazonais em fundo da região profunda do Setor APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz nas campanhas amostrais realizadas no PMBA/Fest-RRDM anos 1 (dezembro de 2018, janeiro, abril e julho de 2019), 2 (dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e 3 (janeiro, abril e julho de 2021).



### 2.5.3 Eficiência Fotossintética

Com relação à eficiência fotossintética, comparando-se os Anos 2 e 3 do projeto, foram observadas diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre eles (médias 0,352 e 0,375 respectivamente), nos setores da Foz. As variações espaciais entre os setores foram significativas ( $p < 0,05$ ), com diferenças entre os setores Abrolhos e APA e os setores Norte e Foz, onde estes últimos apresentaram, em média, maior eficiência fotossintética. Quando comparamos todos os setores, Abrolhos tem a menor média (0,341), seguido por Costa das Algas (0,351) e Foz (média 0,365) e por último o setor Norte (média 0,374). Se considerarmos só os setores da Foz para termos uma malha comparável entre todas as campanhas, temos diferenças significativas temporalmente entre as campanhas ( $p < 0,05$ ). Assim como no relatório anterior, houve diferença significativa entre as profundidades ( $p < 0,05$ ), sendo a superfície o extrato significativamente diferente na eficiência fotossintética em relação ao meio e fundo.

A redução da eficiência fotossintética está relacionada a fatores ambientais que fazem a fluorescência variar, como o histórico de luz (fotoinibição por excesso ou limitação de luz, ex.sedimentação e ressuspensão), o estresse nutricional e a presença de poluentes tóxicos ao fitoplâncton, estes podem afetar a função normal de vários componentes do aparelho fotossintético, levando à uma diminuição da eficiência fotossintética (ILUZ, DUBINSKY, 2013). A grande quantidade de sedimentos em suspensão, que limitam a luz e causam “comprometimento severo da eficiência fotossintética” (BERGES, FALKOWSKI, 1998), a sedimentação de organismos maiores, e a toxicidade às células do fitoplâncton, de componentes disponíveis em suspensão, são condições ambientais que podem reduzir a eficiência fotossintética, que é utilizada também como diagnóstico para limitação de nutrientes no oceano (BEHRENFELD et al., 1996 apud CULLEN, DAVIS, 2003).

Como não há dados pretéritos para eficiência fotossintética na região monitorada, que está inserida na plataforma continental, inferiu-se com base em referências bibliográficas sobre o assunto (CULLEN; DAVIS, 2003; ILUZ, DUBINSKY, 2013; FALKOWSKI, LIN, GORBUNOV, 2017), onde os valores esperados de eficiência fotossintética para a região estariam entre 0,40 e 0,65. Considerando que o rejeito é rico em ferro, e que a sua adição incrementa a eficiência fotossintética, uma vez que o ferro é geralmente limitante no oceano (BEHRENFELD et al., 1996), espera-se que em períodos em que o rejeito está mais presente, a eficiência fotossintética seja aumentada, até o momento em que este rejeito em suspensão ou outras partículas em suspensão passem a limitar a luz, o que reduzirá a eficiência fotossintética. Esta condição pôde ser observada em uma coleta extra (SDPd 02) (superfície: 0,18; meio: 0,28; fundo: 0,36) durante a campanha Emergencial 1 (superfície: 0,16; meio: 0,28; fundo: 0,35), próximo à Foz do Rio Doce, quando a pluma era visualmente densa.

#### 2.5.4 Discussão Integrada

Durante os três anos do PMBA/Fest-RRDM, os setores monitorados permaneceram com densidades numéricas (abundância) altas e com a comunidade dominada por organismos planctônicos cocóides (formato ovalado a esférico) e oportunistas dos grupos das cianobactérias e das Algas Verdes, ambos com tamanhos inferiores a 20 µm, ou seja, pelo grupo do nanofitoplâncton (2 a 19 µm), assim como foi registrado em pesquisas anteriores ao PMBA/Fest-RRDM (BASTOS *et al.*, 2017; LONGHINI *et al.*, 2019; RRDM, 2019; RRDM, 2020) e pré-rompimento (BRASIL – MMA, 2006; DIAS JR *et al.*, 2015, no prelo; BANDEIRA, 2016; PENHA, 2017; RRDM, 2018).

De maneira geral, os resultados obtidos nas campanhas amostradas ao longo dos três anos de monitoramento demonstraram, segundo apontamentos dos indicadores ambientais do fitoplâncton, que a comunidade fitoplanctônica se encontra de moderada a altamente alterada, com contínuos processos de reinício de sucessão da comunidade recém-perturbada, seja pelo aporte de material do Rio Doce em períodos de maior precipitação, bem como pela ressuspensão dos nutrientes para a coluna d'água por causa de eventos de aumento de energia das ondas na região monitorada (Figura 251) (*Material Suplementar A3MFS2, página 7, Quadro 1*).

Estudos experimentais reportam que o aumento de concentrações de metais como o ferro nos ecossistemas aquáticos promovem o aumento populacional do fitoplâncton (JIANG *et al.*, 2008; CAMARGO, 2015), pois o ferro é um micronutriente essencial ao metabolismo do fitoplâncton (O'KELLEY, 1974), geralmente limitante nos oceanos (TORTELL *et al.*, 1996; BROWNING *et al.*, 2017), sendo importante na absorção e fixação de nitrogênio e na produção de clorofila-a (WHITFIELD, 2001; REYNOLDS, 2006; QUIGG, 2016).

Com relação à composição da comunidade fitoplanctônica em termos quantitativos nos três anos do monitoramento, os cocolitoforídeos, grupo essencialmente planctônico e marinho, pertencente ao Filo Haptophyta, continuam em reduzida proporção quando comparado com as contribuições anteriores ao pré-rompimento da barragem e aos apontamentos da literatura. As regiões próximas à Foz do Rio Doce eram caracterizadas pela destacável representatividade deste grupo (BRASIL – MMA, 2006; PENHA, 2017; BANDEIRA, 2016; DIAS JR *et al.*, 2015), assim como também das diatomáceas e dinoflagelados autotróficos segundo reportado pelo Programa ReviZEE (BRASIL – MMA, 2006).

O grupo dos cocolitoforídeos apresenta a capacidade de converter o gás carbônico dissolvido na água em carbonato de cálcio que compõe seu envoltório, sendo esse processo primordial no ciclo do carbono. Assim, atuam de duas maneiras extremamente importantes, sendo tanto organismos fotossintetizantes quanto conversores de carbono orgânico em inorgânico (SAAVEDRA-PELLITERO *et al.*, 2010). Além de afetarem o sistema climático por meio das bombas biológicas e de carbonato, também são responsáveis pela liberação de dimetilsulfeto para a atmosfera, que é um componente importante na formação de núcleos de condensação de nuvens (CHARLSON *et al.*, 1987). Os cocolitoforídeos respondem às menores variações dos parâmetros ambientais, como temperatura, salinidade, disponibilidade de nutrientes e a estabilidade da coluna d'água, tornando-os ótimos

indicadores tanto no atual monitoramento como em tempos passados, já que a sua carapaça é preservada no sedimento marinho. (WINTER et al., 1994)

Em termos de abundância relativa, a possível supressão na Foz e na APA/RVS Costa das Algas dos grupos algas verdes, Haptophyceae, fitoflagelados e outros ao longo dos três anos de monitoramento e o favorecimento de outros grupos, como as cianobactérias, pode estar relacionada à composição dos nutrientes. No Ano 2 houve maiores valores de nitrogênio amoniacal disponível (RRDM, 2020), enquanto no período seco do Ano 3 os valores de nitrogênio amoniacal registrados ficaram próximos ou abaixo do nível de detecção pelo método analítico empregado, com ressalva para a campanha de julho de 2021 que apresentou concentrações detectáveis, porém com níveis mais baixos que os valores observados no mesmo período do Ano 1. O comportamento da abundância relativa no Setor Norte foi um pouco semelhante, com grande expressão de cianobactérias durante todo o tempo, só que com um sutil aumento das Haptófitas no último Ano. Todavia, o comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal foi um pouco diferente. Esse nutriente também ficou abaixo do limite de detecção no início do período seco do Ano 3, em abril de 2021, entretanto, ficou acima dos dados pretéritos no auge da seca, em julho de 2021.

O aumento do nitrogênio amoniacal costuma favorecer cianobactérias e algas verdes, organismos oportunistas de pequeno tamanho, uma vez que é a fonte preferencial de absorção de nitrogênio das cianobactérias (CANIZALES et al., 2021). Ademais, o nitrogênio amoniacal pode ser tóxico para alguns organismos dependendo da concentração em que se encontra, pode ser também preferencialmente absorvido em detrimento ao nitrato e esses comportamentos podem alterar a composição do fitoplâncton (DOMINGUES et al., 2011).

Em relação ao nitrato, concentrações médias mais baixas foram obtidas ao longo do Ano 3 para todo o Setor da Foz e APA/RVS Costa das Algas, além da redução dos níveis entre os períodos secos dos Anos 3 e 1 para os Subsetores da Foz Central e Foz Sul, exceto para o fundo da estação SD 02, que apresentou  $36 \mu\text{M}\cdot\text{L}^{-1}$  em agosto de 2021 e o leve aumento em julho de 2021 na APA. Ainda, o Subsetor da Foz Norte manteve concentrações médias mais inferiores ao longo dos três anos de monitoramento. Para o Setor Abrolhos foram encontradas as concentrações mais altas do PMBA/Fest-RRDM em julho de 2021 (período seco do Ano 3), porém abaixo dos dados pretéritos. Essas concentrações também sofreram um aumento significativo no mesmo período (julho de 2021) no Setor Norte ainda que dentro da média para todo o monitoramento e com níveis mais baixos do que o período seco do Ano 1, conforme apontado pelo Subprojeto A3M da Hidrogeoquímica.

O nitrogênio amoniacal e nitrato são algumas das principais fontes de nitrogênio absorvido pelas algas (REYNOLDS, 2006; LÁZARO, 2007). Em um estudo de Berges e Falkowski (1998) que avaliava, entre outros fatores, os efeitos da limitação do nitrogênio em diatomáceas e clorófitas observou-se que a limitação do nitrogênio foi grave na diatomácea estudada. No contexto do terceiro ano do monitoramento isso pode explicar a redução da contribuição desse grupo no período seco (*Material Suplementar A3MFS2, Figura 39, Figura 40, Figura 58, Figura 59, Figura 3, Figura 74*), uma vez que as diatomáceas são muito sensíveis à limitação de nitrogênio (BERGES; FALKOWSKI, 1998), como

também a maior contribuição das cianobactérias e algas verdes nesse mesmo período. Vale ressaltar que as condições de baixa disponibilidade de nutrientes podem favorecer espécies fitoplanctônica que são mixotróficas, heterotróficas ou diazotróficas (LUBIANA; DIAS JUNIOR, 2016).

Segundo dados do Subprojeto da Hidrogeoquímica, o Subsetor Foz durante todo o Ano 3, a APA/RVS Costa das Algas e Abrolhos em julho de 2021 (período seco do Ano 3) apresentaram concentrações mais baixas de ortofosfato quando comparado ao período seco do Ano 1. Ainda, níveis de ortofosfato próximos ou abaixo do limite de detecção pelo método analítico empregado foram observados nas campanhas de agosto e setembro de 2021 nos Subsetores Foz Norte e Foz Sul. O ortofosfato é a principal fonte de fósforo assimilado pelo fitoplâncton (ESTEVES, 1988), que por sua vez é um nutriente crítico e necessário para o crescimento das cianoprocariontes e demais algas eucariontes (DYHRMAN, 2016). O estresse causado pelas baixas concentrações de fósforo, visto que tal micronutriente é limitante ao crescimento do fitoplâncton, pode ser controlada pelas cianobactérias com um sistema de resposta de sensor que resulta na transcrição de um conjunto de genes que as células necessitam para responder à deficiência de fósforo, segundo apontado por Dyhrman (2016). Isso também pode ajudar a explicar o domínio desse grupo na composição quantitativa das regiões monitoradas.

As diatomáceas, que também deixaram de aparecer nas amostras imediatamente após o rompimento da barragem, passaram a ter destacáveis representatividades nas amostragens do terceiro Ano do PMBA/Fest-RRDM, provavelmente devido à disponibilidade de sílica e nutrientes na coluna d'água. Estudos reportam que a abundância de espécies marinhas como *Paralia sulcata* (Classe Coscinodiscophyceae) ajudam na bioindicação de altos níveis de nutrientes em ambientes de ressurgência e desembocaduras de rios, uma vez que sua alta taxa de reprodução e especiação são favorecidas nestes ambientes (MCQUOID; NORDBERG, 2003).

Durante o Ano 3 a sílica demonstrou uma tendência de aumento relativo das médias no período seco em relação ao período chuvoso em todos os setores, entretanto, o aumento desse macronutriente para esse período ocorreu com menor contribuição das diatomáceas quando comparado ao chuvoso desse mesmo ano na Foz. Já na APA as maiores contribuições das diatomáceas foram registradas nos meses de abril e julho de 2021, períodos secos que apresentaram fortes eventos de ressuspensão.

A campanha de agosto de 2021 (Período Seco) dos Subsetores Foz Norte e Foz Central registrou as maiores concentrações deste nutriente ( $109,20 \mu\text{M}\cdot\text{L}^{-1}$  e  $107 \mu\text{M}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente) quando confrontados com os dados pretéritos destes subsetores. Ainda, no Setor Foz Norte a concentração de sílica observada foi a maior de todo o PMBA/Fest-RRDM. No setor APA/RVS Costa das Algas durante o Ano 3 a sílica apresentou as maiores concentrações observadas no PMBA (acima dos dados pretéritos), principalmente na região rasa, em superfície na campanha de abril de 2021 ( $10,6 \mu\text{M}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e em superfície e fundo na campanha de julho de 2021 (períodos secos do Ano 3). Para o Setor Abrolhos também foram observadas as maiores concentrações do PMBA/Fest-RRDM (ABR 01 S e F  $\sim 4 \mu\text{M}\cdot\text{L}^{-1}$ ) em julho de 2021 (período seco do Ano 3), sendo a primeira ocasião em que a sílica se apresentou mais elevada neste setor quando comparado ao pós Rompimento da Barragem no pré-PMBA, conforme apontado pelo Subprojeto A3M da Hidrogeoquímica).

A sílica é um macronutriente importante para alguns grupos de algas (O'KELLEY, 1974), sendo importante para a formação das frústulas das diatomáceas (HASLE; SYVERTSEN, 1997; REYNOLDS, 2006; LEE, 2008;) e na biomineralização dos esqueletos silicosos pelos silicoflagelados (BIGNOT, 1985; THRONDSSEN, 1997). Concentrações mais elevadas de sílica podem aumentar a quantidade de diatomáceas tendo em vista que a absorção desse macronutriente está confinada a um período do ciclo celular anterior a separação das células filhas durante o processo de reprodução (SULLIVAN, 1997), sendo, portanto, de extrema necessidade para que em tais microalgas ocorra a divisão celular (LEE, 2008). Entretanto, a via bioquímica do metabolismo do silício nas diatomáceas pode ser afetada pelo incremento de concentrações de cobre (Cu), zinco (Zn) e germânio (Ge), ao passo que o mercúrio (Hg), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) podem interferir na divisão celular e causar a produção de diatomáceas morfologicamente distorcidas segundo apontado por Thomas e colaboradores (1980).

Nas águas e sedimentos da área costeira e estuarina do Rio Doce foi reportado um aumento nas concentrações de ferro (Fe), arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg), cobalto (Co), chumbo (Pb), manganês (Mn) e bário (Ba) tanto na fase imediatamente após o rompimento da barragem, caracterizada como fase do impacto agudo, mas também na fase crônica (HATJE *et al.*, 2017; LONGHINI *et al.*, 2020; SÁ *et al.*, 2021). Durante o período chuvoso do Ano 3, a presença do rejeito, baseado nas concentrações dos níquel, (Ni), cobre (Cu), chumbo (Pb), cromo (Cr), ferro (Fe), alumínio (Al), manganês (Mn) e zinco (Zn) (RRDM, 2019, RT-19K-RRDM/NOV19, página 24, parágrafo 1) foi observada em todas as estações de amostragem nos setores da Foz do Rio Doce. Ademais, com exceção da estação SD 05, todas as outras estações apresentaram sinal do rejeito em pelo menos uma campanha do período chuvoso do Ano 3. As regiões Norte e Foz apresentaram uma tendência de aumento das concentrações de quase todos os elementos nas frações particuladas (associada ao MPS) e sedimentar (exceto os metais Cu e Hg) quando comparada às últimas campanhas antes da pausa das coletas causadas pela COVID-19. Vale ressaltar a ausência do sinal de rejeito durante o período chuvoso do Ano 3 em Abrolhos e na APA Costa das Algas

Era prevista ao longo do PMBA/Fest-RRDM uma tendência geral de aumento na abundância relativa das diatomáceas próximo à região costeira, que resultasse em porcentagens de contribuições próximas ao pré-rompimento da barragem (BRASIL – MMA, 2006; DIAS JR *et al.*, 2015, no prelo; BANDEIRA, 2016; PENHA, 2017; RRDM, 2019; RT-19F-RRDM/NOV19, página 61, Figura 42), uma vez que, segundo Lee (2008) e Fernandes e Brandini (2004), a densidade das diatomáceas mais próximas à costa é alta. Além disso, cabe mencionar que o grupo representa parte substancial da produtividade oceânica, com limites superiores a 35% em águas oligotróficas e até 75% em regiões de ressurgência e sistemas ricos em nutrientes e turbulentos, conforme apontado por Romero e Armand (2010). Entretanto, esperava-se também uma maior diversidade do grupo ao longo do monitoramento, sobretudo para o Ano 3 em amostras mais *offshore* (afastado da costa), pois as populações de diatomáceas em oceanos abertos geralmente tem um grande número de espécies com o número total de indivíduos baixos (LEE, 2008). Ademais, almejava-se também um grande número de espécies das diatomáceas dado a maior biodiversidade da Classe Bacillariophyceae nos ambientes marinhos, segundo argumentam Bonecker e coparticipantes (2009).



Posto isto, as *Pseudo-nitzschia* spp. foram as que mais se destacaram no Setor da Foz do Rio Doce, em termos quantitativos e qualitativos, sendo o Gênero que mais contribuiu no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. A literatura aponta que as espécies do gênero são um importante produtor primário, consistindo em base da cadeia trófica sendo, portanto, consumido por dinoflagelados heterotróficos a peixes planctívoros (TRAINER *et al.*, 2012). Ademais, tais microalgas marinhas pertencentes a esse gênero são cosmopolitas, apresentam simetria bilateral e no que tange ao grupo global das diatomáceas, os indivíduos do gênero compõem 4,4% das espécies do grupo (MALVIYA *et al.*, 2016). Entretanto, a literatura reporta que as *Pseudo-nitzschia* spp. podem produzir uma neurotoxina, ácido domóico (FERNANDES *et al.*, 2010; TRICK *et al.*, 2010; BATES; TRAINER, 2006; MALVIYA *et al.*, 2016). O ácido domóico produzido por essas microalgas podem ser nociva aos seres humanos (PROENÇA; OLIVEIRA, 1999) e também aos animais que os consomem (WORK *et al.*, 1993 *apud* TRAINER *et al.*, 2012), uma vez que são a base da cadeia alimentar, contribuindo com mortes de aves marinhas, leões marinhos, lontras marinhas e baleias (TRAINER *et al.*, 2012).

Também, o Gênero é conhecido por conter uma Espécie oportunista, com florações registradas em locais submetidos à estresse no litoral brasileiro (VILLAC *et al.*, 2005) e em costas ao longo do mundo (TRAINER *et al.*, 2009 *apud* TRAINER *et al.*, 2012), desde *blooms* visíveis em baías a *blooms* menos densos e não visíveis a olho nú em áreas offshore (TRAINER *et al.*, 2012). Os membros do Gênero *Pseudo-Nitzschia* são diatomáceas ecologicamente importantes pois subsistem a períodos de limitação crônica de ferro e formam florações densas após eventos de fertilização com ferro (COHEN *et al.*, 2018), onde dominam as diatomáceas penadas formadoras de *blooms*, que utilizam a ferritina para armazenar ferro (MARCHETTI *et al.*, 2009).

Maiores concentrações de pigmentos nas estações próximas à desembocadura do Rio Doce no Subsetor da Foz Central também foram reportadas em estudos anteriores ao rompimento da barragem por Barroso e colaboradores (2015, no prelo). Os autores também documentaram a ausência de uma caracterização sazonal mais destacada na região; mas, associaram os maiores picos de clorofila-a no verão ao escoamento continental, rico em nutrientes em função do índice pluviométrico, semelhantemente ao padrão observado no PMBA/Fest-RRDM cujos maiores picos de clorofila-a sucederam no período chuvoso do Ano 3, onde a condição de vazão climatológica do Rio Doce foi Úmida a Alto fluxo conforme classificação de Oliveira e Quaresma (2017) e dados do Subprojeto da Modelagem (2021).

A Foz também apresentou picos de clorofila-a bem como de densidade fitoplanctônica mais ao fundo da coluna quando comparado a superfície. Foi reportado pelos outros subprojetos que houve um aumento de turbidez e mobilidade de fundo no terceiro Ano do monitoramento, o que pode justificar os resultados encontrados nos parâmetros biológicos referentes ao fitoplâncton, visto que a concentração de clorofila é inversamente proporcional à taxa de sedimentação, de forma que se a taxa de sedimentação/afundamento for baixa, a concentração de pigmentos será alta, assim, altas concentrações de clorofila correspondem a regiões nas quais o afundamento do fitoplâncton é relativamente pequeno devido à atividade turbulenta (GIANESELLA, 2000). Nesse período houve

também uma resposta da maior contribuição microfitoplanctônica muito provavelmente também em resposta a ressuspensão, contribuindo para o lançamento das espécies bentônicas na coluna d'água.

Pode ser possível que nesse período os nutrientes suspensos do sedimento não conseguiram alcançar as águas mais superficiais, ficando, portanto, mais restritos ao fundo. Somado a isto, na ocorrência da incidência de luz, a comunidade se desenvolveu melhor e em maiores quantidades nesta profundidade da coluna d'água visto que em níveis ótimos de luz e de nutrientes, o fitoplâncton tende a se desenvolver melhor (GIANESELLA, 2000).

Cabe mencionar que na Foz Central e na Costa das Algas os picos de clorofila-a durante o Ano 3 de monitoramento não necessariamente corresponderam a picos de densidade igual ao ocorrido na Foz Sul e Norte. Com base nisso torna-se pertinente mencionar que o máximo de clorofila não precisa necessariamente corresponder a picos de biomassa fitoplanctônica em termos de número de organismos, porém, pode ser consequência de adaptações fisiológicas na razão celular Carbono/clorofila (STEE 1964 *apud* GIANESELLA, 2000).

O setor APA/RVS Costa das Algas continua passando por um processo de enriquecimento contínuo com o material proveniente do rio atingindo a área crítica previamente descrita no relatório do Ano 1 (RT-19F-RRDM/NOV19, páginas 24 a 212), através do escoamento superficial deste material nos momentos de aumento da vazão hidrológica do rio e também devido aos processos de ressuspensão, principalmente nos períodos considerados secos durante o Ano 3, em momentos de maior hidrodinâmica devido à maior energia das ondas, tanto nas regiões mais rasas quanto nas regiões mais profundas (RRDM, 2020, RSE - RT35, Apêndice Marinho, Hidrogeoquímica e Subprojeto Modelagem Numérica, integração 2021).

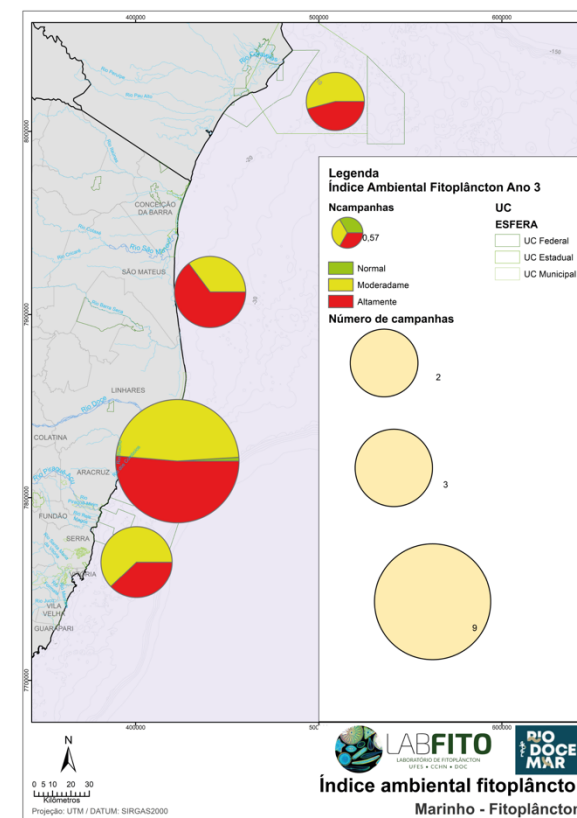
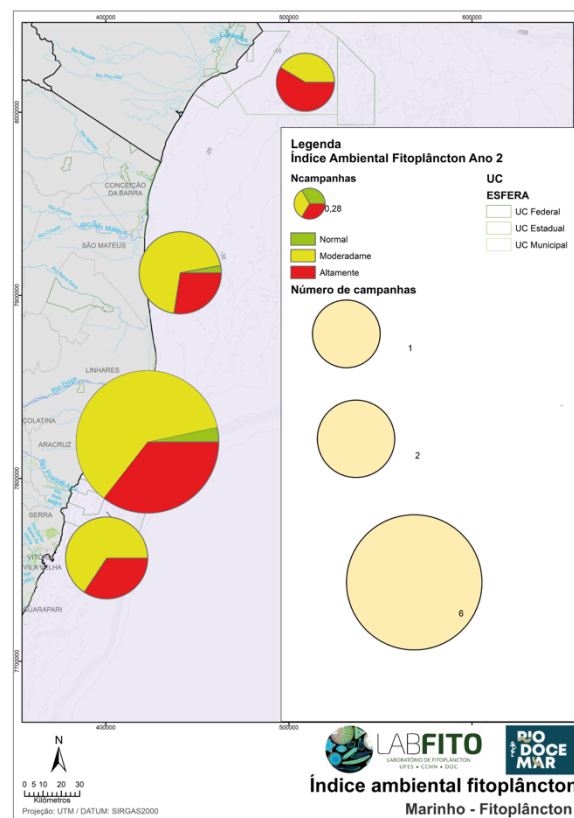
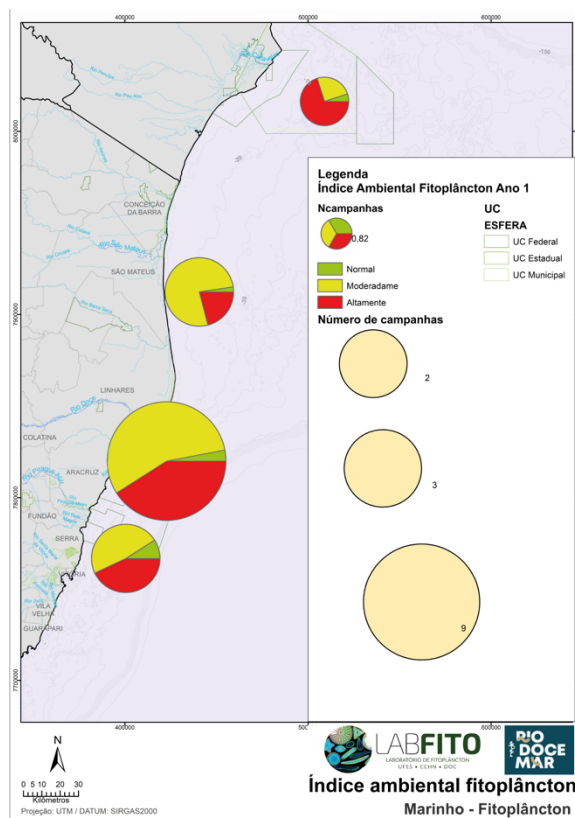
No Setor Norte as condições hidrodinâmicas mostram que além dos eventos de ressuspensão causados principalmente por correntes derivadas por vento e ondulações provenientes do quadrante sul, a atuação das correntes de maré durante o período de sizígia podem ocasionar um aumento da concentração de material particulado em suspensão (MPS) próximo ao fundo. Ainda, a análise da variabilidade das correntes no Setor Norte mostra uma dominância da maré semidiurna, sendo que neste setor as correntes de maré são mais intensas que às observadas nos setores da Foz do Rio Doce e da APA Costa das Algas. As maiores concentrações de MPS no Ano 2 em relação aos outros anos de monitoramento. Esse padrão foi observado para as profundidades superfície e meio, enquanto para o fundo as maiores concentrações de MPS foram observadas no Ano 3 (janeiro de 2021). Os maiores valores de MPS (superfície e fundo) estão associados aos períodos chuvosos entre dezembro de 2019 e janeiro de 2020. Já no fundo os eventos de ressuspensão resultam nos maiores valores de MPS (RRDM, 2019).

O Setor Abrolhos apresenta uma tendência natural à ressuspensão de material de fundo e formação de núcleos de produtividade em uma região com características oligotróficas (CIOTTI *et al.*, 2006; TENENBAUM *et al.*, 2006), foi observado ao longo do monitoramento que os índices da comunidade fitoplanctônica se modificaram principalmente em três momentos. Elevada vazão do Rio Doce

(Dezembro de 2018, Período Chuvoso do Ano 1), onde ocorreu maior entrada de material proveniente da pluma elevando o indicador densidade numérica, principalmente em superfície, com média da clorofila ativa acima de 60%, indicando bom estado fisiológico. De forma geral, o setor apresentou durante o ano 2 as maiores concentrações de MPS, se comparado aos anos 1 e 3 (Subprojeto da Hidrogeoquímica).

A tempestade tropical IBA (Abril de 2019, Período Seco do Ano 1), que segundo Evangelista e colaboradores (2021) foi a tempestade mais intensa dos últimos dez anos no litoral brasileiro sendo uma potencial agente para processos de ressuspensão, onde ocorreu maior entrada de material proveniente do fundo e observando-se piora do estado fisiológico e com densidade numérica estável, quando foram detectadas concentrações anômalas de ferro (EVANGELISTA *et al.*, 2021). Ainda, a condição de Seca do Rio Doce (Julho de 2021, Período Seco do Ano 3) quando ocorreu maior entrada de material proveniente do fundo da coluna d'água, elevando o indicador densidade numérica, principalmente em fundo, com média da clorofila ativa acima de 60%, indicando bom estado fisiológico.

Figura 251-Índice de Qualidade Ambiental para o fitoplâncton nas campanhas realizadas durante o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020) e Ano 3 (dezembro de 2020 a setembro de 2021) do PMBA/Fest-RRDM



Quadro 1- Índice de qualidade ambiental da comunidade fitoplanctônica baseado em densidade numérica total de organismos e saúde ecofisiológica (clorofila-*a*), representado em cores e os limites utilizados para cada parâmetro utilizado, baseados em estudos anteriores ao rompimento da barragem e seu significado (interpretação).

| Qualidade Ambiental    | Densidade (organismos•L <sup>-1</sup> )                               | Clorofila ativa          | Significado   |
|------------------------|---|--------------------------|---|
| Normal                 | Menor (<) que 200 x 10 <sup>3</sup> organismos•L <sup>-1</sup>        | Maior (>) que 70%        | Comunidade fitoplanctônica está similar ao que era encontrado no ambiente aquático antes do rompimento da barragem em relação à densidade de organismos e saúde fisiológica na estação amostral em questão              |
| Moderadamente alterado | Menor (<) que 200 x 10 <sup>3</sup> organismos•L <sup>-1</sup>        | Menor (<) que 70%        | Comunidade fitoplanctônica foi alterada em relação à saúde fisiológica, mas sem alterações de densidade de organismos em relação aos valores encontrados antes do rompimento da barragem na estação amostral em questão |
|                        | Maior ou Igual (≥) a 200 x 10 <sup>3</sup> organismos•L <sup>-1</sup> | Maior ou Igual a (≥) 70% | Comunidade fitoplanctônica alterada em relação à densidade de organismos em relação aos valores encontrados antes do rompimento da barragem, sem comprovado impacto na fisiologia na estação amostral em questão        |
| Altamente alterado     | Maior ou Igual (≥) a 200 x 10 <sup>3</sup> organismos•L <sup>-1</sup> | Menor ou Igual a (≤) 70% | Comunidade fitoplanctônica alterada em relação à densidade de organismos e à saúde fisiológica na estação amostral em questão   |

### 2.5.5 Considerações Finais

Ao longo de todo PMBA/Fest-RRDM (Anos 1, 2 e 3), é possível observar, através da densidade numérica e da saúde ecofisiológica, que após a plataforma adjacente ao rio Doce ter sua condição oligotrófica alterada pelo impacto da lama de rejeito, a comunidade fitoplanctônica prosseguiu sob a influência dos constantes distúrbios causados pela continuidade do aporte do material oriundo do rompimento da barragem, assim como pela periódica ressuspensão desse material contido no sedimento, que impede que a comunidade se recupere.

A densidade numérica do fitoplâncton, apesar das flutuações também decorrentes das condições meteoceanográficas, continua apresentando valores de abundância acima dos encontrados em levantamentos prévios a novembro de 2015, assim como a predominância de algas verdes e cianobactérias da fração nanofitoplanctônica na composição quali-quantitativa, posto que esses grupos oportunistas se multiplicam rapidamente e são mais resistentes e adaptáveis às instabilidades ambientais, naturais e/ou antropogênicas. Cabe mencionar e lembrar que com base nos levantamentos prévios ao rompimento da barragem foi constatado que o primeiro efeito após o input da lama no mar foi um aumento da densidade (abundância) numérica de organismos de cinco (novembro/2015) a dez vezes (janeiro/2016) em relação à abundância registrada em projeto pretérito (AMBES-pré-rompimento da barragem) e da biomassa em termos de clorofila-a.

Vale ressaltar que esses grupos predominantes apresentam alta taxa de reprodução, são mais resistentes às intempéries ambientais, e são comuns e abundantes em comunidades biológicas recém-perturbadas, indicando instabilidade ambiental por estar em reinício de sucessão ecológica, em contraposição às espécies frágeis como os cocolitoforídeos, grupo essencialmente planctônico e marinho, pertencente ao Filo Haptophyta, além dos dinoflagelados e diatomáceas marinhas que tiveram redução drástica após o input da lama no mar quando comparado aos dados pretéritos, cuja contribuição era expressiva nas águas costeiras desta área. Nota-se uma sutil recuperação das diatomáceas no Ano 2, que foram retornando aos poucos e voltando a ter representatividade, com aumento da contribuição no período chuvoso do Ano 3, todavia dinoflagelados e cocolitoforídeos continuaram em reduzida proporção. Estes impactos sobre o fitoplâncton causam drásticas alterações no fluxo de energia e biomassa ao longo da teia trófica.

A redução da saúde fisiológica causada por esses constantes distúrbios fica evidente quando são observados os valores de biomassa em termo de clorofila-a, feopigmentos e principalmente clorofila ativa durante a Campanha Emergencial realizada em janeiro de 2020, em um período de aumento dos índices pluviométricos ao longo da extensão do Rio Doce, que resultou em eventos de grande vazão hidrológica e ressuspensão de nutrientes depositados no assoalho fluvial e marinho (aumento da concentração de metais como notado no relatório anterior).

Nota-se que alterações nos indicadores do fitoplâncton (saúde fisiológica e densidade e sua composição) podem indicar contínuos reinícios de sucessão ecológica e a depreciação da biodiversidade e da qualidade ambiental.



No que concerne ao Ano 2 do monitoramento o comportamento do impacto parece estar mais direcionado a norte desse período. Os resultados apontados pelos indicadores do fitoplâncton indicam que as áreas criticamente impactadas seriam Foz Central, Foz Norte e Setor Norte, podendo incluir as estações MUC 01 e MUC 02 que correspondem as estações de Mucuri. As análises que proporcionam resultados do indicador da saúde fisiológica realizada no Setor Abrolhos em janeiro de 2020, demonstram que as estações MUC 01 e MUC 02, recentemente incluídas nesse setor durante o Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM, parecem piorar a saúde fisiológica do Setor.

No Ano 3 do monitoramento a comunidade fitoplanctônica permanece com densidade total alta quando comparada aos dados anteriores ao rompimento da barragem, com os maiores picos de densidade e de pigmentos de todo o PMBA/Fest-RRDM. O fitoplâncton avaliado neste Ano continua estruturado, tal qual nos Anos 1 e 2, com maior contribuição e dominância de organismos nanofitoplanctônicos (< 20 µm) oportunistas, pioneiros, cosmopolitas e adaptáveis às perturbações ambientais, que se multiplicam rapidamente frente à biodisponibilidade de nutrientes e que utilizam mecanismos estratégicos (ecológicos, fisiológicos, bioquímicos e morfológicos) peculiares de cada espécie para explorar recursos e garantir sua manutenção e adaptação no ambiente hostil. O Ano 3 também foi marcado pelo aumento da contribuição das diatomáceas, todavia, essa contribuição ainda não corresponde à variedade de espécies pré-rompimento, assim como a abundância, variedade e a frequência de ocorrência dos cocolitoforídeos (Grupo do Filo Haptophyta), que persistem reduzidos nos Setores. Assim, a comunidade fitoplanctônica ainda não mostrou recuperação para as condições anteriores ao rompimento da barragem e nem melhoria do Ano 1 (RRDM, 2019; 2020) para o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, o que reforça a importância da continuidade do monitoramento.

Em síntese, ao longo do PMBA/Fest-RRDM é possível observar, através dos indicadores de qualidade ambiental, que a comunidade fitoplanctônica prossegue sob a influência dos constantes distúrbios do ambiente, estando claramente afetada em todos os setores, já que não retornou às condições prévias ao desastre em nenhum momento ao longo de todo o monitoramento.

Assim, faz-se necessária a continuidade do programa a fim de que se possa estabelecer melhor as variações interanuais do fitoplâncton para a região, bem como as suas relações com os nutrientes e metais presentes na água, posto que a cada evento de ressuspensão dos sedimentos ou de grande vazão na Foz do Rio Doce, há um reinício dos distúrbios, que não permitem que a comunidade restaure o processo de recuperação ou sucessão progressiva.

## 2.6 ZOOPLÂNCTON

### 2.6.1 Objetivos

Analisar o zooplâncton na região amostrada quali-quantitativamente verificando alterações na composição, biomassa, abundância e diversidade (ver Metodologia no *Material suplementar A3MZS1*).

### 2.6.2 Resultados

#### 2.6.2.1 Biomassa

Considerando todas as coletas realizadas no monitoramento até Setembro de 2021, a biomassa zooplânctônica no setor da Foz do Rio Doce apresentou valores que variaram de  $0,62 \text{ mg.m}^{-3}$  (mínimo) à  $1393,72 \text{ mg.m}^{-3}$  (máximo) por ponto de amostragem (*Material Suplementar A3MZS2*). Entre as campanhas, os valores de concentração de biomassa variaram de  $718 \text{ mg.m}^{-3}$  (mínimo) à  $5091 \text{ mg.m}^{-3}$  (máximo), sendo observado os maiores valores entre os meses de transição do período chuvoso para o seco, sendo estas as campanhas de Fevereiro de 2019, Março de 2019, Abril de 2019 e Maio de 2019 no primeiro ano e as campanhas de Fevereiro de 2021 e Abril de 2021 no terceiro ano de monitoramento (Figura 252). Por outro lado, as campanhas que apresentaram os menores valores de biomassa estão entre os meses de transição do período seco para o chuvoso e em outros momentos pontuais do monitoramento.

De modo geral, foram observadas maiores médias de dispersão da biomassa nos estratos de fundo ( $113,1 \pm 142,6 \text{ mg.m}^{-3}$ ) em relação às amostragens de superfície ( $73 \pm 76,3 \text{ mg.m}^{-3}$ ), sendo as campanhas Novembro de 2018-2, Fevereiro de 2019, Março de 2019 e Fevereiro de 2021 com as maiores médias de fundo (Tabela 1). Em relação aos períodos, as maiores médias de biomassa foram observadas para o período chuvoso ( $96,3 \pm 132,1 \text{ mg.m}^{-3}$ ) comparadas ao período seco ( $84,9 \pm 81,6 \text{ mg.m}^{-3}$ ). Entre os subsetores da Foz do Rio Doce, o subsetor central apresentou as maiores médias de biomassa ( $93,7 \pm 125 \text{ mg.m}^{-3}$ ), seguido do subsetor sul ( $91 \pm 119,2 \text{ mg.m}^{-3}$ ) e norte ( $89,2 \pm 89,8 \text{ mg.m}^{-3}$ ) (Tabela 17).

De acordo com a análise de variância, a distribuição das concentrações de biomassa zooplânctônicas apresentou diferenças significativas entre as campanhas amostrais (PERMANOVA,  $p = 0,001$ ) e entre os estratos de superfície e fundo (PERMANOVA,  $p = 0,001$ ). No entanto, para os subsetores da Foz esta variação ocorreu de forma discreta, com poucas correlações (PERMANOVA,  $p = 0,011$ ). Entretanto, a análise de variância identificou interações significativas entre os subsetores da Foz quando comparados as campanhas individualmente (PERMANOVA,  $p = 0,001$ ) assim como entre os estratos de cada campanha (PERMANOVA,  $p = 0,008$ ) (Tabela 18).

Figura 252: Variação temporal da concentração de Biomassa zooplancônica ( $\text{mg.m}^{-3}$ ) em amostras de Superfície e Fundo na Foz do Rio Doce e subsetores Norte, Central e Sul.

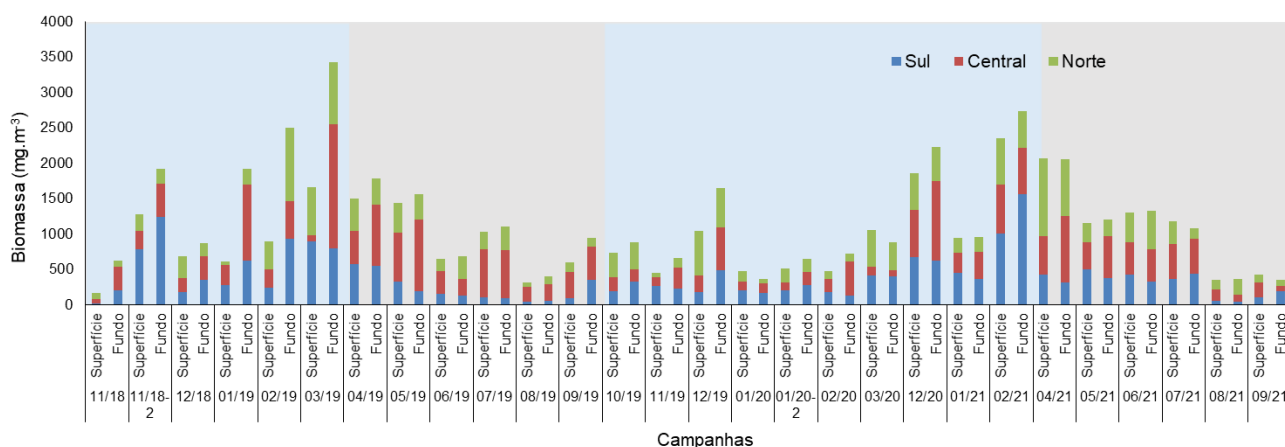


Tabela 17: Distribuição dos valores médios de Biomassa zooplancônica ( $\text{mg.m}^{-3}$ ) para os subsectores da Foz (Norte, Central e Sul), estratos (Superfície e Fundo) e desvio padrão (DP) total amostrados por campanhas do ano 1 ao 3.

| Campanhas | Média por subsector |         |       | Média por estrato |       | Média/DP total |
|-----------|---------------------|---------|-------|-------------------|-------|----------------|
|           | Norte               | Central | Sul   | Superfície        | Fundo |                |
| 11/18     | 30,1                | 43,1    | 36,0  | 14,7              | 62,4  | 37,4 ± 48,1    |
| 11/18-2   | 90,2                | 81,1    | 336,3 | 116,6             | 213,0 | 160 ± 163,6    |
| 12/18     | 97,6                | 59,1    | 88,7  | 61,7              | 97,1  | 77,6 ± 55,1    |
| 01/19     | 46,0                | 149,7   | 151,0 | 55,2              | 192,2 | 120,4 ± 132,1  |
| 02/19     | 240,5               | 88,1    | 193,2 | 81,3              | 250,2 | 161,7 ± 149,3  |
| 03/19     | 259,5               | 205,2   | 280,0 | 150,3             | 343,1 | 242,1 ± 304,4  |
| 04/19     | 137,9               | 147,3   | 187,7 | 136,3             | 178,0 | 156,1 ± 83,7   |
| 05/19     | 129,7               | 189,6   | 86,0  | 130,6             | 156,4 | 142,9 ± 109,2  |
| 06/19     | 85,1                | 60,9    | 46,6  | 59,2              | 68,8  | 63,7 ± 51,6    |
| 07/19     | 96,1                | 150,5   | 33,8  | 93,3              | 110,8 | 101,6 ± 91     |
| 08/19     | 29,7                | 48,8    | 17,2  | 28,8              | 40,4  | 34,3 ± 26,4    |
| 09/19     | 44,0                | 92,6    | 74,5  | 54,7              | 94,3  | 73,6 ± 50,2    |
| 10/19     | 89,5                | 42,6    | 51,1  | 48,7              | 73,3  | 59,7 ± 43,1    |
| 11/19     | 24,6                | 45,4    | 49,4  | 29,7              | 54,5  | 40,7 ± 33,1    |
| 12/19     | 132,7               | 92,2    | 66,4  | 69,6              | 126,4 | 96 ± 102,6     |
| 01/20     | 26,1                | 29,6    | 36,5  | 31,8              | 30,3  | 31,1 ± 22,2    |
| 01/20-2   | 47,1                | 33,1    | 47,9  | 33,8              | 53,9  | 42,7 ± 43,6    |
| 02/20     | 25,4                | 73,2    | 30,5  | 31,8              | 55,0  | 42,6 ± 59,1    |
| 03/20     | 113,1               | 23,4    | 81,2  | 70,1              | 73,0  | 71,4 ± 75,5    |
| 12/20     | 110,3               | 200,1   | 143,2 | 123,6             | 185,7 | 151,2 ± 126    |
| 01/21     | 53,0                | 74,8    | 80,8  | 63,1              | 80,0  | 70,6 ± 40,7    |
| 02/21     | 147,8               | 148,9   | 256,9 | 157,1             | 227,9 | 188,6 ± 180,1  |
| 04/21     | 211,2               | 166,9   | 72,5  | 138,1             | 158,2 | 147,4 ± 121    |
| 05/21     | 56,4                | 106,8   | 87,9  | 76,6              | 92,3  | 83,9 ± 62      |
| 06/21     | 106,3               | 101,7   | 74,8  | 86,5              | 101,7 | 93,6 ± 50,3    |
| 07/21     | 58,3                | 110,2   | 80,2  | 78,3              | 90,4  | 83,7 ± 58,4    |
| 08/21     | 41,0                | 28,4    | 9,3   | 23,5              | 28,2  | 25,6 ± 19,6    |
| 09/21     | 24,4                | 30,9    | 28,8  | 28,7              | 27,3  | 28,1 ± 23,3    |

Tabela 18: Análise de variância com permutação (PERMANOVA) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplancônica entre os fatores Campanhas, Setor e Estrato do ano 1 ao 3. P(perm) = p da PERMANOVA (Variâncias foram consideradas significantes quando  $p < 0,05$ ). Em negrito valores de  $p < 0,05$ .

| Fatores                   | Pseudo-F | P(perm)      | Unique perms |
|---------------------------|----------|--------------|--------------|
| Campanha                  | 13,842   | <b>0,001</b> | 998          |
| Estrato                   | 28,118   | <b>0,001</b> | 999          |
| Subsetor                  | 4,2083   | 0,011        | 999          |
| CampanhaxEstrato          | 1,7138   | <b>0,008</b> | 997          |
| CampanhaxSubsetor         | 2,6738   | <b>0,001</b> | 998          |
| EstratoxSubsetor          | 3,1466   | 0,017        | 998          |
| CampanhaxEstratoxSubsetor | 0,76379  | 0,946        | 998          |

Testes realizados a posteriori, demonstraram que as diferenças entre os subsetores da Foz em cada campanha foram significativas para algumas combinações par-a-par. No período chuvoso do primeiro ano de monitoramento a campanha Novembro de 2018-2 apresentou maiores médias na distribuição da biomassa zooplancônica no subsetor sul da Foz (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ) (Tabela 19). Ainda para o mesmo período as campanhas Janeiro de 2019, Fevereiro de 2019 e Março de 2019 apresentaram correlações entre os subsetores norte e central (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ), observando valores mais altos no subsetor central no mês de janeiro, seguido respectivamente de valores mais altos para os subsetores norte nos meses seguintes, caracterizando uma possível dispersão da biomassa para as regiões ao norte da Foz neste período. Já na campanha de Março de 2019 o subsetor central apresentou as menores médias de biomassa quando comparados aos outros dois subsetores (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ), caracterizando esta possível dispersão da biomassa para os subsetores adjacentes. Em contrapartida, para o período seco do primeiro ano de monitoramento, o subsetor central das campanhas de Maio de 2019, Julho de 2019 e Agosto de 2019 apresentaram as maiores médias de biomassa comparadas ao subsetor sul (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ). Novamente, no período chuvoso do final do primeiro ano de monitoramento, as campanhas Outubro de 2019 e Novembro de 2019 apresentaram diferenças nas concentrações de biomassa entre os subsetores central e norte (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ), onde as maiores médias observadas foram no subsetor norte na campanha de Outubro de 2019 e no subsetor central na campanha subsequente. No período de transição do monitoramento a única campanha que diferiu a distribuição da biomassa entre os subsetores foi a de Março de 2020, apresentando as menores médias para o subsetor central em relação aos subsetores norte e sul (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ). No terceiro ano do monitoramento, no período seco, as únicas campanhas que apresentaram correlações entre os subsetores foram as de Abril e Agosto de 2021, com menores médias de biomassa na região sul da Foz comparado aos subsetores central e norte (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ) (Tabela 19).

Tabela 19: Valores da análise de variância com permutação (PERMANOVA pair-wise test) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplancônica do ano 1 ao 3, entre os subsetores da Foz (Sul, Central e Norte) em cada campanha. Em negrito valores de  $p < 0,05$ .

| Subsetores |                 |              |             |              |               |              |
|------------|-----------------|--------------|-------------|--------------|---------------|--------------|
| Campanhas  | Norte , Central |              | Norte , Sul |              | Central , Sul |              |
|            | t               | p-valor      | t           | p-valor      | t             | p-valor      |
| 11/18      | 0,26069         | 0,858        | 1,3644      | 0,202        | 1,5718        | 0,114        |
| 11/18-2    | 1,3191          | 0,21         | 3,0459      | 0,032        | 2,7868        | <b>0,015</b> |
| 12/18      | 1,6505          | 0,149        | 0,67616     | 0,502        | 0,48558       | 0,641        |
| 01/19      | 3,5875          | <b>0,003</b> | 0,97038     | 0,368        | 1,1313        | 0,269        |
| 02/19      | 3,2897          | <b>0,007</b> | 1,579       | 0,147        | 1,123         | 0,288        |
| 03/19      | 3,2098          | <b>0,008</b> | 0,33642     | 0,731        | 3,61          | <b>0,005</b> |
| 04/19      | 0,51813         | 0,632        | 1,4802      | 0,185        | 1,4732        | 0,153        |
| 05/19      | 0,89618         | 0,386        | 1,736       | 0,131        | 2,4703        | <b>0,034</b> |
| 06/19      | 1,5389          | 0,151        | 1,8334      | 0,116        | 0,20604       | 0,864        |
| 07/19      | 1,0664          | 0,3          | 1,5592      | 0,123        | 2,3821        | <b>0,008</b> |
| 08/19      | 1,6908          | 0,104        | 1,2519      | 0,243        | 2,9951        | <b>0,006</b> |
| 09/19      | 1,7073          | 0,118        | 0,91961     | 0,341        | 0,88086       | 0,389        |
| 10/19      | 2,312           | <b>0,039</b> | 1,6777      | 0,108        | 0,30665       | 0,84         |
| 11/19      | 2,1355          | <b>0,048</b> | 0,78348     | 0,627        | 0,78265       | 0,663        |
| 12/19      | 1,0275          | 0,316        | 1,3577      | 0,201        | 0,30633       | 0,828        |
| 01/20      | 0,7539          | 0,451        | 0,66394     | 0,535        | 0,10632       | 0,96         |
| 01/20-2    | 1,0893          | 0,272        | 0,97552     | 0,339        | 0,11996       | 0,972        |
| 02/20      | 1,891           | 0,076        | 1,0973      | 0,282        | 1,6244        | 0,136        |
| 03/20      | 2,8183          | 0,009        | 0,26176     | 0,825        | 4,3746        | <b>0,001</b> |
| 12/20      | 1,6434          | 0,119        | 0,83833     | 0,409        | 0,79461       | 0,457        |
| 01/21      | 1,2441          | 0,225        | 0,32728     | 0,749        | 0,6885        | 0,519        |
| 02/21      | 3,42E-02        | 0,994        | 0,73998     | 0,503        | 0,81753       | 0,433        |
| 04/21      | 0,66904         | 0,482        | 3,1028      | <b>0,007</b> | 2,3307        | <b>0,027</b> |
| 05/21      | 0,9197          | 0,373        | 2,1751      | 0,059        | 0,40676       | 0,705        |
| 06/21      | 0,43251         | 0,684        | 0,50843     | 0,627        | 1,2996        | 0,215        |
| 07/21      | 1,6754          | 0,116        | 0,81664     | 0,427        | 0,91874       | 0,381        |
| 08/21      | 1,7791          | 0,104        | 5,7347      | <b>0,002</b> | 4,0365        | <b>0,003</b> |
| 09/21      | 0,85268         | 0,421        | 0,12468     | 0,978        | 0,96375       | 0,333        |

Diferenças significativas entre as concentrações de biomassa distribuídas nos estratos de superfície e fundo entre os subsetores de algumas campanhas também foram demonstradas pelos testes realizados a posteriori. As campanhas Novembro de 2018-2, Janeiro de 2019 e Março de 2019 apresentaram maiores valores de biomassa nos estratos de fundo para o subsetor central da Foz (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ), assim como a campanha Novembro de 2019 apresentou maiores valores de biomassa nos estratos de fundo dos subsetores norte e central (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ) (Tabela 20).

No terceiro ano do monitoramento, a campanha Agosto de 2021 apresentou maiores médias nos estratos de fundo no setor norte.

Tabela 20: Valores da análise de variância com permutação (PERMANOVA pair-wise test) usada para comparar a distribuição da biomassa zooplancônica do ano 1 ao 3, entre os estratos de fundo e superfície dos subsetores da Foz (Sul, Central e Norte) em cada campanha. Em negrito valores de  $p < 0,05$ .

| Campanhas | Superfície/Fundo |         |         |              |          |              |
|-----------|------------------|---------|---------|--------------|----------|--------------|
|           | Sul              |         | Central |              | Norte    |              |
|           | t                | p-valor | t       | p-valor      | t        | p-valor      |
| 11/18     | 1,2269           | 0,317   | 1,6726  | 0,128        | 0,6893   | 0,595        |
| 11/18-2   | 0,56396          | 0,499   | 2,3611  | <b>0,034</b> | 0,87588  | 0,478        |
| 12/18     | 0,62807          | 0,476   | 1,4144  | 0,227        | 0,39356  | 0,693        |
| 01/19     | 0,98595          | 0,399   | 3,7813  | <b>0,005</b> | 2,5798   | 0,085        |
| 02/19     | 1,7532           | 0,195   | 1,6152  | 0,179        | 5,3492   | 0,101        |
| 03/19     | 0,21782          | 0,583   | 5,2562  | <b>0,01</b>  | 0,94406  | 0,501        |
| 04/19     | 0,36088          | 0,902   | 2,1317  | 0,084        | 0,88092  | 0,396        |
| 05/19     | 3,4622           | 0,098   | 1,0654  | 0,354        | 0,23227  | 0,891        |
| 06/19     | 0,87365          | 0,381   | 0,43315 | 0,577        | 0,98773  | 0,401        |
| 07/19     | 0,77701          | 0,886   | 0,47296 | 0,649        | 0,18656  | 1            |
| 08/19     | 0,25813          | 1       | 0,24821 | 0,923        | 1,1936   | 0,217        |
| 09/19     | 2,2392           | 0,231   | 1,3224  | 0,308        | 0,2434   | 0,907        |
| 10/19     | 0,49809          | 0,738   | 0,62201 | 0,587        | 1,1144   | 0,302        |
| 11/19     | 0,78175          | 0,946   | 3,3146  | <b>0,019</b> | 3,8402   | <b>0,015</b> |
| 12/19     | 0,75228          | 0,474   | 0,62252 | 0,623        | 0,88608  | 0,402        |
| 01/20     | 0,31896          | 0,825   | 0,30795 | 0,856        | 0,89223  | 0,414        |
| 01/20-2   | 0,73476          | 0,472   | 1,1952  | 0,221        | 0,53688  | 0,555        |
| 02/20     | 0,91868          | 0,408   | 1,5549  | 0,153        | 0,13601  | 0,929        |
| 03/20     | 8,59E-02         | 0,926   | 0,28796 | 0,783        | 0,15914  | 0,883        |
| 12/20     | 0,2112           | 0,852   | 1,0826  | 0,424        | 0,44192  | 0,64         |
| 01/21     | 0,22654          | 0,875   | 2,0012  | 0,092        | 2,1437   | 0,071        |
| 02/21     | 0,18568          | 0,929   | 0,42578 | 0,698        | 0,77768  | 0,409        |
| 04/21     | 1,5187           | 0,144   | 1,0667  | 0,324        | 0,21642  | 0,844        |
| 05/21     | 1,2576           | 0,232   | 0,76287 | 0,528        | 0,75904  | 0,459        |
| 06/21     | 0,88099          | 0,408   | 0,89713 | 0,405        | 0,75054  | 0,475        |
| 07/21     | 0,30619          | 0,754   | 0,46396 | 0,709        | 0,18946  | 0,983        |
| 08/21     | 0,64745          | 0,561   | 0,37198 | 0,753        | 2,6939   | <b>0,011</b> |
| 09/21     | 0,32755          | 0,909   | 3,5468  | <b>0,042</b> | 2,09E-02 | 1            |

A distribuição da biomassa entre as campanhas Novembro de 2018 a Janeiro de 2021, quando comparadas às variáveis ambientais (temperatura e salinidade), MPS, concentração de metais totais (Vanádio, Cobre, Cádmio, Chumbo, Ferro e Alumínio), concentrações de fitoplâncton total e Clorofila-a, apresentaram poucas correlações significativas (RELATE:  $Rho = 0,127$ ;  $p = 0,001$ ). Apenas a temperatura e concentrações de alguns metais (Vanádio, Cobre, Chumbo e Ferro) correlacionaram



com a distribuição da biomassa (Tabela 21). No entanto não foi possível observar estas correlações no gráfico gerado pela Análise de Redundância à Distância (dbRDA), uma vez que as porcentagens de variação na distribuição da biomassa foram baixas

Tabela 21: Resultado do modelo linear baseado em distância (DistLM) de semelhanças de Bray-Curtis mostrando a percentagem de variação da biomassa explicada pelas variáveis ambientais selecionadas entre as campanhas 11/18 a 01/21.

Em negrito valores de  $p < 0,05$ .

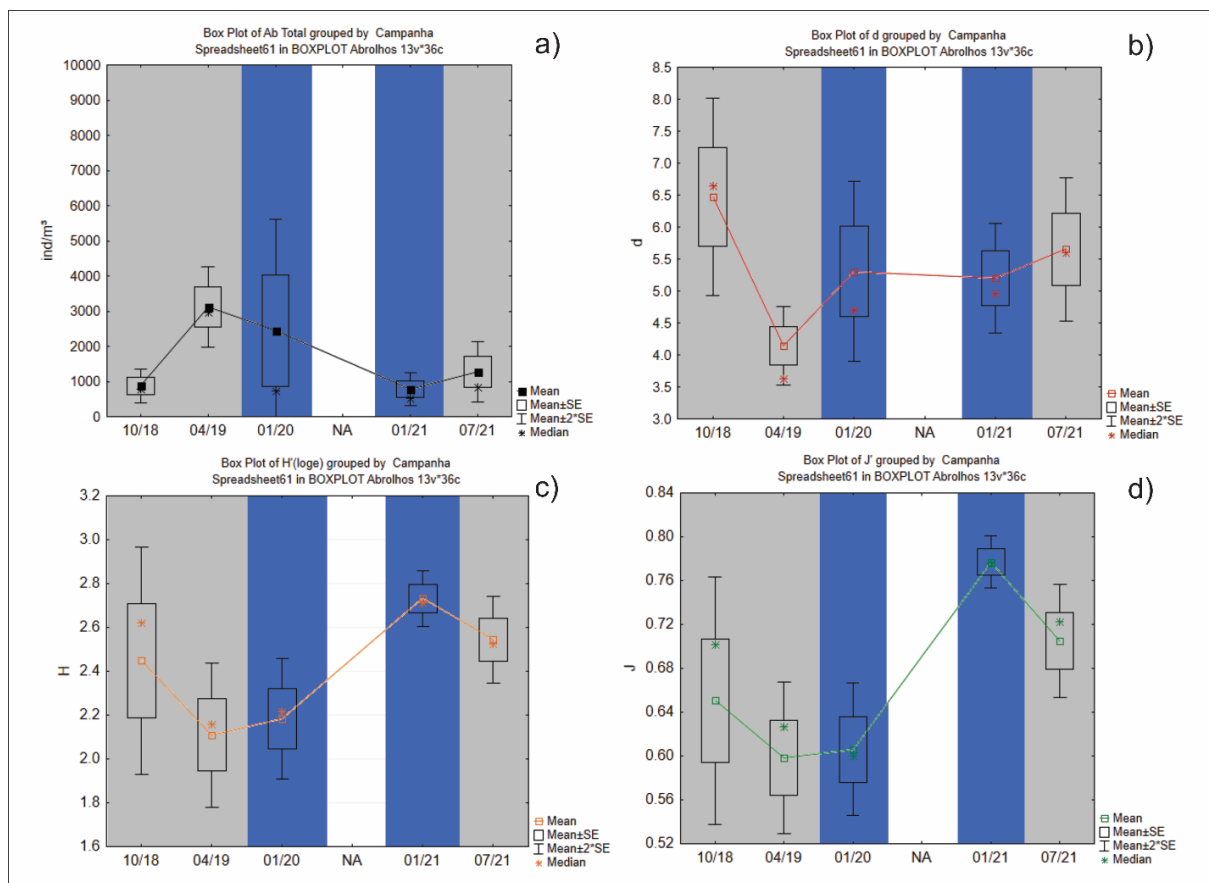
| Variáveis        | SS(trace) | Pseudo-F | P             | Prop. |
|------------------|-----------|----------|---------------|-------|
| Temperatura (°C) | 797,69    | 6,4205   | <b>0,0094</b> | 1,29% |
| Salinidade       | 0,3769    | 2,99E-03 | 0,9961        | 0,00% |
| Clorofila-a      | 166,83    | 1,3291   | 0,2471        | 0,27% |
| MPS              | 7,9229    | 6,30E-02 | 0,8855        | 0,01% |
| Fitoplâncton     | 199,83    | 1,5928   | 0,2004        | 0,32% |
| Vanádio          | 2836,6    | 23,618   | <b>0,0001</b> | 4,57% |
| Cobre            | 2622,6    | 21,757   | <b>0,0001</b> | 4,23% |
| Cádmio           | 321,13    | 2,5648   | 0,1033        | 0,52% |
| Chumbo           | 911,68    | 7,3517   | <b>0,0085</b> | 1,47% |
| Ferro            | 900,45    | 7,2598   | <b>0,0048</b> | 1,45% |
| Alumínio         | 121,57    | 0,96781  | 0,3249        | 0,20% |

#### 2.6.2.2 Composição (*Material Suplementar A3MZS3*), Abundância E Índices Ecológicos

##### Setor Abrolhos

A abundância total do zooplâncton encontrada no Setor Abrolhos teve seu pico na campanha realizada em Abril de 2019, durante o período de alta vazão, com valor médio de 3121 ind.m<sup>-3</sup> (Figura 253a). Todavia, não foram encontradas diferenças significativas para este índice entre os períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce neste setor. Os índices de diversidade aplicados também mostraram pouca variação durante o monitoramento, com pico da Riqueza de Margalef (d) em Outubro de 2018 (6.74), e Diversidade de Shannon (H) e equitabilidade de Pielou (J) na campanha de Janeiro de 2021 (2,73 e 0,77, respectivamente) (Figura 253b - 2d). Não foram encontradas diferenças significativas entre os valores médios de nenhum dos índices na comparação entre os períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce (Figura 253; Tabela 22).

Figura 253: a) Abundância total ( $\text{ind.m}^{-3}$ ) do zooplâncton, b) Riqueza de Margalef ( $d$ ), c) Diversidade de Shannon ( $H'$ ) e d) equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) aplicados ao Setor Abrolhos durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. “NA” refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.

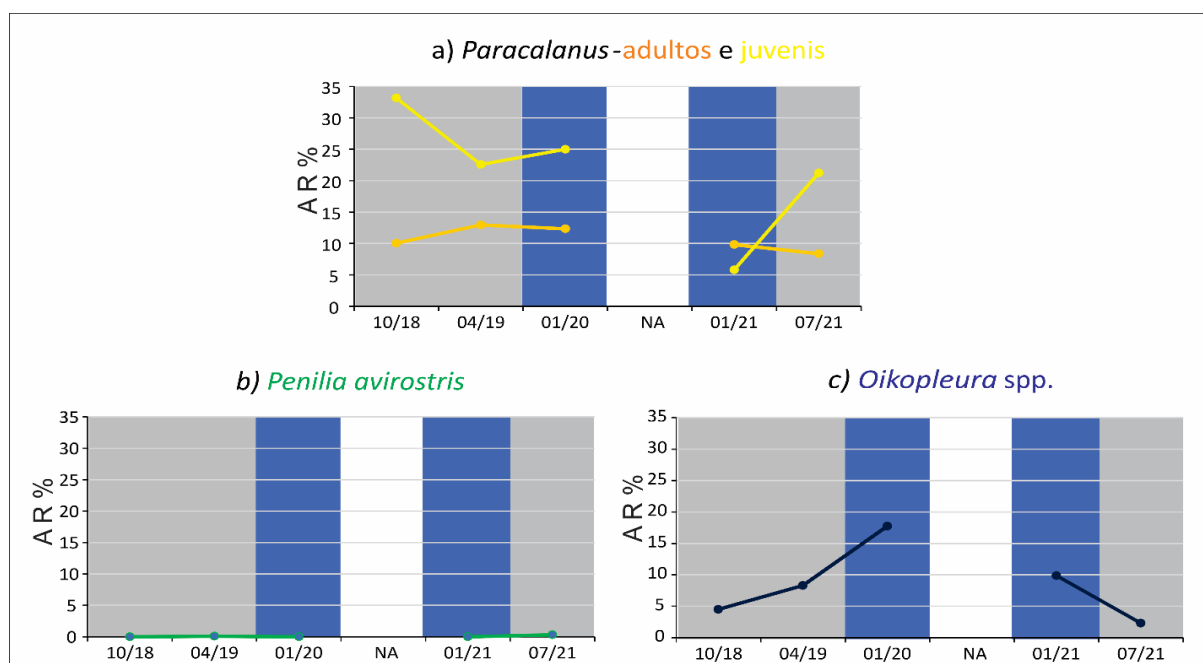


As variações das abundâncias total e relativa (AR%) das espécies indicadoras no setor Abrolhos não apresentaram ainda um padrão bem definido, não sendo encontradas diferenças significativas entre os períodos de alta e baixa vazão para nenhuma destas (Tabela 22). Na campanha de Outubro de 2018 (baixa vazão do Rio Doce) a AR% de juvenis de *Paracalanus* spp. foi superior à de adultos da espécie, se mantendo superior nas campanhas de alta vazão em Janeiro de 2020 e também na de baixa vazão de Julho de 2021. A campanha de alta vazão de Janeiro 2021 fugiu do padrão e, embora inferior a 10%, apresentou maior AR% para adultos do que para juvenis (Figura 254a). *Penilia avirostris* só esteve presente nas campanhas de Abril de 2019 e Julho de 2021 (baixa vazão), mesmo assim, em baixíssima AR%, inferior a 1% (Figura 254b). *Oikopleura* spp. apresentou um padrão bem definido, com AR inferior a 5% nas campanhas de baixa vazão (Outubro de 2018 e Julho de 2021) e AR% maior que 8% nas demais campanhas (Janeiro de 2020 e Janeiro de 2021) (Figura 254c).

Tabela 22: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos e espécies indicadoras no Setor Abrolhos para comparação entre os períodos de alta e baixa vazão. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as médias.

| Índices                           | Grau de Liberdade | MS    | F     | p     |
|-----------------------------------|-------------------|-------|-------|-------|
| Abundância Total                  | 1                 | 1,691 | 0,705 | 0,407 |
| d                                 | 1                 | 0,000 | 0,038 | 0,846 |
| J                                 | 1                 | 0,002 | 1,100 | 0,303 |
| H                                 | 1                 | 0,002 | 0,400 | 0,530 |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>      | 1                 | 0,018 | 0,012 | 0,912 |
| <i>Paracalanus</i> spp. (juvenil) | 1                 | 6,125 | 1,860 | 0,182 |
| <i>Oikopleura</i> spp.            | 1                 | 1,869 | 1,096 | 0,303 |
| <i>Penilia avirostris</i>         | 1                 | 0,708 | 3,897 | 0,057 |

Figura 254: Abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no Setor Abrolhos, compreendendo as campanhas 10/18, 04/19, 01/20, 01/21 e 07/21. a) AR% adultos *Paracalanus cf parvus* (laranja) e juvenis de *Paracalanus* spp. (amarelo); b) AR% de *Penilia avirostris* (verde) e; c) AR% *Oikopleura* spp. (roxo). Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.



A composição da comunidade no Setor Abrolhos obtida pela análise SIMPER revelou contribuição expressiva da espécie *Paracalanus cf parvus*, com flutuações na dominância entre seus estágios de vida (adultos e juvenis) na série temporal, além de *Temora stylifera*, indivíduos da família Sagittidae e de copepoditos da família Corycaeidae, que tiveram incremento na contribuição, observado especialmente na campanha de Julho de 2021, no Ano 03 (Tabela 23). Na comparação da composição da comunidade em relação ao fluxo do Rio Doce, nas campanhas de baixa vazão foram observadas, além da espécie *P. cf parvus* (7,51% adultos; 9,12% juvenis), maiores contribuições cumulativas de

Copepoda da família Corycaidae (11,38%), principalmente *Onychocorycaeus giesbrechti* (4,84%). Nas campanhas de alta vazão, a maior representatividade foi das espécies *P. cf parvus* (9,47% adultos; 7,85% juvenis), *T. stylifera* (9,09%), *Oikopleura longicauda* (7,67%) e da família Sagittidae (5,97%).

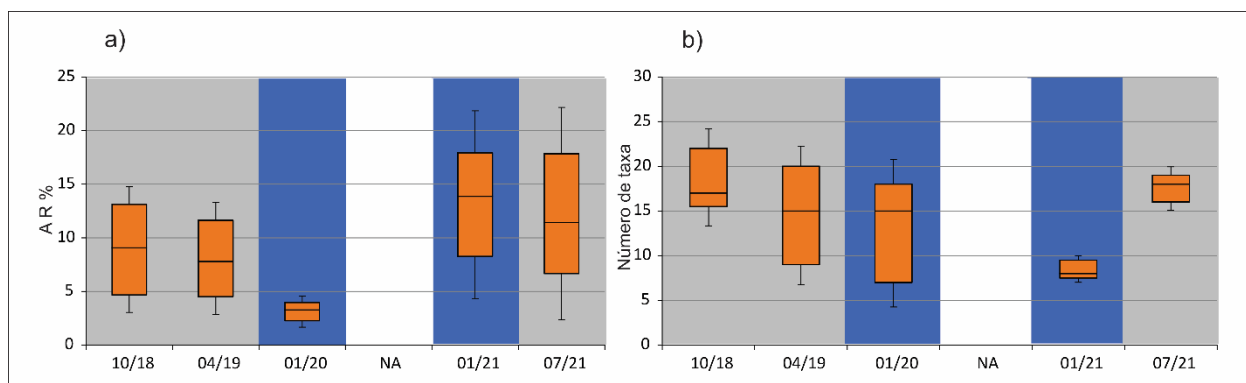
Tabela 23: Contribuição cumulativa (%) por campanha dos principais táxons encontrados no Setor Abrolhos de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas.

| Taxa                                | Campanha |       |       |       |       |
|-------------------------------------|----------|-------|-------|-------|-------|
|                                     | 10/18    | 04/19 | 01/20 | 01/21 | 07/21 |
| <i>Paracalanus</i> spp.             | 9,95     | 8,41  | 10,17 | 5,34  | 8,56  |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>        | 4,83     | 9,41  | 9,09  | 6,12  | 6,54  |
| <i>Temora stylifera</i>             | 6        | 2,83  | 10,48 | 6,42  | 4,24  |
| Sagittidae                          | 3,47     | 6,34  | 5,65  | 4,38  | 5,25  |
| Corycaidae                          | 3,32     | 3,5   | 4,85  | 3,94  | 6,3   |
| <i>Calanopia americana</i>          | -        | 7,66  | 4,74  | 3,35  | 4,89  |
| <i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>  | 4,97     | 3,3   | 4,37  | 2,07  | 5,33  |
| <i>Oikopleura longicauda</i>        | 3,98     | 3,94  | 6,81  | 3,83  | -     |
| <i>Oithona nana</i>                 | 5,73     | 5,15  | 4,76  | -     | 2,1   |
| Bryozoa (larva)                     | 3,61     | -     | 2,67  | 4,83  | 3,87  |
| Polychaeta                          | 2,56     | 2,44  | 2,74  | 1,67  | 1,99  |
| <i>Limacina</i> spp.                | 4,84     | 2,39  | 1,67  | 1,99  | -     |
| <i>Oithona</i> spp.                 | -        | 1,04  | 4,6   | 4,54  | -     |
| Crustacea (nauplio)                 | 2,46     | 1,92  | -     | 3,46  | 1,67  |
| Harpacticoida                       | 1,67     | -     | 1,24  | 5,84  | -     |
| Cirripedia                          | -        | 4,34  | -     | 2,94  | 1,41  |
| <i>Oikopleura</i> spp.              | 1,97     | 2,48  | 1,59  | -     | 1,8   |
| <i>Temora turbinata</i>             | 1,09     | 2,78  | 1,03  | -     | 2,83  |
| <i>Creseis</i> spp.                 | -        | 2,11  | -     | 3,98  | 1,32  |
| Mysida                              | 4,08     | -     | -     | 2,82  | -     |
| Hydrozoa                            | -        | 2,01  | 3,39  | 1,43  | -     |
| <i>Centropages</i> spp.             | -        | -     | -     | 2,15  | 3,99  |
| Bivalvia (larva)                    | 2,59     | -     | -     | -     | 3,39  |
| <i>Oithona plumifera</i>            | 1,89     | -     | 2,3   | 1,77  | -     |
| Gastropoda                          | -        | -     | 1,73  | -     | 3,8   |
| <i>Belzebub faxoni</i>              | 1,07     | 2,39  | -     | -     | 1,89  |
| <i>Centropages velificatus</i>      | 1,15     | -     | 1,23  | -     | 2,9   |
| Alpheidae                           | 3,95     | -     | -     | -     | 1,32  |
| Ophiuroidea (ophiopluteus)          | -        | 1,98  | -     | -     | 2,9   |
| Pteropoda                           | -        | -     | -     | 4,75  | -     |
| Siphonophora                        | -        | -     | -     | -     | 4,38  |
| <i>Ditrichocorycaeus amazonicus</i> | -        | -     | -     | -     | 3,83  |
| <i>Euterpina acutifrons</i>         | 1,67     | -     | -     | -     | 1,88  |

| Taxa                         | Campanha |       |       |       |       |
|------------------------------|----------|-------|-------|-------|-------|
|                              | 10/18    | 04/19 | 01/20 | 01/21 | 07/21 |
| Calanoida                    | -        | 1,36  | 2,12  | -     | -     |
| Caridea                      | 3,43     | -     | -     | -     | -     |
| Decapoda (larva)             | -        | -     | -     | 3,38  | -     |
| Brachyura                    | 1,24     | 2,09  | -     | -     | -     |
| Cumacea                      | -        | -     | -     | 2,95  | -     |
| Luciferidae                  | -        | 2,58  | -     | -     | -     |
| Foraminifera                 | -        | -     | -     | 2,03  | -     |
| Hyperidea                    | -        | -     | -     | 1,78  | -     |
| Processidae                  | -        | 1,76  | -     | -     | -     |
| <i>Paracalanus aculeatus</i> | -        | -     | -     | 1,7   | -     |
| <i>Oithona oculata</i>       | -        | 1,67  | -     | -     | -     |
| <i>Penilia avirostris</i>    | -        | -     | -     | -     | 1,65  |
| Labidocera spp.              | -        | -     | -     | -     | 1,65  |
| <i>Clausocalanus</i> spp.    | 1,52     | -     | -     | -     | -     |
| Cerianthidae (larva)         | -        | -     | -     | -     | 1,46  |
| <i>Oncaea venusta</i>        | -        | -     | -     | 1,45  | -     |
| Isopoda                      | 1,43     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Oikopleura intermedia</i> | -        | -     | 1,32  | -     | -     |
| Callianassidae               | 1,25     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Labidocera acutifrons</i> | 1,22     | -     | -     | -     | -     |
| Outros                       | 13,06    | 14,12 | 11,45 | 10,54 | 6,86  |

A AR% de larvas de organismos meroplânctônicos se manteve estável entre os meses de Outubro de 2018 e Abril de 2019 e apresentou redução durante a campanha de Janeiro de 2020. Após o hiato de coletas em 2020, devido à epidemia de COVID-19, a AR% destes organismos apresentou os seus maiores valores, se mantendo estável entre os meses de Janeiro e Julho de 2021 (Figura 255a). Em ambos os meses, a comunidade larval foi dominada por briozoários. Durante a campanha de Julho de 2021 também se destaca a elevada presença de larvas de ofiuroides. Em relação à riqueza de táxons, os valores se mantiveram regulares entre as campanhas. Nos meses de janeiro e julho de 2021 foi observada uma menor diferença de valores entre os diferentes pontos amostrais (Figura 255b).

Figura 255: a) Abundância relativa (AR%) e b) número de taxa de organismos meroplânctônicos no Setor Abrolhos, compreendendo as campanhas 10/18, 04/19, 01/20, 01/21 e 07/21. Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.



De acordo com a análise de ordenação PCO, foi possível distinguir a comunidade zooplânctônica amostrada no Setor Abrolhos durante o PMBA/Fest-RRDM em relação ao fluxo de vazão do Rio Doce (Figura 256). Os dois primeiros eixos da análise capturaram 45% da variação total entre os dados e os agrupamentos identificados para os períodos de alta e baixa vazão foram significativamente diferentes (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ; Tabela 24), embora possam apresentar efeitos de dispersão entre os pontos (PERMDISP,  $P < 0,08$ ; Tabela 24). Por outro lado, não foram detectadas diferenças significativas entre os estratos amostrados (Superfície/Fundo; PERMANOVA,  $p > 0,05$ ).

Figura 256: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplânctônica do setor Abrolhos de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (superfície/fundo).

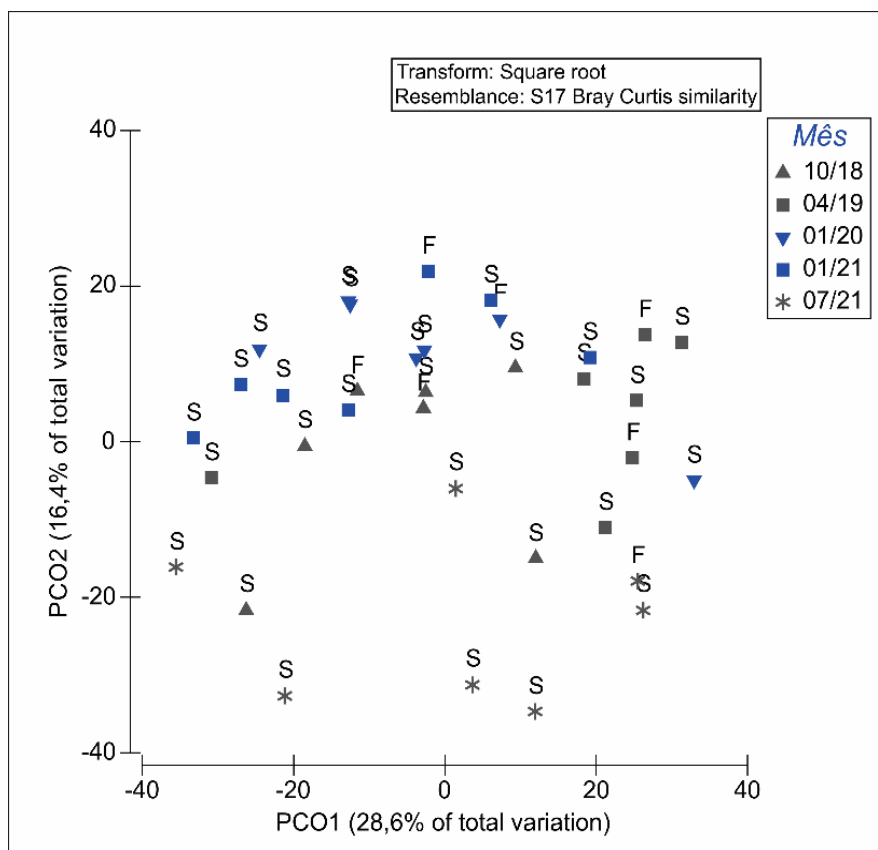




Tabela 24: (A) Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplancônica entre as campanhas amostrais correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). Valores de p menores que 0,05 (**em negrito**) representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP).

| ABROLHOS                   | PERMANOVA |          |               | PERMDISP |      |         |
|----------------------------|-----------|----------|---------------|----------|------|---------|
|                            | N         | pseudo-F | p-valor       | N        | F    | p-valor |
| Vazão (Alta/Baixa)         | 9934      | 2,54     | <b>0,0128</b> | 9999     | 3,68 | 0,0767  |
| Estrato (Superfície/Fundo) | 9936      | 0,92     | 0,4818        | 9999     | 2,74 | 0,2133  |
| Vazão*Estrato              | 9922      | 0,59     | 0,8193        |          |      |         |

A análise canônica realizada a partir dos dados das campanhas de Outubro de 2018, Abril de 2019, Janeiro de 2020 e 2021 no Setor Abrolhos (Figura 257a, Tabela 25a) demonstrou maiores correlações com a concentração dos metais Cromo (CAP1,  $r = 0,52$ ), Manganês (CAP2,  $r = 0,50$ ), Arsênio (CAP1,  $r = -0,35$ ) e Bário (CAP2,  $r = 0,31$ ), os quais foram associadas às campanhas de Janeiro de 2020 e 2021 (alta vazão do Rio Doce). Já os valores da concentração de Ferro e Clorofila-*a* apresentaram maiores concentrações associadas aos meses correspondentes à baixa vazão do Rio Doce (CAP1,  $r = 0,58$  e CAP3,  $r = 0,37$ ; respectivamente). Em relação à composição taxonômica, as maiores correlações foram observadas para *O. longicauda* (CAP2,  $\rho = 0,80$ ) e *T. stylifera* (CAP2,  $\rho = 0,49$ ), ambas associadas aos períodos de alta vazão do Rio Doce (Figura 257b, Tabela 25b). Já as campanhas correspondentes aos meses de baixa vazão foram caracterizadas por maiores concentrações de juvenis de Paracalanidae (CAP3,  $\rho = -0,59$ ), *P. cf parvus* (CAP3,  $\rho = -0,42$ ) e *Temora turbinata* (CAP2,  $\rho = -0,41$ ).

Figura 257: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplancônica do setor Abrolhos com: (a) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água (correlações  $r < 0,20$  foram omitidas); (b) espécies representativas da comunidade zooplancônica registradas durante as campanhas amostrais (Spearman rank).

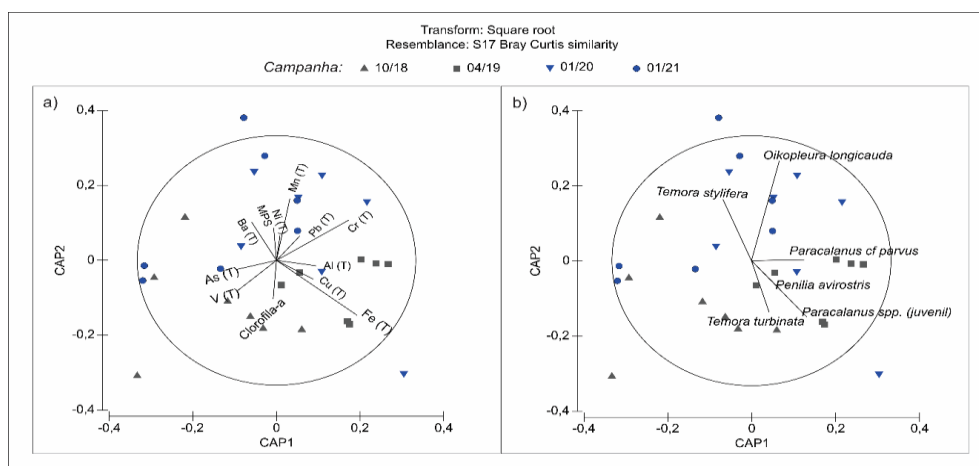


Tabela 25: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) do setor Abrolhos com: (A) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água; (B) espécies zooplancônicas representativas da comunidade.

| A                                 | Pearson (r)       |              |              |
|-----------------------------------|-------------------|--------------|--------------|
|                                   | CAP1              | CAP2         | CAP3         |
| MPS (mg/L)                        | -0,02             | <b>0,26</b>  | -0,02        |
| Clorofila-a (µg/L)                | -0,02             | -0,31        | <b>0,37</b>  |
| Vanádio                           | -0,29             | -0,25        | <b>-0,64</b> |
| Níquel                            | 0,03              | <b>0,20</b>  | -0,08        |
| Cobre                             | <b>0,27</b>       | -0,15        | -0,19        |
| Arsênio                           | -0,29             | -0,07        | <b>-0,35</b> |
| Cadmio                            | 0,08              | 0,09         | 0,03         |
| Bário                             | -0,18             | <b>0,31</b>  | 0,23         |
| Chumbo                            | 0,17              | <b>0,20</b>  | -0,17        |
| Cromo                             | <b>0,52</b>       | 0,32         | -0,26        |
| Ferro                             | <b>0,58</b>       | -0,44        | 0,04         |
| Alumínio                          | <b>0,29</b>       | -0,04        | -0,10        |
| Manganês                          | 0,10              | <b>0,50</b>  | 0,06         |
| Zinco                             | 0,05              | 0,13         | <b>-0,35</b> |
| B                                 | Spearman rank (ρ) |              |              |
|                                   | CAP1              | CAP2         | CAP3         |
| <i>Paracalanus</i> spp. (juvenil) | 0,40              | -0,45        | <b>-0,59</b> |
| <i>Penilia avirostris</i>         | 0,20              | <b>-0,23</b> | 0,18         |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>      | 0,38              | 0,01         | <b>-0,42</b> |
| <i>Temora stylifera</i>           | -0,21             | <b>0,49</b>  | -0,08        |
| <i>Temora turbinata</i>           | 0,13              | <b>-0,41</b> | 0,35         |
| <i>Oikopleura longicauda</i>      | 0,20              | <b>0,80</b>  | -0,28        |

#### Setor Norte

A abundância total de organismos no Setor Norte teve pico na campanha de Abril de 2021, durante o Ano 03 do PMBA/Fest-RRDM, com média de 5853 ind.m<sup>-3</sup> (Figura 258). As demais campanhas do monitoramento, inclusive a realizada em Julho de 2021, apresentaram valores médios similares variando entre 1200 ind.m<sup>-3</sup> (Janeiro de 2021) a 3000 ind.m<sup>-3</sup> (Julho de 2019). Não foram encontradas diferenças significativas para os valores médios de abundância entre os períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce (Tabela 26). Os índices de diversidade aplicados ao Setor Norte também apresentaram pouca variação durante o monitoramento na comparação entre os diferentes fluxos do Rio Doce, sem diferenças significativas evidentes entre os períodos de alta e baixa vazão para a Riqueza de Margalef (d), com pico de 6,16 em Outubro de 2018, para a diversidade de Shannon, com pico de 2,82 em Julho de 2021, e para a equitabilidade de Pielou, com pico de 0,76 também em Julho de 2021 (Figura 258b – 7d; Tabela 26).

Figura 258: a) Abundância total (ind.m<sup>-3</sup>) do zooplâncton, b) Riqueza de Margalef (d), c) Diversidade de Shannon (H') e d) equitabilidade de Pielou (J') aplicados ao Setor Norte durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. "NA" refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.

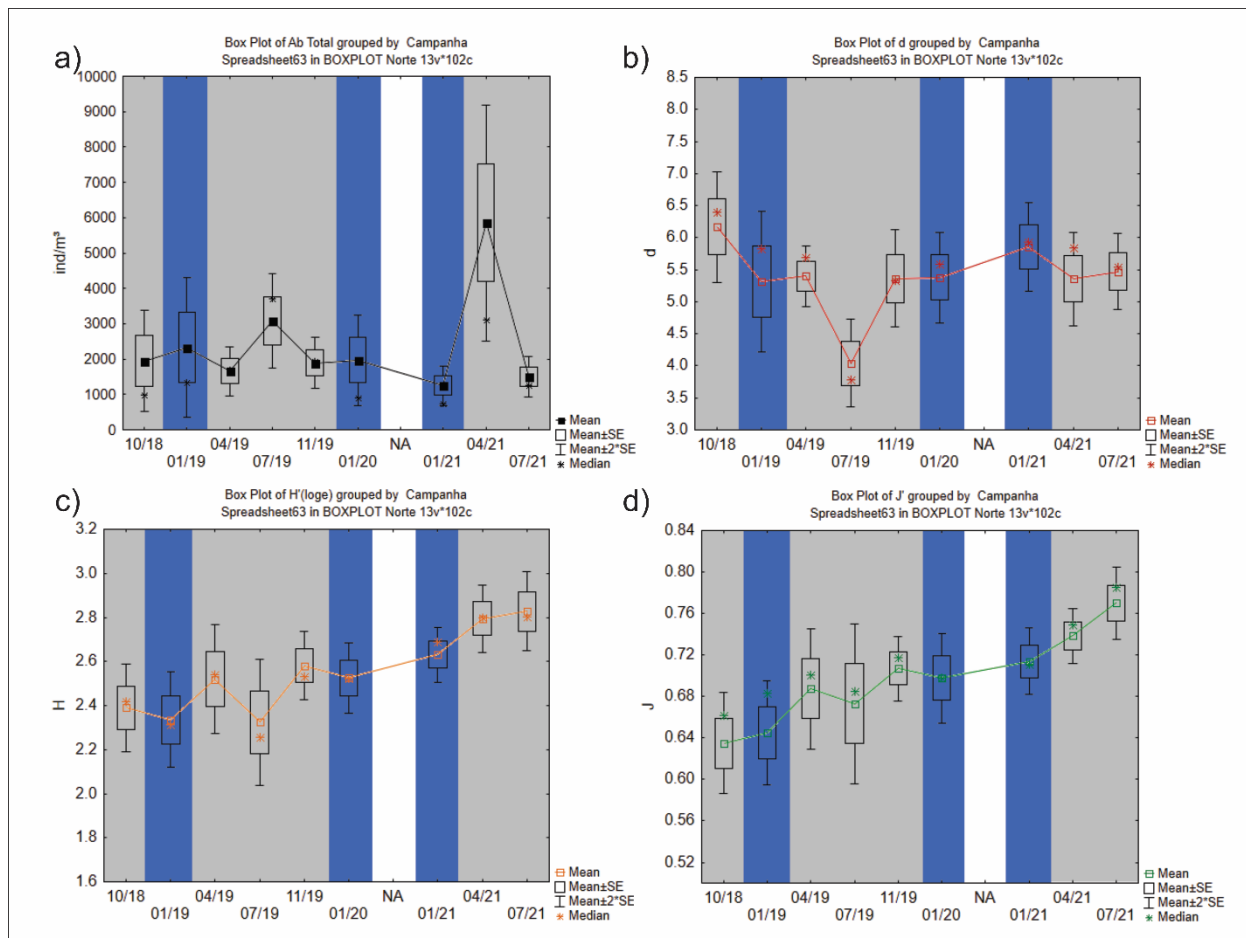
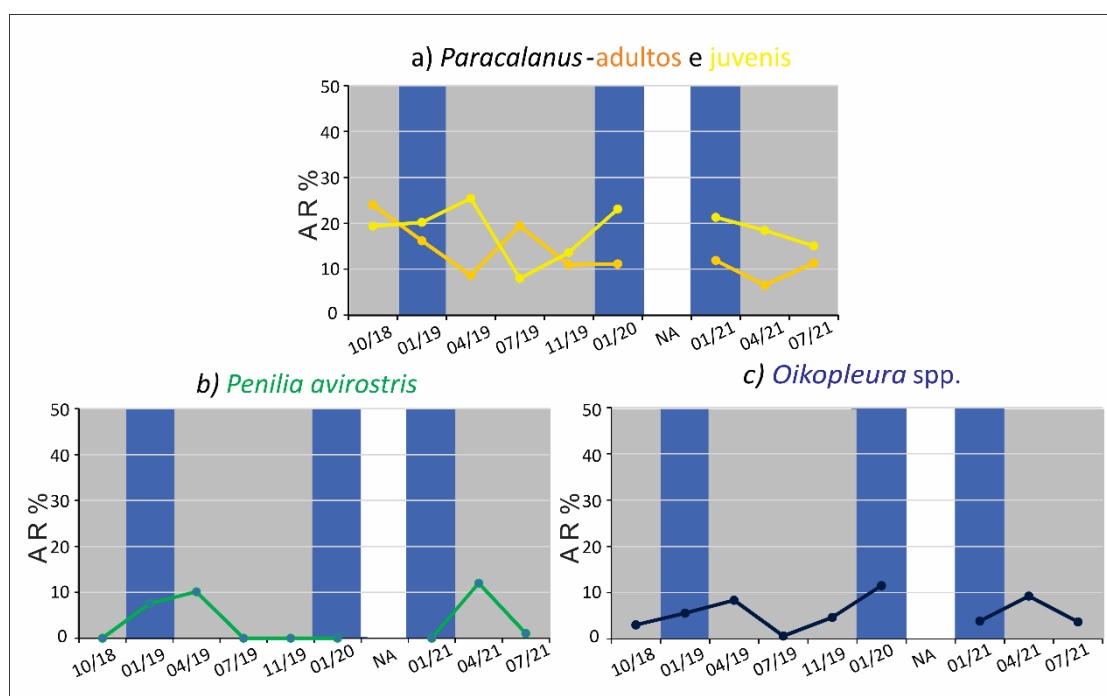


Tabela 26: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos e espécies indicadoras no Setor Norte para comparação entre os períodos de alta e baixa vazão. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as médias. Em negrito valores de p < 0,05.

| Índices                           | Grau de Liberdade | MS     | F     | p            |
|-----------------------------------|-------------------|--------|-------|--------------|
| Abundância Total                  | 1                 | 0,032  | 0,012 | 0,912        |
| d                                 | 1                 | 0,010  | 1,130 | 0,290        |
| J                                 | 1                 | 0,001  | 1,200 | 0,275        |
| H                                 | 1                 | 0,002  | 1,270 | 0,263        |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>      | 1                 | 2,557  | 2,129 | 0,148        |
| <i>Paracalanus</i> spp. (juvenil) | 1                 | 0,323  | 0,168 | 0,683        |
| <i>Oikopleura</i> spp.            | 1                 | 0,005  | 0,003 | 0,957        |
| <i>Penilia avirostris</i>         | 1                 | 15,575 | 3,879 | <b>0,052</b> |

A AR% de juvenis e adultos do gênero *Paracalanus* (Figura 259a) foi influenciada pela vazão do Rio Doce no setor Norte. Pode-se observar que nas campanhas de baixa vazão em Outubro de 2018 e Julho de 2019, a AR% de adultos foi superior à de juvenis, havendo alternância da dominância nas campanhas subsequentes (anteriores ao hiato de campanhas devido a pandemia de COVID-19), com maior proporção de juvenis na campanha de alta vazão de Janeiro de 2020. As campanhas de alta vazão de Janeiro de 2019 e baixa vazão de Novembro de 2019 apresentaram valores de AR próximos, com discreta dominância de juvenis em relação a adultos. Nas campanhas do ano 3 (alta vazão: Janeiro 2021; baixa vazão: Abril de 2021 e Julho de 2021), pós hiato de amostragens pela pandemia de COVID-19, houve dominância de juvenis com tendência na diminuição da AR dos mesmos e aumento na AR de adultos. A campanha de Abril de 2019 fugiu do padrão e teve dominância da AR de juvenis. *Penilia avirostris* (Figura 259b) esteve presente na campanha de alta vazão em Janeiro de 2019 com AR de 7% e na campanha de baixa vazão em Abril de 2019 e Abril de 2021 com AR entre 10 e 12% e em Julho de 2021 com AR ~1%. A análise de variância (ANOVA) também apontou nessa espécie valores médios de abundância total marginalmente maiores para as campanhas realizadas no período de baixa vazão (Tabela 26). *Oikopleura* spp. aparentemente não foi afetada pela vazão do Rio Doce. No entanto, nossos resultados parecem demonstrar ciclos anuais de desenvolvimento da espécie, iniciando na primavera, com picos no final de verão e outono e decaindo no inverno (Figura 259c).

Figura 259: Abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no Setor Norte durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. a) AR% adultos *Paracalanus cf parvus* (laranja) e juvenis de *Paracalanus* spp. (amarelo); b) AR% de *Penilia avirostris* (verde) e; c) AR% *Oikopleura* spp. (roxo). Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.



A análise SIMPER aplicada à comunidade do Setor Norte revelou a permanência da espécie *P. cf parvus* como dominante nas campanhas do Ano 3 tal como havia ocorrido nos Anos 1 e 2 do PMBA/Fest-RRDM (Tabela 27). Além desta espécie, a família Sagittidae, *O. giesbrechti* e *T. stylifera* também se mostraram importantes na composição da comunidade durante todas as campanhas amostradas. O Copepoda *T. stylifera* apresentou queda evidente em sua contribuição na campanha de Julho de 2021, tal como ocorreu na campanha de Julho de 2019, a única outra campanha em que a contribuição do grupo foi menor que 2%. A espécie indicadora *P. avirostris* apresentou durante o Ano 3, na campanha de Abril de 2021, aumento na contribuição cumulativa da comunidade após mostrar-se ausente ou com abundância inexpressiva neste setor desde a campanha de Abril de 2019.

Tabela 27: Contribuição cumulativa (%) por campanha dos principais táxons encontrados no Setor Norte de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas.

| Taxa                                | Campanha |       |       |       |       |       |       |       |       |  |
|-------------------------------------|----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
|                                     | 10/18    | 01/19 | 04/19 | 07/19 | 11/19 | 01/20 | 01/21 | 04/21 | 07/21 |  |
| <i>Paracalanus</i> spp.             | 5,25     | 9,82  | 8,23  | 5,61  | 6,23  | 9,08  | 5,5   | 7,18  | 7,21  |  |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>        | 6,48     | 9,09  | 6,44  | 7,14  | 8,14  | 7,58  | 7,08  | 5,06  | 6,34  |  |
| Sagittidae                          | 6,18     | 5,61  | 4,47  | 5,33  | 7,64  | 5,97  | 5,65  | 4,31  | 5,04  |  |
| <i>Temora stylifera</i>             | 6,19     | 8,36  | 4,27  | -     | 4,22  | 6,35  | 6,3   | 5,42  | 1,35  |  |
| <i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>  | 5,64     | 5,13  | 3,95  | 4,22  | 5,37  | 4,77  | 2,68  | 3,38  | 4,13  |  |
| Corycaeidae                         | 2,32     | 2,37  | 5,50  | 4,73  | 6,52  | 4,15  | 4,48  | 4,53  | 4,59  |  |
| <i>Oikopleura longicauda</i>        | 2,58     | 5,52  | 5,34  | -     | 3,37  | 6,81  | 4,67  | 4,43  | 1,08  |  |
| <i>Temora turbinata</i>             | 3,75     | 4,92  | 1,90  | 5,93  | 3,81  | 2,17  | -     | 4,35  | 4     |  |
| Bryozoa (larva)                     | 1,89     | 2,93  | 2,09  | 7,51  | 2,98  | 2,95  | 4,57  | 1,34  | 4,53  |  |
| <i>Calanopia americana</i>          | 2,63     | 1,21  | 2,47  | 5,22  | 4,37  | 5,15  | 3,89  | 2,02  | 2,48  |  |
| <i>Limacina</i> spp.                | 2,79     | 5,29  | 4,36  | 1,56  | 1,54  | 2,73  | 5,35  | 1,16  | -     |  |
| Bivalvia (larva)                    | 2,40     | 2,03  | 4,26  | 3,19  | 2,76  | 1,09  | 3,79  | 1,33  | 2,43  |  |
| Ophiuroidea (ophiopluteus)          | 1,21     | -     | 4,44  | 4,07  | 1,71  | 3,29  | -     | 4,24  | 4,15  |  |
| <i>Oithona plumifera</i>            | 1,73     | 2,33  | -     | -     | 2,33  | 3,19  | 4,57  | 2,02  | 4,94  |  |
| <i>Centropages velificatus</i>      | 2,40     | 1,61  | 1,31  | 5,37  | 1,48  | 1,51  | 2,04  | 1,86  | 3,39  |  |
| <i>Euterpina acutifrons</i>         | 1,37     | 2,06  | 1,49  | 2,91  | 1,97  | 1,65  | 1,34  | 2,95  | 4,34  |  |
| <i>Oithona nana</i>                 | 2,76     | 1,77  | 3,90  | 4,41  | -     | 2,13  | 2,56  | -     | 2,49  |  |
| Crustacea (nauplio)                 | 2,38     | 1,51  | 2,83  | 3,76  | 2,97  | 1,60  | 1,84  | -     | 2,13  |  |
| <i>Ditrichocorycaeus amazonicus</i> | 2,13     | 1,39  | 2,02  | 1,56  | 2,88  | 1,33  | -     | 1,49  | 4,53  |  |
| <i>Paracalanus aculeatus</i>        | 1,15     | -     | 3,60  | 3,12  | 3,04  | 1,86  | -     | 1,45  | 2,83  |  |
| <i>Oikopleura</i> spp.              | 2,53     | 1,41  | 2,29  | -     | 1,46  | -     | 2,64  | 3,88  | 2,21  |  |
| Polychaeta                          | 1,58     | -     | 1,74  | -     | 2,27  | 1,86  | 1,3   | 2,94  | 2,09  |  |
| Gastropoda                          | -        | -     | -     | -     | 1,63  | -     | 4,36  | 2,82  | 3,31  |  |
| <i>Creseis</i> spp.                 | 2,77     | 2,18  | 1,61  | -     | 1,24  | -     | 3,23  | 1,06  | -     |  |
| Hydrozoa                            | 2,45     | -     | 2,77  | -     | -     | 3,00  | 3,02  | -     | -     |  |
| Calanoida                           | -        | 1,12  | -     | 4,15  | 2,16  | 1,85  | 1,24  | -     | -     |  |
| <i>Penilia avirostris</i>           | -        | 2,26  | 2,07  | -     | -     | -     | -     | 4,7   | -     |  |
| <i>Oithona</i> spp.                 | -        | -     | -     | 2,14  | 2,51  | 1,77  | 2,13  | -     | -     |  |

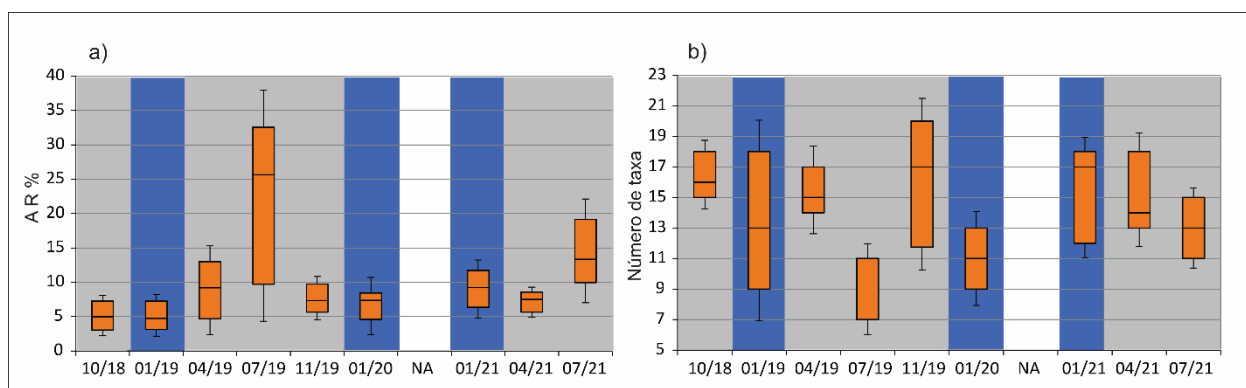
| Taxa                          | Campanha |       |       |       |       |       |       |       |       |
|-------------------------------|----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                               | 10/18    | 01/19 | 04/19 | 07/19 | 11/19 | 01/20 | 01/21 | 04/21 | 07/21 |
| <i>Subeucalanus pileatus</i>  | -        | -     | -     | 4,05  | 1,18  | -     | -     | -     | 1,98  |
| Mysida                        | 1,97     | 1,45  | -     | -     | -     | -     | 2,12  | -     | 1,58  |
| <i>Clausocalanus furcatus</i> | 1,93     | 1,90  | -     | -     | -     | -     | -     | 1,13  | 1,74  |
| Siphonophorae                 | 1,10     | -     | 1,87  | 2,37  | 1,33  | -     | -     | -     | -     |
| Luciferidae                   | 2,51     | -     | -     | 2,09  | -     | -     | -     | -     | 1,53  |
| <i>Clausocalanus</i> spp,     | -        | 2,59  | -     | -     | -     | 1,46  | -     | -     | -     |
| <i>Liriope tetraphylla</i>    | -        | -     | -     | -     | -     | -     | -     | 3,24  | -     |
| Brachyura                     | 2,89     | -     | -     | -     | -     | -     | -     | -     | -     |
| Caridea                       | 2,85     | -     | -     | -     | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Belzebub faxoni</i>        | -        | -     | -     | -     | -     | -     | -     | 2,7   | -     |
| Penaeidae                     | 1,23     | -     | 1,12  | -     | -     | -     | -     | -     | -     |
| Hemichordata                  | -        | -     | -     | -     | -     | -     | -     | 1,78  | -     |
| <i>Acartia</i> spp.           | -        | -     | -     | -     | -     | 1,75  | -     | -     | -     |
| <i>Oikopleura intermedia</i>  | -        | -     | -     | -     | -     | -     | -     | 1,59  | -     |
| <i>Aglaura hemistoma</i>      | -        | -     | -     | -     | -     | -     | -     | 1,37  | -     |
| Pandalidae                    | -        | -     | 1,33  | -     | -     | -     | -     | -     | -     |
| Hyperiidae                    | -        | -     | -     | -     | -     | -     | 1,29  | -     | -     |
| <i>Calanoides carinatus</i>   | -        | -     | -     | -     | -     | -     | -     | -     | 1,16  |
| Outros                        | 12,96    | 14,14 | 12,33 | 9,56  | 12,89 | 12,95 | 12,36 | 14,27 | 12,42 |

Comparando a composição da comunidade em relação ao fluxo do Rio Doce, nas campanhas de baixa vazão foi observada maior contribuição cumulativa do Copepoda *P. cf parvus* (7,32% adultos; 7,33% juvenis), da família Corycaeidae (12,63%), principalmente *O. giesbrechti* (4,76%), e da família Sagittidae (6,01%). Nas campanhas de alta vazão, as maiores contribuições foram das espécies *P. cf parvus* (7,94% adultos; 8,78% juvenis), *T. stylifera* (7,05%), *O. longicauda* (5,62%) e da família Sagittidae (6,12%).

No Setor Norte a abundância relativa das larvas meroplânctônicas teve seus maiores valores nas campanhas de Julho (Figura 260a), tanto em 2019, marcada pela dominância de larvas de briozoários e bivalves, como em 2021, marcada pela dominância de ofiúroides e briozoários. Em 2020 não houve coleta nesse período devido à pandemia de COVID-19. Em relação ao número de táxons, os valores variaram pouco entre as campanhas (Figura 260b).



Figura 260: a) Abundância relativa (AR%) e b) número de taxa de organismos meroplancônicos no Setor Norte durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.



O ordenamento amostral produzido pela análise PCO para a comunidade zooplancônica do Setor Norte demonstrou elevada sobreposição de pontos entre o material coletado durante os diferentes fluxos de vazão do Rio Doce (Figura 261). Ainda assim, a análise de variância identificou diferenças significativas entre as campanhas realizadas nos períodos de alta e baixa vazão, sendo que não foram detectados efeitos significativos de dispersão entre os pontos (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ; PERMDISP,  $p > 0,05$ ; Tabela 28). Adicionalmente, foi observada variabilidade significativa entre as amostragens de fundo e superfície da coluna d'água, especialmente durante as campanhas realizadas no período de alta vazão do Rio Doce (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ).

Figura 261: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplancônica do setor Norte de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo).

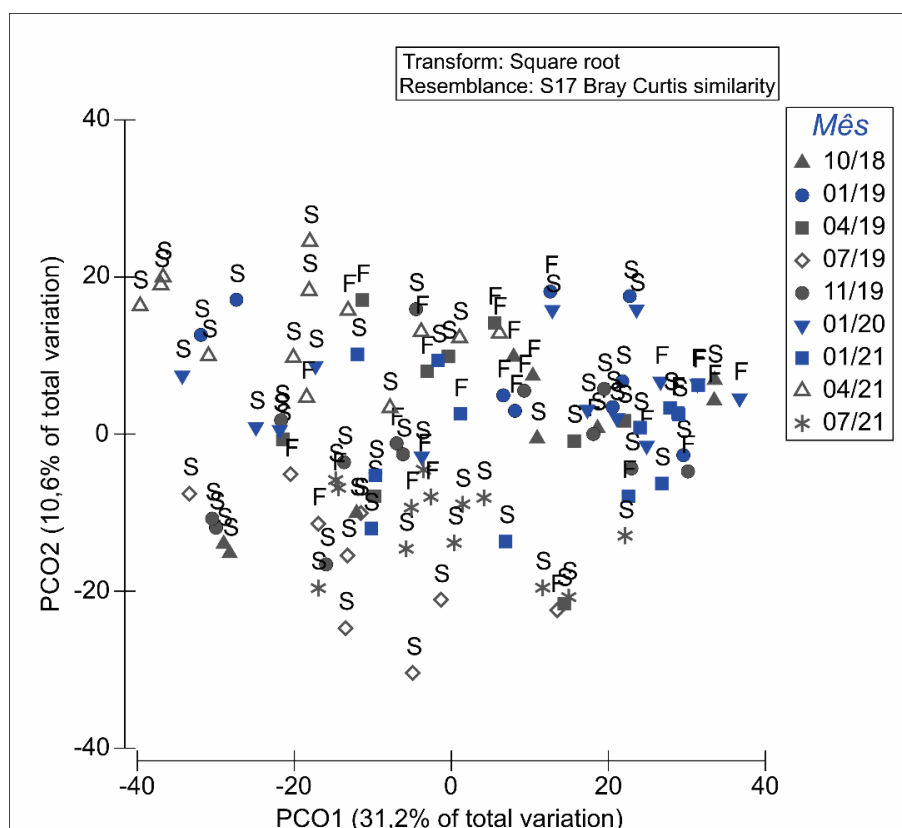


Tabela 28: Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplancônica entre as campanhas amostrais correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). Valores de p menores que 0,05 (**em negrito**) representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP).

| NORTE                      | PERMANOVA |          |               | PERMDISP |      |               |
|----------------------------|-----------|----------|---------------|----------|------|---------------|
|                            | N         | pseudo-F | p-valor       | N        | F    | p-valor       |
| Vazão (Alta/Baixa)         | 9930      | 6,75     | <b>0,0001</b> | 9999     | 0,04 | 0,8503        |
| Estrato (Superfície/Fundo) | 9934      | 3,32     | <b>0,0034</b> | 9999     | 7,19 | <b>0,0146</b> |
| Vazão*Estrato              | 9921      | 1,38     | 0,1580        |          |      |               |

Com relação às concentrações de metais registradas nas campanhas de Outubro de 2018 a Janeiro de 2021 (Figura 262a; Tabela 29a), as maiores correlações foram observadas para os elementos Cobre (CAP3,  $r = -0,52$ ), Cádmiio (CAP2,  $r = 0,41$ ), Ferro (CAP1,  $r = 0,41$ ), Vanádio (CAP1,  $r = 0,40$ ), Argônio (CAP3,  $r = 0,38$ ) e Cromo (CAP1,  $r = -0,33$ ). Clorofila-a e MPS também apresentaram altas correlações com os eixos da análise (CAP2,  $r = -0,54$  e  $r = -0,39$ ; respectivamente). Entretanto, não foi possível identificar o padrão de influência dessas variáveis com relação às campanhas correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce. Da mesma forma, as espécies representativas da comunidade também apresentaram elevadas correlações com os eixos da análise canônica, mas não foi possível identificar quais organismos foram responsáveis pela caracterização das campanhas amostrais de acordo com os fluxos de vazão do rio (Figura 262b; Tabela 29b).

Figura 262: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplancônica do setor Norte com: (a) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água (correlações  $r < 0,20$  foram omitidas); (b) espécies representativas da comunidade zooplancônica registradas durante as campanhas amostrais (Spearman rank).

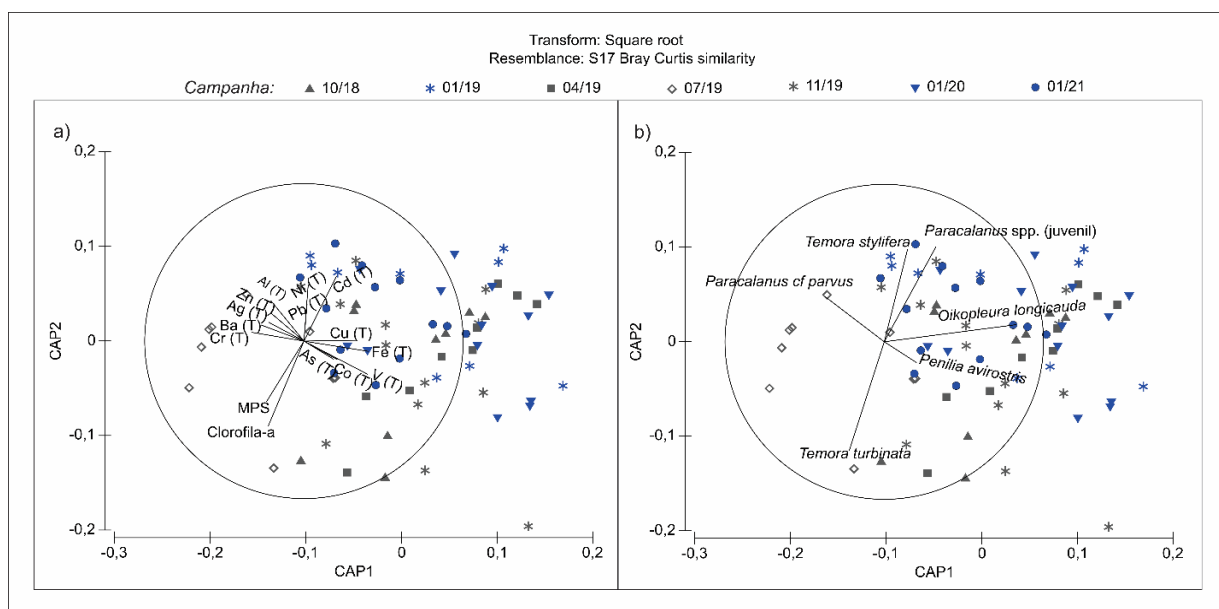


Tabela 29: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) do setor Norte com: (A) variáveis ambientais e concentração de metais totais ( $\mu\text{g/L}$ ); (B) espécies zooplancônicas representativas da comunidade.

| A                               | Pearson ( <i>r</i> ) |              |              |
|---------------------------------|----------------------|--------------|--------------|
|                                 | CAP1                 | CAP2         | CAP3         |
| MPS (mg/L)                      | -0,24                | <b>-0,39</b> | -0,07        |
| Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) | -0,23                | <b>-0,54</b> | -0,42        |
| Vanádio                         | <b>0,40</b>          | -0,21        | 0,27         |
| Cobalto                         | 0,19                 | -0,12        | 0,02         |
| Níquel                          | 0,03                 | <b>0,36</b>  | -0,25        |
| Cobre                           | 0,33                 | 0,01         | <b>-0,52</b> |
| Arsênio                         | <b>0,21</b>          | -0,12        | 0,03         |
| Argônio                         | -0,22                | 0,12         | <b>0,38</b>  |
| Cadmio                          | 0,21                 | <b>0,41</b>  | -0,18        |
| Bário                           | <b>-0,27</b>         | 0,10         | -0,21        |
| Chumbo                          | 0,02                 | <b>0,24</b>  | -0,09        |
| Cromo                           | <b>-0,33</b>         | 0,06         | -0,24        |
| Ferro                           | <b>0,41</b>          | -0,07        | -0,30        |
| Alumínio                        | -0,21                | <b>0,26</b>  | -0,07        |
| Manganês                        | 0,15                 | 0,03         | 0,12         |
| Zinco                           | <b>-0,20</b>         | 0,18         | -0,13        |

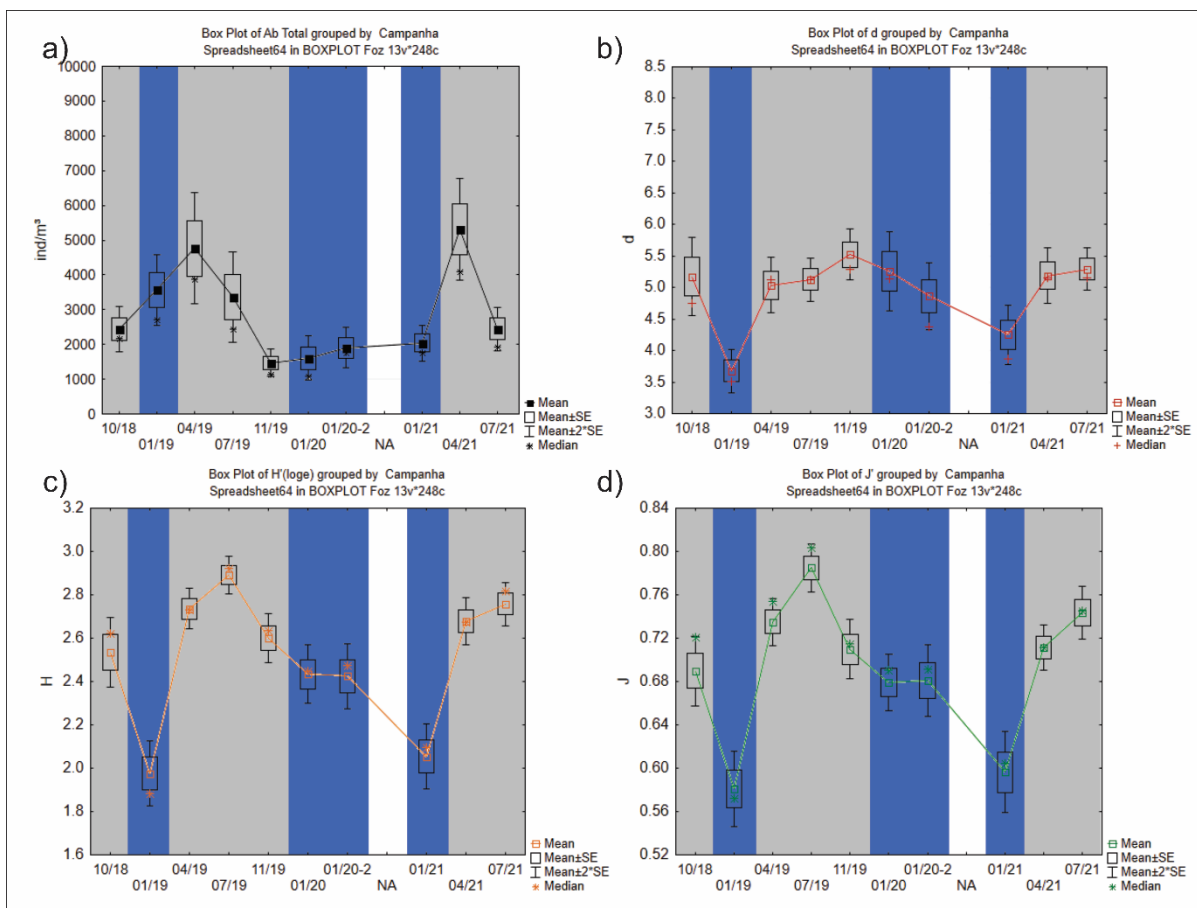
| B                                   | Spearman rank ( $\rho$ ) |              |       |
|-------------------------------------|--------------------------|--------------|-------|
|                                     | CAP1                     | CAP2         | CAP3  |
| <i>Paracalanus</i> spp. (juvenil)   | 0,32                     | <b>0,60</b>  | 0,10  |
| <i>Penilia avirostris</i>           | <b>0,20</b>              | -0,13        | -0,01 |
| <i>Paracalanus</i> cf <i>parvus</i> | <b>-0,37</b>             | 0,29         | -0,02 |
| <i>Temora stylifera</i>             | 0,15                     | <b>0,59</b>  | 0,25  |
| <i>Temora turbinata</i>             | -0,22                    | <b>-0,69</b> | -0,39 |
| <i>Oikopleura longicauda</i>        | <b>0,83</b>              | 0,11         | 0,17  |

#### Setor Foz

O Setor Foz apresentou, durante o PMBA/Fest-RRDM, picos de abundância total nos meses de Abril dos Anos 1 e 3, com média de  $4759 \text{ ind.m}^{-3}$  e  $5313 \text{ ind.m}^{-3}$ , respectivamente (Figura 263a). Ambas as campanhas foram realizadas no período de Baixa Vazão do Rio Doce, que apresentou valores médios significativamente maiores para este índice em comparação às campanhas do período de Alta Vazão (Tabela 30). A aplicação dos demais índices ecológicos (riqueza de Margalef (*d*), diversidade de Shannon (*H'*) e equitabilidade de Pielou (*J'*)) também apontou para valores médios significativamente maiores durante os períodos de Baixa Vazão do Rio Doce (Figura 263b – 12d). As campanhas de

Janeiro dos Anos 01 e 03, no período de Alta Vazão, apresentaram os menores valores médios para esses índices durante todo o monitoramento.

Figura 263: a) Abundância total ( $\text{ind.m}^{-3}$ ) do zooplâncton, b) Riqueza de Margalef (d), c) Diversidade de Shannon ( $H'$ ) e d) equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) aplicados ao Setor Foz durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. "NA" refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.



A variação na AR% das espécies bioindicadoras manteve o padrão já observado nos relatórios anteriores, sendo influenciada pelos períodos de alta ou de baixa vazão do Rio Doce (Figura 264). Juvenis de *Paracalanus* spp. foram mais abundantes nas campanhas de alta vazão (Janeiro de 2019, Janeiro de 2020, Janeiro de 2020-2 e Janeiro de 2021) superando em AR% os indivíduos adultos de *P. cf parvus*. Enquanto nas campanhas de baixa vazão (Outubro de 2018, Janeiro de 2019, Novembro de 2019 e Julho de 2021) as ARs de adultos e juvenis foram muito próximas. As campanhas de baixa vazão de Abril de 2019 e Abril de 2021, fugiram do padrão de dominância de juvenis e apresentaram AR% muito aproximadas (Figura 264a). De forma complementar, a análise de variância (ANOVA) aplicada à abundância total desta espécie mostrou maiores valores médios para os indivíduos juvenis no período de alta vazão e dos indivíduos adultos no período de baixa vazão (Tabela 30). O cladóceros *P. avirostris*, por sua vez, teve maiores AR% e total nas campanhas de baixa vazão de Abril de 2019 e Abril de 2021 (Figura 264b, Tabela 30), estando ausente ou em AR% próxima a zero nas demais

campanhas. O grupo de espécies do gênero *Oikopleura* spp. (*O. longicauda*, *O. dioica*, *O. fusiformes* e *O. intermedia*) também manteve o padrão de AR% conforme os períodos de alta ou baixa vazão do Rio Doce (Figura 264c). Ao longo da série temporal, no período pré-interrupção de amostragem durante a pandemia de COVID-19, apresentou AR% abaixo de 5% nas campanhas de baixa vazão do Rio Doce (Outubro de 2018, Julho de 2019 e Novembro de 2019), e AR entre ~10% e 15% nas campanhas de alta vazão (Janeiro de 2019, Janeiro de 2020 e Janeiro de 2020-2). Após reinício das atividades em 2021, a AR% permaneceu abaixo de 10% nas três campanhas, apresentando baixa AR (<5%) na campanha de baixa vazão em Abril de 2021 e AR% ~10% na campanha de baixa vazão em Julho de 2021. Maiores valores médios da abundância total dessa espécie também foram encontrados nas campanhas de alta vazão, de acordo com a análise de variância aplicada (Tabela 30).

Figura 264: Abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no Setor Foz durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. a) AR% adultos *Paracalanus cf parvus* (laranja) e juvenis de *Paracalanus* spp. (amarelo); b) AR% de *Penilia avirostris* (verde) e; c) AR% *Oikopleura* spp. (roxo). Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.

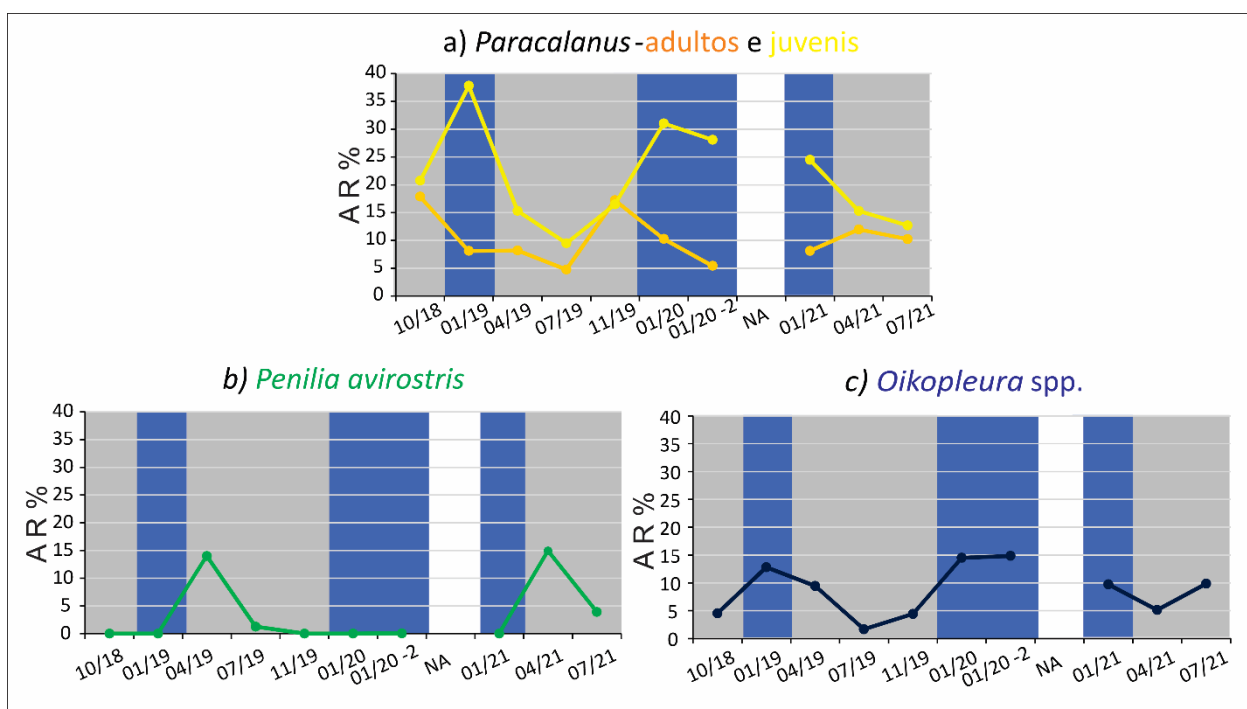


Tabela 30: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos e espécies indicadoras no Setor Foz para comparação entre os períodos de alta e baixa vazão. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre as médias.

| Índices                           | Grau de Liberdade | MS      | F       | p            |
|-----------------------------------|-------------------|---------|---------|--------------|
| Abundância Total                  | 1                 | 25,73   | 12,294  | <b>0,001</b> |
| d                                 | 1                 | 0,202   | 24,670  | <b>0,000</b> |
| J                                 | 1                 | 0,059   | 74,200  | <b>0,000</b> |
| H                                 | 1                 | 0,225   | 100,500 | <b>0,000</b> |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>      | 1                 | 39,070  | 30,935  | <b>0,000</b> |
| <i>Paracalanus</i> spp. (juvenil) | 1                 | 14,499  | 5,730   | <b>0,017</b> |
| <i>Oikopleura</i> spp.            | 1                 | 15,216  | 10,888  | <b>0,001</b> |
| <i>Penilia avirostris</i>         | 1                 | 284,874 | 86,312  | <b>0,000</b> |

Analogamente aos resultados encontrados durante os Anos 01 e 02, a análise SIMPER mostrou a dominância da espécie *P. cf parvus* na composição da comunidade nas campanhas do Ano 03 (Tabela 31). As espécies *O. longicauda*, *T. stylifera* e a família Sagittidae também se mantiveram como importantes na contribuição cumulativa da composição da comunidade neste setor durante toda a continuidade do PMBA/Fest-RRDM. As campanhas do Ano 03 também foram marcadas por um expressivo aumento na contribuição da espécie *C. furcatus*, que havia apresentado baixa contribuição durante as coletas do Ano 02. A comparação da comunidade entre os períodos de diferentes fluxos do Rio Doce apresentou como maiores contribuintes no período de baixa vazão as espécies *P. cf parvus* em sua forma adulta (6,72%) e juvenil (6,54%), *T. turbinata* (5,63%) e a família Sagittidae (5,49%). Para o período de alta vazão, as maiores contribuições foram das espécies *P. cf parvus* juvenis (10,87%) e adultos (7,21%), *O. longicauda* (7,71%) e *T. stylifera* (6,77%).

Tabela 31: Contribuição cumulativa (%) por campanha dos principais táxons encontrados no Setor Foz de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas.

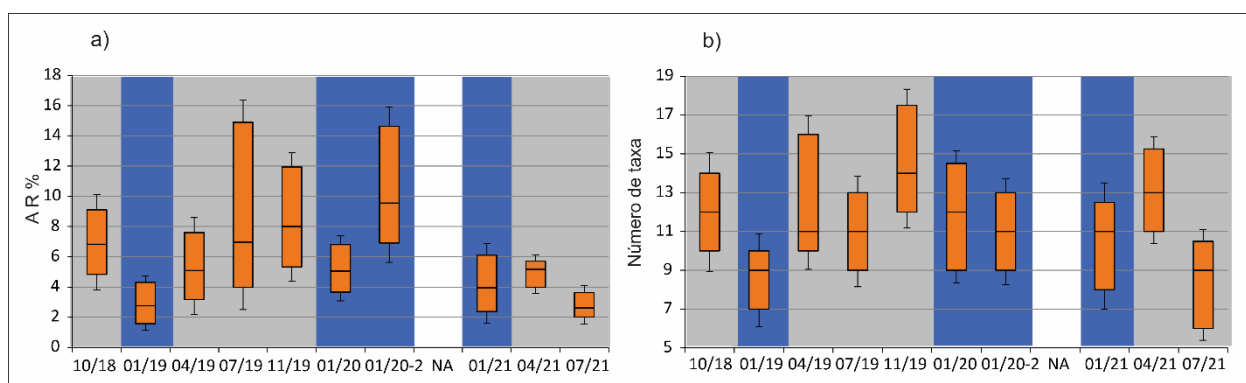
| Taxa                               | Campanha  |           |           |           |           |           |              |           |           |           |
|------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------------|-----------|-----------|-----------|
|                                    | 10/1<br>8 | 01/1<br>9 | 04/1<br>9 | 07/1<br>9 | 11/1<br>9 | 01/2<br>0 | 01/20 -<br>2 | 01/2<br>1 | 04/2<br>1 | 07/2<br>1 |
| <i>Paracalanus</i> spp.            | 5,91      | 12,26     | 6,42      | 5,74      | 6,65      | 9,88      | 9,56         | 10,63     | 6,84      | 4,27      |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>       | 6,62      | 8,01      | 5,79      | 4,58      | 7,39      | 7,4       | 5,88         | 6,63      | 6,57      | 5,41      |
| Sagittidae                         | 4,85      | 7,51      | 4,61      | 4,7       | 5,95      | 5,41      | 6,44         | 6,57      | 4,54      | 5,1       |
| <i>Temora stylifera</i>            | 4,56      | 9,31      | 5,17      | 2,54      | 4,52      | 5,97      | 3,22         | 10,41     | 4,38      | 4,56      |
| <i>Oikopleura longicauda</i>       | 2,72      | 9         | 4,82      | 2,08      | 3,11      | 6,63      | 6,59         | 7,76      | 3,76      | 4,74      |
| <i>Temora turbinata</i>            | 5,7       | 1,6       | 4,54      | 6,09      | 4,91      | 1,71      | 5,09         | 2,02      | 5,32      | 4,36      |
| Corycaeidae                        | 4,12      | 3,33      | 3,07      | 4,31      | 4,48      | 2,99      | 2,48         | 5,41      | 3,52      | 3,97      |
| <i>Onychocorycaeus giesbrechti</i> | 3,78      | 4,89      | 4,01      | 2,48      | 4,3       | 1,44      | 3,5          | 4,48      | 4,16      | 3,09      |
| Bryozoa (larva)                    | 3         | 3,42      | 2,86      | 3,25      | 2,5       | 4,15      | 4,85         | 4,73      | -         | 1,53      |



| Taxa                                | Campanha  |           |           |           |           |           |              |           |           |           |
|-------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------------|-----------|-----------|-----------|
|                                     | 10/1<br>8 | 01/1<br>9 | 04/1<br>9 | 07/1<br>9 | 11/1<br>9 | 01/2<br>0 | 01/20 -<br>2 | 01/2<br>1 | 04/2<br>1 | 07/2<br>1 |
| Ophiuroidea (ophiopluteus)          | 3,02      | 1,24      | 2,93      | 1,2       | 4,35      | 1,99      | 5,35         | -         | 2,46      | 2,64      |
| Crustacea (nauplio)                 | 3,34      | -         | 1,33      | 4,96      | 3,15      | 3,57      | 2,51         | 1,56      | 1,05      | 3,59      |
| Bivalvia (larva)                    | 3,71      | 2,71      | -         | 3,06      | 2,5       | 1,97      | 3,27         | 3,13      | 1,87      | 2,55      |
| <i>Limacina</i> spp.                | 2,31      | 3,34      | 4,35      | 1,62      | -         | 4,41      | 3,06         | 3,08      | -         | 1,82      |
| <i>Oithona</i> spp.                 | 1,75      | -         | 2,31      | 3,64      | 1,89      | 4,38      | 2,27         | 2,34      | 1,23      | 3,11      |
| <i>Calanopia americana</i>          | 2,93      | 4,08      | 2,8       | 1,52      | 3,29      | 1,77      | 3,85         | 2,28      | -         | -         |
| <i>Oithona plumifera</i>            | 1,12      | 2,24      | 1,96      | 3,07      | 1,04      | 1,41      | 1,72         | 2,08      | 3,95      | 3,85      |
| <i>Ditrichocorycaeus amazonicus</i> | 3,58      | -         | 2,4       | 3,11      | 2,51      | 1,72      | 2,39         | 1,14      | 1,9       | 3,24      |
| Polychaeta                          | 3,51      | 1,21      | 1,41      | 1,42      | 4,18      | 3         | 2,43         | 1,31      | 2,45      | -         |
| <i>Oithona nana</i>                 | 2,35      | -         | 1,52      | 2,59      | 1,37      | 3,88      | 2,32         | 4,25      | -         | 2,57      |
| <i>Centropages velificatus</i>      | 2,33      | 1,93      | 2,27      | 2,79      | -         | 1,59      | 2,51         | 1,88      | -         | 2,48      |
| Siphonophorae                       | 2,71      | 1,48      | 2,55      | 3         | 2,68      | -         | 1,51         | -         | 1,73      | 2,09      |
| Hydrozoa                            | 1,6       | 1,68      | 2         | -         | 1,99      | 3,37      | 1,43         | 2,36      | 1,77      | -         |
| <i>Penilia avirostris</i>           | -         | -         | 6,23      | 1,64      | -         | -         | -            | -         | 4,21      | 3,38      |
| <i>Oikopleura</i> spp.              | 3,6       | 3,75      | 2,09      | -         | 1,57      | 1,71      | -            | -         | 2,48      | -         |
| <i>Clausocalanus furcatus</i>       | 1,24      | 2,58      | 1,54      | -         | -         | -         | -            | -         | 4,58      | 4,67      |
| <i>Clausocalanus</i> spp.           | 1,08      | 1,45      | 2,53      | 1,01      | -         | 1,47      | 1,42         | -         | -         | 4,25      |
| <i>Paracalanus aculeatus</i>        | -         | 1,5       | 2,77      | 1,3       | 2,64      | 1,19      | -            | -         | 2,01      | 1,48      |
| <i>Euterpina acutifrons</i>         | 2,51      | -         | -         | 3,55      | 1,29      | -         | 1,79         | -         | -         | 1,76      |
| <i>Subeucalanus pileatus</i>        | 2,1       | -         | -         | 4,71      | 1,52      | -         | -            | -         | -         | -         |
| <i>Creseis</i> spp.                 | 1,4       | -         | 1,46      | -         | -         | -         | -            | 1,97      | 1,9       | 1,39      |
| <i>Parvocalanus</i> spp.            | -         | -         | -         | 3,15      | -         | -         | 1,44         | -         | 1,7       | -         |
| Calanoida                           | 1,88      | -         | -         | -         | 2,78      | -         | -            | -         | 1,47      | -         |
| <i>Calanoides carinatus</i>         | -         | -         | -         | 2,5       | -         | -         | -            | -         | -         | 3,04      |
| Spionidae                           | -         | -         | -         | -         | -         | 2,56      | 2,01         | -         | -         | -         |
| Doliolidae                          | -         | -         | 1,39      | -         | -         | -         | -            | -         | 1,42      | 1,32      |
| Gastropoda                          | -         | 1,26      | -         | -         | -         | -         | -            | 1,28      | 1,59      | -         |
| Luciferidae                         | 1,43      | -         | -         | 2,06      | -         | -         | -            | -         | -         | -         |
| <i>Oncaea venusta</i>               | -         | -         | -         | -         | -         | -         | -            | -         | 1,8       | -         |
| <i>Farranula gracilis</i>           | -         | -         | -         | -         | -         | -         | -            | -         | -         | 1,74      |
| Calanidae                           | -         | -         | -         | -         | -         | -         | -            | -         | -         | 1,58      |
| <i>Oithona hebes</i>                | -         | -         | -         | 1,54      | -         | -         | -            | -         | -         | -         |
| <i>Belzebub faxoni</i>              | -         | -         | -         | 1,24      | -         | -         | -            | -         | -         | -         |
| Cirripedia                          | -         | -         | -         | -         | -         | -         | -            | -         | 1,23      | -         |
| Hyperidea                           | -         | -         | -         | -         | -         | -         | -            | 1,07      | -         | -         |
| Outros                              | 9,24      | 10,2<br>2 | 12,8<br>7 | 9,55      | 17,4<br>4 | 14,4<br>3 | 11,11        | 11,6<br>3 | 18,1<br>1 | 10,4<br>2 |

No Setor Foz a AR% de larvas meroplancônicas apresentou os menores valores nas campanhas de janeiro de 2019 e 2020 (Figura 265). A campanha emergencial de janeiro de 2020 e a campanha regular de janeiro de 2020 apresentaram valores discrepantes, apesar do pequeno intervalo de tempo que as separa. Essa diferença se deu principalmente devido à variação de abundância das larvas de briozoários e ofiuróides, que reduziram da campanha emergencial para a campanha de janeiro de 2020. Após o hiato de coletas devido à pandemia de COVID-19, os valores se mantiveram baixos e estáveis ao longo das três campanhas amostrais seguintes (Figura 265a). Em relação à riqueza de táxons, os menores valores foram registrados na campanha de janeiro de 2019 e os maiores valores foram registrados na campanha de outubro de 2019 (Figura 265b).

Figura 265: a) Abundância relativa (AR%) e b) número de taxa de organismos meroplancônicos no Setor Foz durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.



A comunidade zooplancônica amostrada no Setor Foz durante o PMBA/Fest-RRDM apresentou elevada variabilidade em relação aos valores de fluxo de vazão do Rio Doce, sendo que os dois primeiros eixos da análise de ordenação PCO capturaram 38,7% da variação total dos dados (Figura 266a). A distinção entre o material amostrado durante os diferentes fluxos de vazão foi particularmente evidente nos pontos coletados na região próxima à desembocadura do Rio Doce (Figura 266b). De acordo com a análise de variância, a comunidade exibiu diferenças significativas entre as campanhas realizadas durante os períodos de alta e baixa vazão do rio, não sendo detectados efeitos de dispersão entre os pontos (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ; PERMDISP,  $p > 0,05$ ; Tabela 32).

Figura 266: (a) Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplancônica do setor Foz de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). (b) Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplancônica dos pontos próximos à desembocadura do Rio Doce (SD 01, 02 e 03; SDN 12, 13 e 20; SDS 13, 19 e 20).

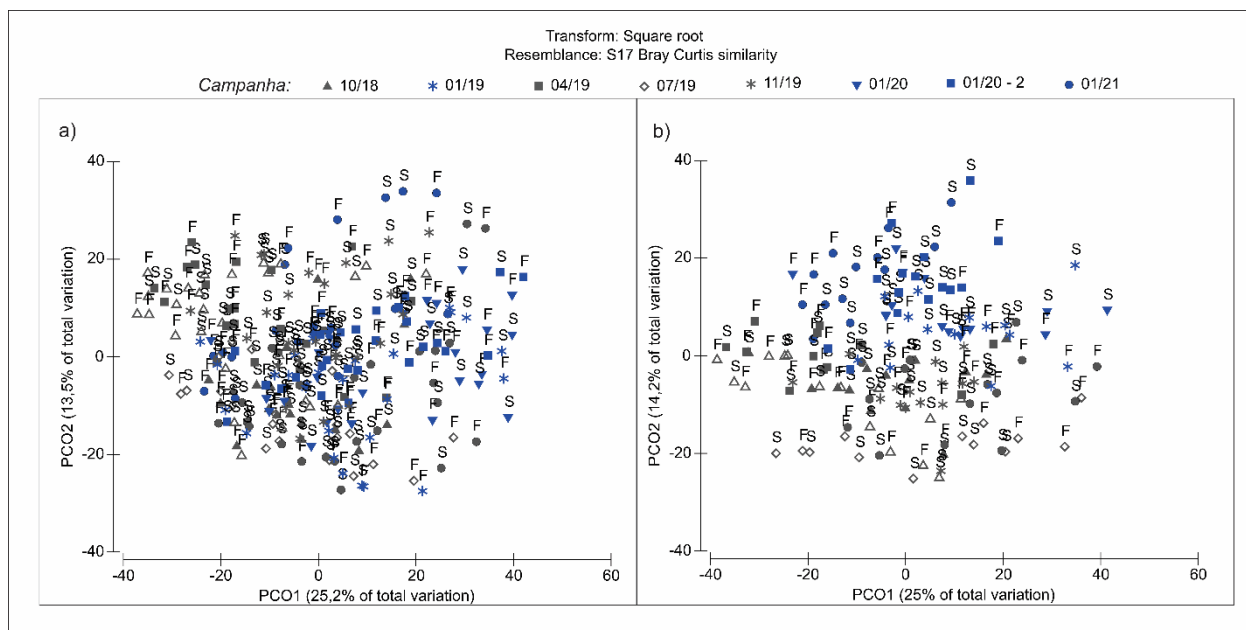


Tabela 32: Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplancônica entre as campanhas amostrais correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP).

| FOZ                        | PERMANOVA |          |               | PERMDISP |      |         |
|----------------------------|-----------|----------|---------------|----------|------|---------|
|                            | N         | pseudo-F | p-valor       | N        | F    | p-valor |
| Vazão (Alta/Baixa)         | 9942      | 21,48    | <b>0,0001</b> | 9999     | 2,16 | 0,1597  |
| Estrato (Superfície/Fundo) | 9915      | 1,85     | 0,0522        | 9999     | 0,89 | 0,3728  |
| Vazão*Estrato              | 9935      | 0,26     | 0,9959        |          |      |         |

Segundo a análise canônica (CAP), a comunidade zooplancônica do setor Foz apresentou correlações significativas com as variáveis ambientais e concentrações de metais totais registrados durante as campanhas realizadas entre Outubro de 2018 e Janeiro de 2021 (CAP,  $p < 0,05$ ; Figura 267a). As maiores correlações foram observadas para os elementos Ferro (CAP2,  $r = -0,54$ ), Chumbo (CAP2,  $r = -0,41$ ), Níquel (CAP1,  $r = -0,39$ ), Arsênio (CAP3,  $r = 0,39$ ), Cádmio (CAP2,  $r = -0,37$ ) e Cobre (CAP2,  $r = 0,34$ ), cujas concentrações estiveram majoritariamente associadas aos meses correspondentes ao alto fluxo de vazão do Rio Doce (Tabela 33a). Já as campanhas realizadas durante os períodos de baixa vazão apresentaram maior influência dos valores de altura de onda (CAP1,  $r = 0,62$ ) e concentração de Clorofila-a (CAP3,  $r = -0,62$ ).

Com relação à composição taxonômica (Figura 267b; Tabela 33b), foi observado que a comunidade correspondente aos períodos de alta vazão foi especialmente caracterizada pelas concentrações de *O. longicauda* (CAP1,  $\rho = -0,70$ ), juvenis de *Paracalanus* spp. (CAP3,  $\rho = -0,56$ ) e *T. stylifera* (CAP1,  $\rho = -0,51$ ). Já os períodos de baixa vazão do Rio Doce apresentaram maiores abundâncias das espécies *T. turbinata* (CAP1,  $\rho = 0,79$ ), *P. avirostris* (CAP2,  $\rho = -0,39$ ) e indivíduos adultos de *P. cf parvus* (CAP1,  $\rho = 0,20$ ).

Figura 267: Ordenação dos pontos pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplancônica do setor Foz com: (a) Variáveis ambientais e concentração de metais totais na água (correlações  $r < 0,20$  foram omitidas); (b) espécies representativas da comunidade zooplancônica registradas durante as campanhas amostrais (Spearman rank).

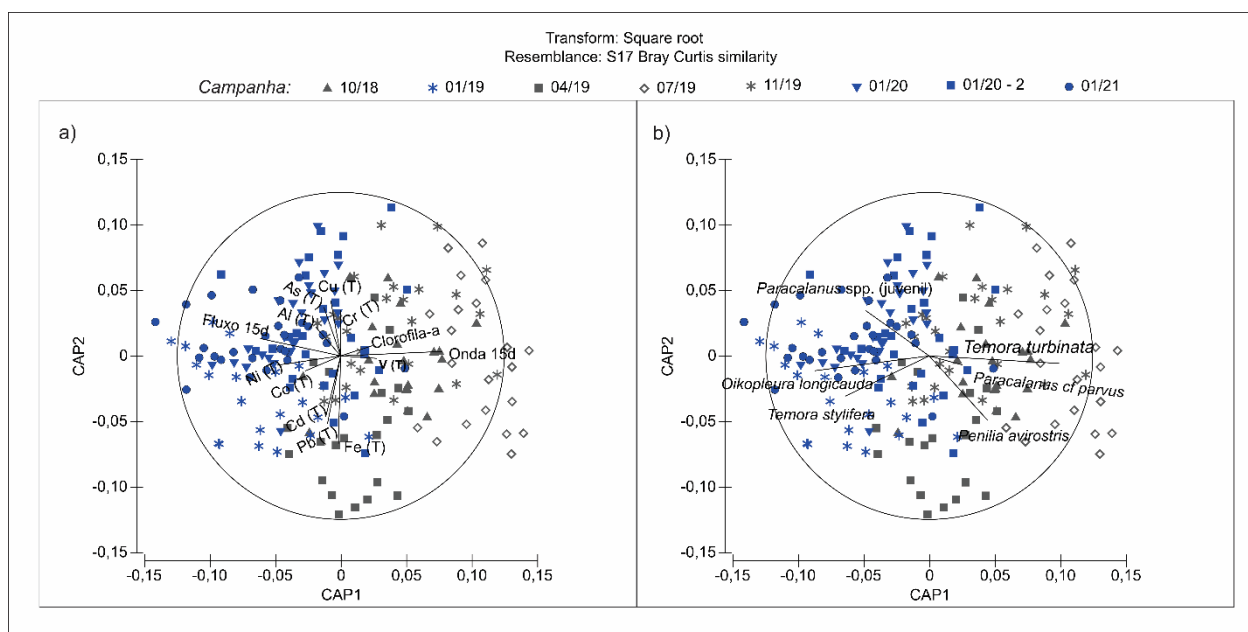


Tabela 33: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) do setor Foz com: (A) variáveis ambientais e concentração de metais totais ( $\mu\text{g/L}$ ); (B) espécies zooplancônicas representativas da comunidade.

| A  | Pearson (r)  |              |              |
|--|--------------|--------------|--------------|
|  | CAP1         | CAP2         | CAP3         |
| MPS ( $\text{mg/L}$ )                              | -0,07        | 0,11         | -0,07        |
| Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )                    | 0,20         | 0,06         | <b>-0,62</b> |
| Fluxo Rio Doce ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) – 3 dias  | -0,11        | 0,07         | <b>-0,22</b> |
| Fluxo Rio Doce ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) – 15 dias | <b>-0,49</b> | 0,11         | 0,03         |
| Altura de Onda (m) – 3 dias                        | 0,06         | -0,15        | -0,04        |
| Altura de Onda (m) – 15 dias                       | <b>0,62</b>  | 0,03         | 0,23         |
| Vanádio  | <b>0,22</b>  | -0,02        | -0,21        |
| Cobalto  | -0,22        | -0,09        | <b>0,24</b>  |
| Níquel   | <b>-0,39</b> | -0,06        | -0,17        |
| Cobre  | -0,06        | <b>0,34</b>  | 0,14         |
| Arsênio  | -0,10        | 0,30         | <b>0,39</b>  |
| Argônio  | 0,00         | 0,01         | 0,05         |
| Cádmio   | -0,09        | <b>-0,37</b> | 0,06         |
| Bário  | -0,07        | -0,12        | -0,13        |
| Chumbo   | -0,08        | <b>-0,41</b> | -0,19        |
| Cromo  | 0,00         | <b>0,28</b>  | -0,04        |
| Ferro  | -0,01        | <b>-0,54</b> | 0,19         |
| Alumínio   | -0,15        | 0,18         | <b>-0,28</b> |
| Manganês   | 0,06         | 0,10         | -0,17        |
| Zinco  | 0,01         | -0,02        | 0,04         |

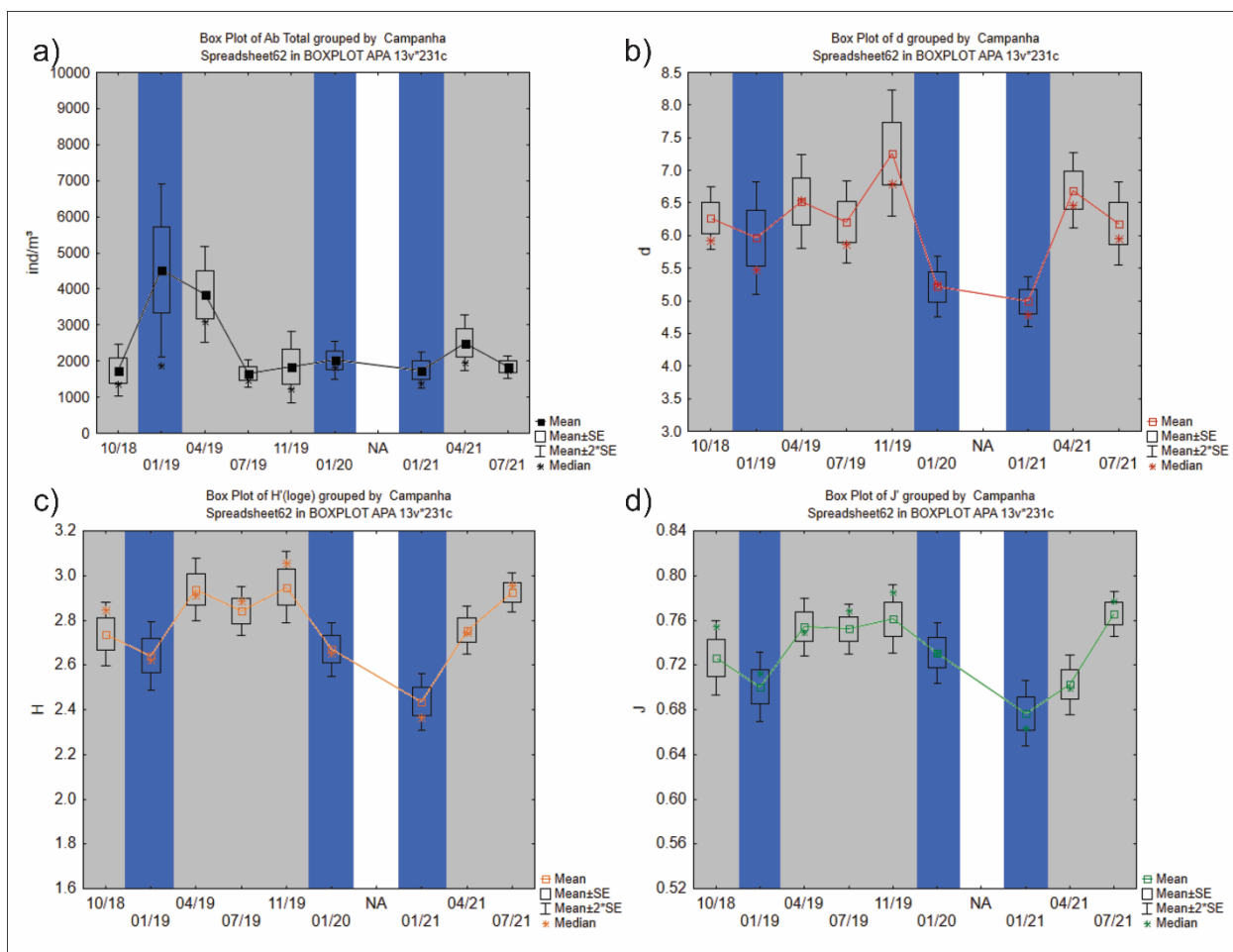
| B                                   | Spearman rank ( $\rho$ ) |              |              |
|-------------------------------------|--------------------------|--------------|--------------|
|                                     | CAP1                     | CAP2         | CAP3         |
| <i>Paracalanus</i> spp. (juvenil)   | -0,39                    | 0,28         | <b>-0,56</b> |
| <i>Penilia avirostris</i>           | 0,36                     | <b>-0,39</b> | 0,10         |
| <i>Paracalanus</i> cf <i>parvus</i> | <b>0,20</b>              | -0,06        | 0,10         |
| <i>Temora stylifera</i>             | <b>-0,51</b>             | -0,25        | 0,12         |
| <i>Temora turbinata</i>             | <b>0,79</b>              | -0,05        | -0,23        |
| <i>Oikopleura longicauda</i>        | <b>-0,70</b>             | -0,09        | -0,04        |

#### Setor APA Costa das Algas / RVS Santa Cruz

No Setor APA, a abundância total de organismos teve maiores valores médios durante o Ano 1, nas campanhas de Janeiro e Abril de 2019, com  $4523 \text{ ind.m}^{-3}$  e  $3840 \text{ ind.m}^{-3}$ , respectivamente (Figura 268a). A comparação entre as médias deste índice pelo fluxo do Rio Doce não mostrou diferenças

significativas entre os períodos de Alta e Baixa Vazão (Tabela 34). Em contrapartida, a Riqueza de Margalef (d), a Diversidade de Shannon (H') e a equitabilidade de Pielou (J') aplicados ao setor apresentaram valores significativamente maiores para as campanhas de Baixa Vazão (Figura 268b-17d, Tabela 34), tendo atingido valores médios máximos na campanha de Novembro de 2019 (d = 7,25; H = 2,94 e J = 0,76).

Figura 268: a) Abundância total (ind.m<sup>-3</sup>) do zooplâncton, b) Riqueza de Margalef (d), c) Diversidade de Shannon (H') e d) equitabilidade de Pielou (J') aplicados ao Setor APA durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. "NA" refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.



Juvenis de *Paracalanus* apresentaram AR% levemente superior aos adultos durante quase todo o período avaliado, tendo como exceção somente a campanha de Abril de 2021, onde os indivíduos adultos tiveram pequeno incremento na representatividade em comparação aos indivíduos juvenis (Figura 269a). A campanha de Novembro de 2019 foi a única a destoar do padrão observado para o setor APA, com o dobro da AR% de juvenis em relação aos adultos. A análise de variância (ANOVA) apontou diferenças significativas apenas para os valores de abundância total dos indivíduos adultos, que apresentaram maiores valores médios nas campanhas de alta vazão (Tabela 34). A AR% de *P. avirostris* apresentou 2 picos, o primeiro na campanha de alta vazão em Janeiro de 2019, decrescendo nas campanhas de baixa vazão de Abril de 2019 e Julho de 2019. O segundo pico foi na campanha de



Abril de 2021, decrescendo na campanha de Julho de 2021, ambas sob baixa vazão (Figura 269b). A AR% de *Oikopleura* spp. não apresentou um padrão relacionado à vazão do Rio Doce e nem demonstrou sazonalidade. Pode-se observar 3 picos de AR%, o primeiro na campanha de baixa vazão de Abril de 2019, o segundo na de alta vazão de Janeiro de 2020 e o terceiro na campanha de baixa vazão de Julho de 2021. A menor AR% (~2%) de todas as campanhas foi em Julho de 2019 (baixa vazão) (Figura 269c).

Figura 269: Abundância relativa (AR%) dos principais grupos do zooplâncton no Setor APA durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. a) AR% adultos *Paracalanus cf parvus* (laranja) e juvenis de *Paracalanus* spp. (amarelo); b) AR% de *Penilia avirostris* (verde) e; c) AR% *Oikopleura* spp. (roxo). Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.

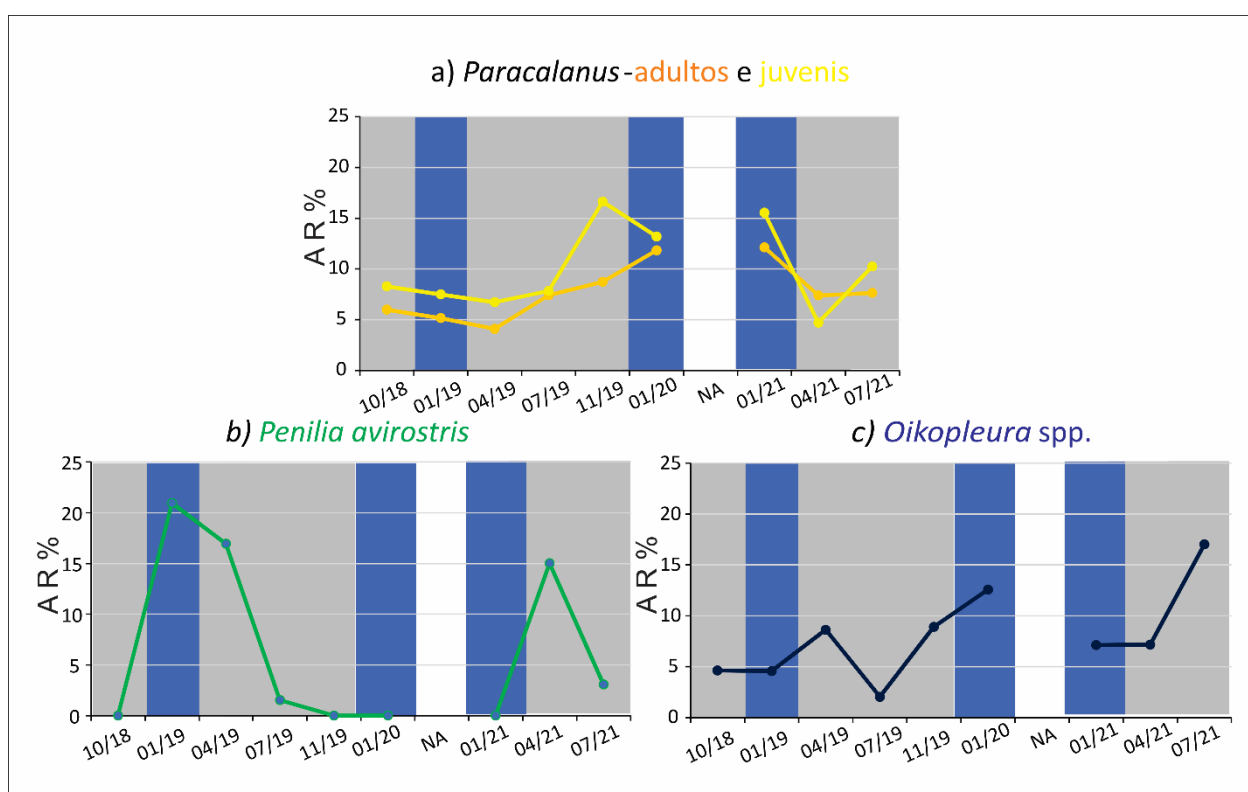


Tabela 34: Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada aos índices ecológicos e espécies indicadoras no Setor APA para comparação entre os períodos de alta e baixa vazão. Valores de p menores que 0,05 (em negrito) representam diferenças significativas entre as médias.

| Índices                           | Grau de Liberdade | MS     | F      | p            |
|-----------------------------------|-------------------|--------|--------|--------------|
| Abundância Total                  | 1                 | 3,650  | 1,532  | 0,217        |
| d                                 | 1                 | 0,2507 | 21,99  | <b>0,000</b> |
| J                                 | 1                 | 0,0089 | 15,1   | <b>0,000</b> |
| H                                 | 1                 | 0,0512 | 29,8   | <b>0,000</b> |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>      | 1                 | 6,459  | 4,995  | <b>0,026</b> |
| <i>Paracalanus</i> spp. (juvenil) | 1                 | 5,340  | 2,421  | 0,121        |
| <i>Oikopleura</i> spp.            | 1                 | 2,802  | 3,041  | 0,083        |
| <i>Penilia avirostris</i>         | 1                 | 0,769  | 0,1270 | 0,722        |

A análise SIMPER aplicada à comunidade no Setor APA revelou as espécies *P. cf parvus*, *T. stylifera*, *O. longicauda* e a família Sagittidae como suas principais representantes (Tabela 35). Durante o Ano 3, houve um incremento expressivo na contribuição de juvenis do gênero de Copepoda *Clausocalanus* e de adultos da espécie *Clausocalanus furcatus*. A espécie indicadora *P. avirostris* também voltou a contribuir para a dissimilaridade das campanhas do Ano 3 após mostrar-se ausente ou inexpressiva das campanhas do Ano 2. Através da análise de composição da comunidade de acordo com o fluxo do Rio Doce, não foram evidenciadas diferenças marcantes entre os períodos de alta e baixa vazão, sendo as espécies *P. cf parvus*, *T. stylifera*, *O. longicauda* e a família Sagittidae as dominantes em ambos os períodos amostrais.

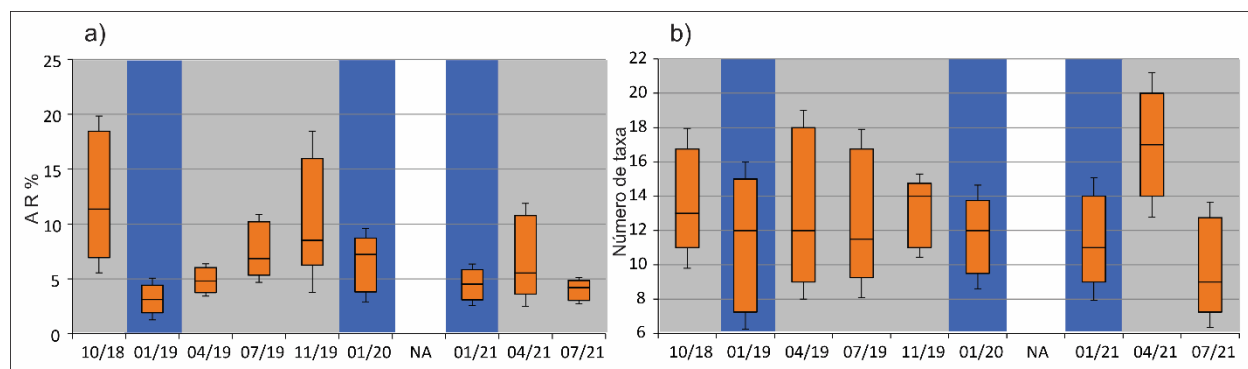
Tabela 35: Contribuição cumulativa (%) por campanha dos principais táxons encontrados no Setor APA de acordo com a análise SIMPER. Estão representados apenas táxons com pelo menos 1% de contribuição cumulativa em uma das campanhas.

| Taxa                                | Campanhas |       |       |       |       |       |       |       |       |
|-------------------------------------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                                     | 10/18     | 01/19 | 04/19 | 07/19 | 11/19 | 01/20 | 01/21 | 04/21 | 07/21 |
| <i>Paracalanus cf parvus</i>        | 4,49      | 4,9   | 3,87  | 4,95  | 4,32  | 7,18  | 6,69  | 4,61  | 4,31  |
| <i>Temora stylifera</i>             | 5,03      | 5,04  | 4,57  | 3,57  | 3,96  | 4,85  | 7,91  | 4,84  | 4,4   |
| <i>Oikopleura longicauda</i>        | 3,86      | 4,93  | 4,89  | 3,35  | 4,6   | 5,79  | 5,5   | 5,3   | 5,8   |
| <i>Paracalanus</i> spp.             | 3,46      | 5,15  | 4,33  | 4,64  | 5,25  | 5,1   | 6,96  | 3,48  | 4,55  |
| Sagittidae                          | 3,67      | 4,52  | 3,88  | 4,65  | 3,96  | 5,40  | 5,37  | 4,13  | 4,59  |
| <i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>  | 4,05      | 3,27  | 2,75  | 3,45  | 3,09  | 3,35  | 4,02  | 3,65  | 3,05  |
| Corycaeidae                         | 2,54      | 3,2   | 2,78  | 3,85  | 3,44  | 4,01  | 3,41  | 2,97  | 3,17  |
| <i>Oithona plumifera</i>            | 3,49      | 2,95  | 3,73  | 2,48  | 3,37  | 2,03  | 2,94  | 2,76  | 4,7   |
| Bryozoa (larva)                     | 4,63      | 2,42  | 1,51  | 4,04  | 3,1   | 3,58  | 3,79  | 1,76  | 1,27  |
| <i>Oithona</i> spp.                 | 2,09      | 3,18  | 3,77  | 3,16  | 3,12  | 2,4   | 2,46  | 2,22  | 1,41  |
| <i>Limacina</i> spp.                | 3,47      | 4,33  | 2,03  | 2,27  | 2,21  | 2,22  | 3,31  | 2,78  | 1,06  |
| <i>Clausocalanus</i> spp.           | 1,59      | 4,01  | 4,04  | 1,2   | 1,97  | -     | -     | 6,24  | 4,47  |
| <i>Temora turbinata</i>             | 2,72      | 1,9   | 2,28  | 6,67  | 2,37  | 1,57  | 0,95  | 1,55  | 2,87  |
| <i>Clausocalanus furcatus</i>       | 4,21      | 3,87  | 3,56  | -     | 3,32  | -     | -     | 3,22  | 4,23  |
| Crustacea (nauplio)                 | 2,59      | -     | 1,49  | 3,46  | 1,36  | 4,51  | 2,82  | 2,09  | 3,3   |
| Siphonophorae                       | 2,06      | 2,65  | 2,37  | 2,14  | 3,44  | -     | -     | 1,61  | 3,07  |
| Doliolidae                          | -         | 1,87  | 2,28  | -     | 2,9   | 1,51  | 5,21  | 1,86  | 1,16  |
| <i>Penilia avirostris</i>           | -         | 5,08  | 3,45  | 1     | -     | -     | -     | 4,68  | 2,56  |
| Ophiuroidea (ophiopluteus)          | 1,37      | 1,94  | -     | 2,16  | 2,6   | 2,23  | -     | 3,06  | 2,96  |
| <i>Oikopleura</i> spp.              | 2,1       | 1,49  | 1,45  | 1,41  | 1,5   | 2,49  | 4,21  | -     | 1,43  |
| <i>Ditrichocorycaeus amazonicus</i> | 1,29      | 1,99  | -     | 3,24  | 2,79  | 1,99  | -     | 1,16  | 3,01  |
| Bivalvia (larva)                    | 3,18      | 1,74  | 1,29  | 1,96  | 1,93  | 1,68  | -     | 1,43  | 2,24  |
| Polychaeta                          | 2,66      | -     | 1,93  | 1,77  | 2,14  | 2,32  | 1,6   | 1,53  | 1,41  |
| <i>Paracalanus aculeatus</i>        | 1,99      | 1,08  | 3,39  | 1,26  | 1,5   | 1,64  | -     | 2,45  | 2,03  |
| Hydrozoa                            | 1,97      | 1,13  | 2,27  | 1,12  | 2,04  | 2,96  | 2,54  | -     | -     |
| <i>Calanopia americana</i>          | 3,23      | 1,96  | 1,28  | 2,72  | 1,64  | 2,32  | -     | -     | -     |
| <i>Creseis</i> spp.                 | 2,01      | -     | -     | -     | 1,2   | -     | 3,2   | 2,79  | 1,11  |
| Calanoida                           | 1,27      | -     | -     | -     | 1,06  | 4,42  | 1,35  | -     | 1,25  |
| <i>Centropages velificatus</i>      | 1,18      | 1,97  | 1,11  | 2,57  | -     | 1,67  | -     | -     | -     |
| <i>Oncaea venusta</i>               | -         | 2,07  | 2,31  | -     | 1,02  | 1,28  | -     | 1,44  | -     |
| <i>Oithona nana</i>                 | -         | -     | -     | -     | -     | 2,70  | 3,76  | 1,51  | -     |
| Cirripedia                          | 1,46      | -     | 1,25  | 1,9   | 1,45  | -     | -     | 1,71  | -     |
| <i>Subeucalanus pileatus</i>        | 1,5       | -     | -     | 3,62  | 1,46  | -     | -     | -     | 0,95  |
| <i>Calanoides carinatus</i>         | 1,03      | -     | -     | 1,39  | -     | -     | 1,56  | -     | 2,78  |
| Gastropoda                          | 1,6       | -     | -     | -     | -     | 1,23  | 2,87  | -     | -     |
| Calanidae                           | -         | 1,1   | 1,08  | -     | -     | -     | -     | 1,91  | -     |
| <i>Oncaea cf. media</i>             | 1,24      | 1,32  | 1,39  | -     | -     | -     | -     | -     | -     |

| Taxa                          | Campanhas |       |       |       |       |       |       |       |       |
|-------------------------------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                               | 10/18     | 01/19 | 04/19 | 07/19 | 11/19 | 01/20 | 01/21 | 04/21 | 07/21 |
| Spionidae                     | -         | 1,02  | -     | -     | -     | -     | 1,74  | 1,02  | -     |
| <i>Farranula gracilis</i>     | -         | -     | 1,14  | -     | -     | -     | -     | -     | 2,28  |
| <i>Euterpina acutifrons</i>   | -         | -     | -     | 1,61  | -     | -     | -     | -     | 1,74  |
| <i>Undinula vulgaris</i>      | -         | -     | 2,03  | -     | -     | -     | -     | -     | -     |
| <i>Oithona similis</i>        | -         | -     | -     | -     | -     | 1,58  | -     | -     | -     |
| <i>Candacia</i> spp.          | -         | -     | -     | -     | -     | -     | 1,17  | -     | -     |
| <i>Oikopleura fusiformis</i>  | -         | -     | -     | -     | -     | -     | 1,05  | -     | -     |
| <i>Calocalanus styliremis</i> | -         | -     | -     | -     | -     | -     | -     | -     | 1,04  |
| Outros                        | 16,97     | 17,92 | 20,5  | 18,39 | 21,89 | 15,99 | 13,61 | 20,24 | 15,8  |

A AR% de larvas de organismos meroplânctônicos no Setor APA apresentou aumento nos meses de outubro (Figura 270a), tanto em 2018, dominada por larvas de briozoários, como em 2019, dominada por larvas de equinodermas. No ano de 2020 não houve coleta nesse período devido à pandemia de COVID-19 e a janela de resultados relativos ao monitoramento do zooplâncton do presente relatório se encerra na campanha de Julho de 2021. O número de táxons meroplânctônicos se manteve estável durante todo o período amostral no setor APA, com exceção da campanha de abril de 2021, quando os valores de erro padrão ficaram acima de 21 (Figura 270b), tendo valor máximo de 31 taxa meroplânctônicos.

Figura 270: a) Abundância relativa (AR%) e b) número de taxa de organismos meroplânctônicos no Setor APA durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Em cinza período de baixa vazão do Rio Doce e em azul período de alta vazão do Rio Doce.



A comunidade zooplânctônica analisada no Setor APA durante o PMBA/Fest-RRDM não apresentou distinção evidente entre as campanhas amostrais de acordo com os diferentes níveis de vazão do Rio Doce (PCO, Figura 271). Entretanto, a análise de variância identificou diferenças significativas entre o material coletado nos períodos de alta e baixa vazão do rio (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ; Tabela 36). As campanhas realizadas durante os períodos de alta vazão também apresentaram diferenças significativas entre as comunidades dos estratos de superfície e fundo (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ). Além disso, não foram detectados efeitos de dispersão entre os pontos durante o período de estudo (PERMDISP,  $p > 0,05$ ).

Figura 271: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade zooplancônica do setor APA de acordo com campanhas amostrais e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo).

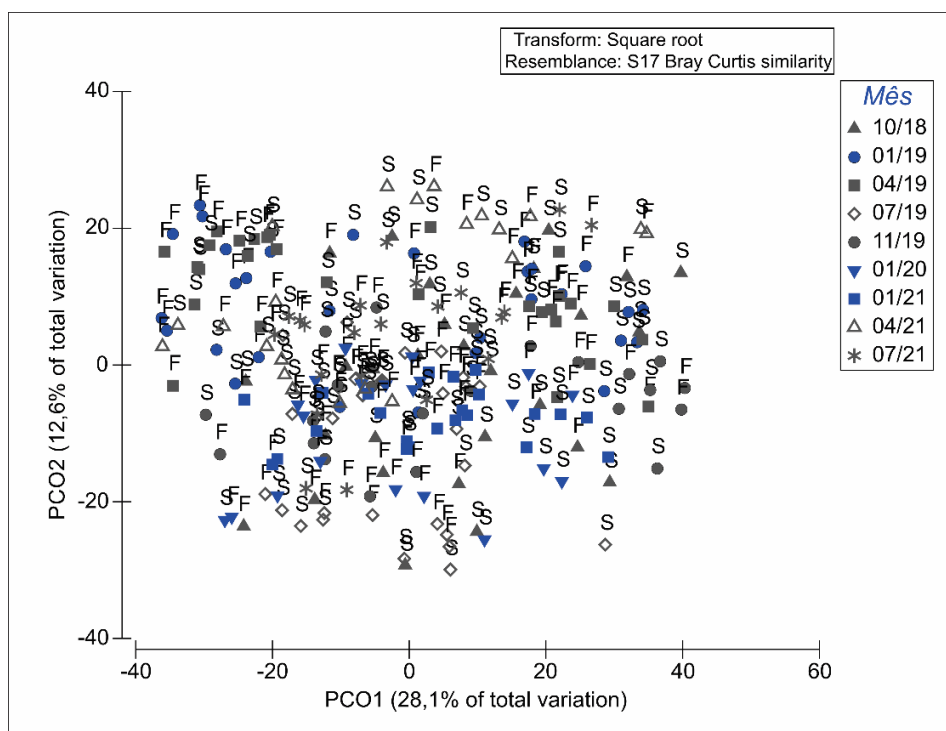


Tabela 36: Resultados das análises PERMANOVA e PERMDISP para diferenças na comunidade zooplancônica entre as campanhas amostrais correspondentes aos períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce e estratos da coluna d'água (Superfície/Fundo). Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas entre grupos (PERMANOVA) e efeitos significativos de dispersão (PERMDISP).

| APA                        | PERMANOVA |          |               | PERMDISP |      |         |
|----------------------------|-----------|----------|---------------|----------|------|---------|
|                            | N         | pseudo-F | p-valor       | N        | F    | p-valor |
| Vazão (Alta/Baixa)         | 9938      | 7,49     | <b>0,0001</b> | 9999     | 1,57 | 0,2328  |
| Estrato (Superfície/Fundo) | 9919      | 2,96     | <b>0,0052</b> | 9999     | 1,52 | 0,2387  |
| Vazão*Estrato              | 9907      | 1,39     | 0,1666        |          |      |         |

Os eixos da análise canônica realizada para o setor APA apresentaram correlações significativas com as variáveis ambientais coletadas durante as campanhas amostrais conduzidas de Outubro de 2018 a Janeiro de 2021 (CAP,  $p < 0,05$ ; Tabela 37; Figura 272a). As maiores correlações foram registradas para os metais Ferro (CAP1,  $r = -0,75$ ) e Manganês (CAP2,  $r = 0,72$ ), cujas concentrações foram associadas às campanhas de Janeiro e Abril de 2019, Janeiro de 2020 e 2021. As demais campanhas realizadas durante períodos de baixa vazão estiveram relacionadas às maiores concentrações de Cobalto (CAP2,  $r = -0,42$ ) e Vanádio (CAP3,  $r = 0,35$ ).

Com relação a composição taxonômica (Figura 272b; Tabela 37b), as campanhas de Janeiro de 2020 e 2021 foram especialmente caracterizadas por indivíduos adultos de *P. cf parvus* (CAP,  $p = 0,35$ ) e

juvenis de *Paracalanidade* (CAP2,  $\rho = 0,43$ ). Já as espécies *P. avirostris* (CAP1,  $\rho = -0,74$ ), *O. longicauda* (CAP3,  $\rho = 0,31$ ) e *T. stylifera* (CAP1,  $\rho = -0,24$ ) foram importantes na caracterização das campanhas de Janeiro e Abril de 2019. As demais campanhas foram associadas as maiores abundâncias do Copepoda *T. turbinata* (CAP3,  $\rho = -0,77$ ).

Figura 272: Ordenação produzida pela Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) relacionando a comunidade zooplancônica do setor APA com: (a) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água (correlações  $r < 0,20$  foram omitidas); (b) espécies representativas da comunidade zooplancônica registradas durante as campanhas amostrais (Spearman rank).

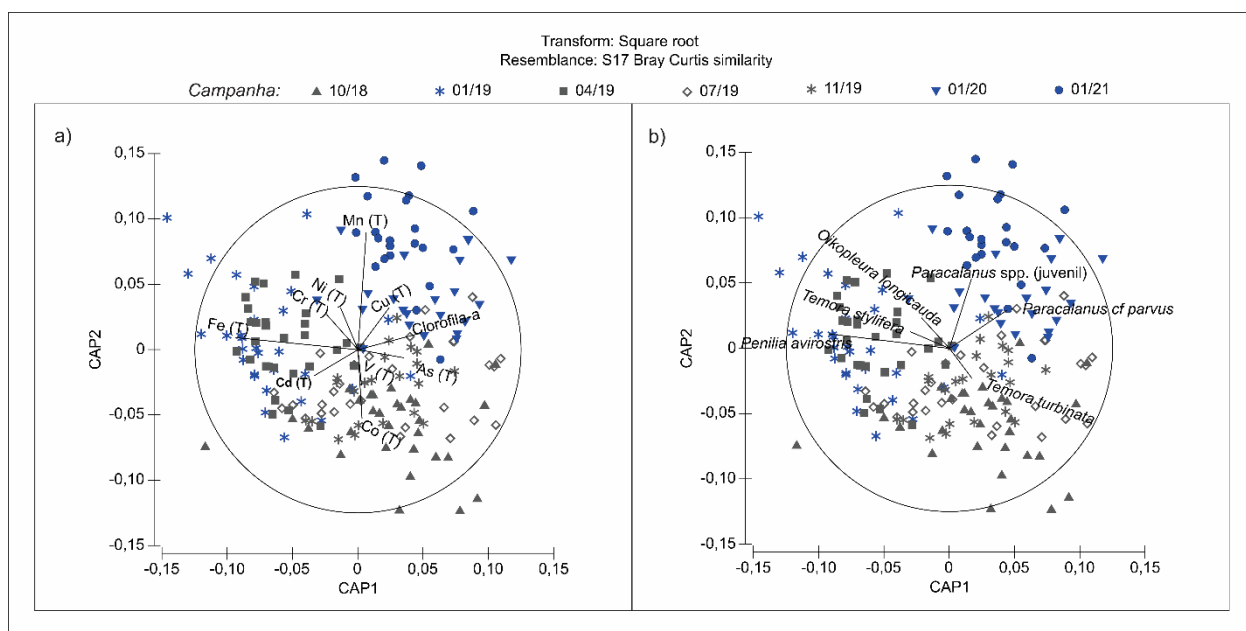


Tabela 37: Coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) do setor APA com: (A) variáveis ambientais e concentração de metais totais na água ( $\mu\text{g/L}$ ); (B) espécies zooplancônicas representativas da comunidade.

| A                               | Pearson (r)  |              |              |
|---------------------------------|--------------|--------------|--------------|
|                                 | CAP1         | CAP2         | CAP3         |
| MPS (mg/L)                      | -0,07        | 0,02         | -0,10        |
| Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) | 0,36         | 0,10         | <b>-0,68</b> |
| Vanádio                         | 0,02         | -0,22        | <b>0,35</b>  |
| Cobalto                         | 0,03         | <b>-0,42</b> | -0,39        |
| Níquel                          | -0,11        | <b>0,26</b>  | 0,09         |
| Cobre                           | 0,19         | <b>0,26</b>  | 0,10         |
| Arsênio                         | <b>0,28</b>  | -0,05        | 0,35         |
| Argônio                         | -0,05        | -0,01        | <b>0,22</b>  |
| Cadmio                          | <b>-0,27</b> | -0,16        | -0,07        |
| Bário                           | -0,03        | 0,15         | -0,06        |

|   |          | Pearson (r)  |             |       |
|---|----------|--------------|-------------|-------|
| A |          | CAP1         | CAP2        | CAP3  |
|   | Chumbo   | -0,15        | 0,07        | -0,07 |
|   | Cromo    | -0,19        | <b>0,22</b> | -0,12 |
|   | Ferro    | <b>-0,75</b> | 0,07        | -0,11 |
|   | Alumínio | 0,01         | -0,05       | 0,16  |
|   | Manganês | 0,05         | <b>0,72</b> | -0,01 |
|   | Zinco    | -0,18        | -0,05       | -0,01 |

|   |                                     | Spearman rank (ρ) |             |              |
|---|-------------------------------------|-------------------|-------------|--------------|
| B |                                     | CAP1              | CAP2        | CAP3         |
|   | <i>Paracalanus</i> spp. (juvenil)   | 0,14              | <b>0,43</b> | -0,15        |
|   | <i>Penilia avirostris</i>           | <b>-0,74</b>      | 0,09        | -0,40        |
|   | <i>Paracalanus</i> cf <i>parvus</i> | <b>0,35</b>       | 0,23        | -0,01        |
|   | <i>Temora stylifera</i>             | <b>-0,24</b>      | 0,10        | 0,16         |
|   | <i>Temora turbinata</i>             | 0,14              | -0,19       | <b>-0,77</b> |
|   | <i>Oikopleura longicauda</i>        | -0,17             | 0,19        | <b>0,31</b>  |

### 2.6.3 Discussão Integrada

#### 2.6.3.1 Biomassa

Os valores de biomassa zooplancônica encontrados durante os três anos de monitoramento para a região da foz do Rio Doce, em cada campanha, foram considerados baixos quando comparados com outros estudos na plataforma continental brasileira (BRANDINI et al., 1997; MELO et al., 2016). No entanto, quando comparados com os valores de biomassa do mesozooplâncton coletados na região de plataforma da bacia de Campos, em estudo realizado por BONECKER et al. (2017), estes valores encontram-se equivalentes ao observado pelos autores.

As maiores concentrações de biomassa foram encontradas em campanhas realizadas na transição dos dois períodos, principalmente no final dos períodos chuvosos do monitoramento. De acordo com BONECKER et al. (1991), a comunidade planctônica é influenciada por processos climáticos, como ocorrência de chuvas, os quais influenciam o plâncton na região costeira.

Foram observadas maiores concentrações na distribuição da biomassa nos estratos de fundo entre as campanhas do monitoramento, associado principalmente às estações mais afastadas da costa (SD 04, SD 05, SDS 30). Tal comportamento pode sugerir que a maior produção esteja associada à áreas com menor influência do material advindo do Rio Doce, como o encontrado na pluma nos períodos de maior vazão do rio. As variações no regime meteorológico, as características geomorfológicas regionais e, principalmente, os impactos antropogênicos nas áreas costeiras estabelecem, em conjunto, o regime hidrográfico particular de cada região e, conseqüentemente, as características taxonômicas e a



dinâmica espaço-temporal de suas comunidades planctônicas. DOMINGUEZ (2006) e QUARESMA et al. (2015) caracterizam a região da foz do Rio Doce (próximo a isóbata de 20 m) com constante remobilização do sedimento de fundo. Em ambientes com maior turbidez, a qualidade nutricional disponível para o zooplâncton tende a ser reduzida (DAVID et al., 2005), impossibilitando o aproveitamento dos nutrientes disponibilizados para a coluna d'água nesses períodos (FANNING et al., 1982; CAPET, 2016; NIEMISTÖ et al., 2018).

Organismos planctônicos estabelecem relações intra e interespecíficas complexas, competindo por espaço e recursos orgânicos e inorgânicos na coluna d'água. Mudanças na comunidade planctônica acarretam profundas modificações estruturais em todos os níveis tróficos do ecossistema marinho.

### 2.6.3.2 Composição, Abundância E Índices Ecológicos

#### Setor Abrolhos

O Banco de Abrolhos é bem conhecido por ser ter o sistema recifal mais importante do Atlântico sul, composto por um complexo mosaico de habitats com alto grau de endemismo, e uma agregação única de corais (LEÃO E KIKUCHI, 2005), rodolitos (AMADO-FILHO et al., 2012), prados de fanerógamas e algas (CREED E AMADO-FILHO, 1999), mangue (MOURA et al., 2011) e substrato inconsolidado (MARCHIORO et al., 2005). A presença da Água Tropical (EKAU, 1999) com propriedades termohalinas marcadas por temperaturas superiores a 20°C e salinidade >36, com caráter oligotrófico (DIAS & BONECKER, 2009; MELO JÚNIOR et al., 2016), refletem na estabilidade da abundância e dos índices ecológicos (H', J' e d) da comunidade zooplanctônica registrados durante o PMBA/Fest-RRDM.

A composição de espécies encontrada no presente monitoramento corrobora com os resultados obtidos por EKAU (1999) e FIGUEIRÊDO et al. (2018), sendo a comunidade caracterizada por espécies típicas de águas costeiras tropicais. Já os valores de abundância total de organismos nas campanhas Outubro de 2018, Janeiro e Julho de 2021, próximos a 1000 ind.m<sup>-3</sup> corroboram com os valores registrados por VALENTIN & MONTEIRO-RIBAS (1993), para as águas costeiras da região de Abrolhos, enquanto campanhas de Abril de 2019 e Janeiro de 2020 registraram valores de abundância total de 2 a 3 vezes maiores. As altas contribuições de copépodes da família Paracalanidae e Oithonidae corrobora com FIGUEIRÊDO et al (2018). Merece destaque a dominância do harpacticoida *Amphiascopsis cinctus* na campanha de Janeiro de 2021, apresentando densidade de 497 ind m<sup>-3</sup> na estação ABR01. Essa espécie tem hábito bentônico, ampla distribuição geográfica e vive associada a macrófitas aquáticas, se favorecendo em ambientes onde há atividades de turismo e o pisoteio humano, tendo sido registrada no Brasil por SARMENTO (2011) no recife de Porto de Galinhas (PE) e não sendo registrada no plâncton da região de Abrolhos nos trabalhos de EKAU (1999) e FIGUEIRÊDO et al. (2018). Apesar da alta densidade nas amostras do setor Abrolhos na campanha de Janeiro de 2021 e de estar presente no Norte no ponto BS02-F durante a campanha de Janeiro de 2021, e ITA02-S na campanha de Abril de 2021, sugerimos que essa ocorrência não esteja relacionada aos efeitos da alta vazão do Rio Doce

no período pós Rompimento da Barragem, mas relacionada a outras atividades antrópicas na região, como o turismo.

A alta diversidade de taxa meroplânctônicos (superior aos demais setores, incluindo a APA) corrobora com VALENTIN & MONTEIRO-RIBAS (1993), demonstrando a importância desse ambiente no recrutamento de larvas de diversas espécies de organismos, principalmente briozoários e ofiúroides.

Todavia, considerando os crescentes impactos antropogênicos que a região de Abrolhos está sujeita, é de especial relevância o monitoramento e preservação dessa região, dada a importância da região como Área de Proteção Ambiental. A região está sujeita a diversos processos que podem influenciar a distribuição da comunidade zooplânctônica, sejam eles de origem natural ou antrópica, como entrada de frente fria, input terrígeno de rios entre as cidades de Caravelas e Belmonte (EKAU, 1999), além da proximidade com rota de navios (DUTRA et al., 2006), aumento no desmatamento e a presença da indústria de celulose, que afeta diretamente os recifes costeiros através do lançamento de efluentes que aumentam a carga sedimentar (WERNER et al., 2000).

#### Setor Norte

Apesar de não terem sido encontradas diferenças significativas para os índices ecológicos e abundância total entre os períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce no Setor Norte, é possível observar na série temporal um incremento nos valores encontrados para os índices no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, com exceção apenas da Riqueza de Margalef que permaneceu estável durante todo o período. Na comparação entre os setores, a média dos índices ecológicos no Norte foi inferior apenas aos encontrados no Setor APA, o que converge com o já descrito nos relatórios anteriores da RRDM sobre a dinâmica da pluma do Rio Doce que, em períodos de alta vazão, faz com que esta desloque-se para o Sul (RRDM, 2019), minimizando ou alterando os impactos que seriam causados caso o deslocamento ocorresse em direção ao Setor Norte. A alta nos valores dos índices ecológicos nesse setor no Ano 3 pode também ser reflexo de uma menor influência de outras variáveis que já se mostraram importantes na caracterização deste ambiente anteriormente, como a ação de correntes e eventos de ressuspensão (DOMINGUEZ, 2006; QUARESMA et al., 2015). A ressuspensão de material particulado, inclusive metais, que se deslocam do fundo oceânico para estratos superiores da coluna d'água, pode causar efeitos agudos e crônicos no zooplâncton, inibindo a reprodução dos organismos e reduzindo a densidade da comunidade como um todo (CERVI et al., 2019).

Na análise das espécies indicadoras no Setor Norte, *P. avirostris* foi a única a mostrar padrão mais evidente de distribuição em relação às diferenças de fluxo do Rio Doce, com valores de abundância total e relativa maiores durante o período de baixa vazão. Esse resultado sugere que, como apontado nos relatórios anteriores (RRDM, 2019; RRDM, 2020), essa espécie de cladóceros filtrador encontre durante o período de baixa vazão um ambiente mais propício para se estabelecer, considerando a sensibilidade dessa espécie à presença de vários contaminantes de fontes antrópicas (MIRONOV, 1969, VALENTIN & MARAZZO, 2003) e o seu ciclo de vida sazonal já bem demarcado para regiões tropicais (ATIENZA et al., 2007). A flutuação populacional das demais espécies indicadoras (*P. cf*

*parvus* e *Oikopleura* spp.) no Setor Norte não mostra ainda um padrão definido que poderia ser relacionado com o despejo de materiais vindos do Rio Doce. Vale ressaltar que, assim como os demais índices, a interrupção das atividades de monitoramento em decorrência da pandemia da COVID-19 permite apenas uma visualização parcial das tendências observadas para as espécies indicadoras.

Regiões estuarinas são consideradas importantes berçários de larvas de organismos zooplancônicos (WINDER & JASSBY, 2011; FULTON, 1983), como parece acontecer nos pontos do Setor Norte que sofrem influência direta e indireta dos rios São Matheus e Itaúnas. Este setor apresentou média de diversidade para as larvas do meroplâncton inferior apenas ao Setor Abrolhos. Esse resultado indica que o Setor Norte representa também uma importante fonte de recrutamento de espécies que possuem parte do ciclo de vida associado ao estuário, inclusive das espécies com baixa tolerância aos impactos encontrados atualmente na Foz do Rio Doce.

As espécies que mais contribuíram na composição da comunidade zooplancônica observada no Setor Norte foram *P. cf parvus*, indivíduos da família Sagittidae e *T. stylifera*, tendo esta última maior contribuição principalmente nas campanhas do período de alta vazão do Rio Doce. Todas essas espécies possuem documentadas sua ampla distribuição em ambientes tropicais costeiros, inclusive regiões de estuário e de influência fluvial, além de demonstrar tolerância à variações nas condições ambientais onde se estabelecem (BONECKER et al., 2006; DIAS et al., 2015; VEGA-PEREZ, 1993; TURNER, 2004). O Copepoda *T. stylifera*, que assim como a espécie *P. cf parvus*, possui hábito alimentar herbívoro, já teve sua distribuição associada à concentração de fitoplâncton e pode ser um indicador de explosões esporádicas de microalgas, principalmente em ambientes onde há influência de rios no aporte de nutrientes na costa (CONCEIÇÃO, 2021). Os quetognatos da família Sagittidae, também comumente encontrados em ambientes costeiros e estuarinos, são predadores que se alimentam principalmente de copépodes de pequeno tamanho (SOUZA et al., 2014), como as espécies supracitadas, e podem estar se beneficiando da alta disponibilidade de alimento para se estabelecer nos pontos do Setor Norte.

Outra espécie que também teve distribuição associada principalmente ao período de maior vazão do Rio Doce neste Setor foi *O. longicauda*. As espécies desse gênero possuem alta tolerância à presença de sólidos em suspensão na coluna d'água e já tiveram seu pico de distribuição relacionados a momentos de fluxo fluvial elevado (HOOVER et al., 2006). Como a qualidade nutricional disponível para o zooplâncton tende a ser reduzida em períodos de maior turbidez (DAVID et al., 2005), tunicados, como *O. longicauda*, que possuem estratégias específicas de alimentação (TROEDSON et al., 2009), se aproveitam melhor dos nutrientes disponibilizados para a coluna d'água nesses períodos que, geralmente, ocorrem concomitantemente ao aumento da vazão fluvial (FANNING et al., 1982, CAPET, 2016, NIEMISTO et al., 2018).

De forma geral, os resultados encontrados para o Setor Norte na vigência do PMBA/Fest-RRDM apontam para distúrbios pontuais no zooplâncton de acordo com a variação do aporte de material vindo do Rio Doce nos períodos de vazão elevada, contando também com a influência de variáveis físicas

locais na estruturação da comunidade, como a proximidade de outros rios e eventos de ressuspensão. Além disso, o monitoramento contínuo deste Setor se faz importante para elucidar seu papel como fonte para a diversidade de organismos zooplancônicos nos momentos em que o Setor Foz estiver fragilizado pelos impactos diretos que sofre nos períodos de alta descarga do Rio Doce.

#### Setor Foz

Em pesquisa realizada dois anos antes do rompimento da barragem de rejeitos de minério, a comunidade zooplancônica na foz do Rio Doce apresentou os maiores valores médios de diversidade em relação a toda bacia do Espírito Santo e porção norte da Bacia de Campos (PETROBRAS, 2015). Os valores de diversidade, assim como os demais índices ecológicos como riqueza e equitabilidade, são a forma mais direta de avaliação do grau de preservação de uma comunidade biológica e constitui a ferramenta mais utilizada em estudos de biomonitoramento ambiental (DAVARI et al., 2011; JOHNSTON & ROBERTS, 2009; QINGHONG, 1995).

Em 2015, após o rompimento da barragem de Fundão, o rejeito de mineração chegou à região costeira, causando um impacto agudo na comunidade zooplancônica, desencadeando um pico de abundância nos pontos mais próximos da desembocadura e também naqueles localizados na sua porção sul. Estes pontos apresentaram perda de biodiversidade com dominância de poucas espécies de hábito oportunista (FERNANDES et al., 2020).

Após esse evento, foi constatado que momentos de alta vazão têm o potencial de ressuspensão e transporte para a região costeira do material depositado na calha do Rio Doce (LONGHINI et al., 2022). Desta forma, para monitoramento do zooplâncton, os valores de vazão do rio tem uma relação mais direta com comunidade do que os valores de pluviosidade.

Ambientes costeiros próximos de rios tendem a se tornar mais produtivos em momentos de alta vazão devido ao aporte de nutrientes continentais, o que reflete positivamente na comunidade zooplancônica se outros poluentes não estiverem associados ao efluente (SCHLACHER et al., 2009). A comunidade zooplancônica apresentou diferença significativa entre os períodos de alta e baixa vazão no Setor Foz, segundo classificação de OLIVEIRA & QUARESMA (2017).

Durante os dois primeiros anos de monitoramento, todos os Índices Ecológicos analisados apresentaram valores significativamente menores nos períodos chuvosos no Setor Foz, com destaque negativo para a campanha de janeiro de 2019, quando a coleta foi realizada 15 dias após o pico de vazão do Rio Doce, tempo de resposta próximo do descrito para a comunidade zooplancônica apresentar os efeitos de um impacto ambiental (HOOVER et al., 2006). A referida campanha apresentou os menores valores para todos os Índices Ecológicos calculados, que foram significativamente diferentes das demais campanhas. Os momentos de menores valores dos índices

ecológicos foram acompanhados do maior grau de dominância de espécies tolerantes aos impactos ambientais monitorados na região. No terceiro ano de monitoramento, 11 dias antes do início do período amostral da campanha de janeiro de 2021 no Setor Foz, a vazão do Rio Doce estava acima de 1.000 m<sup>3</sup>/s, o que é acima da média para a região, sendo classificada como úmida (OLIVEIRA & QUARESMA, 2017). Em consequência, tivemos novamente o registro dos menores valores dos índices ecológicos, similares ao que foi observado na campanha de janeiro de 2019.

Os táxons de maior representatividade no Setor Foz durante os períodos de alta vazão foram aqueles apontados no documento “Lista de Impactos” como bioindicadores de impactos ambientais na região, sendo resistentes à presença de MPS e outros poluentes inorgânicos, como os juvenis de *Paracalanus* e o gênero *Oikopleura*.

*Paracalanus* é um táxon resistente a diferentes alterações ambientais, tanto de origem antrópica quanto natural, como poluição, turbidez e sólidos em suspensão (BÉJAOU et al., 2019; LIU et al., 2013; SHI et al., 2017). *P. cf parvus* foi a espécie dominante no Setor Foz durante os três anos de monitoramento. Nas campanhas realizadas em janeiro de 2019 e emergencial de janeiro de 2020, somando-se adultos e juvenis, chegou a apresentar mais de 70% de abundância relativa em alguns pontos, padrão que se manteve em janeiro de 2021, com valores maiores que 60% em alguns pontos. É uma espécie comumente encontrada em regiões com grandes concentrações de MPS (PARK et al., 1988; KIM et al., 2007), apresentando grande potencial reprodutivo sob essas condições. Estudos em laboratório atestaram que a taxa de sobrevivência das fêmeas não é afetada pela concentração de MPS, como acontece com outras espécies zooplancônicas, e a taxa de sucesso de eclosão de ovos se mantém sempre acima de 90% (KANG, 2012). Sua dominância no Setor Foz foi ainda mais elevada durante o período chuvoso, quando também observamos uma elevada proporção de juvenis na população da espécie. No ano três, esse padrão se repetiu e os juvenis de *Paracalanus* estiveram diretamente correlacionados com os valores de vazão do Rio Doce e com os valores de metais totais como: arsênio, cromo, cobre e alumínio. Estudos sugerem que a alta mortalidade de paracalanídeos, devido a impactos antropogênicos e perda por predação, pode ser compensada pela sua reprodução contínua e taxa de crescimento rápida em ambientes de alta temperatura e grande disponibilidade de alimento e, por esse motivo, resultam em uma comunidade abundante em formas juvenis, comuns em regiões sob distúrbios ambientais, sobretudo de origem antrópica (TURNER, 2004; CHEW & CHONG, 2015). A dinâmica populacional de *Paracalanus* e principalmente a relação entre juvenis e adultos na região da Foz do Rio Doce, foi estabelecida cientificamente como importante bioindicador de mudanças ambientais associadas ao rejeito de mineração, que é despejado na região costeira em maior quantidade durante o verão, nos períodos de maior vazão do Rio Doce (ROCHA et al. 2021). Esse padrão foi reforçado pelos resultados registrados durante o ano 3 de monitoramento na região.

Outro grupo que predominou na região, principalmente durante o período chuvoso, foi o gênero *Oikopleura*. Esses organismos apresentam picos populacionais após momentos de intensa vazão



fluvial (HOOVER et al., 2006) além de aumento populacional significativo após incremento de ferro, devido ao aumento da concentração de fitoplâncton, inclusive com tempo de reposta mais rápido do que o da comunidade zooplancônica como um todo (BOLLENS & LANDRY, 2000). Ao longo dos 3 anos de monitoramento, a distribuição deste grupo esteve diretamente correlacionada com os valores de vazão do Rio Doce e com valores de metais totais como: níquel e cobalto. Espécies do gênero *Oikopleura* possuem uma estratégia alimentar que possibilita a rejeição de partículas de alimento durante a ingestão, sendo capazes de diferenciar as partículas por tamanho e valor nutricional (LOMBARD et al., 2011), o que possibilita a continuidade da ação alimentar mesmo em locais ricos em MPS. O seu padrão de dominância na região, ainda mais evidente no período chuvoso, se manteve durante o ano 3. Os padrões aqui estabelecidos estão bem documentados e a indicação da sua aplicação no monitoramento da região costeira da foz do Rio Doce foi registrada cientificamente (ROCHA et al., 2021).

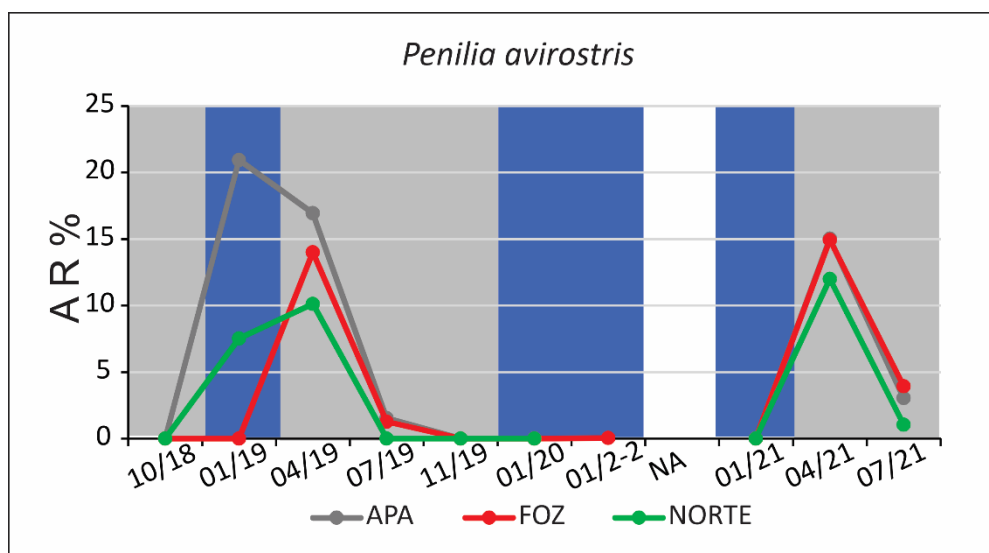
A espécie *T. turbinata* é exótica invasora e hoje se distribuí por toda costa brasileira (ARAÚJO & MONTÚ, 1993; ÁVILA et al., 2009). Esta possui hábito alimentar generalista (TURNER, 1984), sendo resistente a uma ampla gama de variações ambientais (ARA, 2002; BRADFORD, 1977), assim como *Paracalanus*, como descrito acima. Ambas as espécies ocupam nichos ecológicos similares, sendo competidores pelo mesmo recurso alimentar (TURNER, 1984). Desta forma, a competição interespecífica favoreceu *Paracalanus* durante os períodos de maior vazão, principalmente pelo seu maior potencial reprodutivo em região afetada por impacto ambiental. Isso resultou nos maiores valores de abundância de *T. turbinata* nos meses de baixa vazão, momento de maior Equitabilidade entre as espécies e, conseqüentemente, maior condição de coexistência entre espécies com nicho ecológico similar. Esse padrão se manteve durante o terceiro ano de monitoramento.

*Penilia avirostris*, por outro lado, é uma espécie pouco tolerante a impactos ambientais. Em ambientes com grandes concentrações de partículas na água, ela reduz a frequência de movimento dos seus apêndices bucais para evitar o entupimento do seu aparato alimentar, porém isso prejudica a sua oxigenação, podendo inviabilizar a demanda metabólica do organismo (PAFFENHÖFER & ORCUTT, 1986). Diferentemente dos demais bioindicadores apontados no estudo, essa espécie possui ciclo de vida concentrado nos períodos mais quentes do ano, que coincidem com os períodos de alta vazão do Rio Doce, quando apresentam um crescimento populacional acelerado (ATIENZA et al., 2007, 2008; LIPEJ et al., 1997; MIYASHITA et al., 2010), e podem inclusive ser a espécie dominante na comunidade devido ao seu elevado potencial reprodutivo (EGLOFF et al., 1997; ONBÉ, 1985), como foi observado nos Setores APA e Norte em 2019 (Figura 273). Por outro lado, sua distribuição no Setor Foz foi concentrada nos meses de baixa vazão do Rio Doce. Durante o segundo ano de monitoramento, não houve coletas que abrangessem todo o seu ciclo reprodutivo devido à pandemia de COVID-19 e durante o terceiro ano a análise do padrão populacional da espécie foi inconclusivo, pois, no momento de alta vazão, ela não foi registrada em nenhum setor monitorado, inviabilizando a abordagem



comparativa entre setores mais e menos afetados pelo efluente do Rio Doce. O motivo para essa ausência ainda não foi esclarecido.

Figura 273: Abundância relativa (%) de *Penilia avirostris* nos Setores APA, Foz e Norte durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Fundo cinza refere-se aos períodos de baixa vazão do Rio Doce e fundo azul representa períodos de alta vazão. "NA" refere-se ao período não amostrado devido à pandemia de COVID-19.



Alguns padrões observados no ano 3 se destacaram em relação aos anos anteriores de monitoramento. O principal deles foi a maior presença de *C. furcatus* nas amostras analisadas. Essa espécie é típica de ambientes neríticos e oceânicos (WALTER & BOXSHALL, 2021), o que indica uma possível maior aproximação da massa d'água oceânica na região costeira. Além disso, podemos destacar a repetida presença em elevadas densidades do Copepoda *Calanoides carinatus* na região costeira durante as campanhas de julho de 2019 e 2021 (em 2020 não houve amostragem devido à pandemia de COVID-19). Essa é uma espécie típica da ACAS, o que indica ressurgência costeira próximo à foz do Rio Doce. Ressurgência na costa brasileira é um fenômeno típico dos meses de verão (CASTELAO & BARTH, 2006), quando *C. carinatus* também foi registrado durante o monitoramento. A presença da ACAS na região costeira durante os meses de alta vazão tornam os baixos valores dos índices ecológicos registrados nesse período, como descrito acima, ainda mais evidentes da influência negativa do efluente do Rio Doce na região costeira, principalmente nas estações amostrais próximas da Foz, pois a ressurgência tende a melhorar as condições ambientais e aumentar os valores dos índices ecológicos da comunidade zooplancônica (FERNANDES et al., 2020; CONCEIÇÃO et al., 2021).

Setor APA - Costa das Algas / RVS - Santa Cruz

De modo geral, o Setor APA Costa das Algas apresentou os maiores valores de Índices Ecológicos registrados ao longo do período de estudo do PMBA/Fest-RRDM, mesmo com a significativa variação observada entre os diferentes períodos de coleta. A região é relativamente bem-preserveda em

comparação ao estuário do Rio Doce (localizado cerca de 50km ao norte) e possui grande complexidade de estruturas de habitats bentônicos e estuarinos - Rio Piraquê-Açú (BERNARDINO et al., 2018; ANDRADES, et al., 2021; GOMES et al., 2021). Esses fatores podem favorecer a comunidade zooplancônica devido ao aporte de indivíduos em estágio larval de espécies bentônicas e estuarinas, além do enriquecimento por nutrientes alóctones, o que reconhecidamente resulta no incremento da produtividade planctônica (GRANGE et al., 2000; SCHLACHER et al., 2009; SKRESLET, 1986).

A proporção de *Paracalanideos juvenis* em relação aos adultos no Setor APA foi praticamente equivalente ao longo de todo período de estudo, tanto nos momentos de alta como de baixa vazão do Rio Doce, e não apresentou as discrepâncias observadas no Setor Foz. O Copepoda *P. cf parvus* é uma espécie comumente encontrada em dominância por toda a costa brasileira (BONECKER, 2006). É na relação entre a proporção de juvenis e adultos que se encontram indicativos de uma região impactada (TURNER, 2004; CHEW & CHONG, 2015). Portanto, a equilibrada proporção juvenis/adultos desta espécie indicadora, juntamente com os elevados valores dos Índices Ecológicos, que nos permitem classificar a comunidade zooplancônica do Setor APA Costa das Algas como menos impactada em comparação ao Setor Foz, cuja região foi diretamente afetada pelo material contaminado proveniente do Rio Doce.

A Abundância Relativa dos tunicados planctônicos *Oikopleura* spp. também foi considerada importante bioindicadora de impactos advindos do Rio Doce, como detalhado na discussão do Setor Foz. No Setor APA, esses organismos não apresentaram variação de abundância relacionada aos níveis de vazão do Rio Doce, o que indica que a comunidade não sofreu grande pressão por materiais inorgânicos em suspensão durante o período amostral. O Índice de Contribuição (SIMPER) do grupo ao longo das campanhas amostrais esteve entre ~4-5% em média, valor correspondente aos encontrados para os períodos de baixa vazão no setor Foz. Durante a campanha Emergencial de Janeiro de 2020, quando o Rio Doce apresentou valores muito elevados de vazão, os efeitos da dispersão de sua pluma podem ter atingido maiores proporções, afetando a comunidade zooplancônica dos setores adjacentes, especialmente ao sul na região da APA Costa das Algas. Entretanto, durante essa campanha, não foram realizadas coletas na região do Setor APA, assim como nos períodos amostrais seguintes ao longo do Ano 2, devido a pandemia do COVID-19.

O Cladocera *P. avirostris*, espécie bastante sensível a variações ambientais (PAFFENHÖFER & ORCUTT, 1986), apresentou elevadas abundâncias ao longo do seu ciclo populacional no setor APA, particularmente durante o ano 1 do monitoramento, chegando a 20% de abundância relativa em Janeiro de 2019, o maior valor registrado dentre todos os setores. Entretanto, nos dois anos seguintes, seus valores de densidade sofreram uma redução, apresentando abundância relativa nula nas campanhas de Janeiro de 2020 e 2021 e subindo novamente para 15% em Abril de 2021. Este atraso do pico populacional da espécie durante o ano 3, em relação ao primeiro ano de monitoramento, pode estar relacionado às variações interanuais no aporte fluvial e nas condições ambientais da região costeira.

Entretanto, a interrupção das atividades de monitoramento durante o ano 2, em decorrência da pandemia da COVID-19, não permite uma melhor avaliação do padrão de comportamento das espécies bioindicadoras analisadas durante o PMBA/Fest-RRDM até o presente momento.

De um modo geral, não foram encontradas evidências inequívocas de um ambiente impactado no Setor APA, com base na comunidade zooplanctônica. Porém, a interrupção do monitoramento devido a COVID-2019 prejudicou a identificação das variações na comunidade associadas aos níveis de vazão do Rio Doce. Além disso, ainda não foi possível avaliar satisfatoriamente como a comunidade desse Setor se comporta em momentos de intensa vazão, como foi registrado em Janeiro de 2020 (Emergencial) e apenas um monitoramento continuado poderia trazer respostas conclusivas dos impactos na região da APA Costa das Algas.

#### **2.6.4 Conclusões**

O gap amostral relativo ao período de pandemia de COVID-19 representa uma importante lacuna temporal. Porém os indicadores apontados a partir da comunidade zooplanctônica se mostraram efetivos na caracterização do grau de fragilidade da comunidade zooplanctônica ao longo do período de monitoramento e entre os diferentes setores analisados.

Os setores APA e Norte apresentam menor evidência de impacto em comparação com o Setor Foz, o que pode ser um efeito secundário da contribuição de espécies que se utilizam da região estuária adjacente, como os estuários dos rios Piraquê-Açu, adjacente ao Setor APA e aos estuários dos rios São Mateus e Itaúnas, entre outros, adjacentes ao setor Norte.

As evidências a partir da comunidade zooplanctônica continuam indicando que o grau de impacto ambiental está diretamente relacionado à distância em relação à foz do Rio Doce, principalmente durante os eventos de alta vazão, que apresentam valores reduzidos de todos os índices ecológicos analisados e dominância de poucas espécies resistentes a poluentes inorgânicos.

## 2.7 ICTIOPLÂNCTON

As larvas de peixes possuem grande diversidade morfológica e variabilidade nos ciclos de desenvolvimento (McGOWEN, 1993; RÉ et al., 2005; CRUZ et al., 2016). As assembleias de larvas de peixes são formadas por um grupo de espécies que têm distribuição espaço-temporal semelhantes (COWEN et al., 1993; MARANCIK et al., 2005). A composição dessas assembleias depende da distribuição e sazonalidade de desova dos adultos e é influenciada, entre outros fatores, pela interação com parâmetros hidrológicos (SOUZA e MAFALDA JUNIOR, 2019).

Larvas de peixes respondem rapidamente a mudanças em ambientes marinhos, são mais sensíveis a poluição e a produtos químicos (HUTCHINSON et al., 1994; KINGSFORD e GRAY, 1996; JEZIERSKA et al., 2009). A exposição desses organismos a poluentes tais como metais, pode influenciar a sobrevivência dos mesmos (KHOSHNOOD, 2017). Sendo assim, estudos sobre o ictioplâncton podem indicar como está a saúde do ecossistema uma vez que esses organismos refletem as mudanças ambientais (<https://swfsc.noaa.gov/textblock.aspx?Division=FRD&id=6210>). O ictioplâncton constitui uma importante ferramenta para avaliar impactos antrópicos e auxiliar na busca por indicadores das condições ambientais uma vez que são muito vulneráveis a mudanças do ambiente (LONGWELL et al., 1992; GORDINA et al., 2001; WESTERNHAGEN et al., 2001; RAMOS et al., 2006; EICK e THIEL, 2014; STRYDOM, 2015; SANTOS et al., 2017). A estrutura da comunidade pode variar dependendo do estresse antropogênico que ocorre no ambiente, podendo ocorrer a diminuição de espécies de peixes com baixa tolerância e aumento de outras mais generalistas (KARR e CHU, 1999; FONSECA et al., 2013).

A metodologia de laboratório e as análises estatísticas realizadas são apresentadas no *Material Suplementar A3MIS1*. Ao longo do Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento as abundâncias ictioplanctônicas, de maneira geral, foram baixas. No caso dos ovos de peixes, aproximadamente 46% das amostras coletadas na superfície tiveram menos de 100 ovos.100 m<sup>-3</sup> (*Material Suplementar A3MIS2*), enquanto que na coluna de água esse percentual foi de 88% (*Material Suplementar A3MIS3*). Apesar desses baixos valores, foram observados picos de abundância ao longo do monitoramento e em todos os setores estudados (Tabela 38). Esses picos sugerem a ocorrência de desovas pontuais de algumas espécies, pois apesar de ocorrer dispersão dos ovos pelas correntes há uma tendência da maior concentração ser registrada próximo de onde ocorreram as mesmas (McGURK, 1986; RÉ et al., 2005; BONECKER et al., 2009a).

A camada superficial é extremamente importante para os ovos de peixes, uma vez que a radiação solar que penetra na água é fundamental para fornecer energia para o desenvolvimento embrionário da larva, enquanto que após a eclosão as larvas se dispersam ao longo de toda a coluna de água. Os ovos, na maioria, são transparentes e por isso ficam “invisíveis” para os predadores quando visualizados do corpo de água para a superfície.

As abundâncias de ovos de peixes tanto na superfície quanto na coluna de água variaram muito ao longo do monitoramento e em cada setor (Figura 274). O maior valor médio foi obtido no Setor APA

Costa das Algas na campanha de abril/2019 na superfície e a menor abundância foi registrada no Setor Foz do Rio Doce em janeiro/2019 na coluna de água. Os maiores valores obtidos em abril/2019 coincidiram com um período de ondas mais altas e maior turbidez. A campanha de abril/2019 ocorreu após a passagem da Tempestade Tropical Iba que se formou na costa do Espírito Santo em março de 2019 (REBOITA et al., 2020), com intensa ação de ondas, influenciando no sistema de ventos e aumento da temperatura da água do mar (de até 3°C). O menor valor de abundância de ovos ocorreu no período chuvoso e de alta turbidez.

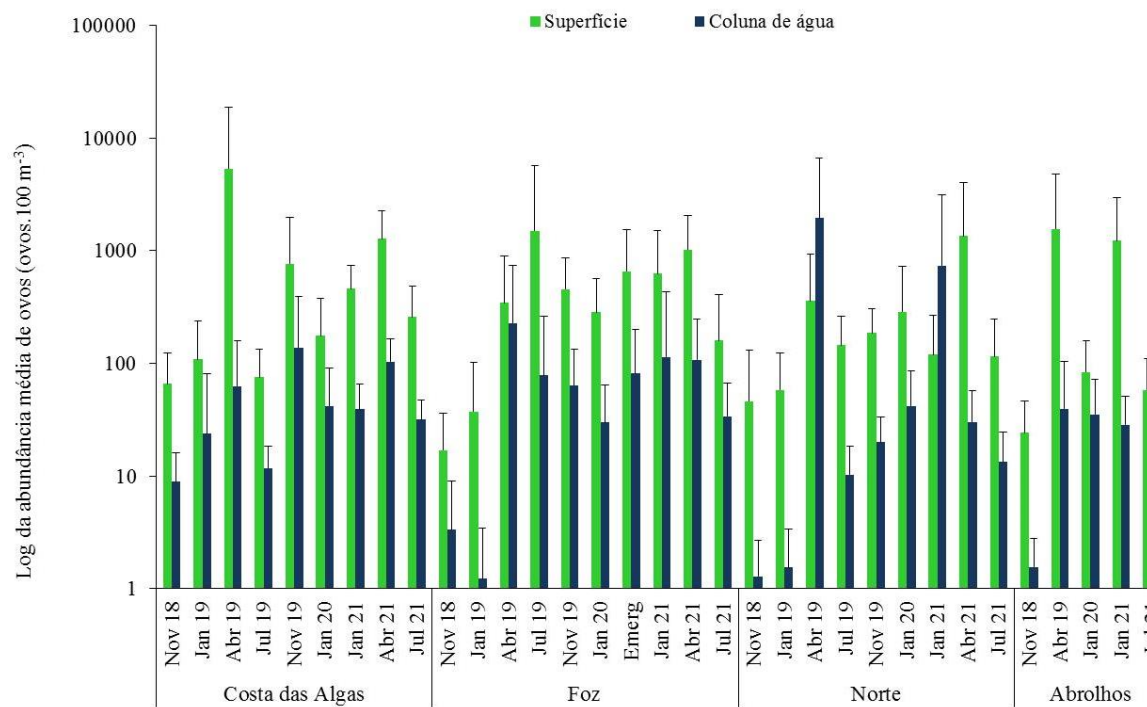
Tabela 38: Abundância média (AM) e desvio padrão (DP) de ovos e larvas de peixes (ind.100 m<sup>-3</sup>), diversidade (H') média, equitabilidade (J') média e desvio padrão registrados nos quatro setores em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

| Setor    | Campanha    | Superfície        |                |           |           | Coluna de água    |                |           |           |
|----------|-------------|-------------------|----------------|-----------|-----------|-------------------|----------------|-----------|-----------|
|          |             | AM ± DP ovos      | AM ± DP larvas | H' ± DP   | J' ± DP   | AM ± DP ovos      | AM ± DP larvas | H' ± DP   | J' ± DP   |
| Abrolhos | 11-18       | 24,04±22,32       | 26,75±17,18    | 1,14±1,29 | 0,53±0,50 | 1,55±1,24         | 15,69±9,68     | 2,18±1,01 | 0,70±0,19 |
|          | 04-19       | 1.555,38±3.236,10 | 77,17±64,10    | 1,03±0,85 | 0,52±0,35 | 39,50±64,85       | 15,61±3,80     | 1,60±0,79 | 0,57±0,24 |
|          | 01-20       | 83,34±75,80       | 67,52±35,98    | 1,67±0,40 | 0,84±0,12 | 35,07±36,27       | 16,38±7,97     | 1,74±0,66 | 0,64±0,23 |
|          | 01-21       | 1,219,13±1.716,04 | 76,39±68,29    | 1,88±0,07 | 0,91±0,09 | 28,46±22,02       | 15,17±10,32    | 2,07±1,44 | 0,85±0,05 |
|          | 07-21       | 57,68±52,41       | 121,67±75,45   | 1,23±0,22 | 0,74±0,20 | 6,49±2,42         | 31,89±14,90    | 1,48±0,18 | 0,54±0,08 |
| Norte    | 11-18       | 46,21±84,50       | 17,37±10,18    | 0,42±0,48 | 0,42±0,48 | 0,29±0,37         | 18,77±20,46    | 1,86±1,11 | 0,71±0,36 |
|          | 01-19       | 58,24±65,04       | 2,15±2,15      | 0,00      | 0,00      | 1,54±1,81         | 36,01±17,06    | 2,31±0,29 | 0,72±0,11 |
|          | 04-19       | 358,57±566,58     | 11,35±8,73     | 0,78±0,67 | 0,60±0,47 | 1.937,61±4.706,65 | 12,11±11,83    | 1,35±0,68 | 0,65±0,34 |
|          | 07-19       | 143,91±115,12     | 17,55±15,52    | 1,06±0,71 | 0,71±0,37 | 10,23±8,29        | 8,05±5,81      | 1,22±0,74 | 0,65±0,33 |
|          | 11-19       | 185,87±120,67     | 71,59±103,84   | 1,17±1,32 | 0,57±0,50 | 20,02±13,05       | 35,17±45,96    | 2,22±0,91 | 0,84±0,10 |
|          | 01-20       | 287,10±442,00     | 95,23±93,94    | 1,53±0,80 | 0,72±0,38 | 41,76±44,29       | 30,27±21,86    | 2,01±0,86 | 0,78±0,16 |
|          | 01-21       | 119,31±148,62     | 69,28±45,83    | 1,50±0,45 | 0,82±0,14 | 731,49±2.394,28   | 24,99±18,39    | 1,72±0,56 | 0,64±0,21 |
|          | 04-21       | 1.351,00±2.641,59 | 86,55±84,31    | 1,42±0,66 | 0,74±0,31 | 30,11±26,56       | 17,00±16,10    | 1,13±0,63 | 0,65±0,32 |
| Foz      | 07-21       | 114,95±132,09     | 38,97±29,38    | 0,77±0,73 | 0,57±0,44 | 13,24±11,39       | 24,01±19,66    | 0,93±0,51 | 0,43±0,21 |
|          | 11-18       | 16,95±19,13       | 11,70±8,01     | 0,49±0,83 | 0,27±0,46 | 3,32±5,66         | 5,81±4,77      | 1,20±0,98 | 0,55±0,38 |
|          | 01-19       | 37,26±65,20       | 17,36±36,70    | 0,27±0,49 | 0,21±0,36 | 1,22± 2,25        | 6,43±6,69      | 1,54±0,79 | 0,79±0,31 |
|          | 04-19       | 342,56±560,83     | 33,68±44,07    | 1,12±0,66 | 0,70±0,37 | 227,55±506,87     | 14,18±17,90    | 1,65±0,65 | 0,79±0,18 |
|          | 07-19       | 1.502,53±4.176,30 | 11,31±13,19    | 0,29±0,58 | 0,21±0,37 | 78,10±182,50      | 8,13±9,12      | 0,58±0,60 | 0,34±0,33 |
|          | 11-19       | 455,12±409,16     | 13,37±15,60    | 0,32±0,68 | 0,20±0,39 | 63,67±69,35       | 9,18±7,40      | 1,77±0,91 | 0,79±0,24 |
|          | 01-20       | 283,47±281,59     | 21,31±20,98    | 0,70±0,77 | 0,47±0,47 | 29,88±34,20       | 14,94±14,07    | 1,67±0,86 | 0,76±0,25 |
|          | Emergencial | 654,56±877,97     | 27,94±30,82    | 0,49±0,75 | 0,30±0,42 | 81,17±119,94      | 13,70±10,73    | 1,52±1,10 | 0,61±0,35 |
|          | 01-21       | 623,08±888,00     | 56,63±87,32    | 1,10±0,88 | 0,61±0,43 | 113,28±320,80     | 16,19±19,02    | 1,65±1,12 | 0,61±0,40 |
|          | 04-21       | 1.014,62±1.019,35 | 81,23±105,67   | 0,77±0,57 | 0,48±0,38 | 107,26±140,90     | 23,77±23,88    | 0,97±0,46 | 0,51±0,31 |



| Setor               | Campanha | Superfície         |                |           |           | Coluna de água |                |           |           |
|---------------------|----------|--------------------|----------------|-----------|-----------|----------------|----------------|-----------|-----------|
|                     |          | AM ± DP ovos       | AM ± DP larvas | H' ± DP   | J' ± DP   | AM ± DP ovos   | AM ± DP larvas | H' ± DP   | J' ± DP   |
|                     | 07-21    | 158,76±250,34      | 50,03±24,78    | 0,68±0,64 | 0,45±0,27 | 33,74±32,57    | 18,76±10,09    | 0,96±0,56 | 0,41±0,16 |
| APA Costa das Algas | 11-18    | 65,59±57,99        | 23,02±24,60    | 0,70±0,82 | 0,44±0,47 | 8,91±7,19      | 15,84±11,57    | 2,14±1,01 | 0,69±0,31 |
|                     | 01-19    | 108,52±129,08      | 4,78±9,59      | 0,09±0,30 | 0,06±0,19 | 23,71±57,64    | 12,63±9,23     | 2,08±1,07 | 0,82±0,15 |
|                     | 04-19    | 5.345,25±13.259,43 | 23,41±22,81    | 0,95±0,86 | 0,52±0,42 | 62,69±97,17    | 30,54±22,22    | 2,11±0,74 | 0,71±0,18 |
|                     | 07-19    | 74,84±57,98        | 100,33±141,77  | 0,37±0,44 | 0,20±0,28 | 11,77±6,66     | 52,90±54,53    | 1,02±0,54 | 0,35±0,16 |
|                     | 11-19    | 761,44±1.198,39    | 31,87±27,74    | 0,55±0,80 | 0,33±0,47 | 138,38±251,84  | 34,93±38,97    | 2,07±1,30 | 0,66±0,35 |
|                     | 01-20    | 176,06±200,05      | 12,20±16,25    | 0,55±0,84 | 0,33±0,46 | 41,93±49,00    | 10,53±10,95    | 1,47±1,39 | 0,52±0,43 |
|                     | 01-21    | 458,83±283,46      | 7,89±6,66      | 0,38±0,66 | 0,27±0,46 | 39,20±26,00    | 11,38±14,19    | 1,76±1,32 | 0,75±0,37 |
|                     | 04-21    | 1.266,92±998,29    | 75,90±105,66   | 1,01±0,95 | 0,49±0,43 | 103,59±61,92   | 43,44±91,40    | 1,56±0,80 | 0,67±0,14 |
|                     | 07-21    | 257,18±224,60      | 51,69±43,19    | 0,97±0,93 | 0,51±0,37 | 31,48±15,51    | 22,78±23,22    | 1,39±1,20 | 0,55±0,32 |

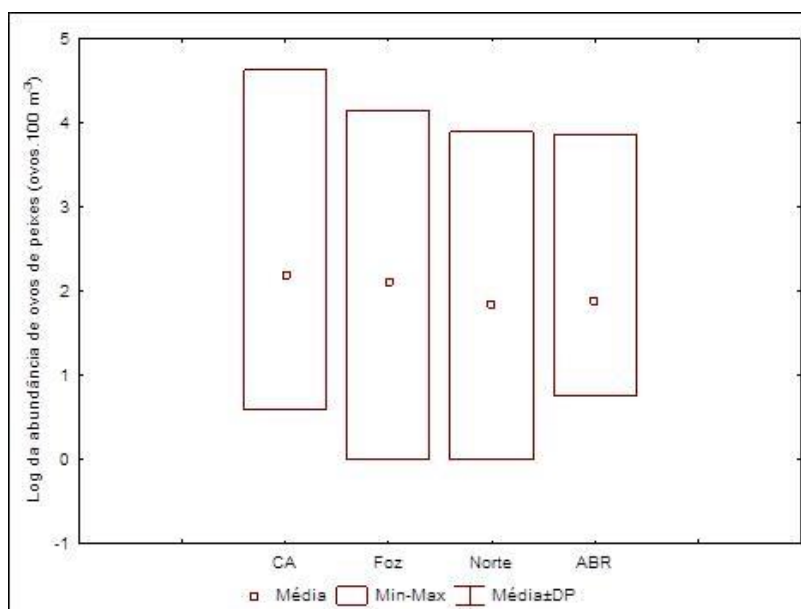
Figura 274: Distribuição das abundâncias médias de ovos de peixes em escala logarítmica (ovos.100 m<sup>-3</sup>) registradas na superfície e na coluna de água nos quatro setores em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.



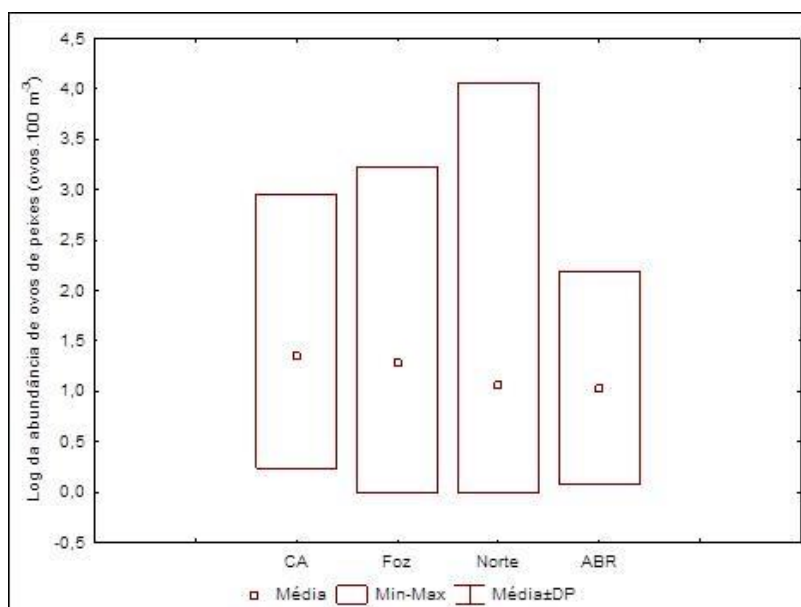
Especialmente foram observados maiores valores médios de abundância de ovos de peixes no Setor APA Costa das Algas (Figura 275) e a diferença entre os quatro setores foi significativa tanto na superfície ( $H = 9,971715$ ;  $p = 0,0188$ ) quanto na coluna de água ( $H = 15,67035$ ;  $p = 0,0013$ ). Os setores APA Costa das Algas e Foz do Rio Doce foram diferentes do Setor Norte.

Figura 275: Distribuição espacial das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m<sup>-3</sup>) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) nos quatro setores estudados no PMBA/Fest-RRDM

(a)



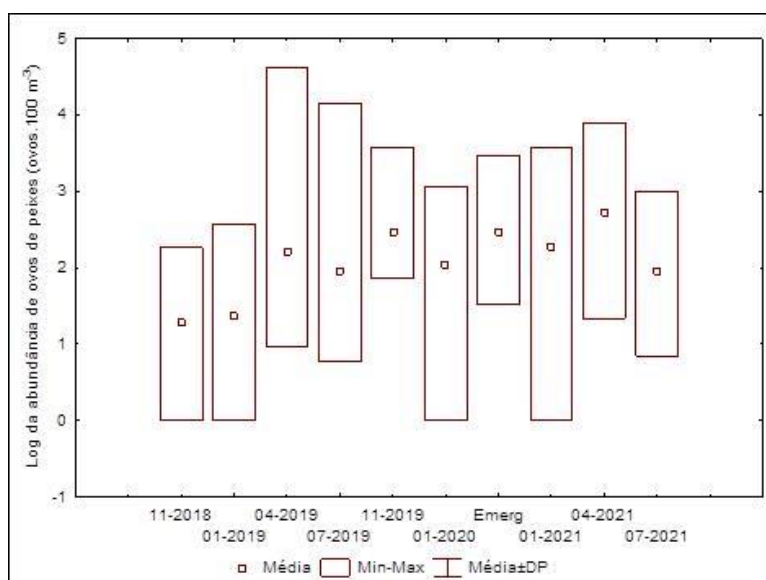
(b)



A análise temporal dos dados mostrou que as maiores médias de abundância de ovos foram observadas na campanha de abril/2021, tanto na superfície quanto na coluna de água (Figura 276). As diferenças entre as campanhas foram significativas na superfície ( $H = 88,20191$ ;  $p = < 0,05$ ) e na coluna de água ( $H = 118,9662$ ;  $p = < 0,05$ ). As diferenças observadas entre as campanhas nas amostras coletadas na superfície e na coluna são apresentadas nas tabelas 2 e 3, respectivamente.

Figura 276: Distribuição temporal das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m<sup>-3</sup>) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) durante as dez campanhas realizadas no PMBA/Fest-RRDM.

(a)



(b)

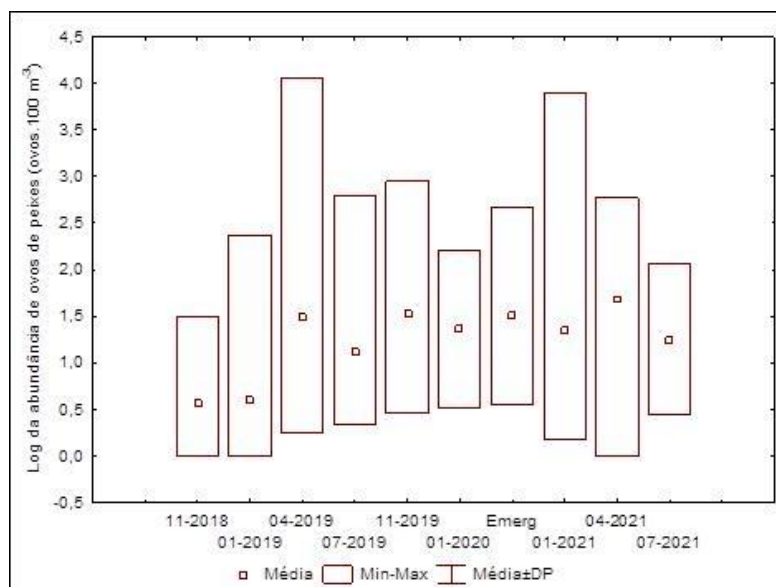


Tabela 39: Valores de significância de  $p$  com base nos dados de abundância de ovos de peixes obtidas na superfície em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. Os valores marcados em vermelho indicam as diferenças significativas.

|        | Nov-18   | Jan-19   | Abr-19   | Jul-19   | Nov-19   | Jan-20   | Emerg.   | Jan-21   | Abr-21   | Jul-21   |
|--------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Nov-18 |          | 1,000000 | 0,002060 | 0,139553 | 0,000000 | 0,006946 | 0,000859 | 0,000004 | 0,000000 | 0,048700 |
| Jan-19 | 1,000000 |          | 0,036788 | 1,000000 | 0,000014 | 0,097146 | 0,007757 | 0,000187 | 0,000000 | 0,511845 |
| Abr-19 | 0,002060 | 0,036788 |          | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 0,029075 | 1,000000 |
| Jul-19 | 0,139553 | 1,000000 | 1,000000 |          | 0,084141 | 1,000000 | 1,000000 | 0,746727 | 0,000598 | 1,000000 |
| Nov-19 | 0,000000 | 0,000014 | 1,000000 | 0,084141 |          | 0,827097 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 0,099519 |
| Jan-20 | 0,006946 | 0,097146 | 1,000000 | 1,000000 | 0,827097 |          | 1,000000 | 1,000000 | 0,015584 | 1,000000 |
| Emerg. | 0,000859 | 0,007757 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 |          | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 |
| Jan-21 | 0,000004 | 0,000187 | 1,000000 | 0,746727 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 |          | 1,000000 | 0,921572 |
| Abr-21 | 0,000000 | 0,000000 | 0,029075 | 0,000598 | 1,000000 | 0,015584 | 1,000000 | 1,000000 |          | 0,000551 |
| Jul-21 | 0,048700 | 0,511845 | 1,000000 | 1,000000 | 0,099519 | 1,000000 | 1,000000 | 0,921572 | 0,000551 |          |

Tabela 40: Valores de significância de  $p$  com base nos dados de abundância de ovos de peixes obtidas na coluna de água em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM. Os valores marcados em vermelho indicam as diferenças significativas.

|        | Nov-18   | Jan-19   | Abr-19   | Jul-19   | Nov-19   | Jan-20   | Emerg.   | Jan-21   | Abr-21   | Jul-21   |
|--------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Nov-18 |          | 1,000000 | 0,000000 | 0,028792 | 0,000000 | 0,000000 | 0,000081 | 0,000011 | 0,000000 | 0,000040 |
| Jan-19 | 1,000000 |          | 0,000006 | 0,114513 | 0,000000 | 0,000008 | 0,000391 | 0,000138 | 0,000000 | 0,000422 |
| Abr-19 | 0,000000 | 0,000006 |          | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 0,490701 | 1,000000 |
| Jul-19 | 0,028792 | 0,114513 | 1,000000 |          | 0,142551 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 0,000202 | 1,000000 |
| Nov-19 | 0,000000 | 0,000000 | 1,000000 | 0,142551 |          | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 |
| Jan-20 | 0,000000 | 0,000008 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 |          | 1,000000 | 1,000000 | 0,236774 | 1,000000 |
| Emerg. | 0,000081 | 0,000391 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 |          | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 |
| Jan-21 | 0,000011 | 0,000138 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 |          | 0,033679 | 1,000000 |
| Abr-21 | 0,000000 | 0,000000 | 0,490701 | 0,000202 | 1,000000 | 0,236774 | 1,000000 | 0,033679 |          | 0,013688 |
| Jul-21 | 0,000040 | 0,000422 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 1,000000 | 0,013688 |          |

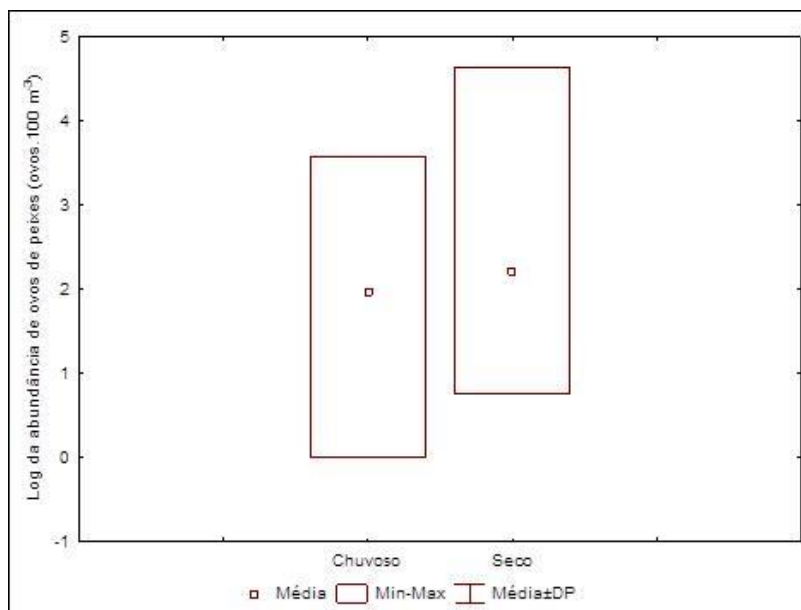
A variação temporal dos dados também foi observada na superfície e na coluna de água nos períodos chuvoso e seco e as maiores médias foram observadas durante as campanhas realizadas no período seco (Figura 277). As diferenças entre os dois períodos só foram significativas na coluna de água ( $Z = -3,82077$ ;  $p = 0,000133$ ). As maiores médias registradas no período seco coincidem com as menores vazões do Rio Doce e consequentemente menor aporte do rejeito do rompimento da barragem.

Os dados de abundância de ovos de peixes obtidos ao longo do monitoramento mostraram que as maiores médias foram registradas durante o Ano 2 tanto na superfície quanto na coluna de água (Figura 278). Essas diferenças foram significativas na superfície ( $H = 40,74290$ ;  $p < 0,05$ ) e na coluna de água ( $H = 57,56042$ ;  $p < 0,05$ ). O Ano 1 foi significativamente diferente do Ano 2 e do Ano 3 na superfície e na coluna de água.



Figura 277: Distribuição temporal das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m<sup>-3</sup>) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) durante os períodos chuvoso e seco estudados no PMBA/Fest-RRDM.

(a)



(b)

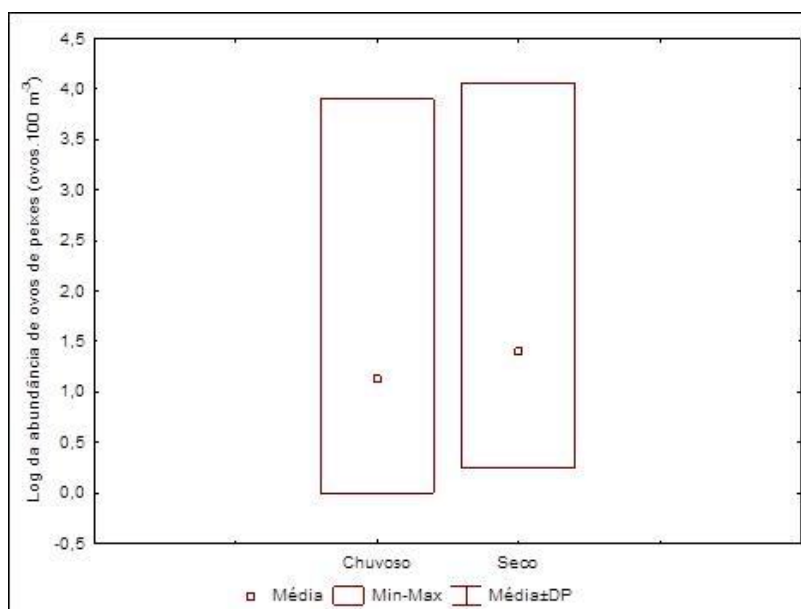
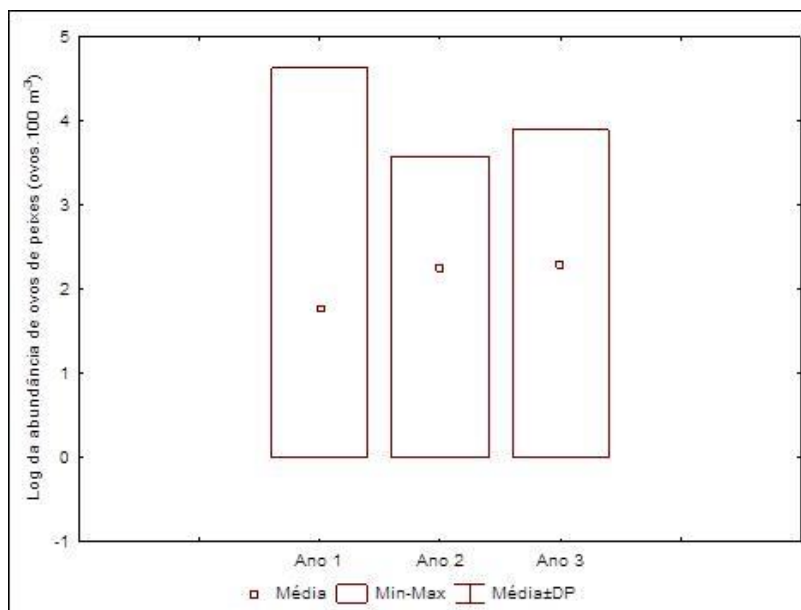
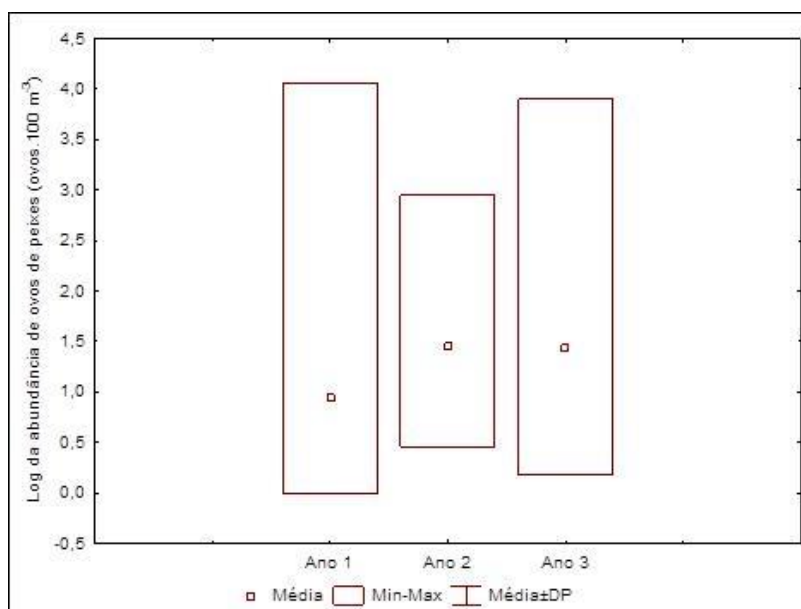


Figura 278: Distribuição temporal das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m<sup>-3</sup>) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento no PMBA/Fest-RRDM.

(a)



(b)



Apesar de terem ocorrido alguns picos de abundância de ovos de peixes ao longo do monitoramento, a maior parte foi classificada como não viável (Figura 279); ou seja, os ovos estavam opacos e sem embrião indicando que estavam mortos antes de serem coletados. Esses ovos foram maioria em todos os setores ao longo do monitoramento, principalmente na superfície, representando em média mais de 50% em cada setor e campanha. Em alguns casos, a contribuição desses ovos foi maior que 90% como observado em janeiro/2021 no Setor Abrolhos (Figura 280). Apenas na campanha de julho/2019 no Setor APA Costa das Algas, em julho/2021 no Setor Foz do Rio Doce e na campanha de janeiro/2019 no Setor Norte os ovos classificados como viáveis prevaleceram.

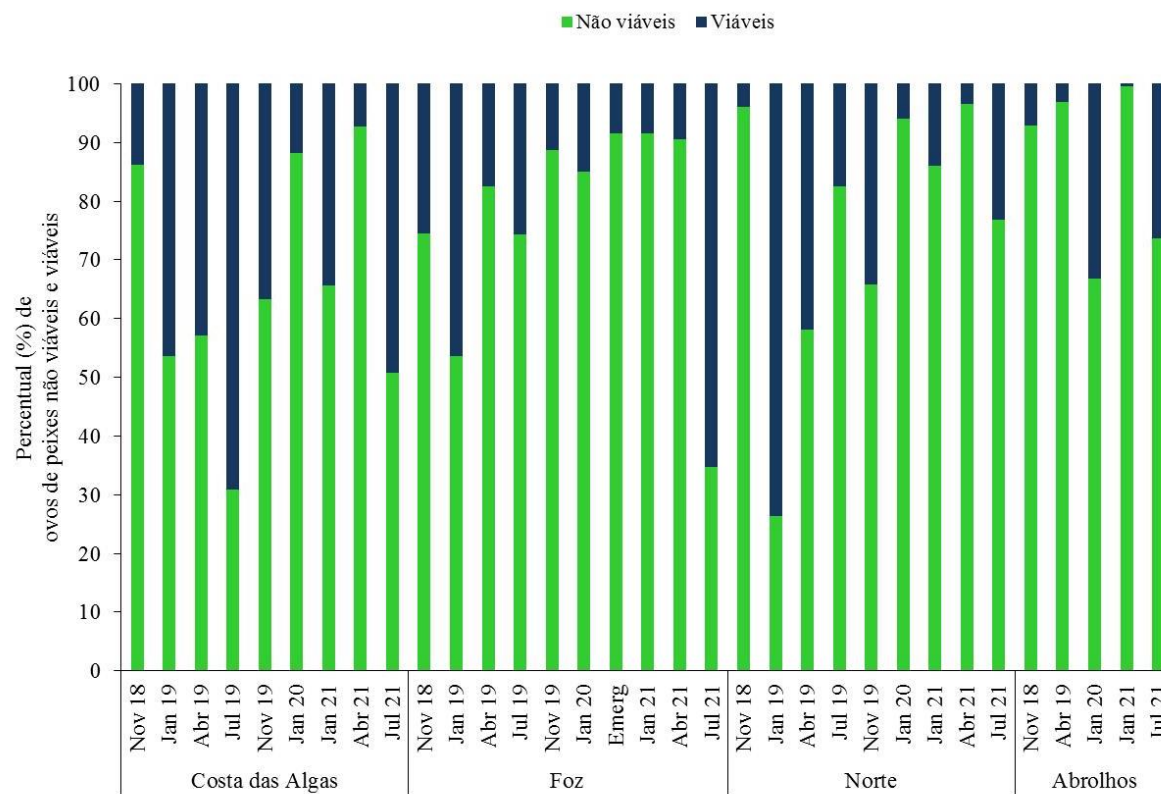
Segundo a literatura há uma mortalidade natural dos ovos de peixes que varia entre as espécies e pode ser causada, entre vários fatores, por predação, condições abióticas desfavoráveis como variações na temperatura e salinidade, oxigênio dissolvido, radiação ultravioleta, estresse mecânico pela ação das ondas e poluição (RÉ, 1999; BUNN et al., 2000). De acordo com Matsuura (1977) a taxa de mortalidade dos ovos de peixes nos cálculos de estimativa do tamanho do estoque é de 50%. Um estudo sobre a espécie *Engraulis encrasicolus* (Engraulidae) mostrou que a mortalidade máxima de ovos foi de 30,9% (DABAN et al., 2020).

Na ontogenia dos peixes, a sensibilidade aos metais geralmente diminui com a idade e os ovos e as larvas são considerados mais suscetíveis (HWANG et al. 1995; JEZIERSKA e WITESKA 2001). Os dados obtidos por vários autores mostram o efeito adverso do cobre e do cádmio, especialmente sobre a eclosão (CALTA 2001; GONZALES-DONCEL et al. 2003), taxa de desenvolvimento (JEZIERSKA e SŁOMIŃSKA 1997; JOHNSON et al. 2007), sobrevivência e anormalidades morfológicas (ZHU et al. 2013; SFAKIANAKIS et al. 2015). A exposição de embriões de *Leuciscus idus* (*Cypriniformes*) ao Cu e Cd resultou em mudanças significativas em seu desenvolvimento (ŁUGOWSKA e KONDERA, 2020). Ambos os metais reduziram significativamente o tamanho do ovo, retardaram a taxa de desenvolvimento, além de causar malformações nas larvas. As deformidades do corpo larval podem ser usadas como bioindicador da poluição da água com metais pesados.

Figura 279: Ovos com embrião considerados viáveis (a) e ovos opacos classificados como não viáveis (b).



Figura 280: Percentual de ovos de peixes não viáveis e viáveis coletados na superfície nos quatro setores em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.



Uma análise de modelos lineares generalizados (GLMs) realizada entre os parâmetros (ambientais e metais) e os ovos não viáveis coletados na superfície mostrou que, em relação à variação espacial, no Setor APA Costa das Algas o melhor modelo mostrou que esses ovos ficaram positivamente correlacionados com o ferro dissolvido e o nitrito (*Material Suplementar A3MIS4*). No Setor Foz do Rio Doce, os ovos não viáveis também foram positivamente correlacionados com o ferro dissolvido e o nitrito, e negativamente com cobalto dissolvido e cromo dissolvido. Os modelos gerados para o Setor Norte e Setor Abrolhos não foram significativos.

A análise de regressão para uma comparação temporal mostrou que no Ano 1 os ovos não viáveis ficaram positivamente correlacionados com cádmio particulado e ferro dissolvido; enquanto a correlação negativa foi observada com cobalto dissolvido e ortofosfato (*Material Suplementar A3MIS4*). No Ano 3 as correlações foram negativas com nitrato e ortofosfato, sendo que o ortofosfato também se apresentou negativamente correlacionado aos ovos não viáveis no Ano 1. Os modelos gerados para o Ano 2 não foram significativos.

Em relação às abundâncias de larvas de peixes, tanto na superfície (*Material Suplementar A3MIS5*) quanto na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS6*), em todas as campanhas realizadas, mais de 90% dos valores registrados ficaram abaixo de 100 larvas.100 m<sup>-3</sup>. Os valores médios de abundância de larvas de peixes obtidos durante o PMBA/Fest-RRDM são apresentados na Tabela 38.

As abundâncias de larvas de peixes variaram muito ao longo do monitoramento e em cada setor tanto na superfície quanto na coluna de água (Figura 281). O maior valor médio foi registrado no Setor Abrolhos na campanha de julho/2021 na superfície e a menor abundância foi observada no Setor Norte em janeiro/2019 também na superfície.

A variação espacial das abundâncias de larvas de peixes mostrou que as maiores médias foram observadas no Setor Abrolhos e no Setor Norte, respectivamente na superfície e na coluna de água (Figura 282). A diferença entre os quatro setores foi significativa tanto na superfície ( $H = 22,98660$ ;  $p < 0,05$ ) quanto na coluna de água ( $H = 19,05678$ ;  $p = 0,0003$ ). O Setor APA Costa das Algas foi diferente dos setores Norte e Abrolhos na superfície. Na coluna de água a diferença observada foi entre APA Costa das Algas e Foz do Rio Doce, e entre Foz do Rio Doce e o Setor Norte.

Figura 281: Distribuição das abundâncias médias de larvas de peixes em escala logarítmica (larvas.100 m<sup>-3</sup>) registradas na superfície e na coluna de água nos quatro setores em todas as campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

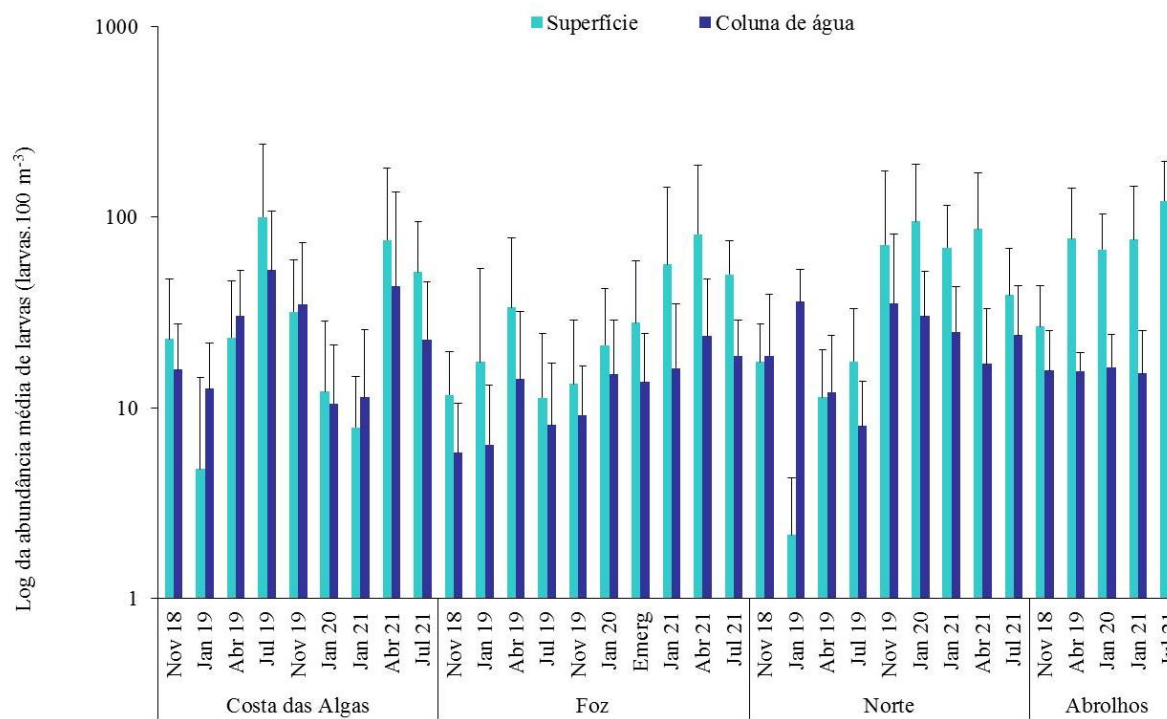
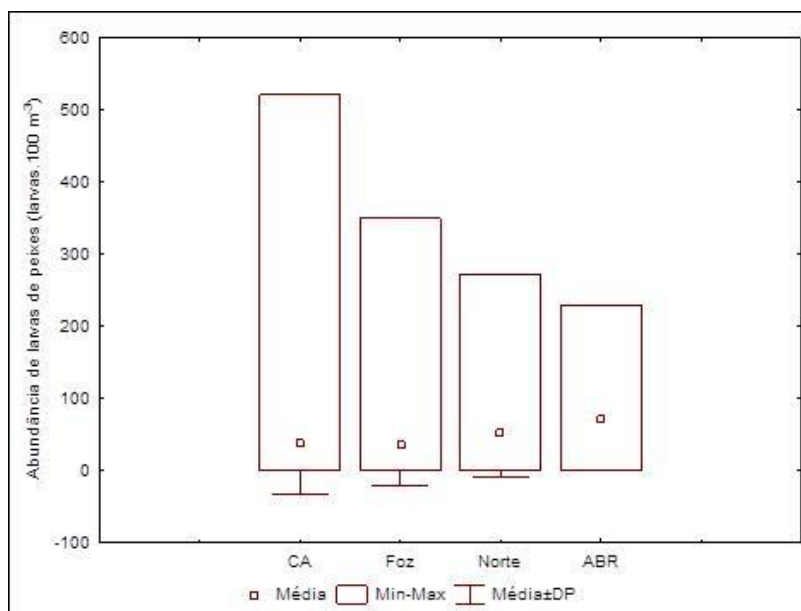
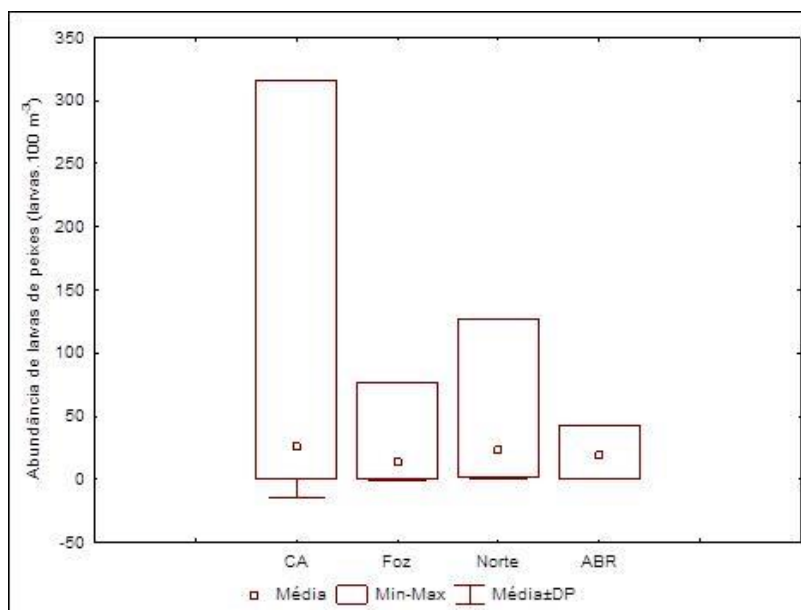


Figura 282: Distribuição espacial das abundâncias de larvas de peixes (larvas.100 m<sup>-3</sup>) na superfície (a) e na coluna de água (b) nos quatro setores estudados no PMBA/Fest-RRDM

(a)



(b)





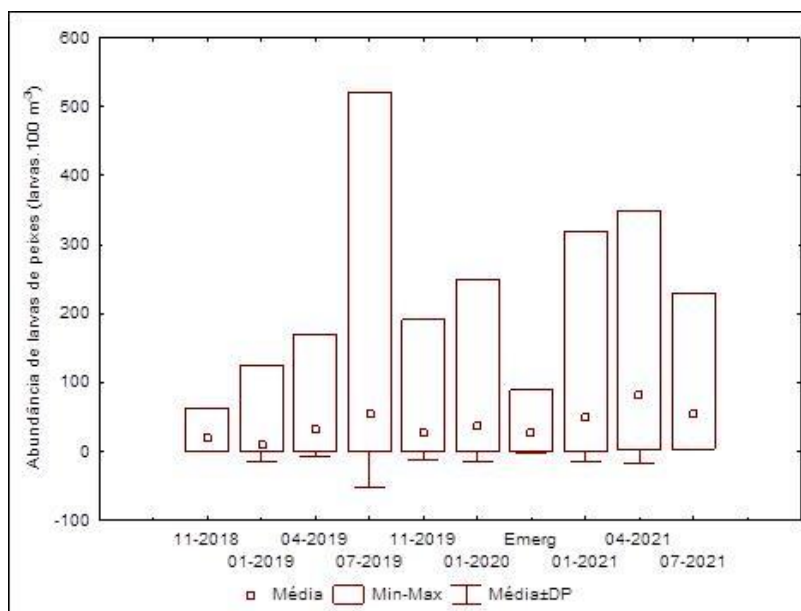
A variação temporal de abundância de larvas de peixes mostrou que a maior média ocorreu na campanha de abril/2021 na superfície, e em julho/2019 na coluna de água (Figura 283). As diferenças entre as campanhas foram significativas somente na superfície ( $H = 50,99594$ ;  $p = << 0,05$ ). A campanha de janeiro/2019 foi diferente de abril/2019, janeiro/2020, janeiro, abril e julho/2021.

Comparando os dois períodos de estudo observou-se que as maiores médias ocorreram no período seco (Figura 284). As diferenças entre os dois períodos foram significativas tanto na superfície ( $Z = -3,51089$ ;  $p = 0,000447$ ) quanto na coluna de água ( $Z = -2,80438$ ;  $p = 0,005042$ ). As maiores médias registradas de larvas de peixes no período seco, também coincidem com as menores vazões do Rio Doce e menor aporte de lama na região marinha costeira.

A variação temporal da abundância de larvas de peixes evidenciou maiores médias durante o Ano 3 tanto na superfície quanto na coluna de água (Figura 285). Essas diferenças foram significativas somente na superfície ( $H = 34,33815$ ;  $p << 0,05$ ). O Ano 1 e o Ano 2 foram significativamente diferentes do Ano 3.

Figura 283: Distribuição temporal das abundâncias de larvas de peixes (larvas.100 m<sup>-3</sup>) na superfície (a) e na coluna de água (b) durante as dez campanhas realizadas no PMBA/Fest-RRDM.

(a)



(b)

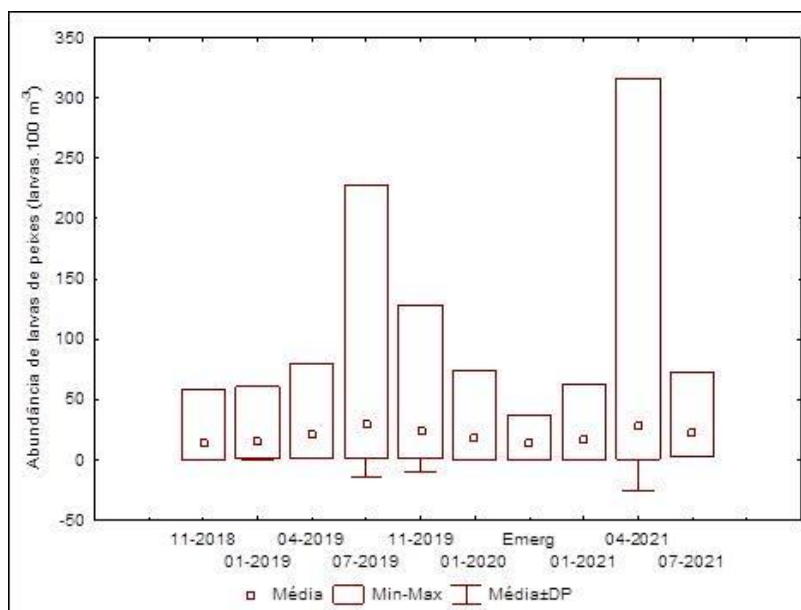
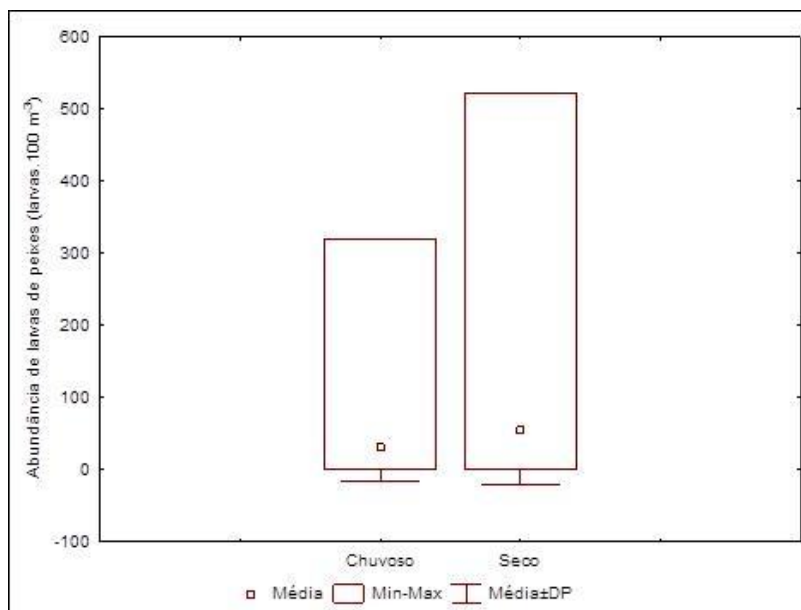


Figura 284: Distribuição temporal das abundâncias de ovos de peixes (ovos.100 m<sup>-3</sup>) em escala logarítmica na superfície (a) e na coluna de água (b) durante os períodos chuvoso e seco estudados no PMBA/Fest-RRDM.

(a)



(b)

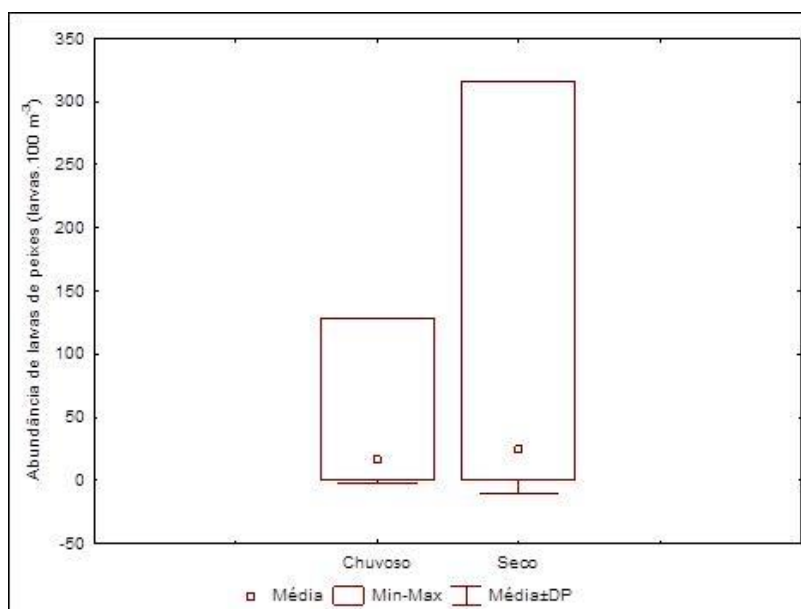
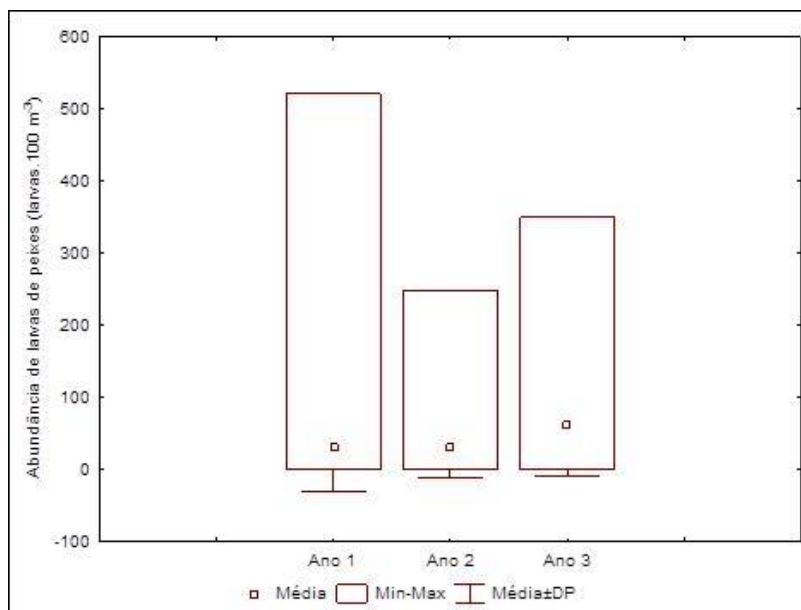
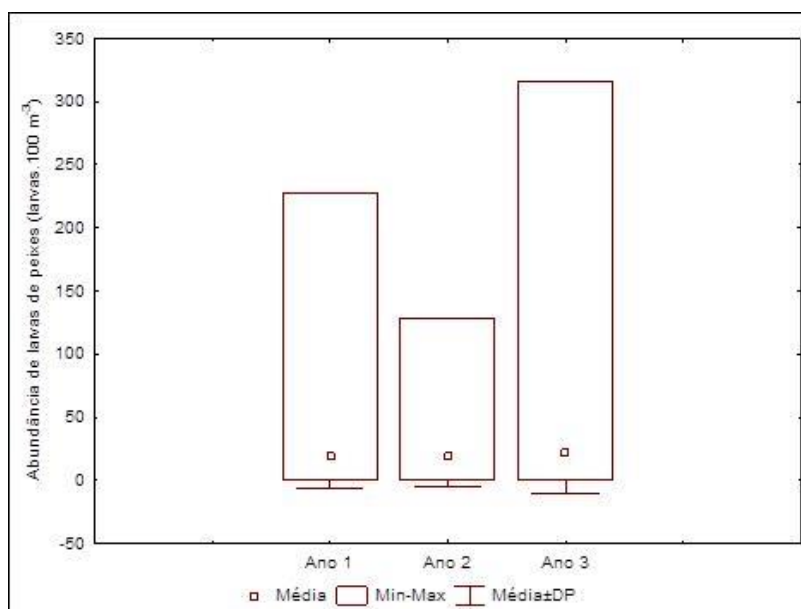


Figura 285: Distribuição temporal das abundâncias de larvas de peixes (larvas.100 m<sup>-3</sup>) na superfície (a) e na coluna de água (b) durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento no PMBA/Fest-RRDM.

(a)



(b)



Os padrões espaciais e temporais de distribuição das larvas de peixes refletem a desova dos indivíduos adultos e são influenciados também pelo comportamento em relação aos parâmetros ambientais (ABDELOUAHAB et al., 2017; ACEVES-MEDINA et al., 2018; OOZEKI, 2018; BECKLEY et al., 2019; SANTANA et al., 2020). As correntes marinhas, a turbidez e a sazonalidade estão entre os principais fatores que interferem na ocorrência e no recrutamento de larvas de peixes pelágicas em uma determinada área (RÉ et al., 2005). O tempo que as larvas de peixes passam no plâncton (plankton larval duration – PLD) varia em função das espécies e pode durar aproximadamente entre 47 e 93 dias para algumas espécies no Oceano Atlântico (ENDO et al., 2019). Esse é um tempo curto comparado com o ciclo de vida dos adultos.

Após a chegada do rejeito do rompimento da barragem com metais na região costeira observou-se um aumento da quantidade de material em suspensão ao longo do monitoramento. Segundo a literatura muito material em suspensão prejudica a respiração (BEZERRA JÚNIOR, 1999) e a alimentação das larvas (AUTHMAN et al., 2015). Além disso, mesmo que haja muito alimento disponível (bacterio-, fito- e zooplâncton) uma alta turbidez pode inibir a habilidade de capturar as presas e com isso diminuir o sucesso na alimentação das larvas de peixes (AXLER et al., 2020).

Nas análises GLMs realizadas entre os parâmetros (ambientais e metais) e as abundâncias de larvas de peixes, o melhor modelo mostrou que no Setor APA Costa das Algas as larvas de peixes ficaram positivamente correlacionados com cádmio particulado, cromo dissolvido e ferro particulado (*Material Suplementar A3MIS7*). Nesse setor a correlação negativa foi observada com cobalto dissolvido e chumbo dissolvido. No Setor Foz do Rio Doce as larvas de peixes ficaram positivamente correlacionadas com cádmio particulado e nitrito. A correlação negativa nesse setor ocorreu com ferro particulado. No Setor Norte foi observada correlação positiva das larvas de peixes com ferro particulado, ortofosfato e chumbo particulado; enquanto que o cádmio particulado teve correlação negativa. Os modelos gerados para o Setor Abrolhos não foram significativos.

No Ano 1 foram registradas correlações positivas como cádmio particulado e ferro dissolvido; enquanto que as negativas foram entre larvas de peixes e cobalto dissolvido e ortofosfato (*Material Suplementar A3MIS7*). No Ano 2 a correlação positiva foi apenas com ortofosfato. No Ano 3, a correlação positiva ocorreu somente com cádmio particulado e a correlação negativa foi estabelecida entre as larvas e o chumbo particulado.

No período chuvoso, o melhor modelo que explicou a distribuição das larvas de peixes foi o que mostrou correlação positiva com cádmio particulado, nitrito e ortofosfato (*Material Suplementar A3MIS7*). Nesse período o cobalto dissolvido teve correlação negativa. No período seco, as relações foram positivas com cádmio particulado, ferro particulado e nitrito; e foram negativas com nitrato e chumbo particulado.

De maneira geral, as maiores abundâncias médias de larvas de peixes ( $> 100 \text{ larvas} \cdot 100 \text{ m}^{-3}$ ) registradas na coluna de água ocorreram nos setores APA Costa das Algas e Norte, quando foram registradas concentrações de ferro dissolvido entre 8,25 e 92,78  $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ . Os maiores valores de

abundâncias médias de larvas de peixes (228,23 e 316,46 larvas.100 m<sup>-3</sup>) foram registrados no período seco, em julho/2019 e abril/2021.

Ao longo do monitoramento foram registradas 81 famílias e 133 espécies (*Material Suplementar A3MIS8*): 58 famílias e 81 espécies na camada superficial; 80 famílias e 119 espécies nas amostras da coluna de água. Um total de 15 táxons de larvas de peixes foi registrado apenas nas amostras coletadas na superfície, enquanto 43 táxons ocorreram apenas na coluna de água.

Aproximadamente 107 táxons de larvas de peixes foram identificados em estudos pretéritos em ecossistemas costeiros do Espírito Santo (*Material Suplementar A3MIS8*). No monitoramento pré-PMBA/Fest-RRDM foram observadas cinco famílias e 21 espécies que não foram mais registradas nestes três anos de coletas. Entre eles pode-se destacar: *Hoplias malabaricus*, *Pseudoplatystoma* sp., *Apogon* spp., *Hypseleotichilus fissicornis*, *Hypsoblennius invemar*, *Parablennius pilicornis*, *Gobiesox strumosus*, *Hemiramphus brasiliensis*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Scomberesox* sp., *Rachycentron canadum*, *Oligoplites saurus*, *Alectis ciliares*, *Decapterus punctatus*, *Cyclopsetta* sp., *Trinectes paulistanus*, *Diapterus rhombeus*, *Gerres cinereus*, *Micropogonias furnieri*, *Lactophrys triqueter*, *Aluterus schoepfi*. A continuidade do monitoramento é importante para verificar se esses táxons serão registrados novamente na área de estudo.

Os táxons *Hoplias malabaricus* e *Pseudoplatystoma* sp. coletados em 2016 durante o pré-PMBA/Fest-RRDM no Setor Foz são indicadores da influência das águas do Rio Doce na região costeira. Nas campanhas de novembro/2018-2019 e Emergencial, períodos chuvosos, também foram registradas larvas de Siluriformes (bagres) e Characiformes que são características de água doce. A presença de larvas mesopelágicas como Gonostomatidae, Sternoptychidae, Paralepididae, Notosudidae, Chlorophthalmidae e Myctophidae (peixe lanterna), na área de estudo é um indício da influência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) nas estações com profundidades maiores. Além disso, muitas espécies dessas famílias, principalmente os peixes lanterna, realizam migração vertical diária e são comumente encontrados em amostras coletadas próximo a superfície.

Entre as espécies encontradas na área de estudo apenas *Hippocampus erectus* e *H. reidi* (cavalo marinho) são consideradas vulneráveis pelo Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção e *Balistes capriscus* está quase ameaçada. A maioria das espécies registradas na área de estudo está classificada como menos preocupante (ICMBio/MMA, 2018).

Analisando as curvas de acumulação de espécies (índices de Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2 e Bootstrap) registradas nas dez campanhas realizadas verificou-se que até o momento foram coletadas 85% e 90% das espécies esperadas para a área de estudo na superfície e na coluna de água, respectivamente (Figura 286). Quando avaliamos os anos de monitoramento separadamente observamos que na superfície no Ano 1 e no Ano 2 foi coletado 82% do total esperado em cada e no Ano 3 coletou-se 84% do esperado (Figura 287). Nas amostras coletadas na coluna de água foi registrado 89% do total esperado no Ano 1, 87% do esperado no Ano 2 e 88% do esperado no Ano 3 (Figura 288).

As curvas obtidas tanto ao longo das dez campanhas realizadas quanto em cada ano do monitoramento ainda não atingiram uma assíntota, mostrando que o esforço empregado para se inventariar a área ainda não se estabilizou. Conforme discutido anteriormente alguns táxons registrados no período pré-PMBA/Fest-RRDM (2016) não foram observados durante o presente monitoramento, mostrando a importância da continuidade para verificar se essas espécies voltarão a ocorrer.

Figura 286: Curva de acumulação de espécies utilizando quatro índices para as amostras coletadas na superfície (a) e na coluna de água (b) na área de estudo nas dez campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

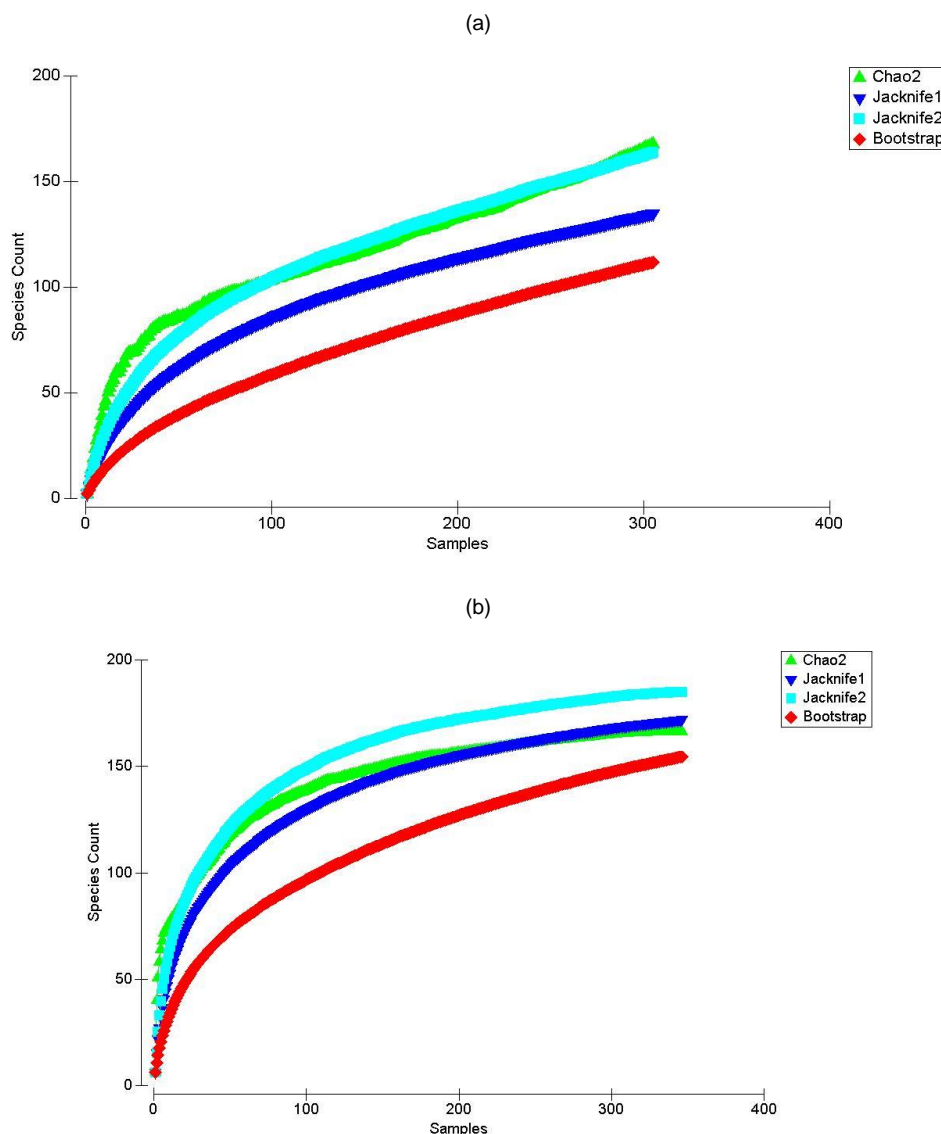
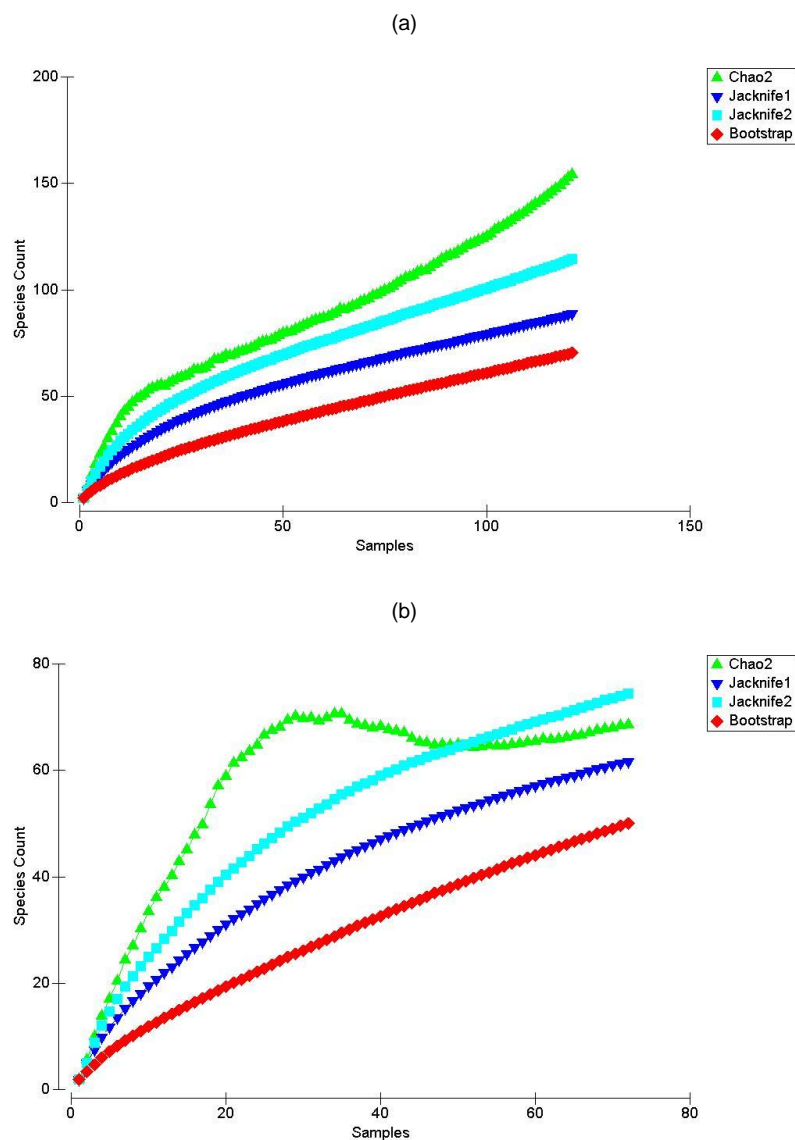




Figura 287: Curva de acumulação de espécies utilizando quatro índices para as amostras coletadas na superfície na área de estudo nas campanhas realizadas durante o Ano 1 (a), Ano 2 (b) e Ano 3 (c) do PMBA/Fest-RRDM.



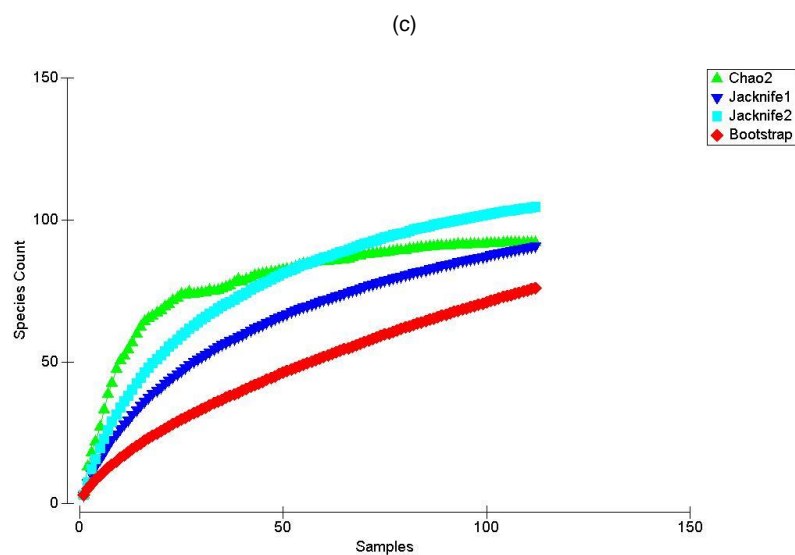
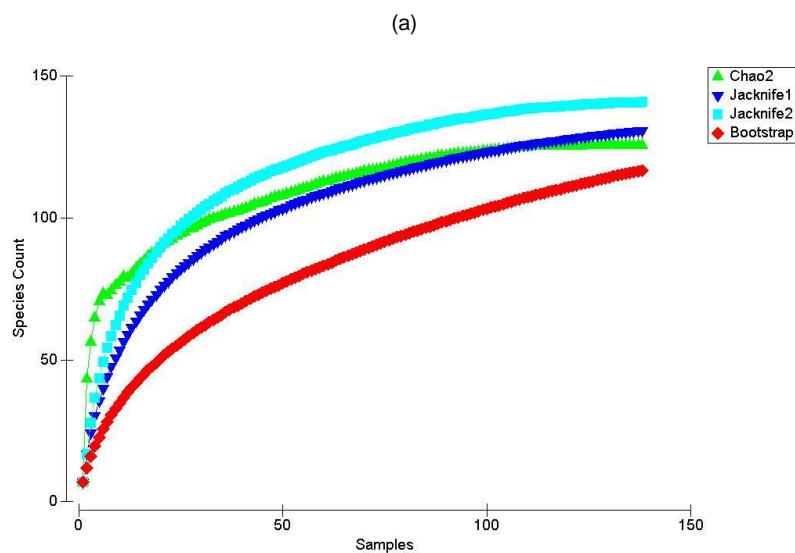
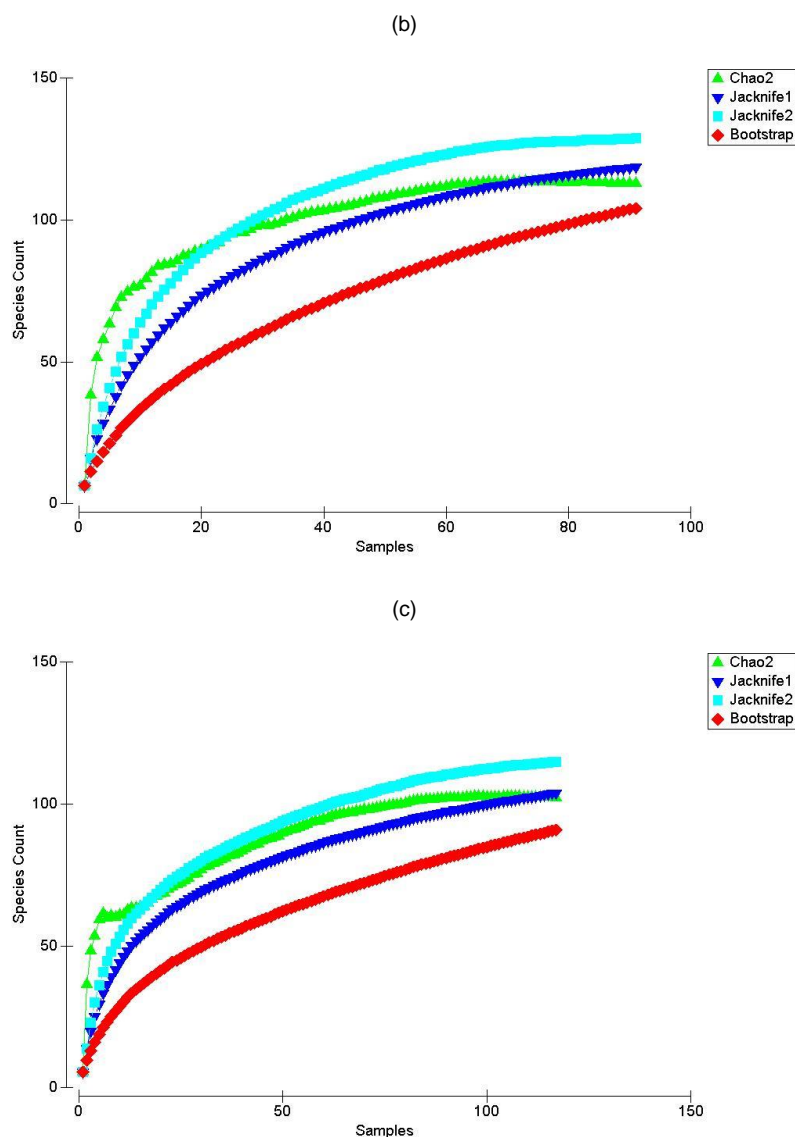


Figura 288: Curva de acumulação de espécies utilizando quatro índices para as amostras coletadas na coluna de água na área de estudo nas campanhas realizadas durante o Ano 1 (a), Ano 2 (b) e Ano 3 (c) do PMBA/Fest-RRDM.





Os índices ecológicos diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou variaram ao longo dos três anos de monitoramento e entre os quatro setores (Figura 289). De maneira geral, as maiores diversidades ocorreram no Setor Abrolhos na superfície e no Setor Norte na coluna de água, nas campanhas de janeiro/2021 e janeiro/2019, respectivamente. A menor diversidade obtida na coluna de água foi registrada na campanha de julho/2019, realizada em período de baixa vazão do Rio Doce e de alta incidência de ondas, e que teve maior contribuição de larvas das famílias Engraulidae e Clupeidae. Os valores médios de diversidade e equitabilidade obtidos durante o PMBA/Fest-RRDM são apresentados na Tabela 38.

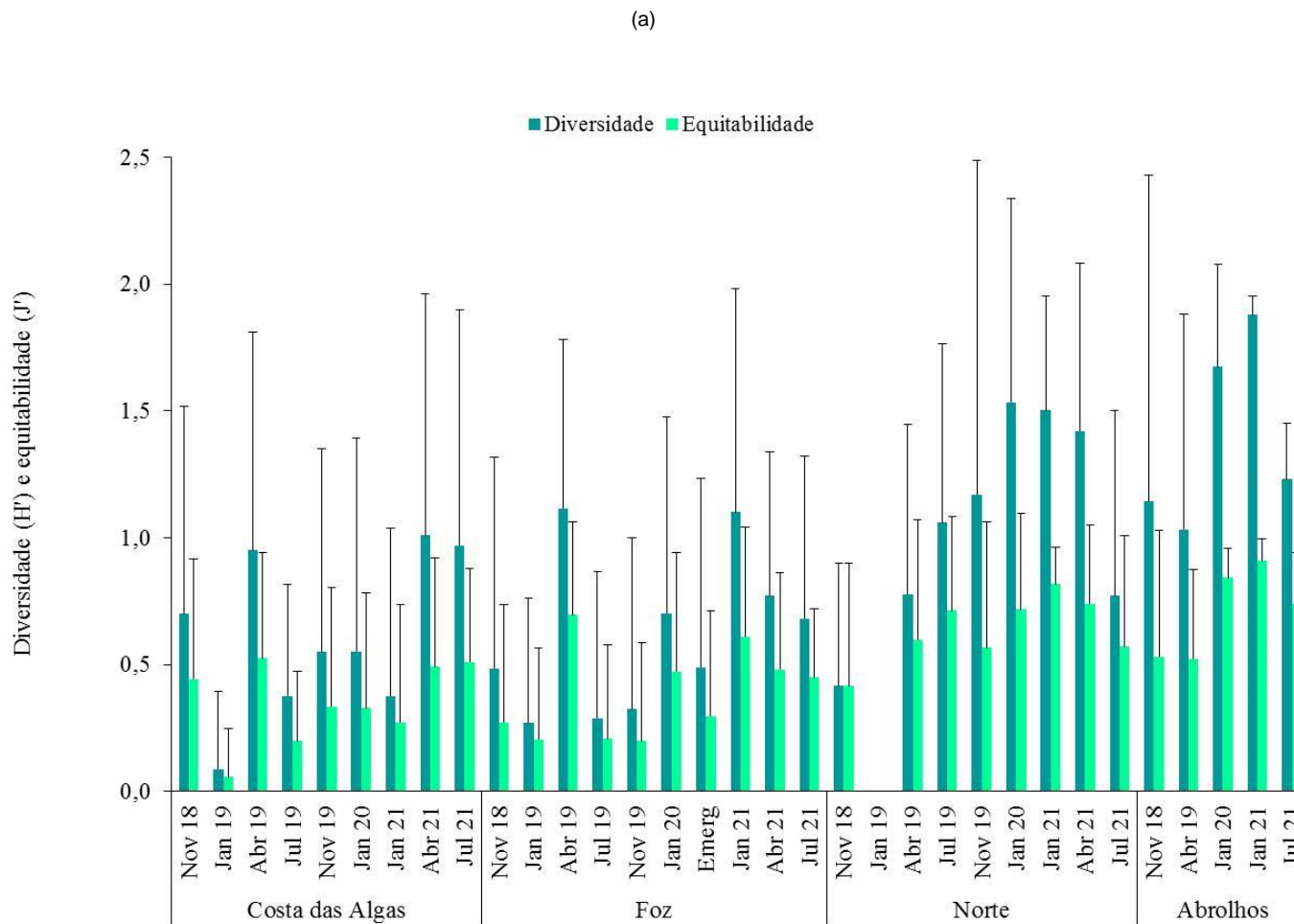
O melhor modelo mostrou que no Setor APA Costa das Algas os valores de diversidade ficaram positivamente correlacionados com o ferro particulado, nitrito e ortofosfato (*Material Suplementar A3M/S9*). Observou-se uma correlação negativa com o cobalto dissolvido e com o chumbo particulado. No Setor Foz do Rio Doce, a diversidade foi positivamente correlacionada com cádmio particulado,

nitrito e ortofosfato. Foi estabelecida uma correlação negativa com o nitrato nesse setor. No Setor Norte foi observada apenas correlação positiva da diversidade com o ferro particulado e o ortofosfato. Os modelos gerados para o Setor Abrolhos não foram significativos.

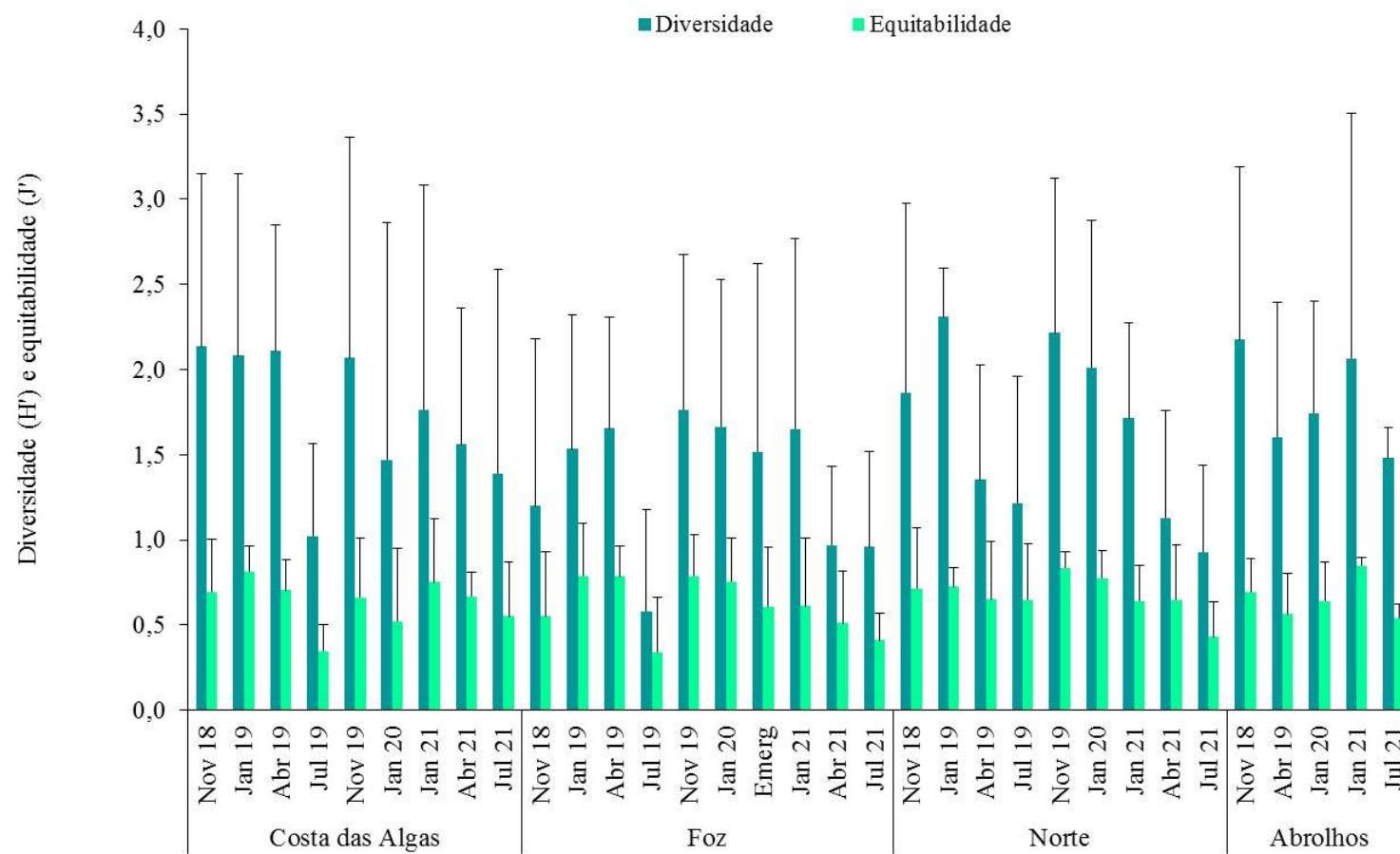
Em relação à variação temporal, no Ano 1 foi registrada correlação positiva com o nitrito; enquanto que a negativa foi entre a diversidade e o cromo dissolvido (*Material Suplementar A3MIS9*). O Ano 2 teve apenas correlação positiva com cobalto particulado, nitrito e ortofosfato. No Ano 3, a correlação positiva ocorreu apenas com cádmio particulado, ferro particulado e ortofosfato; as correlações negativas foram estabelecidas entre a diversidade e cobalto dissolvido e chumbo particulado.

No período chuvoso o melhor modelo que explicou a distribuição da diversidade das larvas de peixes foi o que mostrou correlação positiva com ferro particulado e ortofosfato (*Material Suplementar A3MIS9*). Nesse período o cobalto dissolvido teve correlação negativa. No período seco, as relações foram positivas com cádmio particulado, ferro particulado, cobalto dissolvido e nitrito; e foram negativas com ferro dissolvido e chumbo particulado.

Figura 289: Valor médio e desvio padrão de diversidade de Shannon ( $H'$ ), equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) registradas na superfície (a) e na coluna de água (b) na área de estudo nas dez campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.



(b)



A análise de similaridade (ANOSIM) das assembleias de larvas de peixes registradas na superfície mostrou que não houve diferença significativa entre os quatro setores (nível de significância = 6,3%). Entretanto, as assembleias foram significativamente diferentes entre as dez campanhas realizadas (nível de significância = 0,1%), entre os períodos secos e chuvosos (nível de significância = 0,1%), entre os três anos de estudo (nível de significância = 0,1%) e entre alturas de ondas baixas, médias e altas (nível de significância = 0,7%) (*Material Suplementar A3MIS10*).

Na coluna de água a análise de similaridade (ANOSIM) mostrou diferenças entre as assembleias de larvas de peixes entre todas as análises realizadas: setores (nível de significância = 1,0%), campanhas (nível de significância = 0,1%), períodos (nível de significância = 0,1%), anos de estudo (nível de significância = 0,2%) e alturas de ondas (nível de significância = 0,9%) (*Material Suplementar A3MIS10*).

A análise SIMPER com as amostras obtidas na superfície (*Material Suplementar A3MIS10*) mostrou que as assembleias tiveram maior contribuição de larvas das famílias Engraulidae (manjubas) e Clupeidae (sardinhas), sendo que a primeira foi a que mais contribuiu em todas as comparações realizadas. Estas famílias são costeiras, pelágicas e r-estrategistas, ou seja, possuem a capacidade de explorar ao máximo um ambiente, têm ciclo de vida curto e alta capacidade reprodutiva (ADAMS, 1980; KATSURAGAWA et al., 2003). Espécies com essa estratégia reprodutiva tem capacidade de recuperação rápida e são muito influenciadas por fatores físicos ambientais (ADAMS, 1980; SILVA JÚNIOR et al., 2013; McCLANAHAN, 2015). A maioria das espécies destas famílias possui período reprodutivo sazonal que é influenciado por variações ambientais (LOPES et al., 2018). Os clupeídeos desovam durante todo o ano na costa brasileira, mas preferencialmente de outubro a março (MATSUURA, 1977); enquanto que os engraulídeos têm desova parcelada ao longo do ano, mas principalmente em janeiro e julho (KRAUS e BONECKER, 1994). Esses dois táxons dominaram nas assembleias de janeiro/2019, julho/2019, abril/2021, julho/2021, no período seco que reflete as menores vazões do Rio Doce e no Ano 3. Deve-se destacar a presença de larvas de Characíformes como o segundo táxon que mais contribuiu para a formação da assembleia na campanha Emergencial, evidenciando a influência das águas do Rio Doce em janeiro/2020 no Setor Foz. As assembleias observadas durante as situações de ondas médias e altas foram formadas por larvas de Engraulidae, Clupeidae e *Haemulon plumierii* (Haemulidae) com pequenas variações de contribuição em cada situação.

Outras famílias que também contribuíram para a formação das assembleias foram Haemulidae, Sciaenidae, Carangidae e Gerreidae. As famílias Haemulidae e Sciaenidae são comuns em regiões costeiras e estuarinas ao longo da costa brasileira (BITTENCOURT, 2004; MAFALDA JÚNIOR et al., 2004; ARAÚJO et al., 2006; BEZERRA JÚNIOR et al., 2011; BONECKER et al., 2009b, 2014, 2019). Os cianídeos (corvinas, meros, pescadas) são compostos por espécies com hábitos demersais e representam recursos pesqueiros importantes (MARCENIUK et al., 2019a, b). As espécies da família Haemulidae (cocorocas) também são demersais e os juvenis se alimentam preferencialmente de



plâncton (PARENTI, 2019; MELO et al., 2020). Essa família é uma das mais abundantes na costa brasileira e as suas espécies são muito consumidas (MELO et al., 2020).

Na coluna de água a análise de SIMPER mostrou que as assembleias de larvas de peixes também tiveram maior contribuição das famílias Engraulidae e Clupeidae em todas as comparações analisadas. Além das famílias citadas para as amostras obtidas na superfície, na coluna de água Gobiidae, Lutjanidae, Serranidae, Syngnathidae, Blenniidae, Paralichthyidae, Apogonidae, Pristigasteridae, Achiridae, Gerreidae, Labrisomidae e Callionymidae também contribuíram para a formação das assembleias em algumas situações (*Material Suplementar A3MIS10*).

Em estudo desenvolvido em 2016 no pré-PMBA/Fest-RRDM foram registradas larvas das espécies *Chloroscombrus chrysurus* (palombeta) e *Monacanthus ciliatus* (Monacanthidae - porquinho de franja) com tratos digestórios danificados (BONECKER et al., 2019). Nesse estudo observou-se a relação destas larvas com altas concentrações de metais, principalmente ferro e manganês. Larvas de peixes com essas características chegaram a representar 7,4% do total de larvas capturadas na porção norte da área de estudo (BONECKER et al., 2019).

As larvas de Carangidae da espécie *Chloroscombrus chrysurus*, coletadas em 2016 no estudo pré-PMBA/Fest-RRDM e no presente monitoramento em novembro/2018, janeiro/2019 e janeiro/2020, foram afetadas pelas concentrações de metais presentes na coluna de água e tiveram o trato digestório danificado. A palombeta *C. chrysurus* é uma espécie de hábitos demersais, comum em regiões litorâneas. Já foi indicada como forte bioacumuladora de cádmio, chumbo e zinco (GNANDI et al., 2006). Os principais itens alimentares encontrados para esta espécie foram crustáceos, larvas de moluscos e matéria orgânica não identificada misturada com areia (CUNHA et al., 2000). No presente monitoramento larvas da família Monacanthidae com trato digestório danificado também foram registradas nos setores Foz do Rio Doce e Norte.

Ao longo do Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento foram observadas larvas de peixes com trato digestório destruído em todas as campanhas realizadas e também larvas com sedimentos alaranjados (vestígios de ferro) aderidos ao corpo (Figura 290). As maiores concentrações dessas larvas ocorreram nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas, mas foram registradas desde Vitória até Abrolhos (Figura 291). Os seguintes táxons tiveram exemplares com trato digestório danificados: *Menticirrhus americanus*, *Stellifer* sp., *Macrodon ancylodon* (Sciaenidae), *Sphoeroides* sp. (Tetraodontidae), *Monacanthus ciliatus* (Monacanthidae), *Chloroscombrus chrysurus* (Carangidae), *Serranus* sp. (Serranidae), Engraulidae, *Auxis thazard* (Scombridae), Gobiidae, *Ptereleotris randalli* (Gobiidae), Labridae, *Upeneus parvus* (Mullidae), *Lepidophanes* sp. (Myctophidae), Balistidae, *Haemulon plumieri* (Haemulidae), Dactyloscopidae e Lutjanidae. As larvas com essa característica representaram entre 0,1 (julho/2019) e 1,2% (campanha emergencial realizada em janeiro/2020) do total de larvas coletado em cada campanha. Portanto, o acompanhamento das larvas de táxons que foram registradas com o trato digestório danificado é importante para verificar as alterações na população de adultos.

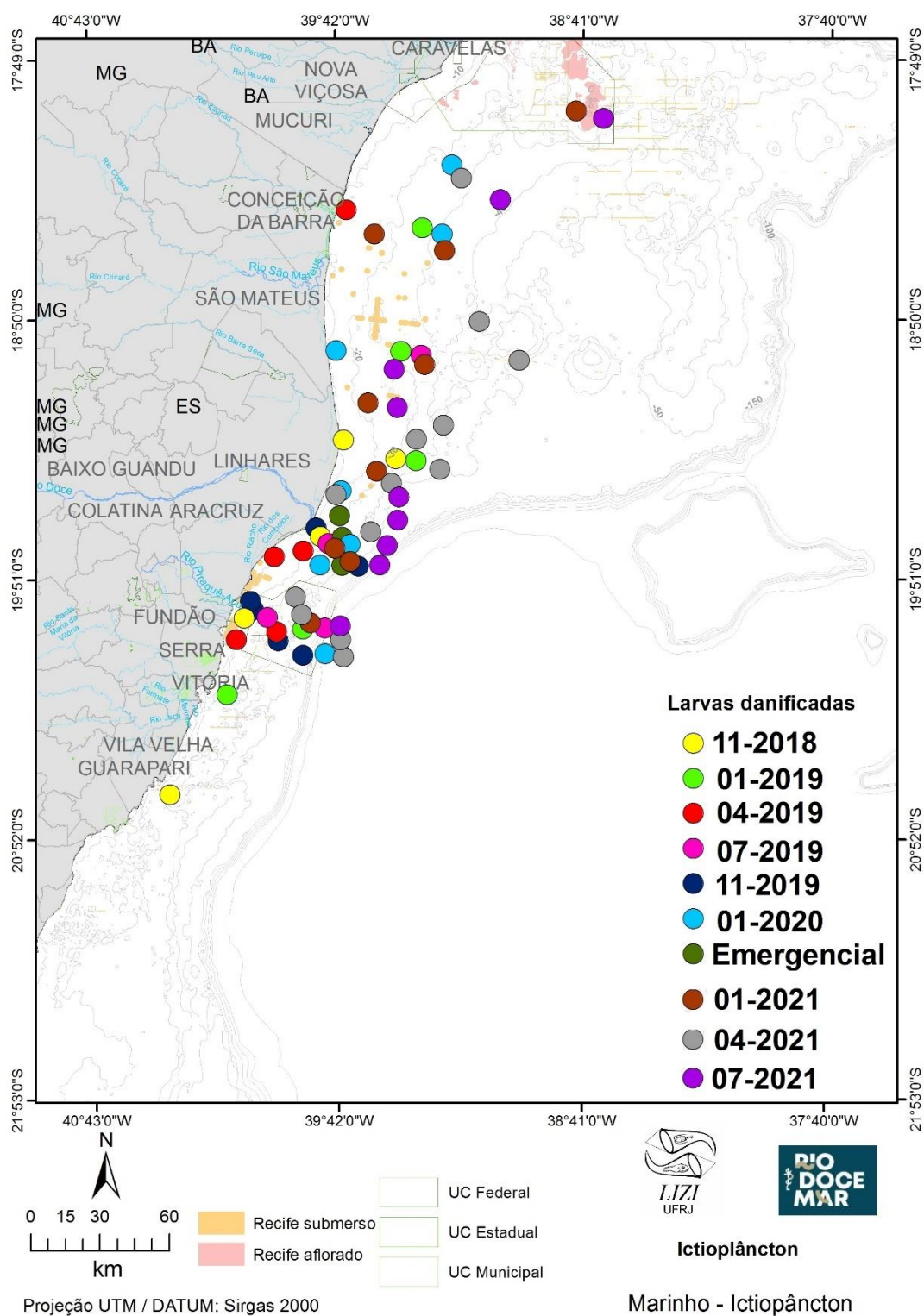
Segundo a literatura a toxicidade dos metais é mais acentuada nos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes e levam a um retardo no desenvolvimento, deformidades morfológicas e funcionais ou até mesmo a morte (AUTHMAN et al., 2015). Outra possível causa da destruição do trato digestório das larvas de peixes é a diminuição da disponibilidade de alimento e/ou a qualidade do mesmo. Quando a larva não tem alimento ou há um retardo no início da alimentação exógena, algumas espécies podem ter o trato digestório danificado (KJØRSVIK et al., 1991; RIOS et al., 2004).

Esses resultados evidenciam a influência do rejeito do rompimento da barragem com metais sobre o ictioplâncton mesmo cinco anos após o rompimento da barragem. A distribuição de larvas com essas características por quase toda a área de estudo mostra como esses organismos estão sujeitos ao transporte passivo pelas correntes marinhas e o efeito da presença da pluma pode ser sentido além das estações localizadas no Setor Foz do Rio Doce.

Figura 290: Exemplos de larvas de peixes com trato digestório danificado e com sedimento alaranjado aderido coletadas na área de estudo tanto na superfície como na coluna de água nas dez campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.



Figura 291: Distribuição das larvas de peixes com o trato digestório danificado coletadas na área de estudo tanto na superfície como na coluna de água nas dez campanhas realizadas durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.



Os indicadores do Ictioplâncton se mostraram eficientes e têm contribuído para avaliar o impacto residual do rompimento da barragem sobre a comunidade planctônica. O aumento da vazão do Rio Doce, a incidência de ondas, a disponibilidade de metais, a turbidez e a sazonalidade são parâmetros que alteraram a abundância, diversidade e a comunidade ictioplanctônica. O rejeito do rompimento da barragem que vem sendo carregado e depositado na região costeira adjacente a foz do Rio Doce ao longo do tempo é constantemente ressuspensionado por eventos meteoceanográficos de alta energia, levando ao aumento da turbidez e nos níveis de contaminantes na coluna da água (BONECKER et al., 2022). A influência do rejeito com metais também foi observada na presença de larvas de peixes com trato digestório danificado e de altos percentuais de ovos não viáveis, interferindo no recrutamento de larvas de peixes no ambiente. As abundâncias de ovos e larvas de peixes e a diversidade, de maneira geral, nos modelos lineares generalizados (GLMs) gerados nesse estudo ficaram associadas positivamente com ferro dissolvido e cádmio particulado. As curvas de acumulação de espécies mostraram que ainda não houve uma estabilização do número de táxons coletados. Esse fato é corroborado pela ausência de, pelo menos, cinco famílias e 21 espécies que foram registradas durante o pré-PMBA/Fest-RRDM em 2016 e que ainda não foram observadas ao longo do Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. As análises das assembleias de larvas de peixes mostraram que entre os táxons com hábitos pelágicos que mais contribuíram para a formação das mesmas estão os engraulídeos e os clupeídeos e com hábitos demersais os táxons cianídeos e haemulídeos. Recomenda-se que além destas famílias, deve ser feito um acompanhamento da palombeta *C. chrysurus*. Ela é considerada uma espécie bioacumuladora de metais, alimenta-se de material particulado indistintamente e já foi encontrada no presente monitoramento com o trato digestório danificado.

## 2.8 BENTOS DE SEDIMENTO INCONSOLIDADO

### 2.8.1 Introdução

O subprojeto Bentos Marinho de Substrato Inconsolidado compreende o monitoramento de uma malha amostral com um total de 50 estações distribuídas em cinco setores ao longo de três anos de vigência do PMBA. No Ano 1 essa malha amostral incluiu quatro estações do Setor Sul (GUA 1 e 2 e VIX 1 e 2) que foram substituídas por cinco novas estações do Setor Norte (BS 1 e 2, CB 1 e MUC 1 e 2) nos Anos 2 e 3. Dessa forma, a partir do Ano 2 a malha amostral foi remanejada em quatro setores, com um acréscimo de uma estação em comparação com o Ano 1. As amostragens são trimestrais e semestrais, totalizando nove campanhas até o momento da apresentação deste relatório de atividades, sendo designadas como semestrais aquelas que incluem o setor Abrolhos (Campanhas: setembro/2018, abril/2019, janeiro/2020, janeiro/2021, julho/2021), e trimestrais aquelas que compreendem os setores APA, Foz e Norte Campanhas: janeiro/2019; julho/2019, outubro/2019, abril/2021).

As informações referente à metodologia utilizada no Subprojeto Bentos de Sedimento Inconsolidado do Anexo 3 Marinho PMBA/Fest-RRDM encontra-se no *Material Suplementar A3MBS1* do presente relatório.

### 2.8.2 Objetivo

Elucidar os possíveis efeitos da chegada dos rejeitos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG e sua extensão no ambiente marinho através do estudo da variação espacial e temporal da estrutura da comunidade macrobentônica em fundos inconsolidados.

Para operacionalizar este objetivo foram produzidas as hipóteses de trabalho apresentadas abaixo:

H0 – A estrutura da comunidade macrobentônica não varia entre os setores e campanhas;

H1 – A estrutura da comunidade macrobentônica varia entre os setores e campanhas e a quantidade de variação encontrada é explicada apenas pelas variáveis ambientais;

H2 – A variação encontrada é explicada pelo conjunto de variáveis ambientais e contaminantes que possuem ligação com o rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, principalmente metais e sedimentos;

H3 – A influência dos contaminantes do rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, estará mais evidente na região próxima da foz do Rio Doce e nos períodos de maior vazão.

Desta forma, a primeira hipótese, “H0” e a segunda hipótese, “H1”, excluem a presença de impacto ambiental no geral. Já a hipótese “H2” prevê que a estrutura da comunidade macrobentônica seja explicada pelo conjunto de variáveis ambientais e pela concentração de metais, enquanto a hipótese

“H3” prevê que, quanto mais próximo da foz e nos períodos de maior vazão do Rio Doce, a contribuição desses metais esteja mais evidente.

### **2.8.3 Área De Amostragem**

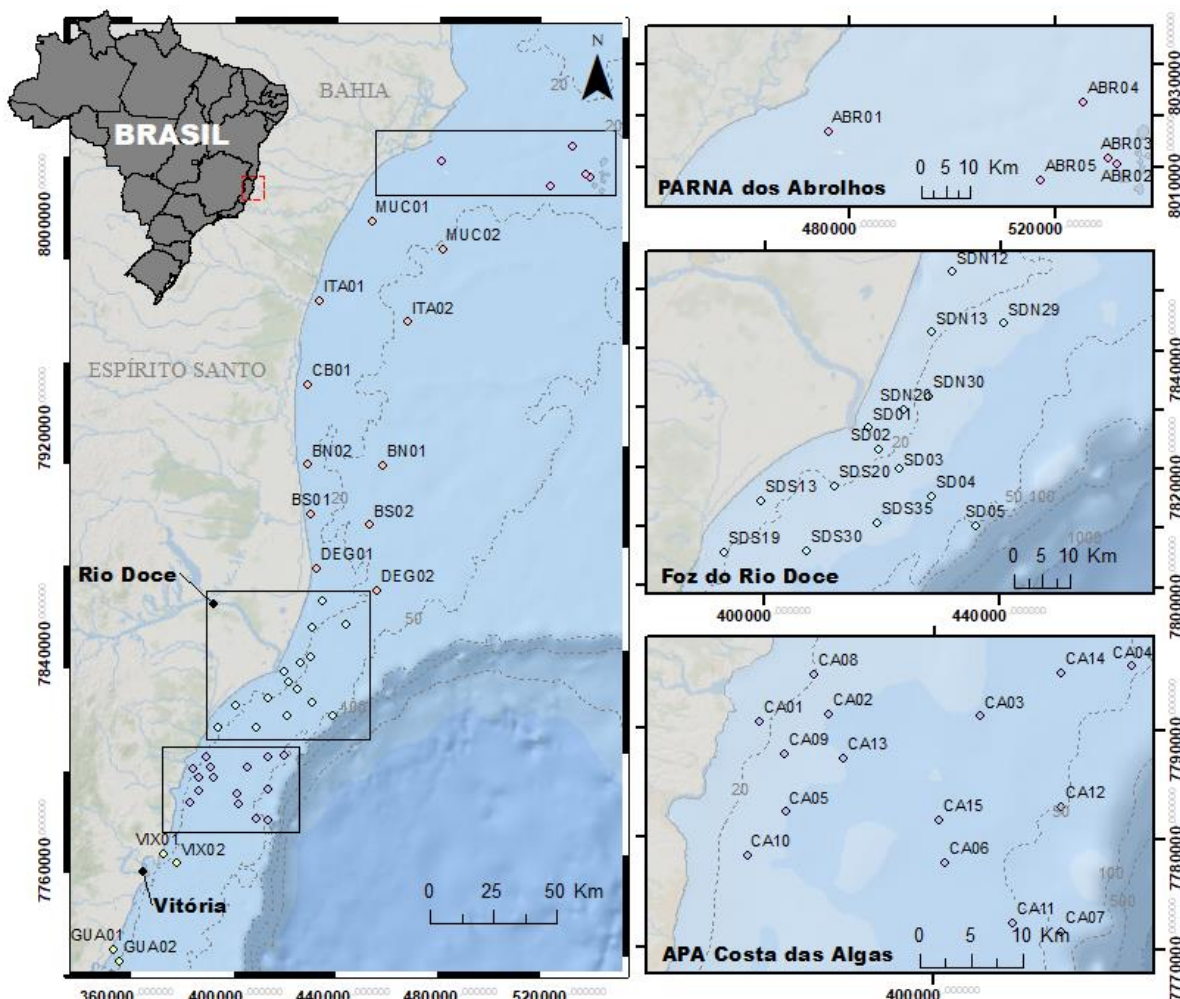
Foram realizadas nove campanhas pelo subprojeto Bentos Marinho de Substrato Inconsolidado. As campanhas são designadas como trimestrais, compreendendo os setores APA, Foz e Norte, com 43 estações amostrais (Campanhas: janeiro/2019; julho/2019, outubro/2019, abril/2021), e semestrais, que incluem, além dos mesmos setores das campanhas trimestrais, as estações de Mucuri (MUC 01 e MUC 02) e todo o setor Abrolhos, totalizando 50 estações (Campanhas: setembro/2018, abril/2019, janeiro/2020, janeiro/2021, julho/2021). Dessa forma, o monitoramento envolveu 50 estações amostrais distribuídas em cinco setores (Figura 292). Nas duas primeiras campanhas não houve recuperação de sedimento pelo buscador de fundo para o ponto CA9, devido à constituição do substrato de laterita ou lama fortemente sedimentada. A partir do Ano 2 as estações do Setor Sul (GUA e VIX) foram substituídas por novas estações do Setor Norte (BS, CB e MUC) (Figura 292).

### **2.8.4 Dados Abióticos**

As amostras de sedimento para as análises de dados abióticos são obtidas do mesmo amostrador que as amostras para as análises de bentos e processadas conforme descrito nos itens referentes aos subprojetos específicos neste relatório. Os dados de granulometria, composição de matéria orgânica (MO) e Carbonato de Cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) do substrato utilizados nas análises deste subprojeto foram processados pelo grupo responsável pelo Subprojeto de Sedimentologia, sob coordenação da Prof<sup>a</sup> Valéria Quaresma. Os dados de concentração de nutrientes, compostos orgânicos e metais foram processados pelo grupo responsável pelo Subprojeto de Hidrogeoquímica, sob coordenação do Prof. Dr. Fabian Sá. Os dados abióticos obtidos através destes outros subprojetos considerados nestas análises correspondem às mesmas estações e campanhas realizadas pelo subprojeto Bentos de Substrato Inconsolidado.



Figura 292: Mapa amostral do subprojeto Bentos de Substrato Inconsolidado.



## 2.8.5 Resultados

Ao longo do período de monitoramento foram analisados 547.661 indivíduos (Ano 1 = 234.990 ind.; Ano 2 = 114.559 ind.; Ano 3 = 198.112 ind), em um total de 350 amostras. Estes resultados compreendem os dados obtidos pela triagem da macrofauna, com a identificação e quantificação dos organismos em categorias taxonômicas com a maior resolução possível (informações apresentadas mensalmente nas Planilhas de Dados Brutos).

Estudos de estrutura de comunidades macrobentônicas marinhas com resolução taxonômica em nível de espécie são desejáveis, entretanto, a identificação taxonômica nesse nível de detalhamento requer a participação de especialistas, tanto quanto disponibilidade de tempo para executar esse trabalho minucioso, especialmente para grupos tão abundantes e diversificados como os identificados neste estudo. Por exemplo, os anelídeos poliquetas são um caso clássico, pois são muito abundantes e diversos, configurando um grande desafio para a sua identificação em curto tempo disponível (OLSGARD; SOMMERFIELD 2000). A utilização das comunidades identificadas em menor resolução



taxonômica a fim de substituir a identificação em nível específico, é conhecida na literatura como suficiência taxonômica (ELLIS, 1985). Existe uma série de estudos que demonstram a possibilidade de acessar a estrutura das comunidades de diversos grupos macrobentônicos (incluindo poliquetas e moluscos), através da identificação da comunidade em nível de grandes grupos, sem a perda substancial de informação, em comparação a identificação em nível específico (ver MCINTYRE et al., 1984; WARWICK, 1988; FERRARO; COLE, 1990; KARAKASSIS; HATZIYANNI, 2000; FERRERO-VICENTE et al., 2011; BEVILAQUA et al., 2012; CHECON; AMARAL, 2016).

Os desafios da identificação em nível taxonômico específico citados acima foram consideravelmente elevados devido às consequências trazidas pela pandemia de COVID-19, causada pelo novo coronavírus SARS COV-2. Ainda no início de 2020 (começo do Ano 2 do PMBA), laboratórios onde as amostras da macrofauna bentônica eram trabalhadas foram fechados e as atividades suspensas, ou consideravelmente reduzidas, cenário que resta até então relativamente inalterado.

Apesar das dificuldades elencadas e suas decorrências, a equipe do Subprojeto Bentos Marinho, do Anexo 3, finalizou todas as amostras das campanhas dos Anos 1, 2 e 3 do PMBA, em nível de grandes grupos zoológicos (mais de meio milhão de espécimes). Adicionalmente, para todo o Ano 1 (anterior a Covid 19), os dois maiores grupos em abundância e riqueza de espécies, os anelídeos poliquetas e os moluscos, foram identificados em nível específico. Desta forma, os resultados serão apresentados em dois recortes: o primeiro consiste na análise das comunidades da macrofauna representadas por poliquetas e moluscos em nível específico para o Ano 1. O segundo recorte será a análise das comunidades da macrofauna em nível de grandes grupos para todos os três anos do PMBA. Nos dois recortes, buscaremos caracterizar as comunidades no tempo e no espaço e testar hipóteses nulas e relacionadas a variações naturais e antropogênicas devido a entrada do rejeito de minério de ferro do rompimento da Barragem de Fundão-MG.

#### 2.8.5.1 Caracterização da macrofauna bentônica

A densidade média de organismos em todo período amostral foi de  $9,56 \pm 0,83$  ind/ml, sendo as maiores densidades médias encontradas no Setor da Foz ( $11,43 \pm 1,66$  ind/ml), e a menor no Setor Abrolhos ( $6,34 \pm 0,84$  ind/ml) (Figura 293.A). Para cada ano, as médias de densidade de organismos registradas foram: Ano 1 =  $11,08 \pm 1,40$  ind/ml; Ano 2 =  $6,92 \pm 1,33$  ind/ml; Ano 3 =  $8,92 \pm 1,25$  ind/ml. A Figura 293(B-D) mostra a oscilação das médias de densidade de organismos para cada setor ao longo dos três anos de monitoramento.

Até o momento, os organismos foram identificados como pertencentes a 16 filos distintos, sendo estes Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Mollusca, Echiura, Sipuncula, Annelida, Arthropoda, Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Hemichordata e Chordata. Dos grupos identificados no presente monitoramento, seis táxons (Arthropoda-Crustacea; Mollusca-Bivalvia; Mollusca-Gastropoda; Annelida-Polychaeta; Bryozoa; Nematoda) se destacam como dominantes, representando mais de 97% dos organismos registrados durante o estudo (Figura 294.A). A composição desses grupos se mantém relativamente constante pelos três anos de monitoramento

(Figura 294.B-D). Apenas Crustacea e Bryozoa apresentaram valores consideravelmente diferentes ao longo do tempo, o primeiro oscilando de 15,2% no Ano 1 para 2,5% do total de organismos no Ano 2, enquanto o segundo apresentou um máximo de 28,8% no Ano 2 e um mínimo de 14,8% no Ano 3.

Observa-se que, quando os vestígios (*i.e.* estruturas como conchas, valvas e esqueletos deixadas por animais que viveram no local) são considerados, a fauna é dominada por Mollusca (principalmente Gastropoda e Bivalvia, Figura 294). Quando estes são desconsiderados, observa-se um aumento da importância relativa de outros táxons como Crustacea e Polychaeta (Figura 295), o que é esperado já que estes táxons são relatados na literatura como principais grupos da comunidade faunística bentônica (WARWICK; CLARKE, 1993; RYU et al., 2011; ZALMON et al., 2015). Normalmente as comunidades de moluscos formadas por espécimes caracterizados como vestígios são mais ricas do que aquelas de moluscos encontrados com partes moles, podendo ser, por exemplo, por conta do acúmulo de cochas *post mortem* e presença de espécies raras, fazendo das comunidades não vestigiais subconjuntos das vestigiais (BÜRKLİ; WILSON, 2017). Esta diferença entre as estruturas de comunidades vestigiais e aquelas apenas com partes moles, pode ser reduzida com o emprego de metodologias que buscam considerar apenas vestígios recentes. Verifica-se ainda que as diferenças encontradas em suas respectivas estruturas de comunidades se mostram significativas apenas onde há mudanças de origem humana recentes na comunidade bentônica, e não com a variação natural (KIDWELL, 2007, GALLMETZER et al., 2017, MEADOWS et al., 2019). Desde que se respeitando critérios de inclusão como nível de desgaste da estrutura e sinais de rolamento, a inclusão de vestígios em estudos de comunidades se justifica por representar um proxy da diversidade local. Desta forma, nos estudos realizados por esse subprojeto, analisamos a estrutura das comunidades de moluscos com partes de tecido mole e vestigiais separadamente, considerando estes vestígios como representação da diversidade local. É reforçado que as comunidades vestigial e com partes moles não são tratadas em conjunto a fim de evitar possíveis ruídos de sobreamostragem de táxons que deixam vestígios.

Outra importante consideração a ser feita é a escolha de táxons como indicadores nas análises apresentadas ao longo deste relatório. Observa-se a importância de Mollusca, tanto quando são considerados os vestígios, como quando estes são desconsiderados. Desta forma, vestígios e espécimes com tecido mole de Mollusca foram utilizados como táxons indicadores neste relatório. Outro táxon selecionado foi Polychaeta, por representar o terceiro grupo mais encontrado quando considerados apenas espécimes não vestigiais, além de ser um dos grupos com maior riqueza registrada (número de espécies e famílias). Os Crustacea, por sua vez, não foram considerados um táxon indicador pois, apesar da alta abundância registrada, o grupo apresenta baixa riqueza (em geral apenas algumas espécies de Ostracoda representam toda a abundância registrada de Crustacea) quando comparado com Mollusca e Polychaeta. Apesar disso, para evitar que padrões importantes da distribuição dos demais táxons (entre eles Crustacea) não fossem explorados neste relatório, foram realizadas análises com toda a comunidade macrobentônica. O que se espera é verificar se os padrões observados nas comunidades indicadoras, com uma resolução taxonômica maior, são refletidos nas análises com toda a comunidade, reforçando o caráter indicador dos táxons selecionados.

Figura 293: Densidade média de indivíduos por setor ao longo de todo o período amostral (Geral) e para cada ano de monitoramento. Hastes mostram o erro padrão.

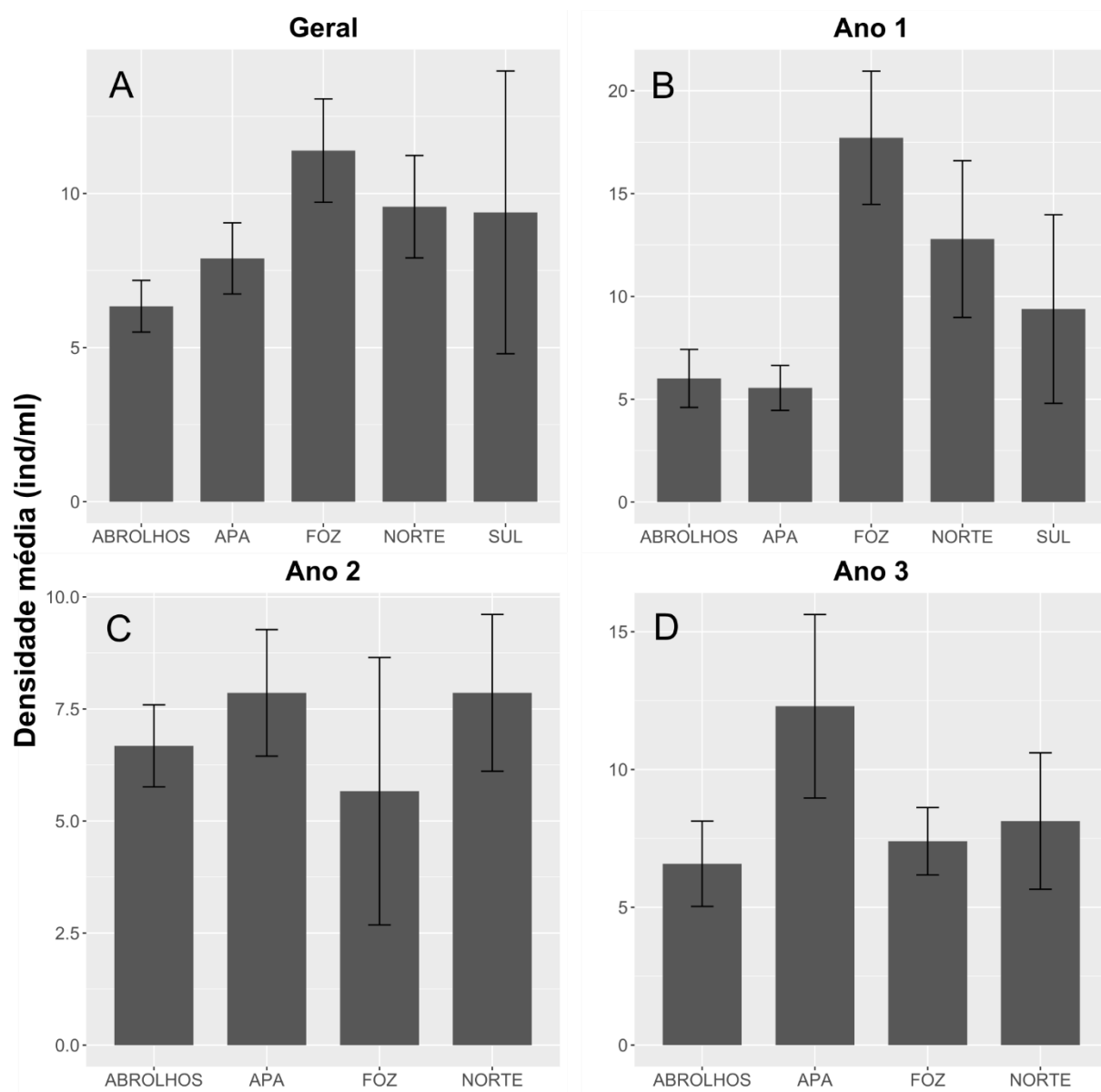


Figura 294: Principais grupos taxonômicos, incluindo vestígios, e suas contribuições para o total de organismos registrados durante todo o período amostral (Geral) e em cada ano de monitoramento. Vestígios e animais com partes moles considerados separadamente.

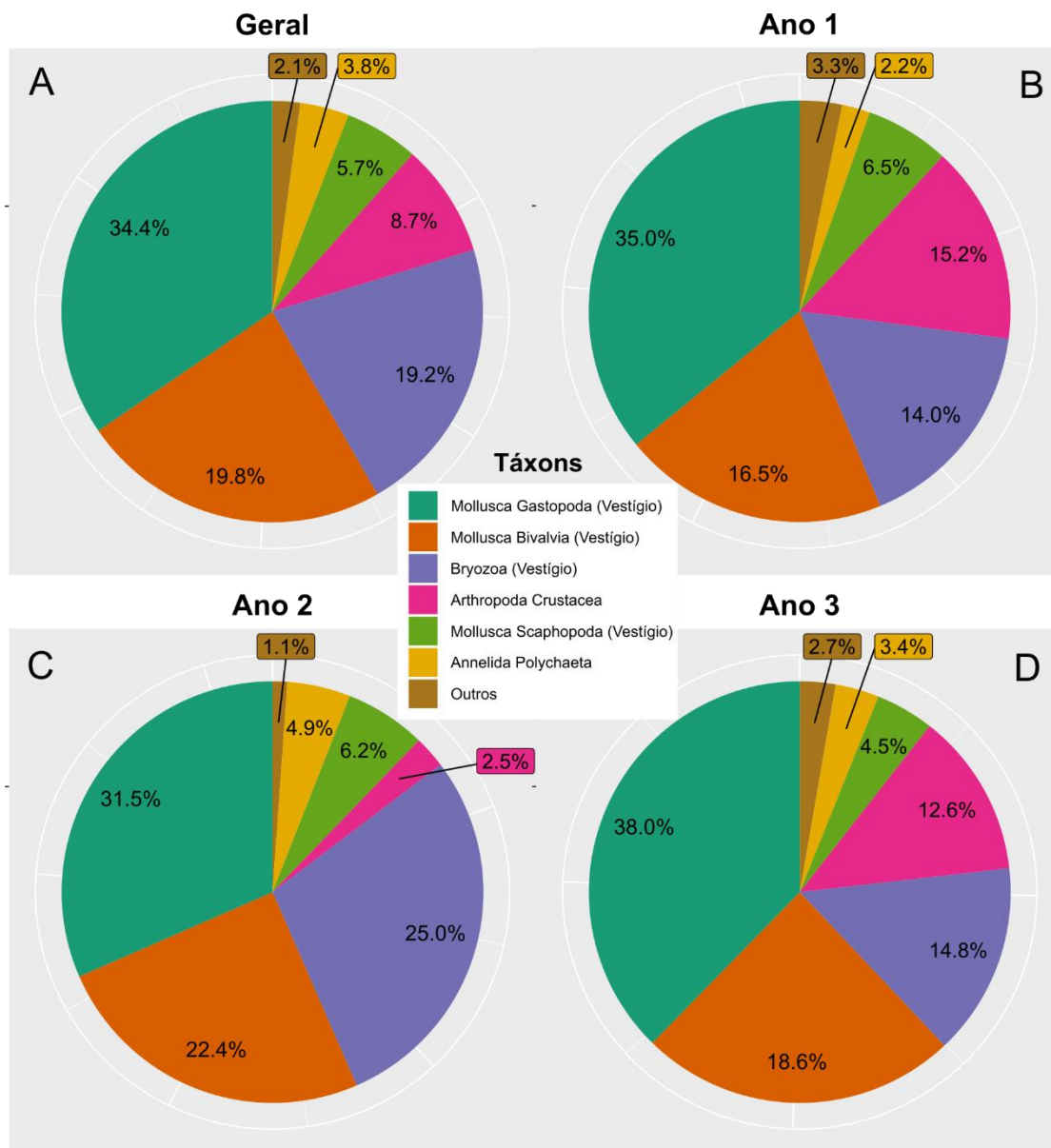
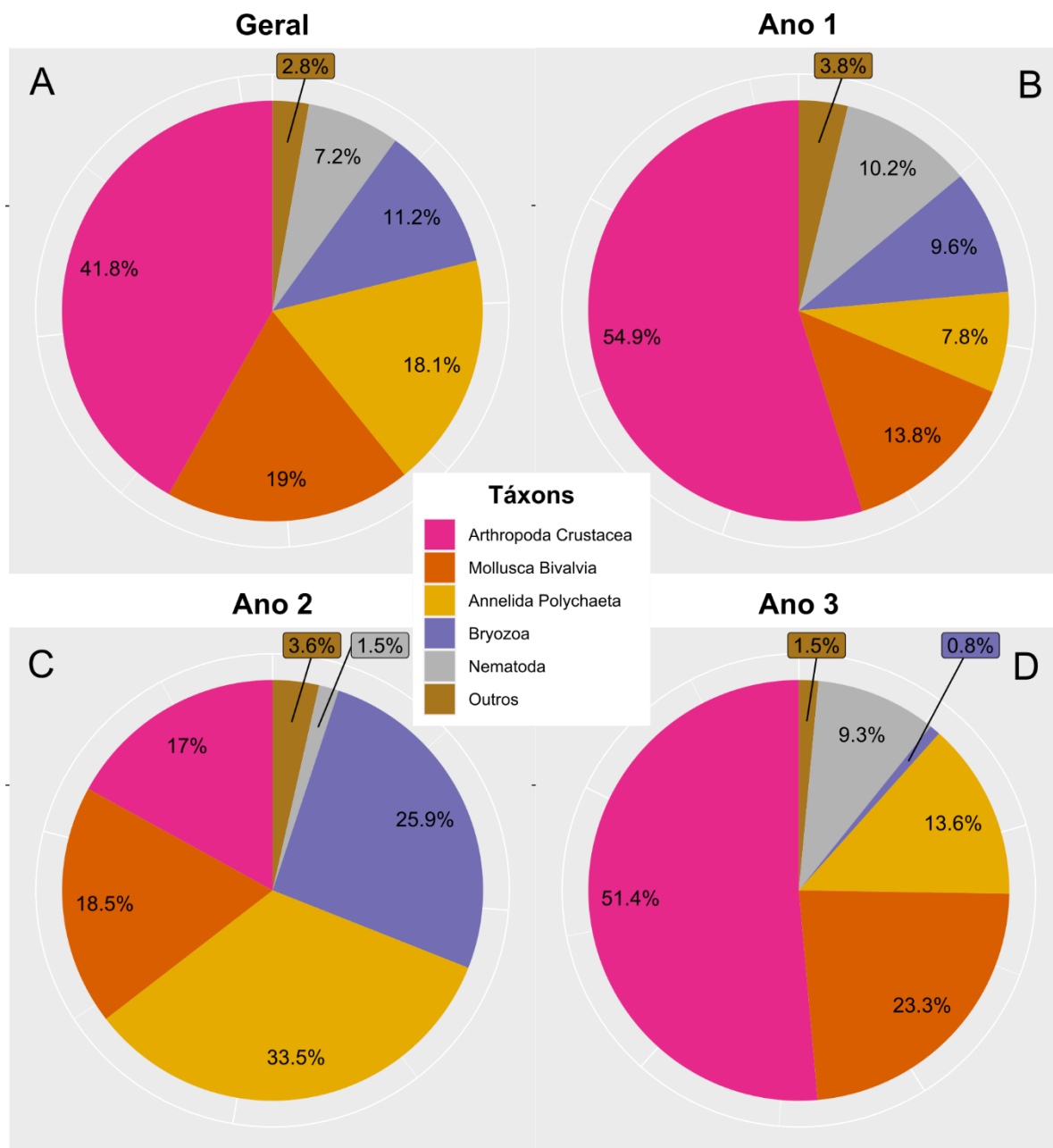


Figura 295: Principais grupos taxonômicos e suas contribuições para o total de organismos quando vestígios são desconsiderados, para todo o período amostral (Geral) e para cada ano de monitoramento.



#### 2.8.5.2 Indicadores univariados da comunidade

Para estas análises foi observado como diferentes métricas da comunidade variaram ao longo do período do monitoramento e como as variáveis abióticas influenciaram nesta variação. As métricas utilizadas neste estudo foram a riqueza – número de táxons em determinada amostra – e índice de diversidade – calculada através dos índices de diversidade de Shannon-Weaver para as análises das comunidades identificadas em nível específico e de Simpson para as comunidades em grandes grupos, que captura melhor as variações relativas a dominância. Os grupos Mollusca e Polychaeta foram

encontrados em altas abundâncias em diversas estações amostrais, além de serem táxons consagrados como bioindicadores da condição do meio ambiente (WARWICK; CLARKE, 1993; RYU et al., 2011; ZALMON et al., 2015).

Além do foco nestes dois táxons, Mollusca foi analisado utilizando dois critérios distintos para o registro da comunidade biológica: utilizando apenas vestígios de espécies como informação da diversidade local e utilizando apenas exemplares em que foi possível observar tecido mole, ou seja, organismos que estavam vivos no momento da coleta. Os critérios adotados para considerar estes vestígios como informação da biota local, e não como parte do sedimento biodetrítico, estão baseados no estado de conservação das estruturas. Apesar de serem frágeis, observando-se o estado de conservação dos exemplares (vestígios completos, ainda com brilho e sem avarias e marcas de rolamento e transporte), é possível inferir que aquele organismo era residente no ponto amostral e que não foi trazido de outro local, podendo, assim auxiliar na compreensão da dinâmica da comunidade (KIDWELL, 2007, 2008; ALBANO; SABELLI, 2011; KIDWELL; TOMASOVYCH, 2013).

As análises envolvendo as comunidades dos dois grupos incluíram os dados do Ano 1 do período de monitoramento, devido à resolução taxonômica disponível, utilizando três conjuntos de dados: as comunidades de Polychaeta, as comunidades de Mollusca com partes moles e vestigiais. A informação referente aos Anos 2 e 3 do monitoramento foram analisadas em conjunto com os demais grupos da comunidade macrobentônica e estão apresentadas nas seções posteriores deste relatório.

#### Indicadores da comunidade de Polychaeta e Mollusca

Para analisar a estrutura da riqueza e diversidade (Shannon-Weaver) dos grupos zoológicos, foram ajustados modelos lineares e lineares generalizados usando as distribuições adequadas para cada caso, buscando contemplar seus pressupostos. Utilizamos modelos de regressão *Random Forest* através de árvores de decisão, para investigar a influência das variáveis abióticas sobre a riqueza e diversidade de cada grupo. A escolha deste método é bastante adequada para lidar com o grande número de variáveis abióticas preditoras, evitando saturação e modelando as relações não-lineares, esperadas para uma escala espacial extensa como a do PMBA. Para tanto, os dados foram aleatoriamente divididos em dois conjuntos: de treino (70%) e de teste (30%). As variáveis preditoras mais importantes foram avaliadas pela perda de acurácia do modelo relativa à permutação de cada variável. Os modelos foram avaliados pela percentagem de explicação e pela sua acurácia ao correlacionar os valores preditos com os observados para os valores de riqueza e índice de diversidade.

Para a comunidade de Polychaeta, ambos os indicadores apresentaram variação significativa entre os setores e nas diferentes profundidades, enquanto não foi observada variação significativa entre as campanhas (Tabela 41 e Tabela 42). Comparando os dois indicadores ecológicos, a variação foi similar entre as diferentes categorias: setores, profundidades e campanhas (Figura 296). Nos setores, os maiores valores são encontrados em Abrolhos e os menores na Foz; contrastes significativos entre os setores são encontrados entre Abrolhos e os setores Apa e Foz, bem como entre Foz e Norte (Figura 296.A e D). Observa-se uma tendência ao aumento de riqueza e diversidade com o aumento da



profundidade. Contrastes significativos se apresentam apenas entre os dois extremos (7-20 e 41-55 metros) para os dois indicadores, as estações mais profundas (41-55 m) também apresentam contraste significativo com a segunda faixa de profundidade (21-30 m) para a diversidade (Figura 296. B e E). Para as campanhas, por não apresentarem variação significativa, nenhum padrão pode ser observado (Figura 296. C e F).

Tabela 41: Estrutura da riqueza (número de táxons) das comunidades de Polychaeta para o Ano 1 obtido através de modelo linear generalizado com distribuição binomial negativa. GL – graus de liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

|              | GL  | Desvio | GL Residual | Desv. Residual | p                          |
|--------------|-----|--------|-------------|----------------|----------------------------|
| Setor        | 3   | 40,64  | 140         | 171            | <b>7,79e<sup>-09</sup></b> |
| Profundidade | 3   | 8,12   | 137         | 163            | <b>0,043</b>               |
| Campanha     | 3   | 5,39   | 134         | 158            | 0,145                      |
| Resíduo      | 134 | NA     | 143         | 212            | NA                         |

Tabela 42: Estrutura da diversidade de Shannon-Weaver das comunidades de Polychaeta para o Ano 1 obtido através de modelo linear (distribuição normal). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

|              | GL  | Soma dos quadrados | Quadrados médios | F    | p                          |
|--------------|-----|--------------------|------------------|------|----------------------------|
| Setor        | 3   | 12,21              | 4,071            | 7,20 | <b>1,63e<sup>-04</sup></b> |
| Profundidade | 3   | 7,94               | 2,647            | 4,68 | <b>0,004</b>               |
| Campanha     | 3   | 3,52               | 1,174            | 2,07 | 0,107                      |
| Resíduo      | 134 | 75,81              | 0,566            | NA   | NA                         |

Para a riqueza, o modelo selecionado incluiu seis variáveis, com uma cobertura de 30,79% do total de variação da riqueza sendo explicada, com  $R^2$  de 0,56 ( $t = 7.929$ ,  $df = 142$ ,  $p = < 0,05$ ) entre a riqueza predita pelo modelo e a observada. Destas variáveis, quatro são consideradas ambientais relativas às características do sedimento: carbonato de Cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ), nitrogênio, grau de seleção do sedimento e carbono orgânico; as outras duas são relacionadas à presença do rejeito da barragem de fundão: o índice IMS, referente a presença do rejeito, e o metal pesado Chumbo (Pb). A riqueza apresentou uma relação positiva com todas as variáveis ambientais selecionadas, ou seja, a riqueza tende a ser maior onde os valores dessas variáveis também são maiores. A relação oposta é observada com as variáveis relacionadas ao rejeito, com menores valores de riqueza conforme os valores dessas variáveis aumentam (Figura 297).

Padrão similar foi observado para a diversidade de Shannon-Weaver onde, neste caso, quatro variáveis foram selecionadas, três ambientais: Carbonato de Cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) Nitrogênio e Grau de seleção do sedimento; e uma relacionada a presença do rejeito: IMS, com uma cobertura de 28,14% da variação explicada pelo modelo, com  $R^2$  de 0,53 ( $t = 7.3952$ ,  $df = 142$ ,  $p = < 0,05$ ) entre a diversidade predita pelo



modelo e a observada. Assim como o observado para a riqueza, a diversidade apresentou uma relação positiva com as variáveis ambientais e relação negativa com a presença do rejeito (IMS) (Figura 298).

Uma vez que a variação entre os setores foi mais informativa em todos os resultados, buscou-se verificar como se distribuem as espécies nesses setores e se a composição de espécies se diferenciava entre as estações em cada setor. Para tanto, foi registrado o número de espécies exclusivas de cada estação bem como o número de espécies compartilhadas ocorrendo em duas ou mais estações. A Figura 299 sintetiza os dados de compartilhamento de espécies de Polychaeta entre as estações em cada setor. Pode-se observar que existe um grande número de espécies que ocorrem em apenas uma estação em cada setor. Além disso, em todos os setores ocorrem duas ou três estações que concentram uma grande riqueza exclusiva e que, em geral, essas estações são as mais distantes da costa. Esses dados sugerem que a distribuição das espécies não é uniforme nos setores e que a riqueza depende da distância da costa e, conseqüentemente, da profundidade, como já sugerido pelos resultados anteriores.

Figura 296: Variação da riqueza (A-C) e diversidade (D-F) da comunidade de Polychaeta em nível específico entre os setores, profundidades e campanhas. Pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança (95%).

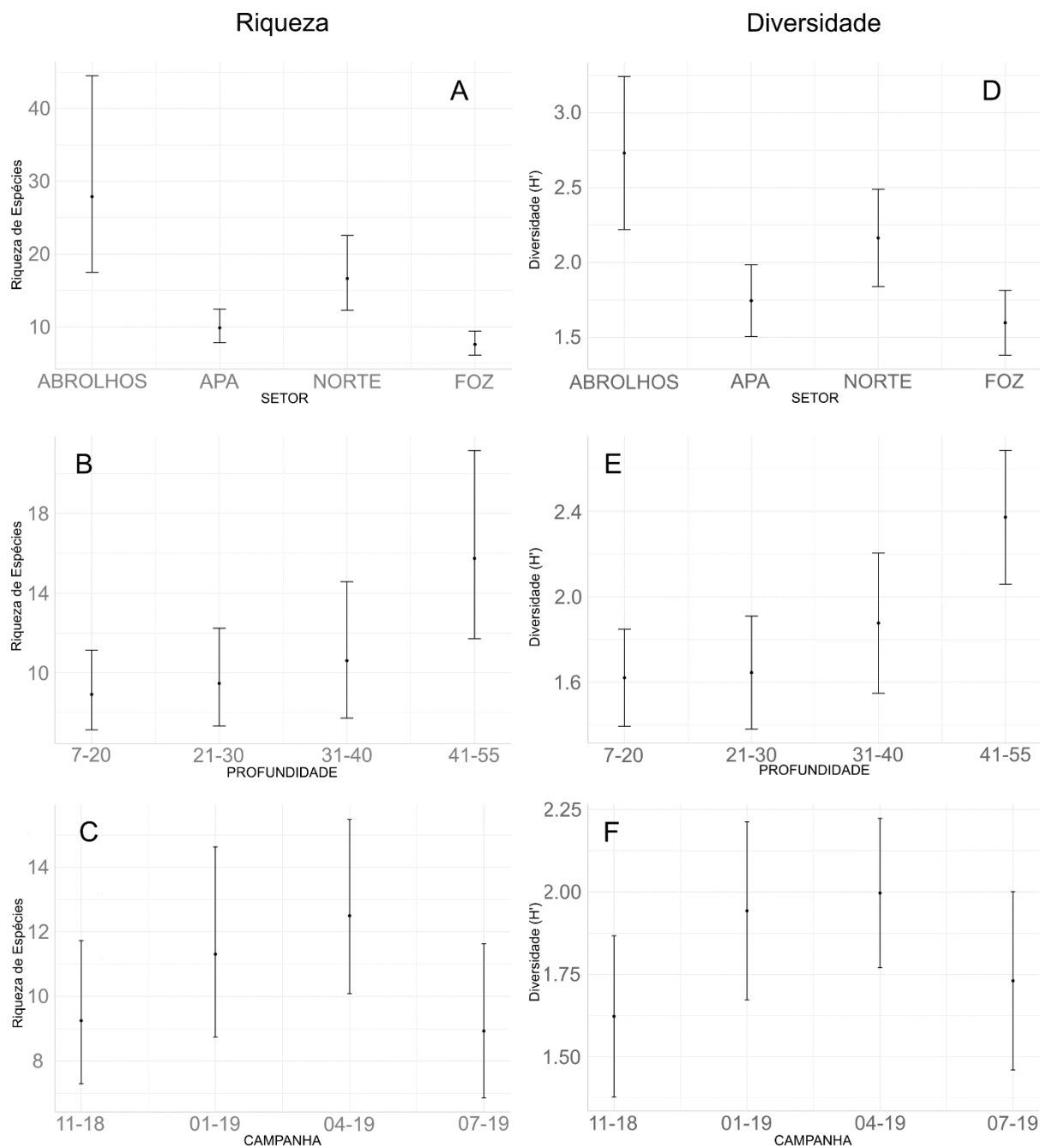


Figura 297: Dependência parcial da riqueza de Polychaeta em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão *Random Forest* no Ano 1.

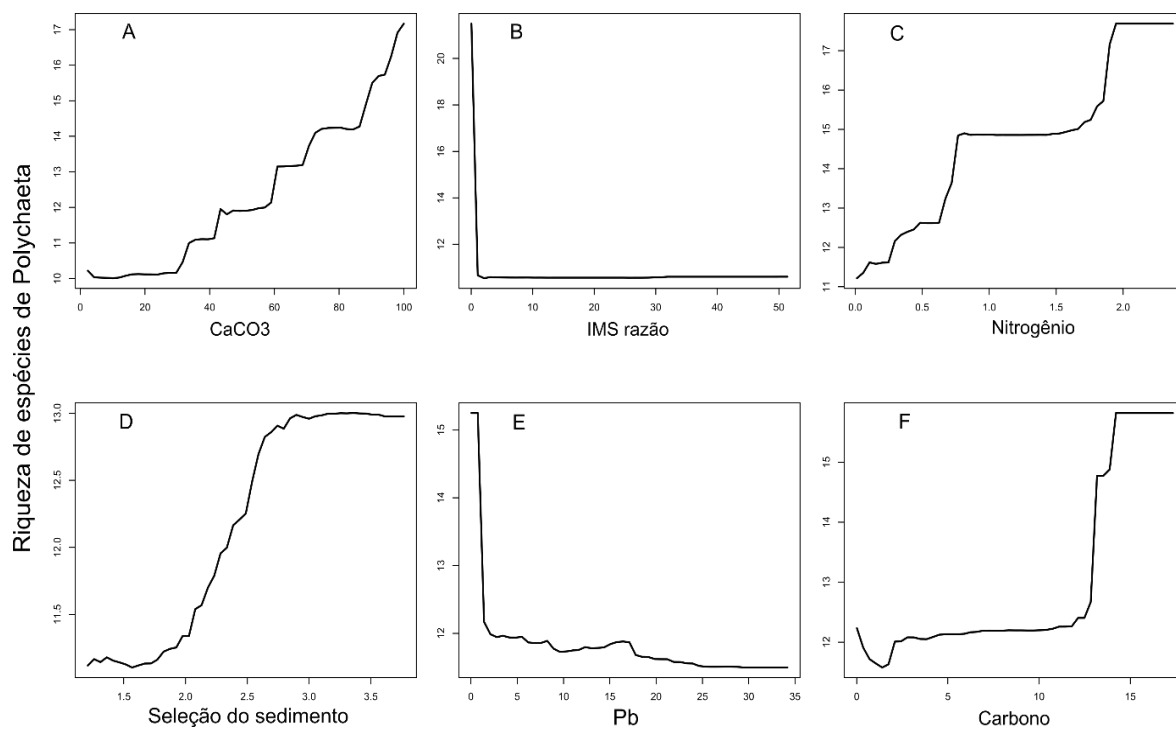


Figura 298: Dependência parcial da diversidade (Shannon-Weaver) de Polychaeta em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão *Random Forest* no Ano 1.

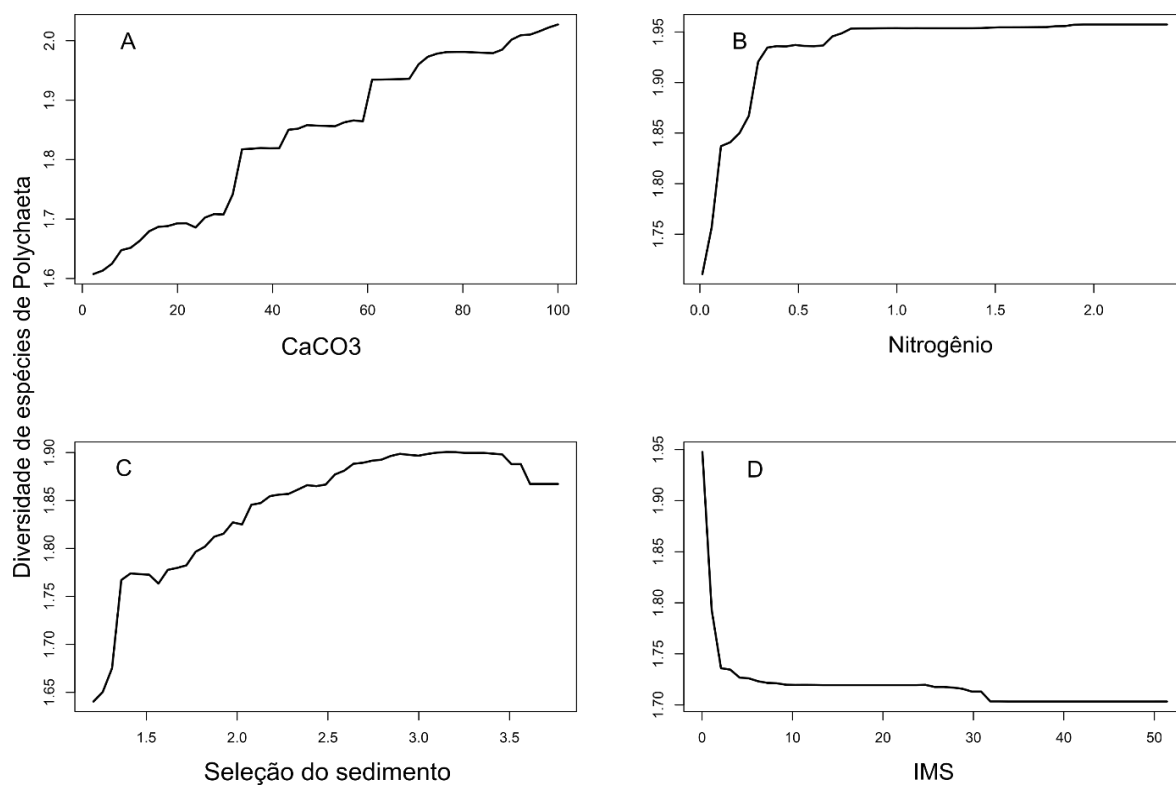
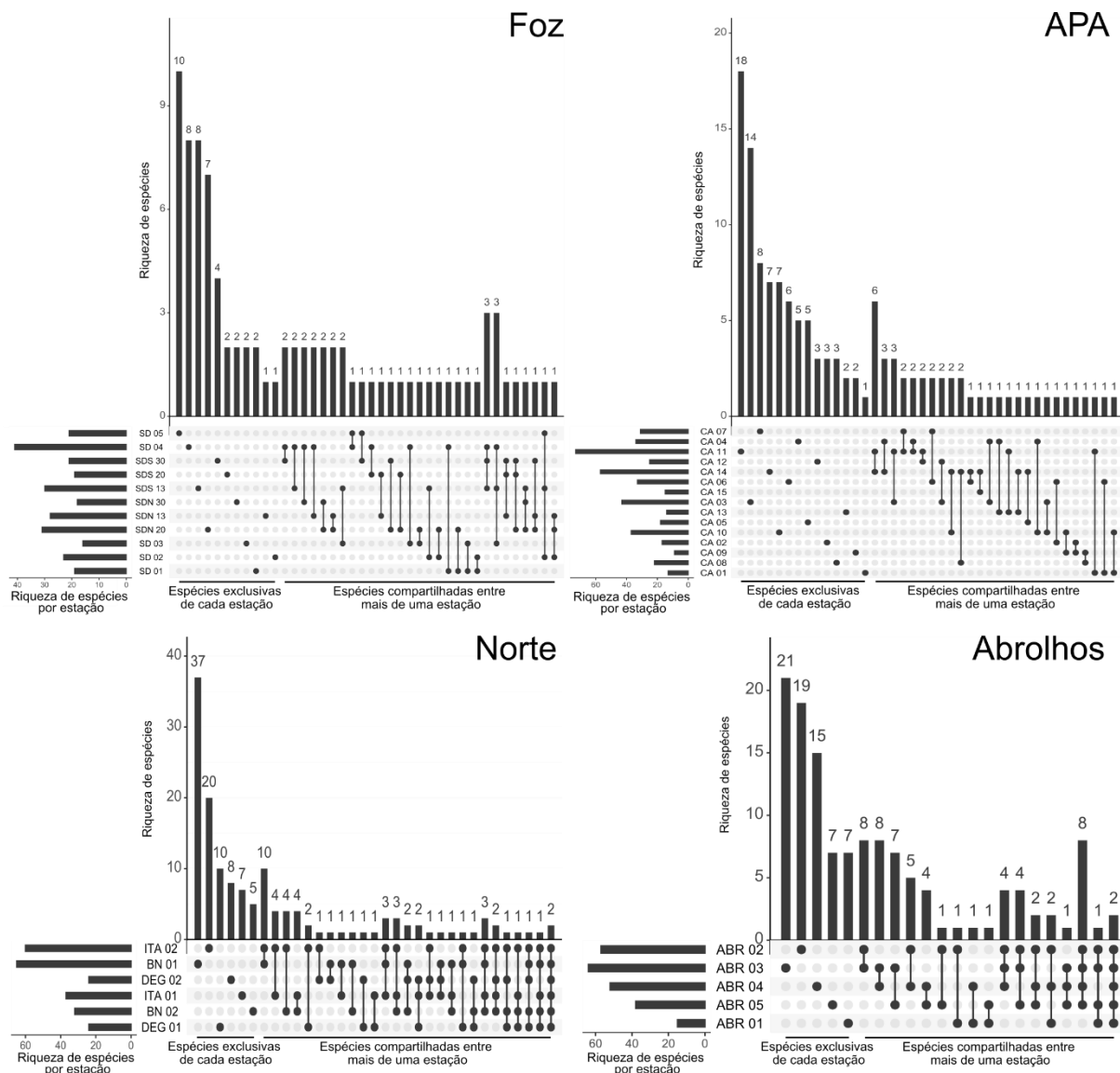


Figura 299: Compartilhamento de espécies de Polychaeta entre as estações nos diferentes setores. Barras horizontais indicam a riqueza de espécies em cada estação. Barras verticais indicam o número de espécies compartilhadas entre as estações. A matriz na parte inferior direita indica o conjunto de estações às quais as espécies compartilhadas se referem. As estações são ordenadas pela distância decrescente para a costa



A estrutura da riqueza e diversidade (Shannon-Weaver) com base na comunidade de Mollusca, considerando apenas exemplares coletados com partes moles (não vestigiais), apresentou o mesmo padrão observado para Polychaeta com variação significativa entre os diferentes setores e profundidades, enquanto entre as campanhas não foi encontrada variação significativa (Tabela 43

Tabela 44). Os indicadores ecológicos também se comportam de forma similar quando comparados entre si (Figura 300). Nos setores, os maiores valores são registrados em Abrolhos e os menores na Foz; contrastes significativos entre os setores são encontrados entre Abrolhos e os setores Apa e Foz, bem como entre Foz e Norte (Figura 300.A e D). Em relação à profundidade observa-se uma tendência ao aumento de riqueza e diversidade de moluscos com parte moles com o aumento da profundidade.

Contrastes significativos se apresentam apenas entre a primeira faixa de profundidade (7-20) e as demais categorias para os dois indicadores (Figura 300. B e E). Para as campanhas, por não apresentarem estruturação significativa, nenhum padrão de variação pode ser observado e o contraste entre as campanhas não é significativo (Figura 300. C e F).

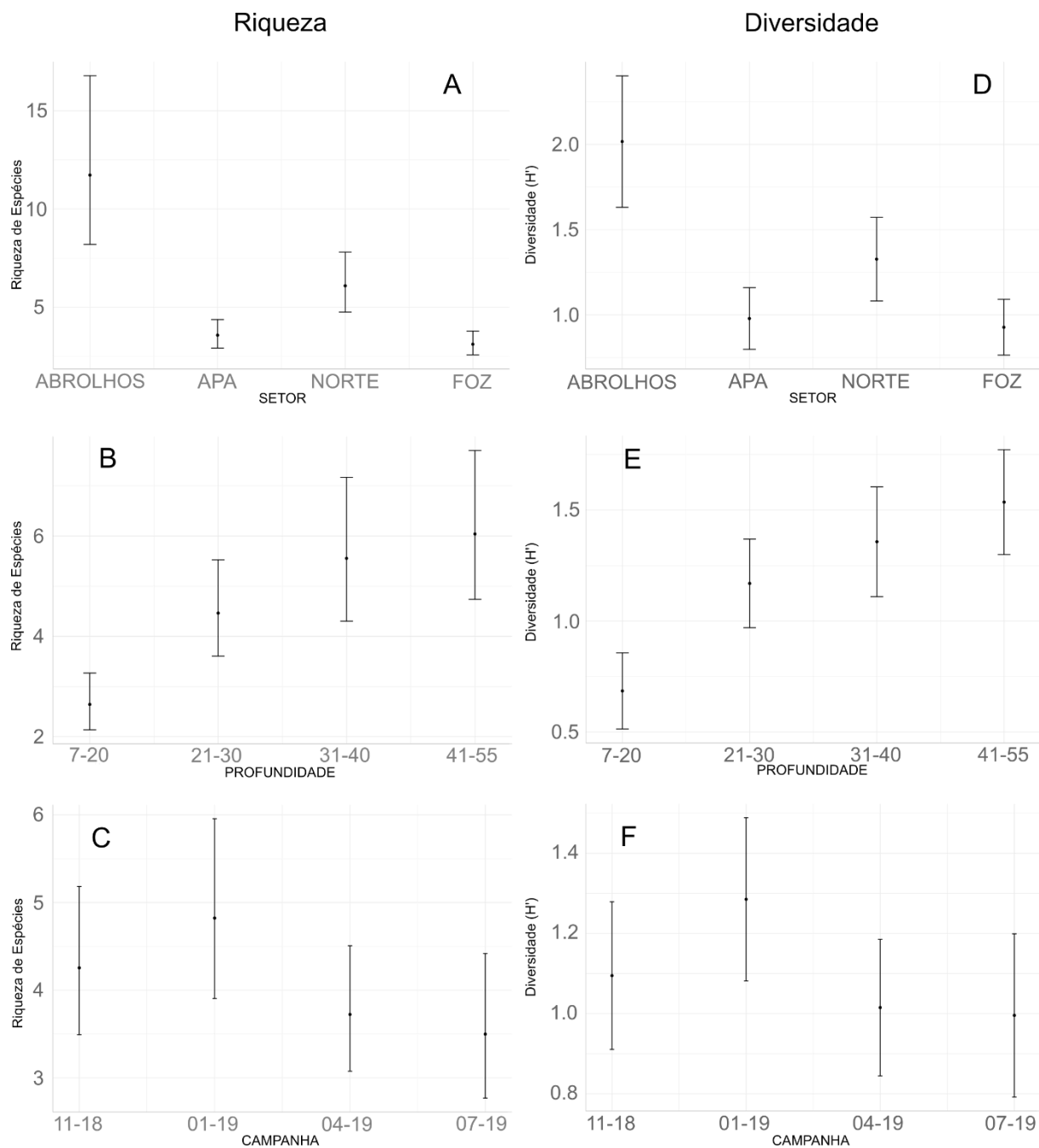
Tabela 43: Estrutura da riqueza (número de táxons) da comunidade de Mollusca com partes moles para o Ano 1 obtido através de modelo linear generalizado (GLM). GL – graus de liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

|              | GL | Desvio | GL Residual | Desv. Residual | p                          |
|--------------|----|--------|-------------|----------------|----------------------------|
| Setor        | 3  | 40,2   | 140         | 186            | <b>9,49e<sup>-09</sup></b> |
| Profundidade | 3  | 27,3   | 137         | 158            | <b>5,19e<sup>-06</sup></b> |
| Campanha     | 3  | 5,4    | 134         | 153            | 0,145                      |
| Resíduo      | NA | NA     | 143         | 226            | NA                         |

Tabela 44: Estrutura da diversidade de Shannon-Weaver da comunidade de Mollusca com partes moles para o Ano 1 obtido através de modelo linear com distribuição normal (LM). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

|              | GL  | Soma dos quadrados | Quadrados médios | F     | p                          |
|--------------|-----|--------------------|------------------|-------|----------------------------|
| Setor        | 3   | 9,64               | 3,212            | 9,98  | <b>5.54e<sup>-06</sup></b> |
| Profundidade | 3   | 10,36              | 3,454            | 10,73 | <b>2.28e<sup>-06</sup></b> |
| Campanha     | 3   | 1,69               | 0,563            | 1,75  | 1,160                      |
| Resíduo      | 134 | 43,12              | 0,322            | NA    | NA                         |

Figura 300: Variação da riqueza (A-C) e diversidade (D-F) da comunidade de Mollusca com partes moles entre os setores, profundidades e campanhas. pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança.



A regressão através do modelo *Random Forest* também foi aplicada para a comunidade de Mollusca com partes moles. O padrão geral segue o que foi observado para a comunidade de Polychaeta, com ambos os indicadores se relacionando positivamente com variáveis ambientais e negativamente com variáveis relacionadas ao rejeito (Figura 301 e Figura 302). Para a riqueza, o modelo selecionado incluiu quatro variáveis, sendo duas variáveis consideradas ambientais – Carbonato de Cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) e tamanho médio do grão de sedimento – e as outras duas relacionadas à presença do rejeito – IMS e a concentração de Cobalto (Co) no sedimento. Este modelo apresentou uma cobertura de 10,42% do total de variação da riqueza explicada, com  $R^2$  de 0,35 ( $t = 4.4697$ ,  $df = 142$ ,  $p < 0,05$ ) entre a riqueza predita pelo modelo e a observada (Figura 301). Já para a diversidade, seis variáveis foram selecionadas, quatro ambientais (Carbonato de Cálcio, Nitrogênio, Carbono e Tamanho médio do grão) e duas relacionadas ao rejeito (IMS e Cobalto), com uma cobertura de 25,59% da variação explicada pelo modelo, com  $R^2$  de 0,50 ( $t = 6.9885$ ,  $df = 142$ ,  $p < 0,05$ ) entre a diversidade predita pelo modelo e a observada (Figura 302).

Figura 301: Dependência parcial da riqueza de Mollusca com partes moles em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão *Random Forest* no Ano 1.

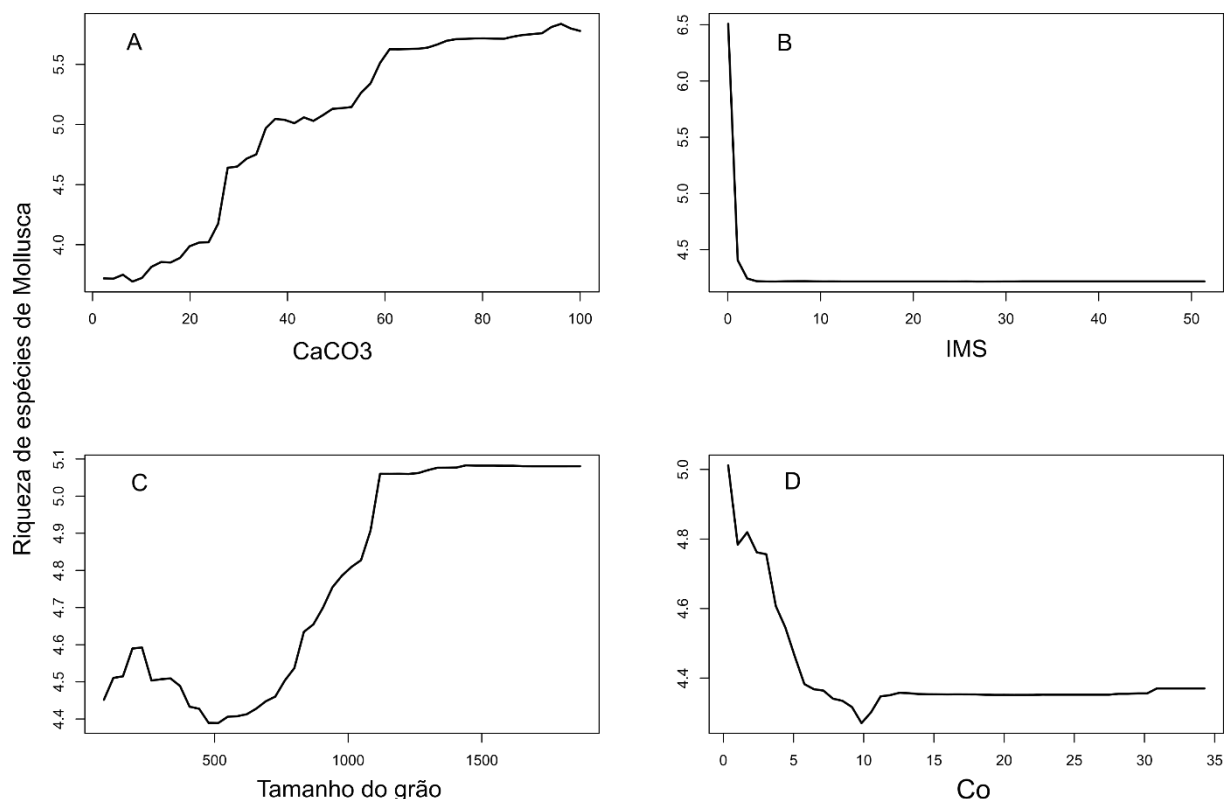
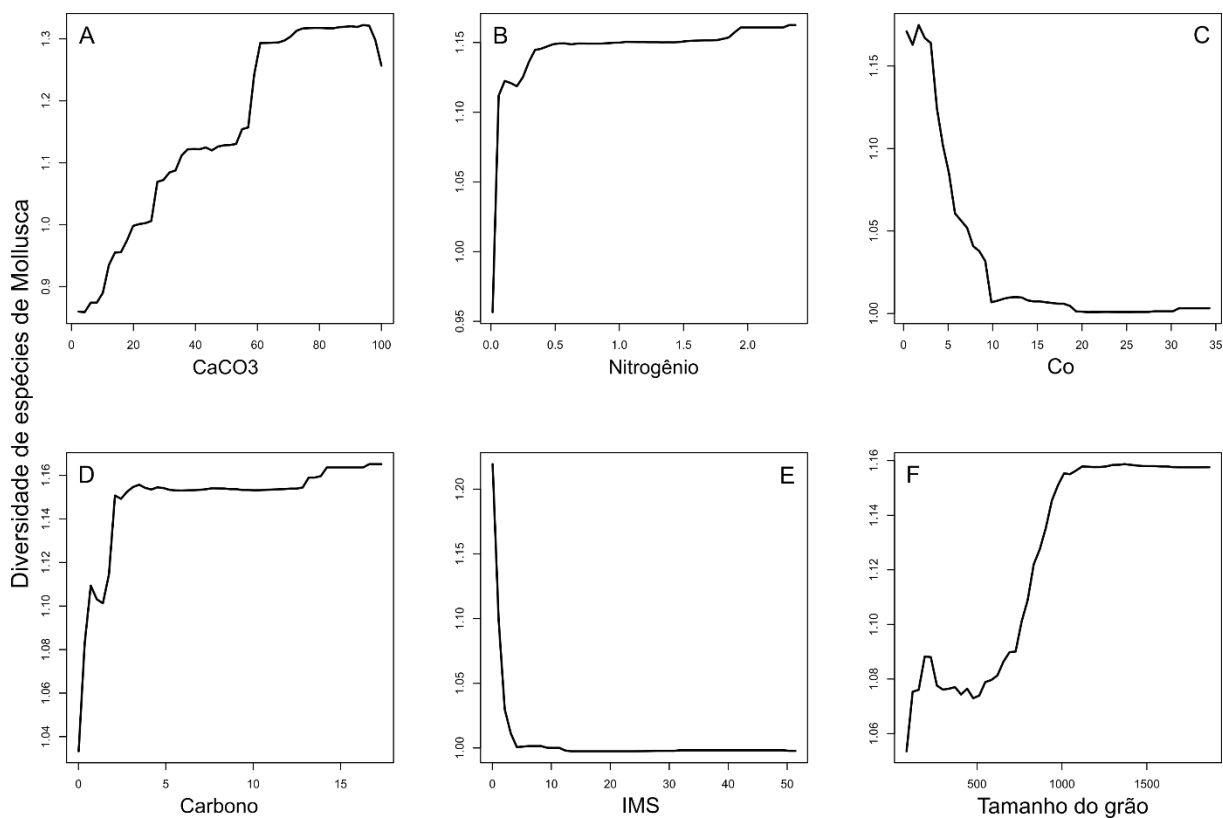




Figura 302: Dependência parcial da diversidade (Shannon-Weaver) de Mollusca com partes moles em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão *Random Forest* no Ano 1.



Os gráficos de compartilhamento de espécies (Figura 303) indicam um padrão de distribuição para a comunidade de Mollusca com partes mole semelhante ao observado para espécies de Polychaeta. Isto é, algumas estações concentram uma alta riqueza exclusiva, enquanto o número de espécies compartilhadas tende a diminuir, conforme mais estações são consideradas. Os resultados sugerem que a comunidade de Mollusca também não é uniforme nos setores e tende a ser mais diversa em estações mais afastadas da costa.

referem. As estações são ordenadas pela distância decrescente para a costa.



A comunidade de vestígios de Mollusca segue o já apresentado para as comunidades anteriores, mais uma vez, com variação significativa entre setores e profundidades, enquanto entre campanhas não foi encontrada variação significativa (Tabela 45Tabela 46). Riqueza e diversidade (Shannon-Weaver) de espécies também se comportam de forma similar quando comparados entre si, com pequena diferença na estrutura nas estações mais profundas (Figura 304). Entre os setores, os maiores valores de riqueza e diversidade são encontrados em Abrolhos e os menores na Foz, contrastes significativos entre os setores são encontrados entre Foz e Abrolhos para os dois indicadores e entre Foz e os setores Apa e Norte somente para a riqueza (Figura 304.A e D). Observa-se, da mesma forma, uma tendência ao aumento de riqueza e diversidade com o aumento da profundidade. Contrastes significativos se apresentam apenas entre a primeira faixa de profundidade (7-20) e as demais categorias para os dois indicadores (Figura 304. B e E). Para as campanhas, por não apresentarem estruturação significativa,

nenhum padrão de variação pode ser observado e o contraste entre as campanhas não é significativo (Figura 304. C e F).

Tabela 45: Estrutura da riqueza (número de táxons) da comunidade de vestígios de Mollusca para o Ano 1 obtido através de modelo linear generalizado (GLM). GL – graus de liberdade. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

|              | GL | Desvio | GL Residual | Desv. Residual | p                          |
|--------------|----|--------|-------------|----------------|----------------------------|
| Setor        | 3  | 46,24  | 140         | 201            | <b>5,05e<sup>-10</sup></b> |
| Profundidade | 3  | 44,29  | 137         | 157            | <b>1,31e<sup>-09</sup></b> |
| Campanha     | 3  | 5,32   | 134         | 152            | 0,150                      |
| Resíduo      | NA | NA     | 143         | 248            | NA                         |

Tabela 46: Estrutura da diversidade de Shannon-Weaver da comunidade de vestígios de Mollusca para o Ano 1 obtido através de modelo linear com distribuição normal (LM). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

|              | GL  | Soma dos quadrados | Quadrados médios | F     | p                          |
|--------------|-----|--------------------|------------------|-------|----------------------------|
| Setor        | 3   | 8,93               | 2,978            | 13,32 | <b>1.17e<sup>-07</sup></b> |
| Profundidade | 3   | 9,03               | 3,011            | 13,46 | <b>9.87e<sup>-08</sup></b> |
| Campanha     | 3   | 0,77               | 0,257            | 1,15  | 0,332                      |
| Resíduo      | 134 | 29,96              | 0,224            | NA    | NA                         |

A regressão através do modelo *Random Forest* também foi aplicada para a comunidade de vestígios de Mollusca. Mais uma vez, o padrão geral segue o que foi observado para as comunidades anteriores: para a maioria das variáveis preditoras selecionadas os indicadores ecológicos se relacionam positivamente com variáveis ambientais e negativamente com variáveis relacionadas ao rejeito. Para a riqueza, o modelo selecionado incluiu quatro variáveis, todas consideradas ambientais: Carbonato de Cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ), Tamanho do grão, Seleção do grão e percentual de lama nas amostras (silte-argila). Importante notar a relação negativa observada entre a riqueza e o percentual de lama nas amostras (silte-argila) que pode ser tanto relativa ao próprio ambiente, como também relacionada ao rejeito. Este modelo apresentou uma cobertura de 35,50% do total de variação da riqueza explicada e com  $R^2$  de 0,59 ( $t = 8.8427$ ,  $df = 142$ ,  $p < 0,05$ ) entre a riqueza predita pelo modelo e a observada (Figura 305). Já para a diversidade, três variáveis foram selecionadas, duas ambientais: Tamanho médio do grão e Seleção do grão, correlacionadas positivamente e, o metal traço Bário (Ba), característico do rejeito, com correlação negativa. Cerca de 26,76% da variação da diversidade foi explicada pelo modelo, com  $R^2$  de 0,53 ( $t = 7.3778$ ,  $df = 142$ ,  $p < 0,05$ ) entre a diversidade predita pelo modelo e a observada (Figura 306).

Figura 304: Variação da riqueza (A-C) e diversidade (D-F) da comunidade de vestígios de Mollusca entre os setores, profundidades e campanha. Pontos indicam a média e as barras o intervalo de confiança.

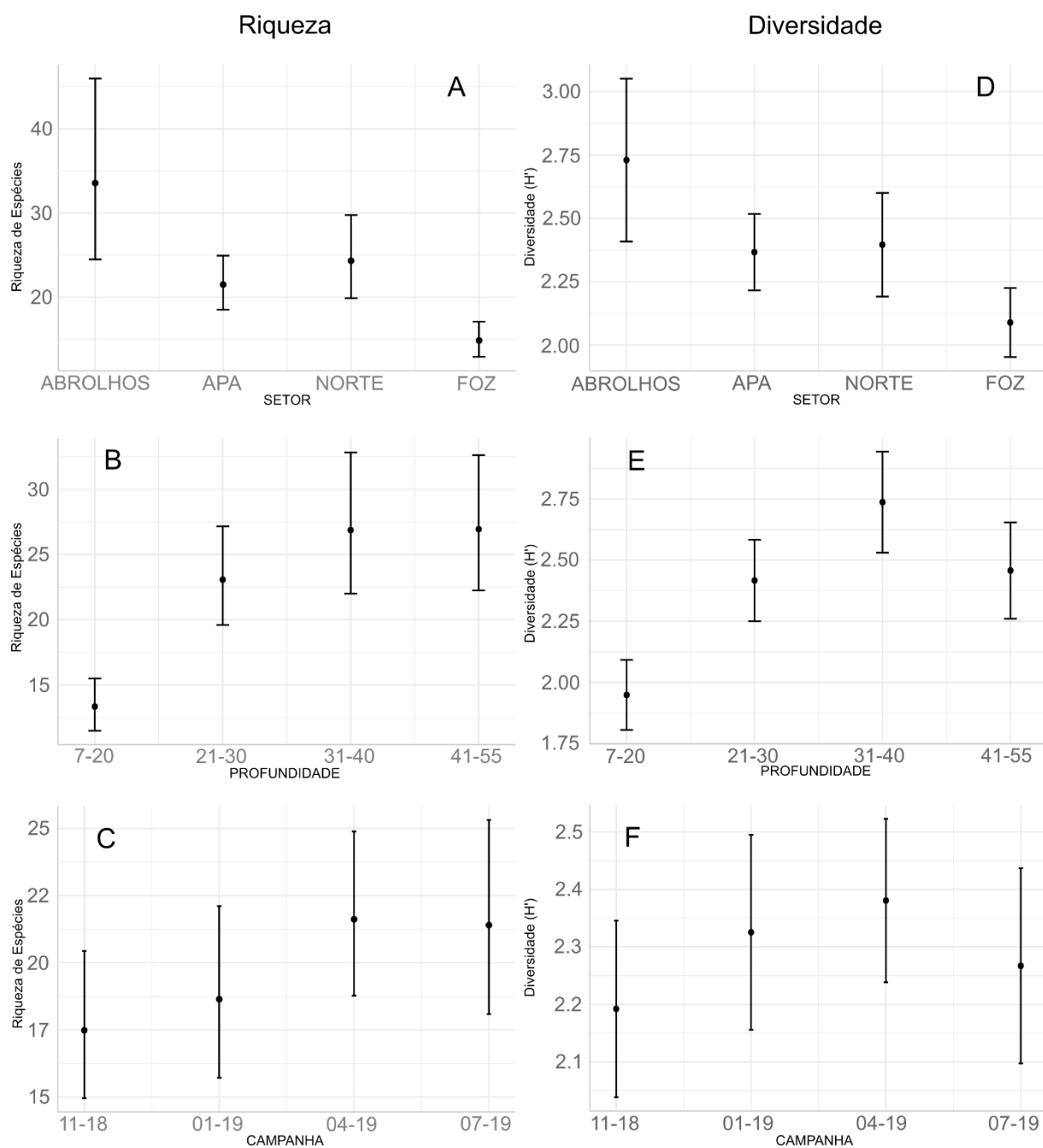


Figura 305: Dependência parcial da riqueza de vestígios de Mollusca em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão *Random Forest* no Ano 1.

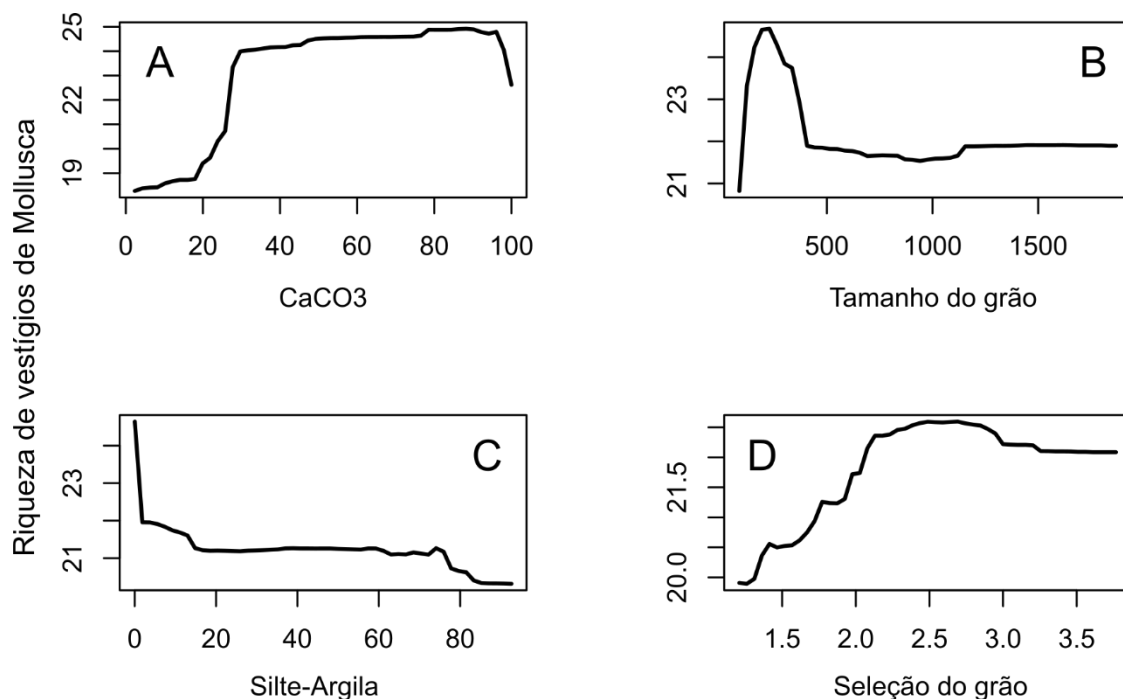
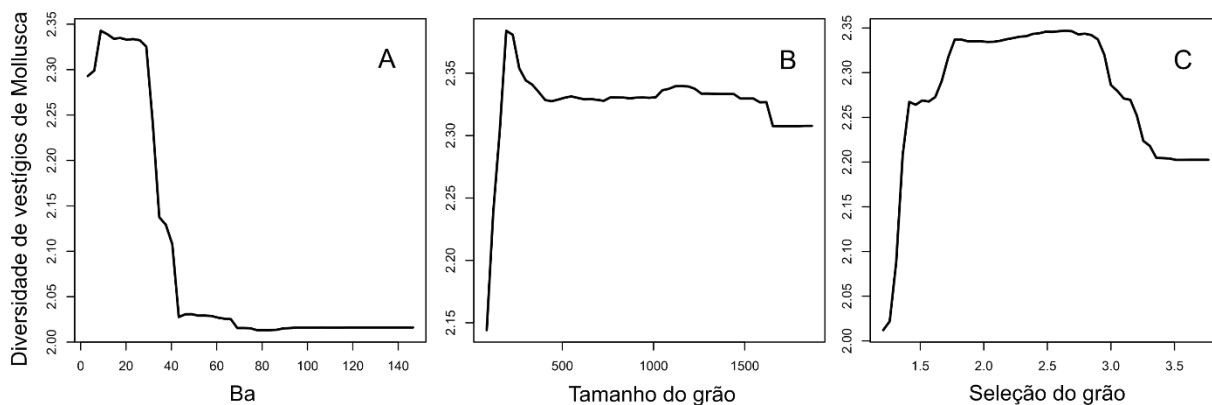


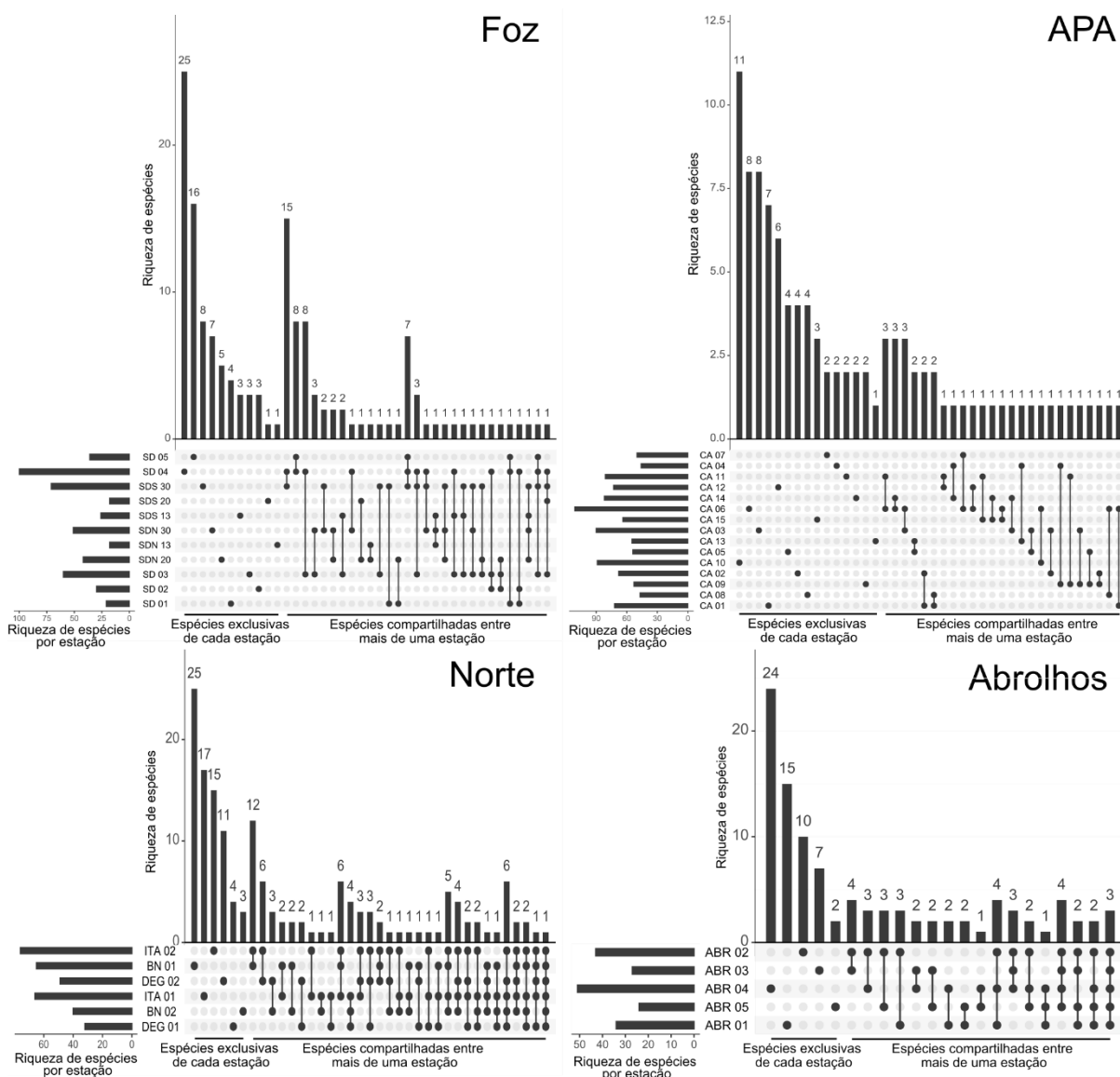
Figura 306: Dependência parcial da diversidade (Shannon-Weaver) de vestígios de Mollusca em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão *Random Forest* no Ano 1.



Os gráficos de compartilhamento de espécies para a comunidade de vestígios de Mollusca mostram um padrão levemente diferente do apresentado para as comunidades anteriores (Figura 307). Para esta comunidade ainda existem algumas estações que concentram uma alta riqueza exclusiva, entretanto, o nível de compartilhamento é maior do que para Mollusca com partes moles e Polychaeta, com muitas espécies ocorrendo em duas ou mais estações. Os resultados sugerem que os vestígios de Mollusca apresentam uma uniformidade maior do que as comunidades anteriores. Mesmo assim, ainda é possível observar um padrão de aumento da riqueza com o distanciamento da costa, uma vez

que, mesmo nos casos em que valores elevados de riqueza compartilhada foram encontrados, estes resultados incluem, em sua maioria, estações mais próximas da costa.

Figura 307: Compartilhamento de espécies identificadas através de vestígios de Mollusca entre as estações nos diferentes setores. Barras horizontais indicam a riqueza de espécies em cada estação. Barras verticais indicam o número de espécies compartilhadas entre as estações. A matriz na parte inferior direita indica o conjunto de estações às quais as espécies compartilhadas se referem. As estações são ordenadas pela distância decrescente para a costa.



#### AMBI - Índice Biótico Marinho AZTI

Além dos descritores acima apresentados, analisamos também a resposta das comunidades de moluscos com partes moles e vestigiais através do índice AMBI (Índice biótico marinho da AZTI, BORJA et al. 2000). O AMBI é um índice da qualidade do ambiente que se fundamenta na distribuição e abundâncias de espécies da macrofauna bentônica de substratos inconsolidados estuarinos e costeiros. O índice se baseia na proporção da abundância de cinco grupos de susceptibilidade

ecológica, estabelecidos através do grau de sensibilidade/tolerância a gradientes de estresse ambiental (BORJA et al., 2000). Os grupos ecológicos são estabelecidos com base no compilado de conhecimento especializado e atualizado. Até o momento a lista de espécies do AMBI conta com mais dez mil táxons, com sua última atualização em dezembro de 2020.

Para o cálculo do AMBI foi utilizado o *software* de uso livre AMBI: *Azti Marine Biotic Index* disponibilizado pelo próprio laboratório da Azti no site: <http://www.azti.es>. Conforme recomendado por Borja et al. (2012), as espécies não listadas foram agrupadas em espécies do mesmo gênero ou família presentes na lista. Espécies que não tinham seus gêneros e nem representante da família na lista foram ignoradas na computação do índice quando consideradas “insignificantes” (com a densidade muito baixa). As que apresentaram este problema, mas com uma densidade elevada, foram classificadas baseadas em levantamento da literatura e na consulta com especialista. A partir das comunidades de moluscos amostradas, calcula-se um valor de AMBI entre 0 (ambiente sem alterações) e 6 (muito alterado) ou 7 (extremamente alterado) como na Tabela 47.

Tabela 47: Valores do índice AMBI, classificação do ambiente e saúde da comunidade bentônica, indo de lugares não perturbados até extremamente perturbados. Adaptado de Borja et al. (2000) e Muxika et al. (2005).

| Valores AMBI     | Grupo ecológico dominante | Saúde da comunidade bentônica     | Classificação de perturbação do local |
|------------------|---------------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|
| 0.0 < AMBI ≤ 0.2 | I                         | Normal                            | Não perturbado                        |
| 0.2 < AMBI ≤ 1.2 |                           | Empobrecido                       |                                       |
| 1.2 < AMBI ≤ 3.3 | III                       | Desequilibrado                    | Ligeiramente perturbado               |
| 3.3 < AMBI ≤ 4.3 |                           | Transição para poluído            | Moderadamente perturbado              |
| 4.3 < AMBI ≤ 5.0 | IV-V                      | Poluído                           |                                       |
| 5.0 < AMBI ≤ 5.5 |                           | Transição para fortemente poluído | Fortemente perturbado                 |
| 5.5 < AMBI ≤ 6.0 | V                         | Fortemente poluído                |                                       |
| Azóico           | Azóico                    | Azóico                            | Extremamente perturbado               |

O uso deste índice, visa investigar as possíveis diferenças na classificação das estações a partir de ambas as comunidades de moluscos com partes moles e vestigiais e a influência das variáveis preditoras (ambientais e relacionadas ao rejeito) nessas classificações. Partindo das premissas levantadas acima, testaremos duas hipóteses: (1) o uso das comunidades de moluscos vestigiais e com partes mole no cálculo do índice AMBI altera a classificação de perturbação do ambiente, evidenciando presença de impacto recente; (2) o aumento das concentrações de contaminantes ligados ao rejeito leva ao aumento dos valores de AMBI, traduzindo uma piora da qualidade do ambiente.

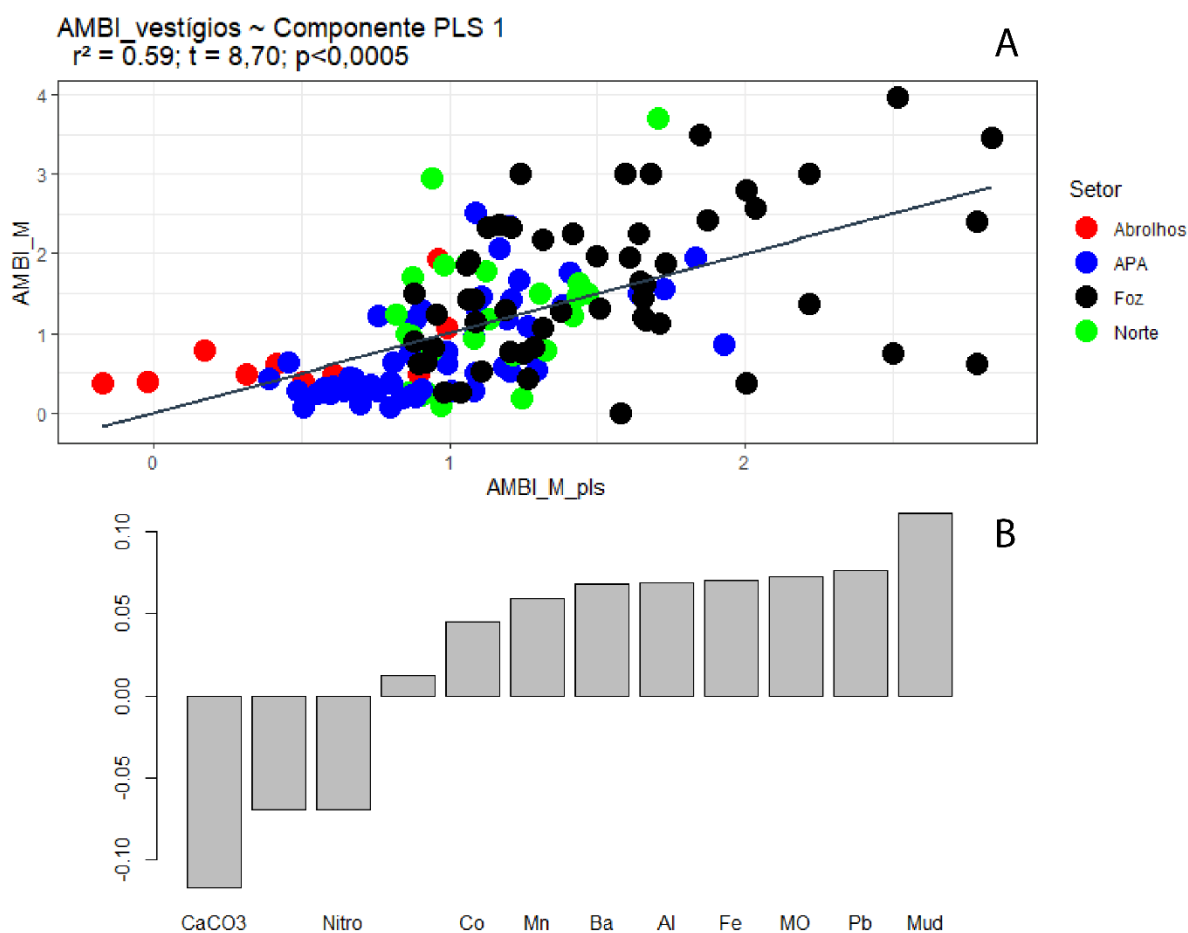
Devido à alta colinearidade dentre as variáveis preditoras relacionadas ao ambiente e ao rejeito, a adoção de um modelo linear poderia retornar coeficientes enviesados. Desta forma, para corrigir este enviesamento, optamos por usar um modelo de *regressão parcial de mínimos quadrados* (PLSR), que consiste em gerar combinações lineares das variáveis preditoras (via rotação dos componentes principais) para melhor explicar a variância da variável resposta.

A Figura 308 mostra que quando consideramos apenas as comunidades de moluscos vestigiais os maiores valores de AMBI são encontrados principalmente no setor Foz, variando entre 2 e 4, com estações (especialmente foz central e norte) classificadas entre ligeiramente perturbadas (ambiente



desequilibrado) a moderadamente perturbadas (ambiente em transição para poluído), assim como algumas estações do setor Norte, como ITA01 e BN02. O Setor Abrolhos é o menos alterado com a maioria das suas estações classificadas como não perturbadas. O setor APA também possui maioria das estações classificadas como não perturbadas e algumas como ligeiramente perturbadas. O primeiro componente do modelo PLSR está positivamente relacionado com o AMBI para comunidades vestigiais e explica significativamente, cerca de 59 % da variância do índice. Os valores do AMBI tendem a aumentar principalmente com o aumento da concentração de lama, mas também das concentrações de chumbo (Pb), matéria orgânica total (MO), ferro (FE), alumínio (Al), bário (Ba) um pouco menos por manganês (Mn), cobalto (Co) e presença do rejeito (IMS). Por outro lado, os valores de AMBI tendem a diminuir principalmente com o aumento do percentual de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>), carbono orgânico e nitrogênio (Nitro).

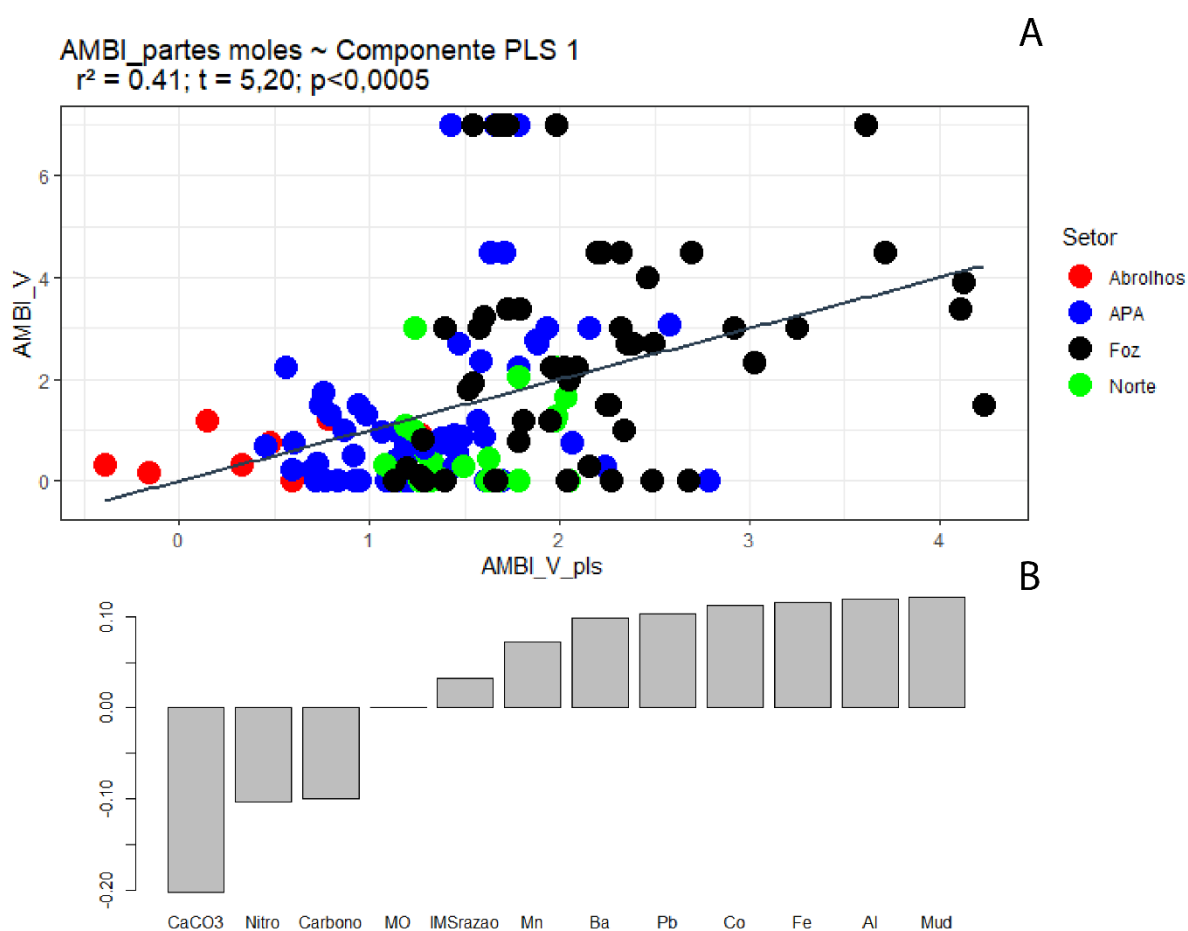
Figura 308: Relação entre o índice AMBI para comunidades de moluscos vestigiais (AMBI\_M) e os escores do primeiro componente da regressão parcial de quadrados mínimos, por setores do PMBA. A figura inferior mostra os coeficientes de regressão das variáveis preditoras selecionadas.



A Figura 309 mostra que quando consideramos apenas as comunidades de moluscos com tecidos moles os maiores valores de AMBI também são encontrados no setor Foz e em algumas estações mais rasas do setor APA, com classificações que vão desde ligeiramente perturbadas até fortemente

perturbadas e com algumas estações classificadas como extremamente perturbadas: Foz – ao centro SD01 e SD03, ao norte SDN13 e ao sul SDS13, SDS3 e Apa - CA02, CA08, com valores máximos de AMBI. Nos setores Abrolhos e Norte a maioria das estações foram classificadas como não perturbadas, e no Norte as estações e DEG01 BN02 e ITA01 foram apenas ligeiramente perturbadas. O primeiro componente do modelo PLSR está positivamente relacionado com o AMBI para comunidades de moluscos com partes moles e explica significativamente cerca de 41 % da variância do índice. Os valores do AMBI tendem a aumentar principalmente com o aumento da concentração de lama (Mud), alumínio (Al), ferro (FE), cobalto (Co), chumbo (Pb) e bário (Ba), mas também, com menor influência das concentrações de manganês (Mn) e presença do rejeito (IMSrazão). Por outro lado, os valores de AMBI tendem a diminuir principalmente com o aumento do percentual de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>), nitrogênio (Nitro) e carbono orgânico.

Figura 309: Relação entre o índice AMBI para comunidades de moluscos com partes moles (AMBI\_V) e os escores do primeiro componente da regressão parcial de quadrados mínimos, por setores do PMBA. A figura inferior mostra os coeficientes de regressão das variáveis preditoras selecionadas.



#### Indicadores da comunidade macrobentônica geral (Anos 1, 2 e 3)

Para toda a comunidade macrobentônica, a riqueza de táxons apresentou variação significativa nas três categorias testadas, Setores, Campanhas e Profundidade. Já a diversidade de Simpson, adotada

aqui para esta escala de análise de comunidades em grandes grupos, uma vez que captura melhor as variações relativas a dominância, apresentou variação significativa apenas entre os Setores (Tabela 48/Tabela 49). A riqueza de táxons apresentou um valor médio significativamente maior no setor APA quando comparado aos demais setores, sendo o menor valor registrado no setor Foz, além de uma tendência ao aumento dos seus valores, com o aumento da profundidade (Figura 310). Esse padrão não é repetido pela diversidade de Simpson onde não foi possível observar nenhum padrão espaço-temporal (Figura 311). Para ambos os indicadores, os valores registrados entre as campanhas se mantêm relativamente uniformes, com exceção da campanha de janeiro de 2019 onde os valores registrados para a riqueza são significativamente maiores que os registrados para as demais campanhas.

Tabela 48: Estrutura da riqueza (número de táxons) da comunidade macrobentônicas para os três anos de monitoramento obtido através de modelo linear generalizado (GLM). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

|                    | GL  | Soma dos quadrados | Quadrados médios | F     | p                               |
|--------------------|-----|--------------------|------------------|-------|---------------------------------|
| Setor              | 3   | 259,1              | 86,36            | 21,05 | <b><math>2,52e^{-12}</math></b> |
| Profundidade       | 3   | 123,4              | 41,13            | 10,03 | <b><math>2,69e^{-06}</math></b> |
| Campanha           | 8   | 359,1              | 44,89            | 10,94 | <b><math>2,01e^{-13}</math></b> |
| Setor:Campanha     | 20  | 507,6              | 25,38            | 6,188 | <b><math>1,23e^{-13}</math></b> |
| Setor:Profundidade | 7   | 21,3               | 3,04             | 0,742 | 1,637                           |
| Resíduo            | 279 | 1144,4             | 4,10             | NA    | NA                              |

Tabela 49: Estrutura da diversidade de Simpson da comunidade macrobentônicas para os três anos de monitoramento obtido através de modelo linear com distribuição normal (LM). GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

|                    | GL  | Soma dos quadrados | Quadrados médios | F    | p            |
|--------------------|-----|--------------------|------------------|------|--------------|
| Setor              | 3   | 0,47               | 0,158            | 4,26 | <b>0,006</b> |
| Profundidade       | 3   | 0,14               | 0,047            | 1,27 | 0,286        |
| Campanha           | 8   | 0,39               | 0,048            | 1,31 | 0,236        |
| Setor:Campanha     | 20  | 1,300              | 0,065            | 1,75 | <b>0,026</b> |
| Setor:Profundidade | 7   | 0,608              | 0,087            | 2,34 | <b>0,024</b> |
| Resíduo            | 279 | 10,345             | 0,037            | NA   | NA           |

Figura 310: Variação da riqueza da comunidade macrobentônica entre os setores, profundidades e campanhas. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança.

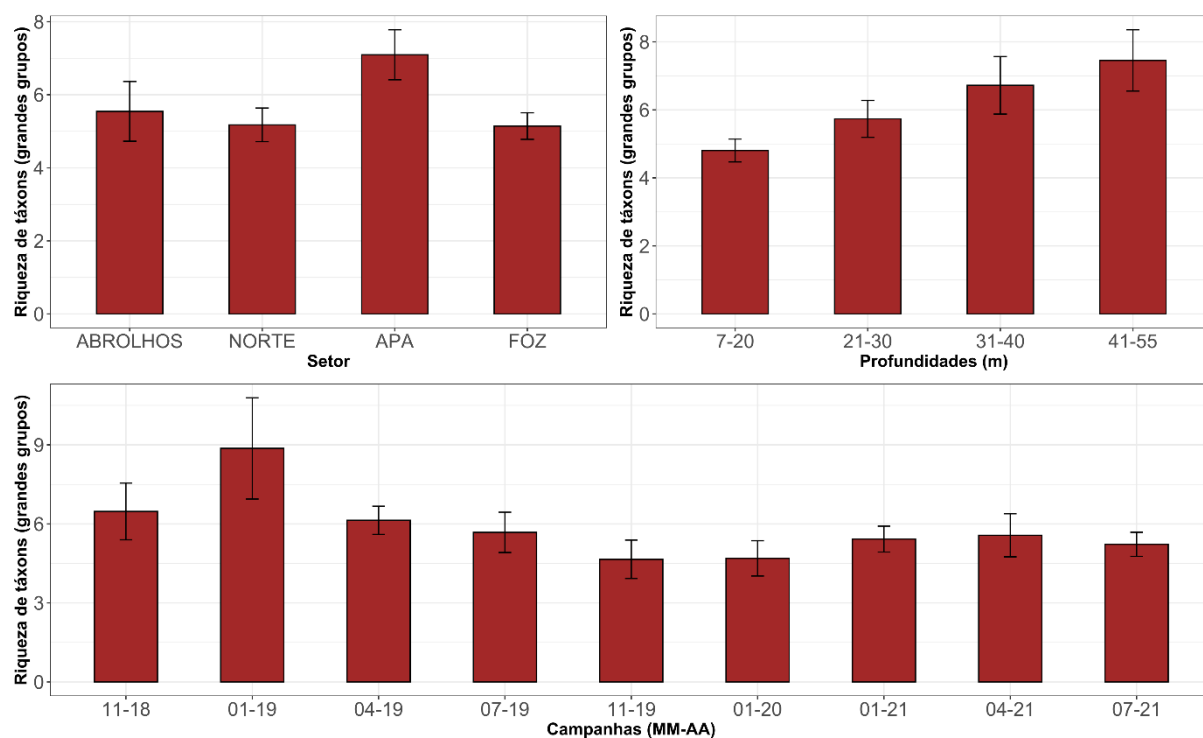
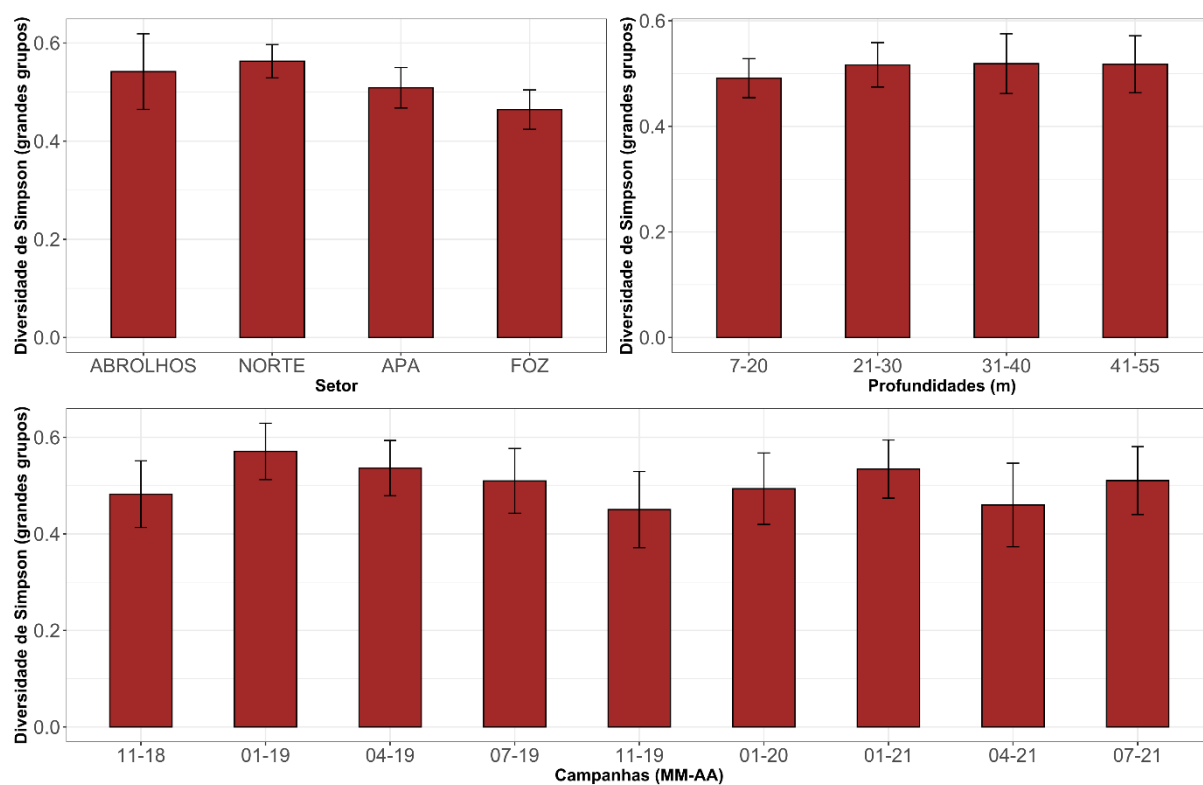
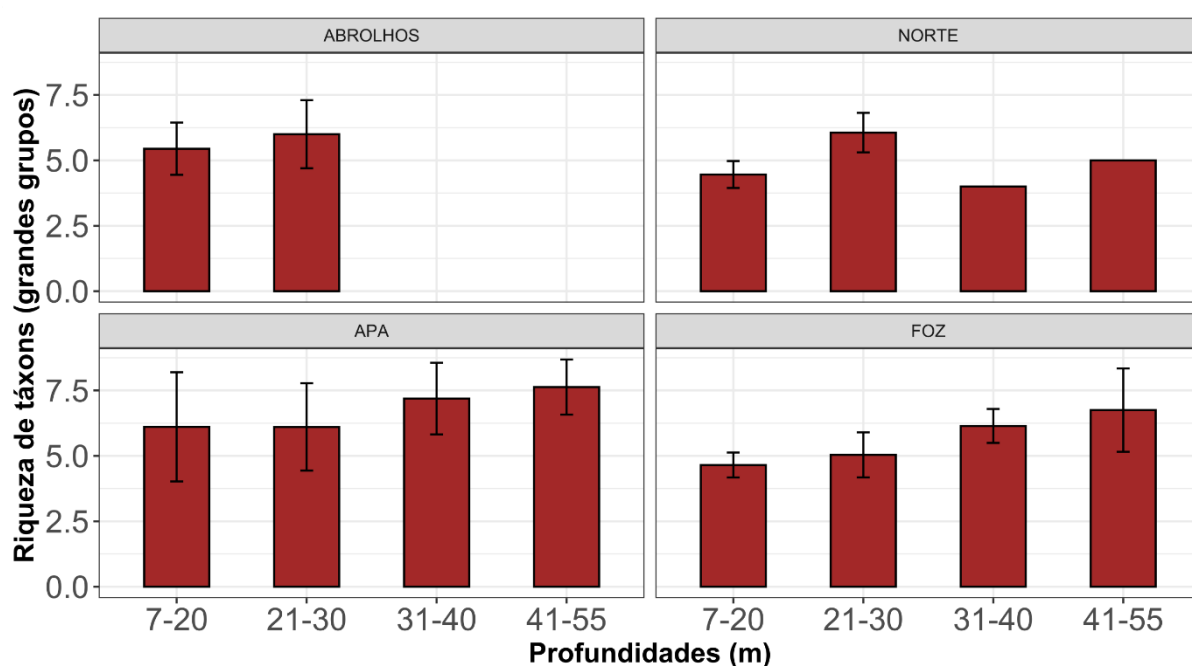


Figura 311: Variação da diversidade de Simpson da comunidade macrobentônica entre os setores, profundidades e campanhas. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança.



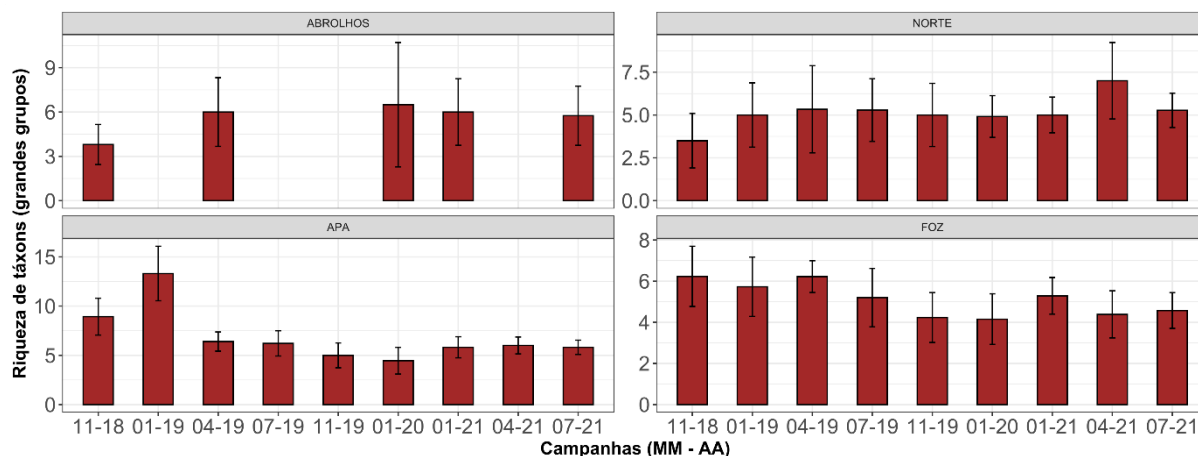
Com o objetivo de melhor descrever a variação observada nos indicadores ecológicos, os valores de riqueza e diversidade de Simpson para as diferentes campanhas e profundidades foram destrinchados entre os setores, de modo a verificar se os valores observados para essas categorias podem estar relacionados a algum dos setores delimitados no monitoramento. A riqueza de táxons, quando considerada as diferentes profundidades nos diferentes setores, apresenta o mesmo padrão de tendência ao aumento com o aumento da profundidade, principalmente nos setores APA e Foz (Figura 312). O setor Abrolhos que apresenta apenas estações rasas não permite observar essa tendência de forma clara, observa-se apenas que os valores médios na faixa entre 21 e 30 metros são maiores que na faixa mais rasa. O setor Norte não apresenta o mesmo padrão de relação entre riqueza e profundidade.

Figura 312: Variação da riqueza da comunidade macrobentônica entre as diferentes faixas de profundidade nos setores. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança.



Já a riqueza de táxons entre as campanhas nos diferentes setores não apresenta uma tendência temporal clara, mais uma vez sugerindo que a variação entre as campanhas não é significativa (Figura 313). A elevada riqueza observada na campanha de janeiro de 2019 é decorrente de um aumento na riqueza observada apenas no setor APA, indicando que esses valores podem representar um evento isolado e não um padrão para toda a área monitorada. O setor Abrolhos apresenta valores apenas para as campanhas semestrais, uma vez que este setor não é incluído nas campanhas trimestrais.

Figura 313: Variação da riqueza da comunidade macrobentônica entre as campanhas nos setores. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança.



A diversidade de Simpson, considerando as diferentes profundidades nos setores, não apresentou a mesma tendência observada para a riqueza, apresentando pouca variação em todos os setores. Variação significativa é observada apenas nas estações mais rasas do setor APA (Figura 314). Considerando a variação entre as campanhas nos setores, mais uma vez nenhum padrão ou tendência temporal pode ser descrita, demonstrando a uniformidade da comunidade ao longo do tempo amostral (Figura 315).

Figura 314: Variação da diversidade de Simpson da comunidade macrobentônica entre as diferentes faixas de profundidade nos setores. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança.

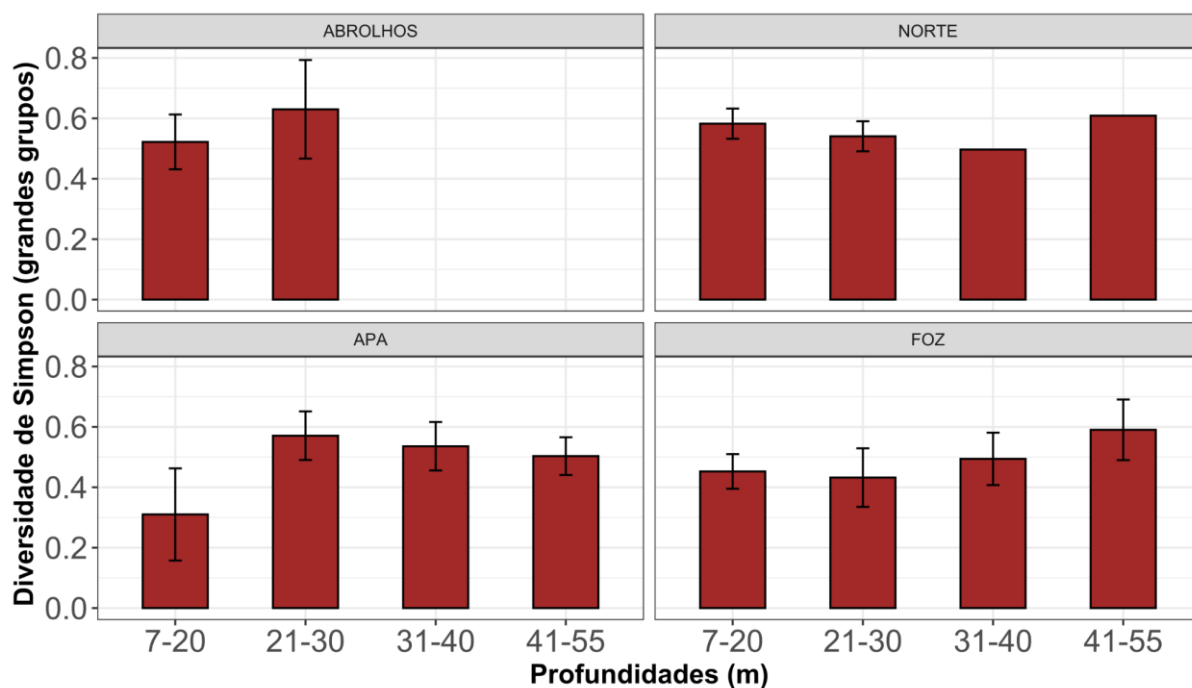
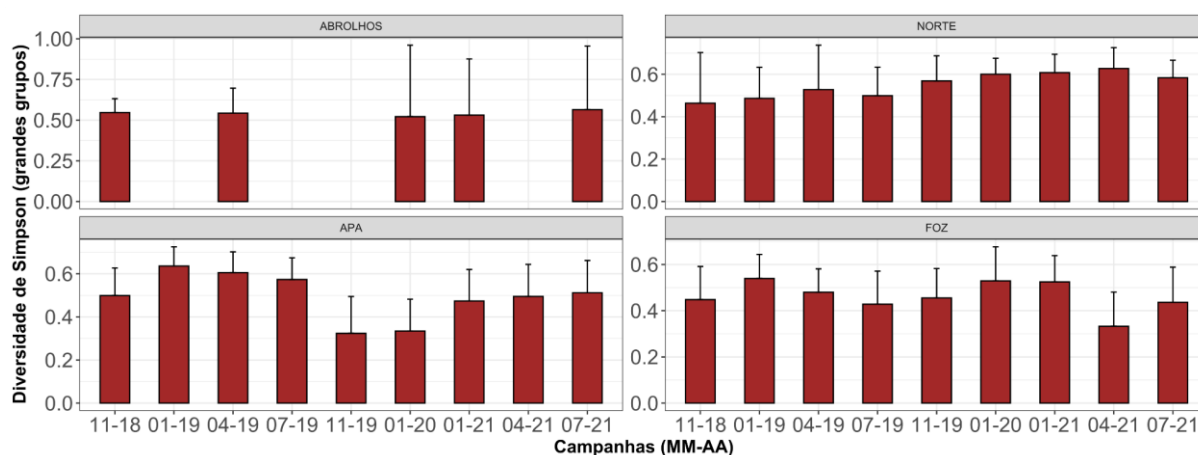


Figura 315: Variação da diversidade de Simpson da comunidade macrobentônica entre as campanhas nos setores. Barras indicam a média e as hastes o intervalo de confiança.



A relação dos indicadores da comunidade macrobentônica total com as variáveis abióticas foi verificada através de uma regressão pelo modelo *Random Forest*. Para a riqueza, o modelo selecionado incluiu quatro variáveis apresentando uma cobertura de 38,19% da variação explicada pelo modelo, com  $R^2$  de 0,62 entre a riqueza predita pelo modelo e a observada ( $t = 13.258$ ,  $df = 282$ ,  $p < 0,05$ ) (Figura 316). Das variáveis selecionadas, três são consideradas ambientais: Carbonato de Cálcio ( $CaCO_3$ ), percentual de lama nas amostras (silte-argila) e percentual de areia grossa. A quarta variável selecionada foi o metal Níquel que, apesar de fazer parte da matriz de metais, não é descrita como relacionada ao rejeito (ORLANDO et al. 2020). A riqueza apresentou uma relação negativa apenas com o percentual de silte e argila, enquanto com as demais variáveis esta relação foi positiva (Figura 316). Para a diversidade de Simpson, apenas duas variáveis foram selecionadas pelo modelo com uma cobertura de 7,9% da variação explicada e com  $R^2$  de 0,285 entre a diversidade predita pelo modelo e a observada ( $t = 5.0108$ ,  $df = 282$ ,  $p < 0,05$ ) sendo ambas as variáveis relacionadas ao rejeito: Chumbo (Pb) e IMS (Figura 317). A relação das duas variáveis selecionadas com a diversidade foi negativa.



Figura 316: Dependência parcial da riqueza da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão *Random Forest* no Ano 1.

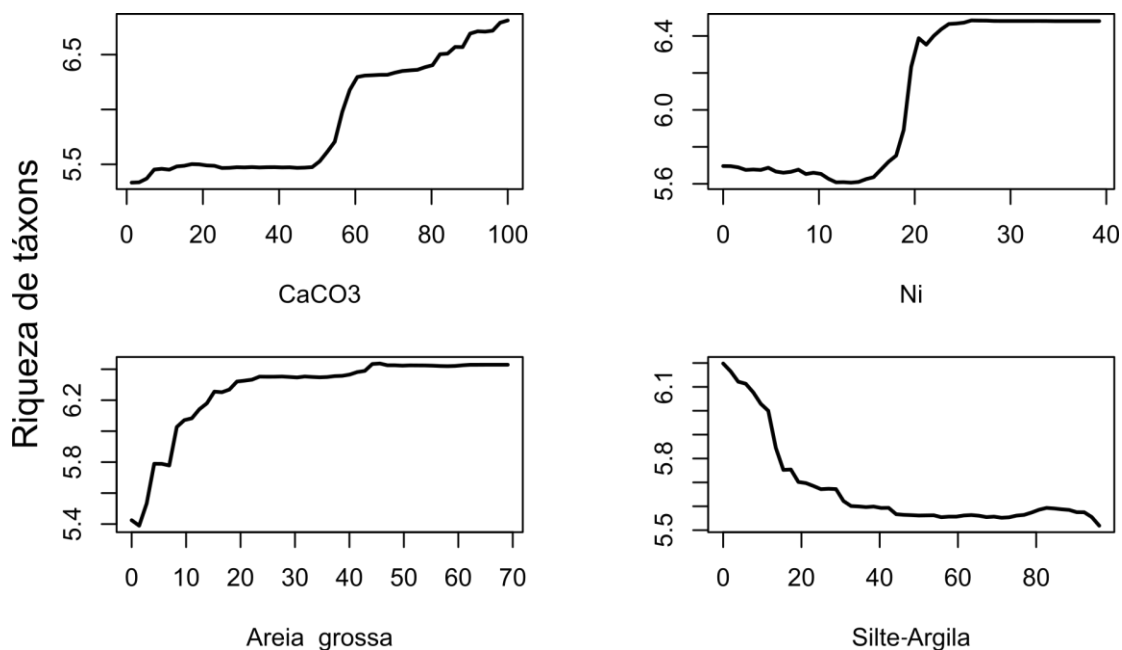
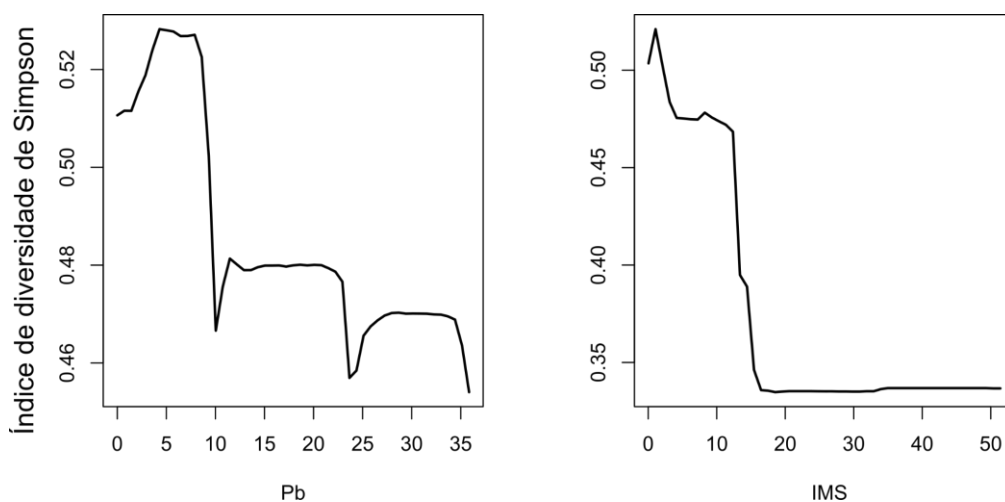


Figura 317: Dependência parcial da diversidade e Simpson da comunidade macrobentônica em relação às variáveis selecionadas no modelo de regressão *Random Forest* no Ano 1.



### 2.8.5.3 Análises multivariadas

Para verificar como a composição das comunidades bentônicas esteve estruturada entre os setores, profundidade e ao longo do tempo, foram realizadas análises de permutação multivariada (PERMANOVA) e para correlacionar a composição das comunidades com as variáveis abióticas foram realizadas análises de redundância (RDA). As variáveis abióticas preditoras foram organizadas em três partições. As partições delimitadas dizem respeito aos diferentes tipos de variáveis abióticas, ou seja,

matrizes ambiental, espacial, além de contaminantes metais (metal-IMS) e não-metals (orgânicos). Para cada partição uma rotina de análise foi estabelecida com a verificação de colinearidade (com  $vif < 6$ ) e seleção de variáveis por *forward selection*. Posteriormente, as partições foram unidas e a RDA realizada. Também foi calculado a influência de cada partição na estrutura. Dessa forma, foi possível verificar, além da estruturação da comunidade, a relação desta estrutura com variáveis de diferentes naturezas, atribuindo a presença ou não de causalidade com contaminantes relacionados ao rejeito e permitindo o teste das hipóteses levantadas no começo da sessão de Bentos Marinho de Substrato Inconsolidado.

Assim como feito para os indicadores univariados da comunidade, as análises a seguir são apresentadas em um primeiro momento para as comunidades de Polychaeta e Mollusca. Os resultados para a comunidade macrobentônica total são apresentados em seguida. Em todos os casos a estrutura da comunidade foi verificada usando as mesmas três categorias: Setores, Campanhas e Profundidades, além das interações entre estas.

#### Estrutura da comunidade de Polychaeta e Mollusca

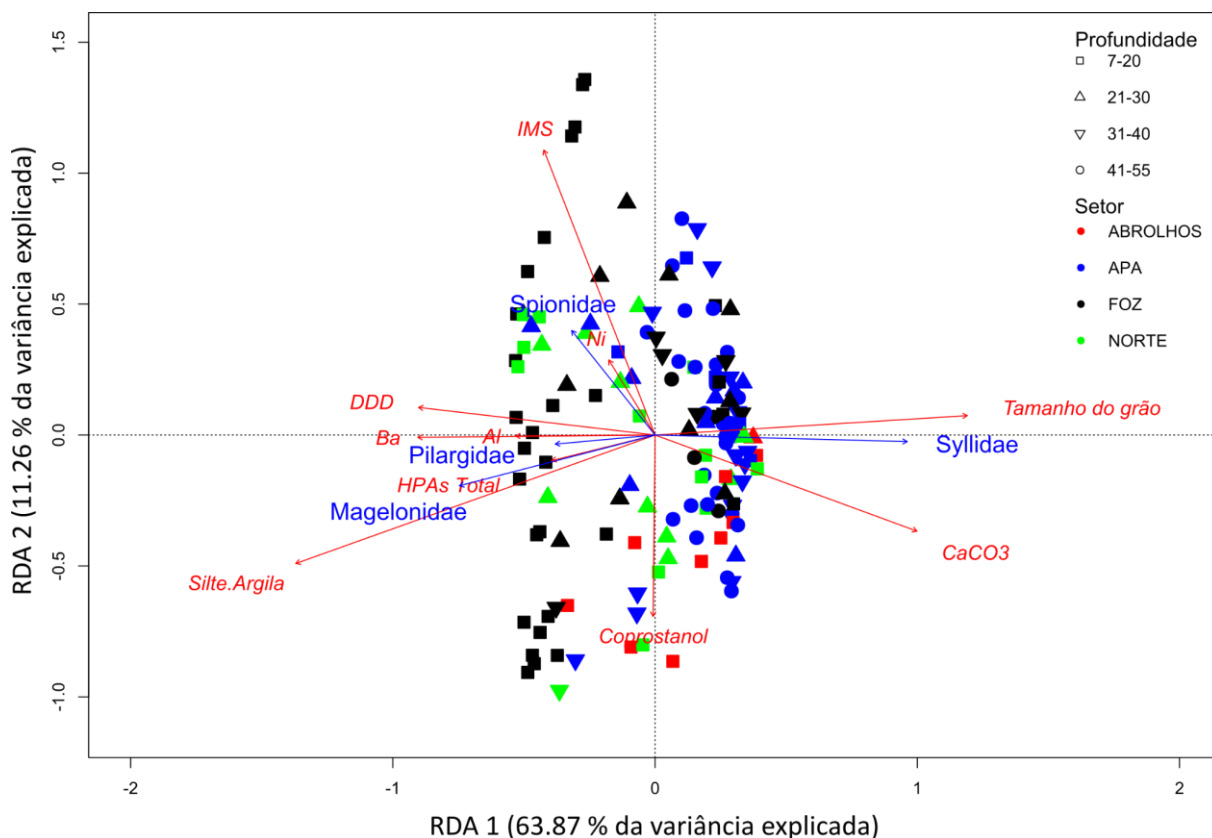
Para a comunidade de Polychaeta o modelo selecionado reteve 29,8% da variação presente na comunidade, explicando 24,4% ( $R^2$  ajustado). A estruturação nas três categorias foi significativa quando consideradas individualmente, a interação entre as categorias foi significativa apenas entre Setor e Profundidade (Tabela 50).

O resultado obtido aponta uma variação ao longo do primeiro eixo da RDA, evidenciando importante distinção de dois conjuntos de amostras: o primeiro composto pela maior parte das amostras do setor Foz e Norte (particularmente estações de Degredo, geograficamente mais próximas do setor Foz) com maiores concentrações de contaminantes orgânicos como DDD e HPAs, contaminantes metais como Ba, Al e Ni e variáveis como o percentual de Silte-Argila, além de uma contribuição do indicador da presença do rejeito o IMS (Figura 318). Por outro lado, o segundo conjunto de amostras, composto principalmente pelo setor APA, mas também com algumas amostras do Norte, e em menor número Abrolhos e Foz, foi correlacionado com maiores concentrações de Carbonato de Cálcio ( $CaCO_3$ ) e valores mais elevados para o tamanho do grão. Ao longo do segundo eixo da RDA existe mais variabilidade, principalmente relacionadas com o eixo do IMS e do coprostanol, que apresentam um gradiente de profundidade, com as estações mais rasas ordenadas nos maiores valores de IMS (Figura 318).

Tabela 50: PERMANOVA para as categorias de estruturação da comunidade de Polychaeta. GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. R<sup>2</sup> - explicação do modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,05) apresentados em negrito.

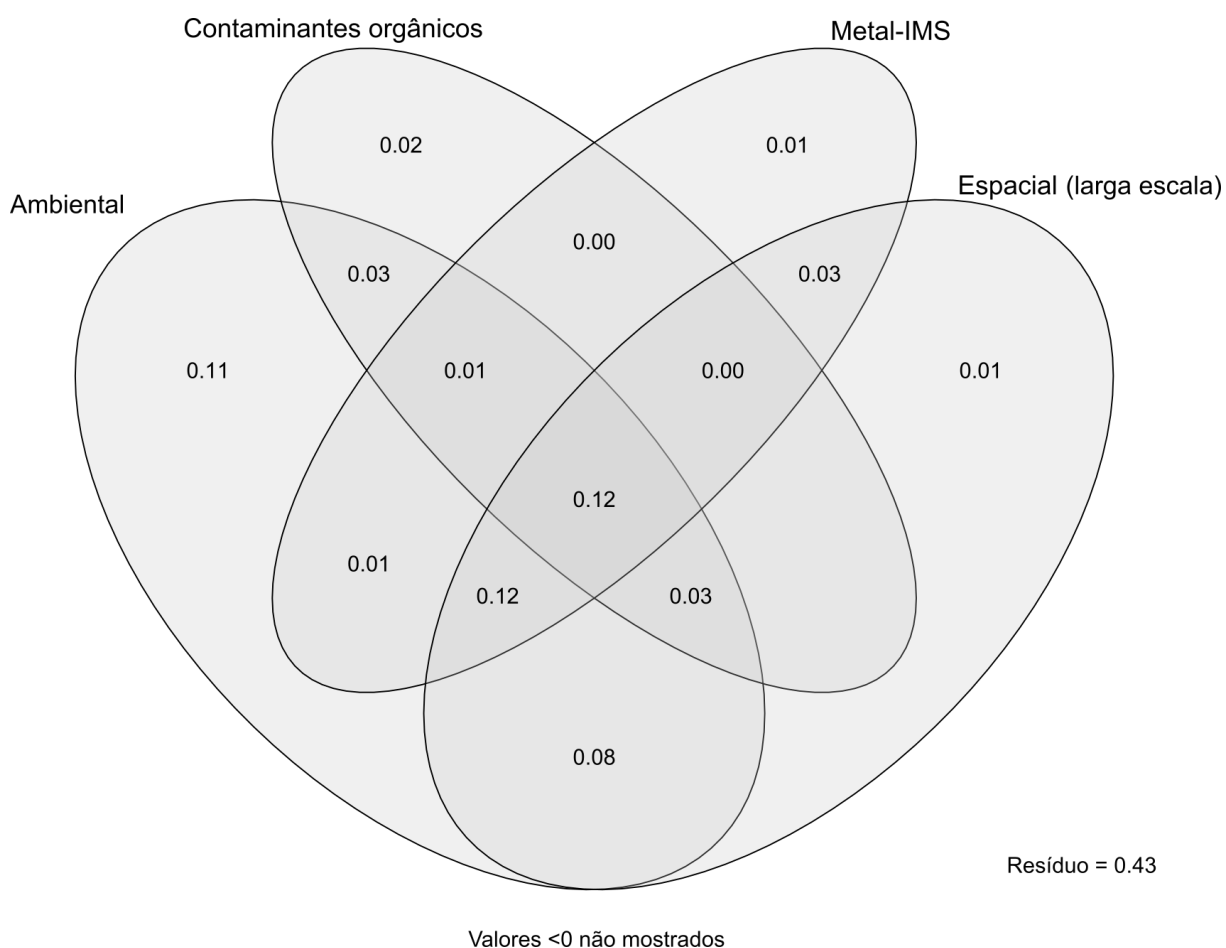
|                             | GL  | Soma dos Quadrados | Quadrados médios | F     | R <sup>2</sup> | p            |
|-----------------------------|-----|--------------------|------------------|-------|----------------|--------------|
| Setor                       | 3   | 4,774              | 1,591            | 6,910 | 0,124          | <b>0,000</b> |
| Profundidade                | 3   | 2,376              | 0,792            | 3,440 | 0,062          | <b>0,000</b> |
| Campanha                    | 1   | 0,724              | 0,724            | 3,145 | 0,019          | <b>0,007</b> |
| Setor:Profundidade          | 6   | 2,267              | 0,378            | 1,640 | 0,059          | <b>0,008</b> |
| Setor:Campanha              | 3   | 0,391              | 0,130            | 0,566 | 0,010          | 0,944        |
| Profundidade:Campanha       | 3   | 0,538              | 0,179            | 0,779 | 0,014          | 0,746        |
| Setor:Profundidade:Campanha | 4   | 0,824              | 0,206            | 0,895 | 0,021          | 0,626        |
| Resíduo                     | 116 | 26,715             | 0,230            | NA    | 0,692          | NA           |
| Total                       | 139 | 39                 | NA               | NA    | 1              | NA           |

Figura 318: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade de Polychaeta. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis.



A variação na composição da comunidade de Polychaeta foi particionada para cada uma das matrizes abióticas da RDA. A Figura 319 mostra a contribuição, individual e combinada, de cada partição. Observa-se que, da variação explicada pelo modelo da RDA, 11% são puramente devido à matriz ambiental (variáveis como granulometria e CaCO<sub>3</sub> por exemplo), enquanto a matriz de metais e IMS bem como a variação espacial em larga escala (esperada devido à distância geográfica entre as amostras) explicam apenas 1%. A maior contribuição para a explicação da variação na estrutura da comunidade é encontrada na interação entre as diferentes matrizes abióticas. A interação entre as matrizes ambiental, espacial e metal-IMS contribui com 12% de explicação para a variação, além de mais 12% quando as quatro matrizes (incluindo contaminantes orgânicos) são consideradas.

Figura 319: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade de Polychaeta.



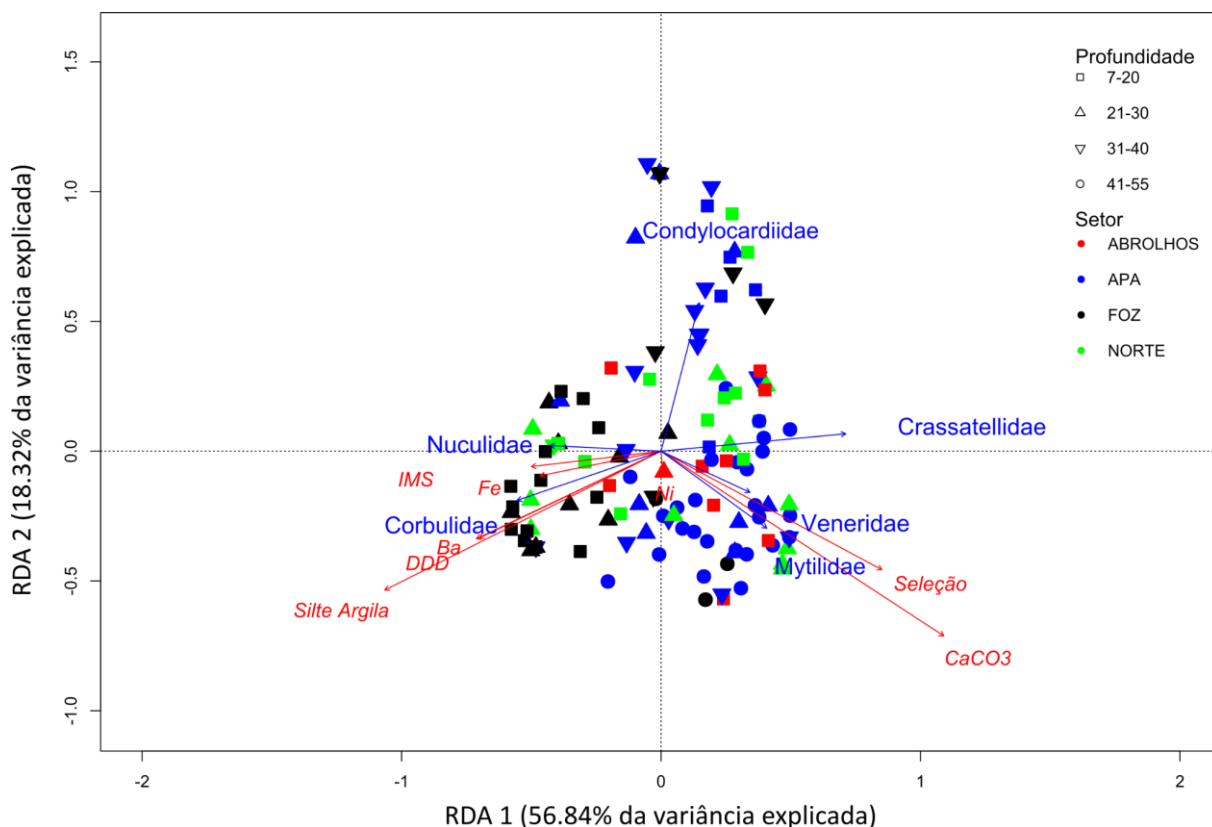
Para a comunidade de Mollusca, considerando apenas exemplares coletados com partes moles, o modelo selecionado reteve 27,9% da variação presente na comunidade, explicando 23,3% ( $R^2$  ajustado) desta variação. A estruturação pelas categorias foi significativa apenas para os setores e profundidades quando consideradas individualmente, enquanto as campanhas não apresentaram estruturação significativa. A interação entre as categorias foi significativa apenas para a interação entre Setor e Profundidade (Tabela 51).

O resultado obtido na RDA aponta uma variação ao longo do primeiro eixo semelhante ao padrão observado para a comunidade de Polychaeta, com um primeiro conjunto de amostras representado pelas estações da Foz e Norte (Degredo) associadas a maiores concentrações de Fe, Ba, DDD e Silte-Argila, além de valores mais elevados de IMS (Figura 320). O segundo conjunto de amostras é representado principalmente por amostras das estações da APA e demais estações do Norte, sendo associadas aos maiores valores de CaCO<sub>3</sub> e seleção de grão. Para a comunidade de Mollusca com partes moles, o segundo eixo da RDA não apresenta um padrão evidente, apesar de contribuir com mais de 18% da variação explicada (Figura 320).

Tabela 51: PERMANOVA para as categorias de estruturação da comunidade de Mollusca com partes moles. GL – Graus de Liberdade. F – Fator de distribuição da variância. R<sup>2</sup> - explicação do modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,05) apresentados em negrito.

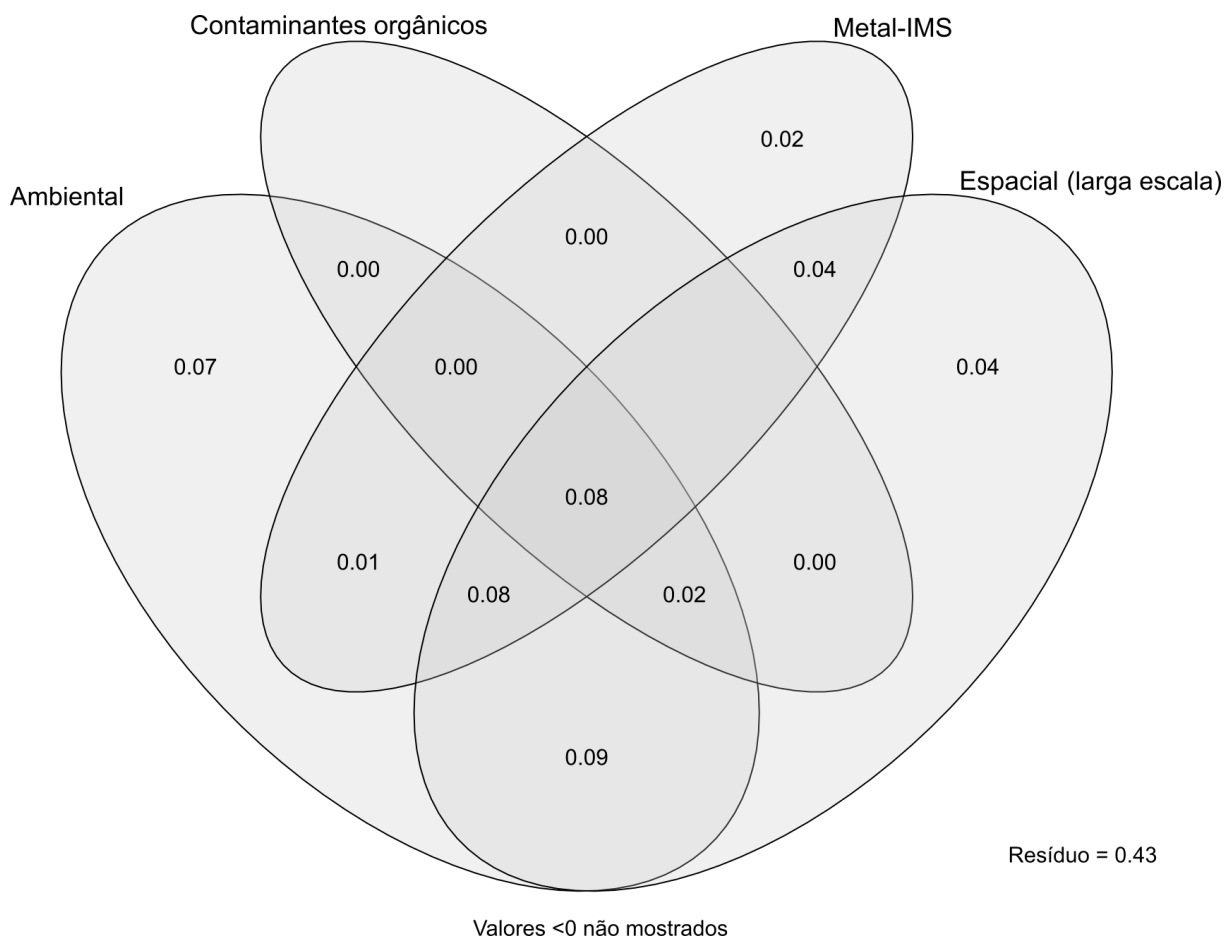
|                             | GL  | Soma dos Quadrados | Quadrados médios | F     | R <sup>2</sup> | p            |
|-----------------------------|-----|--------------------|------------------|-------|----------------|--------------|
| Setor                       | 3   | 6,712              | 2,237            | 9,762 | 0,167          | <b>0,000</b> |
| Profundidade                | 3   | 3,068              | 1,023            | 4,463 | 0,076          | <b>0,000</b> |
| Campanha                    | 1   | 0,352              | 0,352            | 1,534 | 0,009          | 0,182        |
| Setor:Profundidade          | 6   | 3,407              | 0,568            | 2,477 | 0,085          | <b>0,000</b> |
| Setor:Campanha              | 3   | 0,546              | 0,182            | 0,794 | 0,014          | 0,688        |
| Profundidade:Campanha       | 3   | 0,477              | 0,159            | 0,694 | 0,012          | 0,785        |
| Setor:Profundidade:Campanha | 4   | 0,286              | 0,071            | 0,312 | 0,007          | 0,996        |
| Resíduo                     | 111 | 25,439             | 0,229            | NA    | 0,631          | NA           |
| Total                       | 134 | 40                 | NA               | NA    | 1              | NA           |

Figura 320: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade de Mollusca com partes moles. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis.



A partição da estrutura entre as diferentes matrizes de variáveis abióticas para a comunidade de Mollusca com partes moles também mostra um padrão semelhante ao encontrado para a comunidade de Polychaeta. No geral, os valores são ligeiramente mais baixos, contudo, a maior fração também é explicada pela interação das quatro matrizes e pela interação das matrizes ambiental, espacial e metal-IMS com 8% da variação explicada (Figura 321). Individualmente, a matriz ambiental apresenta a maior parcela de explicação com 7%, enquanto a matriz espacial apresenta 4% e a matriz metal-IMS 2% (Figura 321).

Figura 321: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade de Mollusca com partes moles.



Para a comunidade de vestígios de Mollusca o modelo selecionado reteve 29,8% da variação presente na comunidade, explicando 24,4% ( $R^2$  ajustado) desta variação. A estruturação se mostrou significativa para todas as categorias individualmente e, mais uma vez, a interação entre as categorias foi significativa apenas para a interação entre Setor e Profundidade (Tabela 52).

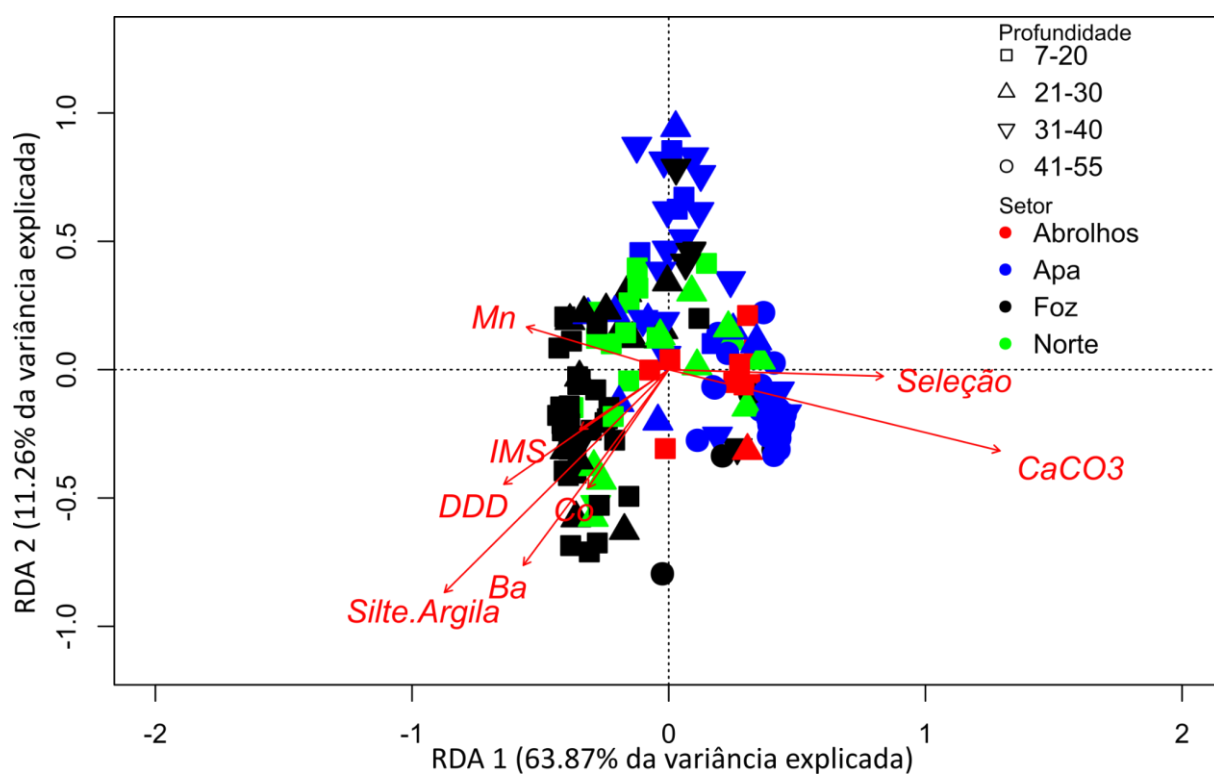
O resultado obtido na RDA aponta para o mesmo padrão de variação ao longo do primeiro eixo apresentado nas comunidades anteriores. O primeiro conjunto de amostras é representado pelas estações da Foz e Norte (Degredo) associadas a maiores concentrações de Ba, Co, Mn, DDD e Silte-Argila e valores mais elevados de IMS (Figura 322). O segundo conjunto de amostras é representado por amostras das estações da APA e demais estações do Norte, assim como para a comunidade de Mollusca com partes moles, estas amostras estão associadas aos maiores valores de  $\text{CaCO}_3$  e seleção de grão (Figura 322).



Tabela 52: PERMANOVA para as categorias de estruturação da comunidade de vestígios de Mollusca. GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância.  $R^2$  - explicação do modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo ( $p < 0,05$ ) apresentados em negrito.

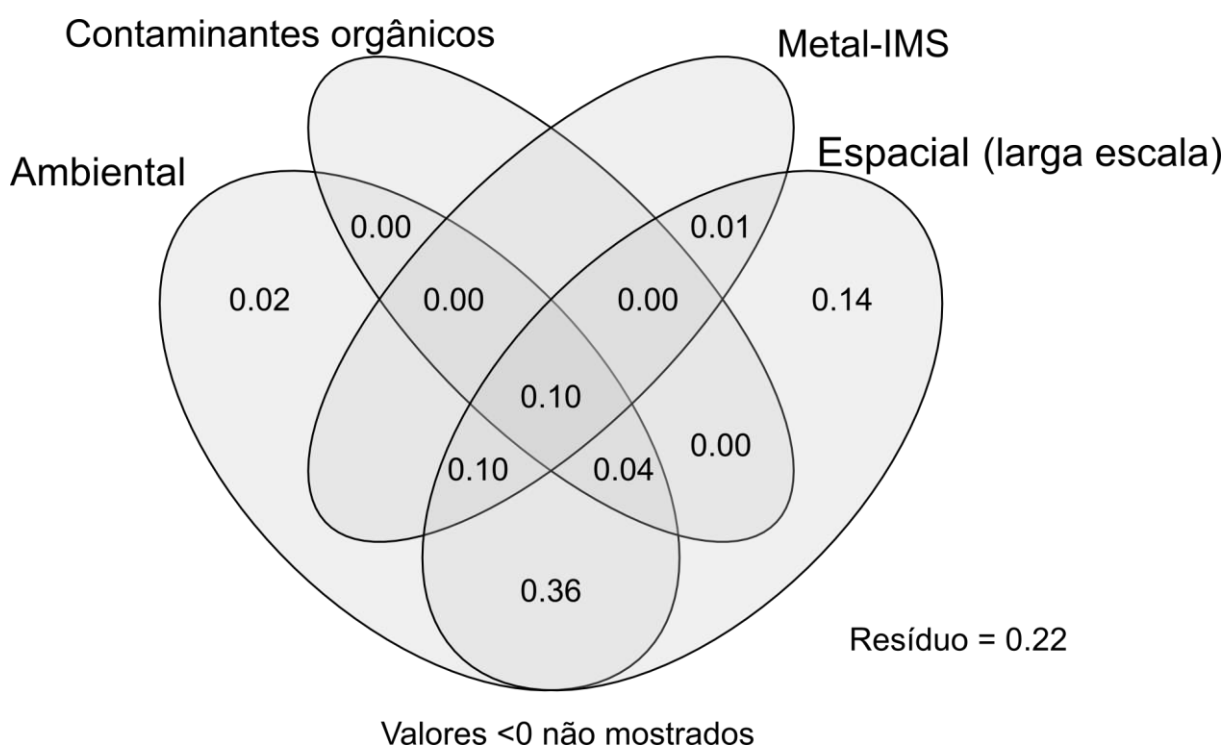
|                             | GL  | Soma dos Quadrados | Quadrados médios | F      | $R^2$ | p            |
|-----------------------------|-----|--------------------|------------------|--------|-------|--------------|
| Setor                       | 3   | 7,804              | 2,601            | 16,041 | 0,216 | <b>0,000</b> |
| Profundidade                | 3   | 4,623              | 1,541            | 9,503  | 0,128 | <b>0,000</b> |
| Campanha                    | 1   | 0,461              | 0,461            | 2,841  | 0,013 | <b>0,015</b> |
| Setor:Profundidade          | 6   | 1,980              | 0,330            | 2,035  | 0,055 | <b>0,001</b> |
| Setor:Campanha              | 3   | 0,650              | 0,217            | 1,335  | 0,018 | 0,139        |
| Profundidade:Campanha       | 3   | 0,540              | 0,180            | 1,110  | 0,015 | 0,301        |
| Setor:Profundidade:Campanha | 4   | 0,661              | 0,165            | 1,018  | 0,018 | 0,429        |
| Resíduo                     | 120 | 19,460             | 0,162            | NA     | 0,538 | NA           |
| Total                       | 143 | 36                 | NA               | NA     | 1     | NA           |

Figura 322: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade de vestígios de Mollusca. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis.



Para a comunidade de vestígios de Mollusca, a partição da estrutura entre as diferentes matrizes de variáveis abióticas apresenta um padrão diferente das comunidades anteriores. A parcela de explicação na interação entre as quatro matrizes de variáveis e na interação entre as matrizes ambiental, espacial e metal-IMS foi de 10%, valor semelhante ao encontrado nas demais comunidades (Figura 323). Contudo, para a comunidade de vestígios a maior parcela de explicação está na interação entre a matriz ambiental e espacial, com 36%. A matriz espacial isoladamente ainda contribui com mais 14%, indicando uma grande relevância da estruturação espacial na variação da comunidade de vestígios (Figura 323).

Figura 323: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade de vestígios de Mollusca.



#### Estrutura da comunidade macrobentônica geral

Assim como para os descritores univariados da comunidade, as análises de ordenação foram realizadas considerando toda a comunidade macrobentônica em uma resolução taxonômica inferior ao realizado para os grupos indicadores. O que se busca é verificar se o padrão apresentado pela comunidade reflete aquele descrito para os indicadores em uma resolução taxonômica maior.

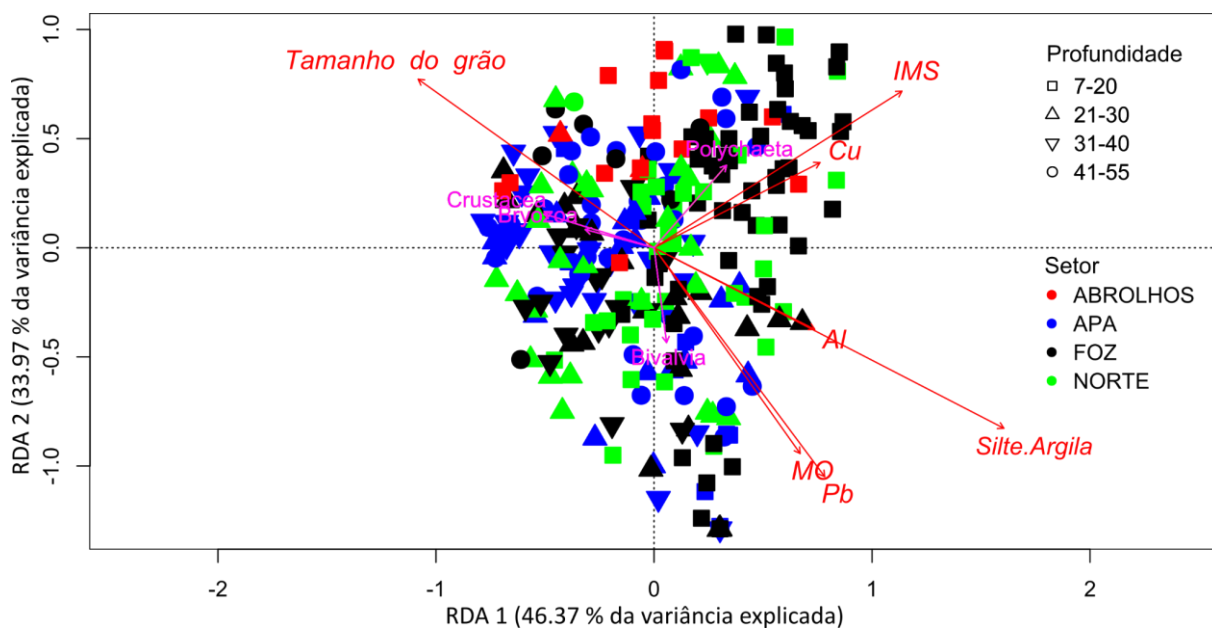
Para a comunidade macrobentônica total o modelo selecionado reteve 11,1% da variação presente na comunidade, explicando 10,1 % ( $R^2$  ajustado) desta. A estruturação nas três categorias foi significativa quando consideradas individualmente, já a interação entre as categorias foi significativa tanto para a interação entre Setor e Profundidade quanto para a interação entre Setor e Campanha (Tabela 53).

A ordenação obtida pela RDA é menos evidente que o observado para os grupos indicadores, entretanto, ainda é possível observar o mesmo padrão descrito anteriormente com uma variação ao longo do primeiro eixo da RDA. Esta variação aponta para um conjunto composto pela maior parte das amostras do setor Foz e Norte (Degredo) com maiores concentrações de Al, Cu, Pb, Matéria Orgânica e Silte e Argila, além de maiores valores de IMS (Figura 324). O segundo conjunto de amostras também é representado em sua maioria por estações da APA, estas associadas a tamanhos de grão mais elevados.

Tabela 53: PERMANOVA para as categorias de estruturação da comunidade macrobentônica. GL – graus de liberdade. F – fator de distribuição da variância. R<sup>2</sup> - explicação do modelo. p – significância do modelo. Valores de p significativo (p<0,05) apresentados em negrito.

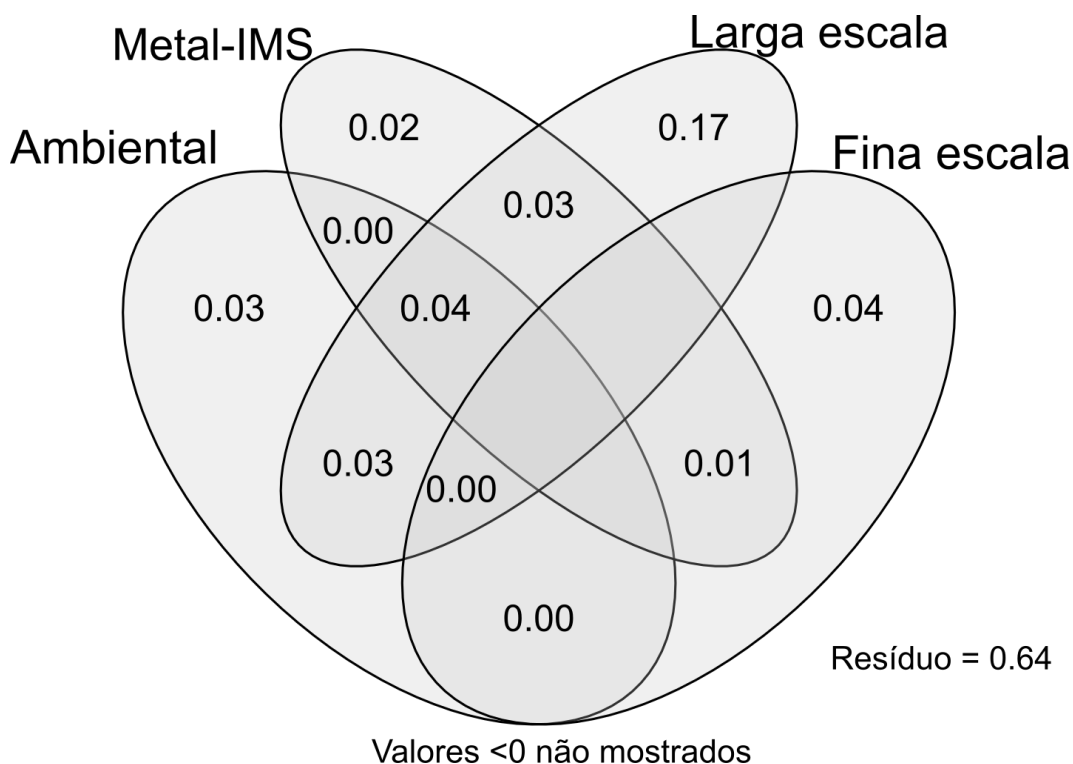
|                    | GL  | Soma dos Quadrados | Quadrados médios | F      | R <sup>2</sup> | p            |
|--------------------|-----|--------------------|------------------|--------|----------------|--------------|
| Setor              | 3   | 2,946              | 0,982            | 12,015 | 0,138          | <b>0,000</b> |
| Profundidade       | 3   | 3,185              | 1,062            | 12,992 | 0,088          | <b>0,000</b> |
| Campanha           | 7   | 4,020              | 0,574            | 7,026  | 0,052          | <b>0,000</b> |
| Setor:Profundidade | 7   | 1,894              | 0,271            | 3,310  | 0,113          | <b>0,000</b> |
| Setor:Campanha     | 17  | 4,100              | 0,241            | 2,951  | 0,054          | <b>0,000</b> |
| Resíduo            | 243 | 19,860             | 0,082            | NA     | 0,552          | NA           |
| Total              | 280 | 36,004             | NA               | NA     | 1,000          | NA           |

Figura 324: Resultado da ordenação por RDA das estações amostrais para a comunidade macrobentônica. As cores identificam os setores e as formas as profundidades de cada estação. As setas indicam os eixos de ordenação das variáveis.



Para o particionamento das variáveis abióticas, foi utilizado um conjunto diferente de matrizes. Testes preliminares indicaram que a matriz de contaminantes orgânicos apresentou pouca parcela de explicação para a comunidade macrobentônica geral, tanto considerada individualmente quanto associada às outras matrizes. Por esse motivo a matriz de contaminantes orgânicos foi removida da análise e em seu lugar foi introduzida mais uma matriz espacial, desta vez considerando a variação em fina escala, ou seja, entre estações mais próximas. A Figura 325 mostra a contribuição, individual e combinada, de cada partição. Observa-se que, da variação explicada pelo modelo utilizado na RDA, 3% são explicadas apenas pela matriz ambiental, enquanto a matriz de metais explica 2%. A maior contribuição para a explicação é dada pela matriz espacial em larga escala com 17%, indicando uma variabilidade relacionada com a dimensão geográfica da área de monitoramento. Apesar disso, a interação entre as matrizes Metal-IMS e espacial em larga escala contribui com 3% de explicação, além de mais 4% quando essas matrizes interagem com a matriz ambiental.

Figura 325: Contribuição relativa de cada partição da RDA e interseções destas partições para a variabilidade da estrutura da comunidade macrobentônica.



## 2.8.6 Discussão

O rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG aconteceu em 05 de novembro de 2015, sendo as primeiras amostras do PMBA/Fest-RRDM datadas de novembro de 2018. Dado o tempo decorrido, era esperado que o efeito agudo da chegada de contaminantes do rejeito fosse diluído no tempo, sendo possível observar apenas seus aspectos crônicos. Contudo, a malha amostral do PMBA/Fest-RRDM é bastante ampla, o que permite detectar variações ambientais diversas que trazem robustez aos resultados observados. Estas duas características, o tempo decorrido e a extensão amostral, nos fez levantar hipóteses (ver Objetivos) em um cenário de exposição prolongada da comunidade bentônica a contaminantes, especialmente metais. Nas seções a seguir os resultados apresentados são discutidos pela ótica dessas hipóteses. Por fim, é debatido qual hipótese apresenta a melhor explicação para os resultados.

### 2.8.6.1 Comunidade bentônica

O Projeto de Pesquisa "Mapeamento de Habitats Marinhos da Plataforma Continental do Espírito Santo", fomentado pela Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado do Espírito Santo (FAPES), sob coordenação do Prof. Dr. Alex Cardoso Bastos, do Laboratório de Oceanografia Geológica (LABOGEO) do Departamento de Oceanografia e Ecologia da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) foi desenvolvido entre os anos de 2014 e 2017 e permitiram a caracterização da fauna bentônica antes da chegada dos rejeitos da barragem de Mariana, MG, e da deposição da lama

contaminada no fundo marinho, constituindo uma ferramenta fundamental para a avaliação dos possíveis impactos gerados por este rejeito. Após a chegada dos rejeitos à plataforma continental do Rio Doce, foram realizadas diversas expedições com navios oceanográficos da Marinha e de Instituições de Pesquisas foram realizadas como a Expedição Vital de Oliveira, realizada de 27 a 29 de novembro de 2015; Antares, realizada em 16 a 18 de fevereiro de 2016 e Soloncy Moura, realizada de 20 a 26 de abril de 2016 (RRDM, 2019:RT 19 Bentos) A partir destas informações foi possível traçar uma comparação quanto à composição da comunidade bentônica aos efeitos decorrentes da chegada dos rejeitos da barragem na plataforma continental do Rio Doce. Estas informações são apresentadas a seguir. Para esta comparação foram considerados apenas os pontos amostrais do projeto de mapeamento de habitats adjacentes aos pontos monitorados após a chegada do rejeito.

No projeto de mapeamento de habitats, anterior à chegada dos rejeitos, para as 59 amostras analisadas na região da plataforma continental do Rio Doce foram triados 5.726 indivíduos e, com base na densidade de indivíduos, o principal grupo taxonômico foi o Filo Bryozoa, seguido do Filo Mollusca, representado por espécimes de conchas de Gastropoda e Scaphopoda e valvas de Bivalvia.

Após a chegada dos rejeitos, para as 45 amostras analisadas ao longo da expedição, o total de indivíduos triados foi de 5.956. Os maiores valores de densidade das amostras da Expedição Vital de Oliveira foram observados para a conchas de Gastropoda, seguido de valvas de Bivalvia. Os maiores valores de densidade das amostras da Expedição Antares foram observados para o Filo Bryozoa, conchas de Gastropoda, seguido das valvas de Bivalvia, e conchas de Scaphopoda. Os maiores valores de densidade das amostras da Expedição Soloncy Moura foram observados para a conchas de Gastropoda, seguido de valvas de Bivalvia, conchas de Scaphopoda, e Polychaeta.

Ao comparar os resultados apresentados acima com os dados obtidos ao longo do período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, observa-se um aumento da abundância de organismos da Classe Polychaeta ao passo da redução da ocorrência do Filo Bryozoa após a chegada do rejeito na plataforma continental. Este fenômeno indica uma mudança no sentido de favorecimento de organismos depositívoros em relação a grupos suspensívoros na comunidade, possivelmente relacionados ao incremento de material particulado no ambiente. Quando os vestígios (conchas, valvas e esqueletos) não são considerados, a importância de grupos depositívoros fica ainda mais evidente com aumento da frequência de Polychaeta e Nematoda.

A importância de determinados grupos taxonômicos, como Polychaeta, Crustacea e Mollusca, tem sido ressaltada em estudos de áreas próximas a foz de rios sob impacto como em Paixão et al (2010) e Zalmon et al (2015), com maiores abundâncias de espécies resistentes de Polychaeta, tanto para contaminação de metais, como para poluentes orgânicos. Gomes et al (2017) registraram o início das alterações em decorrência da chegada dos rejeitos da barragem de fundão no estuário do Rio Doce, com amostragens dias antes e dias depois da chegada do rejeito à foz. Os autores observaram uma alteração na composição da macrofauna, com redução de cerca de 30% da riqueza de táxons, seguido do aumento da abundância de espécies resistentes, tanto para Mollusca como para Polychaeta, onde cinco dos 15 táxons passaram a responder por mais de 80% dos táxons da macrofauna depois da

chegada do rejeito. Warwick e Clarke (1993), em um estudo de caracterização de alterações em comunidades bentônicas sob impacto na costa NE do Atlântico, encontraram como os principais grupos taxonômicos Mollusca, Echinodermata, Polychaeta e Crustacea. Savage et al (2001), avaliando o impacto em uma área de mineração no sudeste da África e costa NE do Atlântico, encontraram como os principais grupos Crustacea, Mollusca, Annelida e Echinodermata, este último em áreas menos poluídas. Estes trabalhos mostram que existe uma convergência no que diz respeito aos grupos de organismos que costumam apresentar respostas relevantes em estudos de monitoramento. A prevalência destes grupos nos resultados do presente subprojeto aponta para uma comunidade com características semelhantes às encontradas em outras regiões sob impacto de diversos tipos de contaminantes. Nota-se, também, que a composição da macrofauna se mantém praticamente constante em termos de frequência relativa ao longo dos três anos de monitoramento, indicando que este cenário em que a comunidade apresenta características de impacto ambiental se mantém ao longo do período de monitoramento.

Nesse mesmo sentido, o estudo de Matthews-Cascon et al. (2018) caracterizando a macrofauna bentônica da plataforma continental da região da foz do Rio Doce pouco tempo antes da chegada dos rejeitos da barragem de Fundão, relatou como os grupos mais abundantes Polychaeta, Crustacea e Mollusca. Além destes, outros grupos menos abundantes também foram relatados como Nemertea, Echinodermata, Sipuncula, Turbellaria, Pycnogonida e Echiura. O estudo realizado por estes autores abrange a mesma região do setor Foz do presente monitoramento e observa-se uma grande diferença entre os grupos descritos por esse estudo e os dados obtidos durante o PMBA. Em primeiro lugar, muitos grupos apontados no estudo de Matthews-Cascon et al. (2018) não foram mais encontrados durante o presente monitoramento na região da Foz, como os casos de Nemertea e Echiura. Mesmo entre os grupos considerados mais abundantes foi observado uma mudança na composição específica desses táxons com uma transição de organismos considerados sensíveis (e.g. Polychaeta: Syllidae) para grupos oportunistas (e.g. Polychaeta: Spionidae). Essas observações indicam que a chegada do rejeito da barragem de Fundão alterou a composição da macrofauna na plataforma continental da Foz. Esta alteração também se observa quando o setor Foz é comparado com as demais regiões da malha amostral do PMBA, conforme será discutido nas próximas seções deste relatório.

#### 2.8.6.2 Influência das variáveis preditoras abióticas na estrutura univariada das comunidades bentônicas

Foi observado que os indicadores descritivos das comunidades (Riqueza e Diversidade), tanto para os grupos indicadores (do Ano 1) quanto para toda a comunidade macrobentônica (dos Anos 1, 2 e 3), apresentaram variação significativa principalmente entre os setores e entre as diferentes profundidades. Foi detectada variação significativa entre as campanhas para alguns indicadores, mas, no geral, sempre que essa variação se mostrou significativa ao longo do tempo, o percentual de variação explicada ficou abaixo da observada para as outras duas categorias, indicando que a variação no tempo é menos expressiva que a observada entre os setores e profundidades.



Apesar disso, é interessante notar que, quando se observa variações significativas entre as campanhas, estas se apresentam, em geral, no período entre abril e julho de 2019. Este fato evidencia que os episódios de alta vazão caracterizados nos dados dos Subprojetos de Modelagem Numérica e Sedimentologia para os períodos das campanhas 4 (janeiro/19), 7 (abril/19) e 16 (janeiro/20), pelos dados de turbidez, salinidade, densidade e material particulado em suspensão (MPS) próximos ao fundo (Ano1) e na coluna d'água (Ano2), foram percebidos nas comunidades bentônicas como eventos pontuais, a exemplo do maior registro de abundância de Polychaeta (126,11 ind/ml) de todo o monitoramento, na Foz do Rio Doce (SD 01) na campanha de abril de 2019, com maiores ocorrências de Spionidae, como *Prionospio pygmaeus* Hartman, 1961 e *Spiophanes duplex* (Chamberlin, 1919), que são comumente relatados como resistentes.

Para Riqueza e Diversidade foi observado que o setor Foz apresenta os menores valores médios, em contraste a Abrolhos que apresentou os maiores valores médios. Sendo o setor Foz o primeiro a entrar em contato com os rejeitos oriundos do rompimento da barragem, esse resultado indica que o rejeito teve impacto negativo na riqueza e diversidade da comunidade bentônica. Esta relação é evidenciada, também, pelas análises de modelagem em que variáveis relacionadas ao rejeito (alguns tipos de metais e principalmente o IMS) foram selecionadas, em que maiores valores dessas variáveis implicam em menores valores de riqueza e diversidade. Mesmo após seis anos do rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG, ainda é observado o declínio desses descritores (Riqueza, e Diversidade) no setor da Foz quando comparado com os demais setores, principalmente os mais distantes como Abrolhos. Assim, a baixa riqueza com eventuais altas de densidade média, registrada no setor Foz, mostram estar relacionadas ao aumento de espécies consideradas oportunistas e/ou resistentes à poluição.

As respostas das comunidades bentônicas na área de estudo evidenciam a região mais impactada pela presença do rejeito (IMS e lama), bem como de seus contaminantes (metais), na foz do Rio Doce e áreas rasas adjacentes ao sul (amostras rasas da APA), mas especialmente ao norte, na região de Degredo. Esses resultados são corroborados pelos subprojetos de Modelagem, Sedimentologia e Hidrogeoquímica, no que se refere ao caminho percorrido pelo rejeito, além de evidências de sua presença no projeto Bentos de Praias (Ambiente Costeiro - Anexo 4), onde são relatados efeitos na comunidade bentônica associados a metais.

Além desta variação espacial, foi observada uma relação entre a profundidade e a Riqueza e Diversidade, no sentido de estações mais profundas apresentarem maiores valores médios para estes dois descritores. Apesar de a influência da profundidade em descritores da comunidade ser um fenômeno já conhecido (GRAY, 2002), esses padrões não são observados nas amplitudes de profundidade presentes neste estudo. No âmbito dos padrões descritos na literatura, a amplitude observada neste estudo é baixa (de 0 a 55 metros) sendo todas as estações consideradas como regiões rasas, dentro do limite fótico da coluna d'água. Estas informações evidenciam que, neste estudo, a profundidade provavelmente está associada a outros fatores causais, de forma especial aos teores de  $\text{CaCO}_3$ , aqui diretamente relacionados ainda ao tamanho de grãos de sedimento e

característicos de substratos compostos por cascalhos biodetríticos e bancos de rodolitos. Em todas as análises, a influência de  $\text{CaCO}_3$  nos descritores da comunidade foram positivas, de forma que os seus valores aumentaram, seguindo o aumento da concentração do composto. Uma outra explicação para este resultado está relacionada ao fato de que as estações mais profundas (31-55m) apresentam as menores concentrações de metais, uma vez que estão mais distantes da foz do Rio Doce, principal área de aporte de rejeito, e das áreas adjacentes à costa diretamente afetadas. Sabendo que, como mostrado pela análise com IMS, a presença do rejeito influencia negativamente todos os descritores avaliados, pode-se considerar que o aumento nos valores de riqueza e diversidade nas estações mais profundas se deve às menores concentrações de metais e, consequentemente, do rejeito.

Dentre as variáveis selecionadas que podem apresentar relação com o rejeito se destacam o Co, Pb e o Ba, além do IMS que representa uma evidência direta da presença do rejeito. Todas essas variáveis apresentaram relação negativa com os descritores, evidenciando o impacto da presença desses contaminantes na comunidade bentônica. Queiroz e colaboradores (2018) descrevem um aumento na concentração de uma série de metais (incluindo Co e Pb) no estuário do Rio Doce associados à chegada do rejeito da barragem de Fundão. Hatje et al. (2017) descrevem o enriquecimento das concentrações de diversos elementos também como consequência da passagem do rejeito de Fundão no Rio Doce, entre os quais o Ba. Esses dados indicam que o rejeito da barragem apresenta altas concentrações dos metais selecionados nos modelos explicativos da variação na riqueza e diversidade da macrofauna bentônica, algo já observado em outras regiões sob efeito de contaminantes oriundos de atividades de mineração de Fe (PEREIRA et al., 2008).

Estudos recentes identificaram metais como o chumbo como causador de efeitos deletérios na comunidade bentônica, interferindo na capacidade de bioturbação de organismos da endofauna (BLANKSON; ADHIKARY; KLERKS, 2017). Além disso, estudos demonstraram que a concentração de chumbo em organismos bentônicos apresenta um potencial risco para a saúde humana (ENUNEKU et al., 2018). Dessa forma, fica evidenciado que a concentração dos metais provenientes do rejeito da barragem de Fundão está interferindo diretamente na fauna bentônica, e que essa interferência pode apresentar reflexo em todo o ecossistema marinho. Assim, as concentrações de metais pesados nos sedimentos podem alterar a biogeoquímica e as associações da comunidade bentônica, prevalecendo espécies oportunistas e tolerantes e podendo contribuir com espécies invasoras, e consequentemente, impactando as populações naturais (NICOLAIDOU; PAPADOPOULOU, 1989; COOK et al., 2000; FLEWELLING et al., 2005).

A poluição por metais pesados é um sério problema ambiental, devido principalmente à sua toxicidade e capacidade de bioacumulação (TCHOUNWOU et al., 2012) e tem sido uma questão séria abordada em diversas pesquisas (HATJE et al., 2017; BATTUELLO et al., 2018). Os metais pesados não podem ser degradados biológica ou quimicamente. Portanto, esses metais podem se acumular localmente ou serem transportados por longas distâncias (SIEGEL, 2002). Nos ecossistemas aquáticos, fatores biológicos, físicos e químicos (por exemplo, matéria orgânica, granulometria, geologia e o

comportamento do organismo) são capazes de influenciar na capacidade de aprisionamento e disponibilidade dos metais nos sedimentos (TCHOUNWOU et al., 2012; ZHANG et al., 2014).

A bioacumulação de metais pesados pode ser maior em espécies que vivem em estreita associação com o sedimento dos ecossistemas aquáticos. Foi o que verificaram Battuello et al. (2018) ao avaliarem as taxas de bioacumulação de manganês, níquel e chumbo em duas espécies de Isopoda: *Eurydice spinigera* que apresenta hábito hiperbentônico e *Flaccisagitta enflata* de hábito nerítico. Os autores observaram que o chumbo, manganês e níquel, apresentaram maiores taxas de bioacumulação em espécies que vivem associadas ao sedimento, uma vez que, esses organismos ingerem partículas de sedimentos durante a procura de alimentos (BATTUELLO et al., 2018). No presente monitoramento foram observados episódios de alta abundância de Crustacea associados a eventos de alta vazão do Rio Doce, sendo esta abundância determinada quase que exclusivamente por representantes da família Phoxocephalidae (Amphipoda), organismos descritos como oportunistas e de vida curta (VALÉRIO-BERARDO, 1992). A ocorrência destes organismos refletiu na alta abundância de Crustacea ao longo do monitoramento, descrita no item de caracterização da comunidade bentônica no início deste relatório (item 2.4.1), como resposta a eventos de rápido crescimento de espécies oportunistas logo após o incremento no aporte de material oriundos do Rio Doce. Contudo, estes eventos são esporádicos e dependentes de condições ambientais extremas, apresentando pouca contribuição na explicação da variação espaço-temporal sob efeito crônico do rejeito ao longo de todo o período de monitoramento. Mesmo assim, é importante ressaltar a ocorrência de extremos de abundância de organismos tipicamente oportunistas associados a eventos climáticos que possam aumentar a disponibilidade de contaminantes, caracterizando efeitos agudos do rejeito na região estudada.

Outra propriedade que influencia de maneira bastante efetiva na bioacumulação de metais é a granulometria do sedimento (ZHANG et al., 2014). A argila e o silte correspondem a fração mais fina dos sedimentos, e em geral contém maiores concentrações de metais em comparação com partículas maiores (LIU et al., 2019), por causa da capacidade de troca catiônica e área de superfície maiores, que influenciam na interação com as concentrações de metais disponíveis no ambiente (ZHANG et al., 2014; LIU et al., 2019). Consequentemente, a presença de metais como chumbo, manganês e o níquel em sedimentos predominado por argila e silte podem aumentar as taxas de bioacumulação em organismos bentônicos. A acumulação desses metais nos organismos bentônicos pode gerar consequências catastróficas em toda a rede trófica (RAINBOW et al., 2007), uma vez que esses organismos podem acumular e transferir os metais por meio da cadeia alimentar aquática (ZHANG et al., 2014). Portanto, além de uma ameaça para vários ecossistemas aquáticos, a bioacumulação de metais também representa um risco de saúde pública de longo prazo, especialmente para a população humana que depende dos recursos pesqueiros (TCHOUNWOU et al., 2012).

Nesse sentido, outra variável que apresentou relação negativa com os descritores da comunidade foi o percentual de lama (silte e argila) nas amostras. Diversos autores chamam atenção para como o influxo de uma grande massa de material particulado fino representa, por si só, um importante impacto

oriundo do rompimento da barragem de Fundão nos ecossistemas associados à bacia do Rio Doce. Apesar de ser identificada como uma variável ambiental neste subprojeto, Duarte e colaboradores (2020) demonstraram que o sedimento proveniente do rejeito da barragem de Fundão é tipicamente representado por grãos no espectro do Silte e Argila. Segundo Hatje et al, (2017), a chegada do silte+argila (lama) na zona costeira, através Rio Doce, provocou grande mortalidade de biota, devido ao soterramento e sufocação por esse sedimento fino, o que pode ter contribuído com a diminuição da riqueza observada principalmente no setor da Foz. Desta forma, a relação dos descritores com essa variável também pode ser interpretada como reflexo da chegada do rejeito. Com isso, fica claro que a riqueza de táxons está sendo afetada não apenas pela variabilidade natural da área de estudo, mas também pela influência da chegada do material da barragem de Fundão, seja por efeitos de contaminantes metais ou pelo aumento da concentração de sedimento fino na região marinha.

Além dos descritores acima discutidos, também foi utilizado o índice biótico marinho – AMBI (BORJA et al. 2000), que permitiu associar a avaliação da saúde do ambiente ao uso em separado das comunidades de moluscos com partes moles e vestigiais. Observou-se que, ao considerar apenas vestígios de moluscos, os valores de AMBI foram menores, em estações mais rasas dos setores Foz, Apa algumas do setor Norte, não ultrapassando as categorias de ambiente ligeiramente e moderadamente perturbado. Por outro lado, quando consideradas apenas as comunidades com tecidos moles os valores de AMBI foram mais altos, com estas mesmas estações classificadas como fortemente perturbadas a extremamente perturbadas, algumas chegando a valor máximo do AMBI.

Estes resultados evidenciam que as comunidades de moluscos com tecidos moles (em comparação com as vestigiais), estavam carentes de espécies sensíveis ou indiferentes a impactos e condições de poluição, e dominadas por espécies tolerantes, oportunistas de segunda ordem (situações de desequilíbrio ligeiro à pronunciado) e oportunistas de primeira ordem (situações de desequilíbrio pronunciadas). A separação das duas comunidades permitiu olhar para o passado não muito distante e inferir que a composição das comunidades com tecidos moles difere da composição natural, histórica. Visto que a “discordância mortos-vivos” resta evidente, isto indica a existência de impactos recentes (KIDWELL 2007, GALLMETZER et al. 2017, MEADOWS et al. 2019).

As análises de regressão parcial por quadrados mínimos demonstraram que o aumento dos valores das variáveis ligadas ao rejeito, como os metais e o percentual de lama – assim considerada devido à presença constante e distribuída do sinal do rejeito nas áreas de lama – produzem aumento nos valores do AMBI, evidenciando o rompimento da Barragem de Fundão como o principal evento recente responsável pelas diferenças na composição das comunidades de moluscos vestigiais e com partes moles nas estações mais rasas e próximas da costa dos setores Foz, Apa e Norte.

#### 2.8.6.3 Influência das variáveis preditoras abióticas na estrutura multivariada das comunidades bentônicas

Quando avaliadas a influência das variáveis abióticas na estruturação da comunidade bentônica, os resultados indicam que existe uma relevante contribuição de fatores ambientais na distribuição dos

organismos bentônicos. Esta contribuição é mais evidente nas comunidades de Polychaeta e Mollusca, devido à resolução taxonômica empregada ter sido maior. Mesmo assim, quando toda a comunidade é considerada, os valores de explicação seguem significativos, evidenciando que as variáveis selecionadas apresentam efeito detectável na comunidade. Há de se notar que o efeito dos contaminantes metais é uma ordem de grandeza maior que o efeito de contaminantes não metais. Isso se torna especialmente relevante quando levado em consideração que toda a área monitorada é permeada por rios de médio e grande porte em que a presença de contaminantes não metais é conhecida e documentada (MARQUES; BARBOSA, 2001; LINS et al., 2012). Além disso, é preciso lembrar que os dados analisados representam informações obtidas entre novembro de 2018 até novembro de 2021, o que significa que a biota teve um longo período para se reestruturar, mas ainda mostra sinais de estar se distribuindo parcialmente na dependência de contaminantes relacionados ao rejeito da barragem de Mariana, enquanto o efeito de outros tipos de contaminantes parece ser ofuscado ou irrelevante.

A matriz de variáveis abióticas que apresenta a maior parcela de explicação em todas as análises realizadas é a matriz ambiental. Sendo os organismos bentônicos de fundos inconsolidados intimamente relacionados às características naturais do ambiente, principalmente do sedimento, uma oscilação natural na distribuição das espécies dependente da variação dessas características ambientais era esperada (HARRIS, 2014). Dessa forma, a existência de uma estruturação significativa explicada pelos contaminantes metais, principalmente quando associados à matriz ambiental (especificamente à lama nas amostras), precisa ser considerada com muita atenção. Contribui para a interpretação desse padrão a observação de que as variáveis da matriz metal-IMS atuam como filtros ambientais, estruturando as estações da Foz, enquanto a composição nas estações da APA está mais estruturada com variáveis da matriz ambiental (exceto lama). Quando observadas as distribuições dos táxons nesses mesmos eixos, também se observa a distribuição de organismos resistentes ou oportunistas na direção do aumento da concentração de metais, e consequentemente da Foz (e.g. Spionidae, Magelonidae e Nuculidae), enquanto táxons sensíveis tendem a se distribuir na direção oposta (e.g. Syllidae e Caecidae). Todos esses dados apontam para a existência de um desequilíbrio ambiental na região da foz do Rio Doce, com aumento na concentração de metais e forte sinal da presença do rejeito nessa região em comparação com as demais áreas desse estudo, além da ocorrência de espécies indicadoras de estresse ambiental na mesma região.

Além dos efeitos diretos da presença do rejeito (IMS, metais e lama), efeitos indiretos da passagem do rejeito são identificados, uma vez que o contaminante organoclorado DDD foi evidenciado como estruturador das comunidades bentônicas. Embora não faça parte efetivamente da composição do rejeito, a ocorrência de DDD em habitats marinhos é indicativa da chegada de materiais terrestres de granulação fina (PAULL et al., 2002; GWIAZDA et al., 2015). Isto porque o DDT se degrada de forma relativamente rápida em ambientes terrestres como resultado da degradação anaeróbia, produzindo o metabólito DDD, uma forma mais estável, que pode permanecer imobilizada no sedimento fino sem contato com a coluna d'água por décadas, sendo levado por águas pluviais e fluviais até o oceano (SUDHARSHAN et al., 2012). No presente estudo, o DDD foi correlacionado com o teor de lama (Silte-



Argila) e altos valores de IMS sugerindo que, apesar da sua origem terrestre, a lama oriunda do rompimento da barragem depositada na calha do Rio Doce e da bacia de drenagem, forneceu substrato para esse composto, que é carregado com esse sedimento, tornando o DDD disponível no ambiente marinho.

Gollner et al. (2017), em um estudo sobre resiliência de fauna em áreas de mineração do mar profundo, encontraram Mollusca, Polychaeta e Crustacea Isopoda como os organismos dominantes da macrofauna bentônica de substrato inconsolidado, em regiões ricas em óxido de manganês e oxihidróxido de ferro, no Pacífico. Os autores relataram que comunidades bentônicas impactadas, nestas áreas inóspitas, levam diferentes tempos para retomar as condições próximas àquelas anteriores aos eventos de impacto. Em sete anos os autores registraram a recuperação de 85% da abundância da macrofauna, com organismos que se recuperaram mais rapidamente, atingindo 100% como Polychaeta, Tanaidacea, Isopoda, Scaphopoda e Echinoidea, enquanto outros neste período atingiram 15-47% da abundância anterior ao impacto, como Cumacea, Bivalvia, Gastropoda, Ophiuroidea. Os autores apontaram ainda para fatores determinantes na recuperação de áreas degradadas, como a vantagem de espécies com dispersão pelágica sobre outras sésseis, conectividade, história biológica, reprodução e comportamento larval.

Duarte et al (2015) reforçaram que a capacidade de recuperação da estrutura e função das comunidades bentônicas estarem diretamente relacionada às características, intensidade e frequência da pressão que levou à degradação. Nesta mesma linha, Washburn et al (2019) ressaltaram a importância de se conhecer as fontes dos riscos para que se possa avaliar os seus efeitos ecológicos, como no caso de mineração, cujos efeitos envolvem a alteração do ambiente, suspensão da pluma e disponibilização de contaminantes. Duarte et al (2015) mencionaram ainda o processo de restauração, que se inicia com a remoção do fator estressante, o conhecimento sobre os seus efeitos na comunidade e sobre o processo natural de recuperação, para, então, se estabelecer ações paralelas que possam acelerar a recuperação do ambiente. Neste monitoramento, os dados evidenciam que o aporte do rejeito ainda ocorre, especialmente em episódios de aumento da vazão do Rio Doce, associados a eventos climatológicos (efeitos agudos observados), reforçando a presença do fator estressante, que compromete o processo de recuperação e restauração das comunidades bentônicas e do ecossistema como um todo.

Somado ao descrito anteriormente, nos resultados de estruturação da comunidade bentônica, tanto das comunidades indicadoras quanto da comunidade geral, foi observado que algumas estações do setor Norte (Degredo) e APA (estações mais rasas) apresentam características semelhantes às estações da Foz. Uma vez que era esperado uma diferença na comunidade bentônica neste setor, por essa ser a região de chegada do rejeito, o fato das estações de Degredo (Norte) e estações rasas da APA estarem agrupadas com as estações da Foz mostra que as condições que estruturam a biota na Foz estão presentes também nessas estações. Com isso, fica evidenciado que existe uma área que demanda uma atenção diferenciada por estar sofrendo maior interferência da presença do rejeito no ecossistema marinho e que esta área não está restrita ao setor Foz delimitado na malha amostral do

PMBA. Este cenário de transporte de material proveniente da vazão da Foz à norte (Degredo) e a sul (APA rasa) é caracterizado pelo subprojeto Modelagem Numérica, e está diretamente associado ao fluxo de vazão do Rio Doce, dependente da intensidade e direção dos ventos, níveis e força de correntes de marés. Em eventos climáticos mais intensos, fica evidente a tendência maior de mobilidade a norte da foz. Nestes episódios, a pluma chegou ao máximo de 11 km de distância da costa na foz central (até SD 03 – 30m de profundidade), misturando-se na coluna d'água até 10 m de profundidade. Estes resultados foram avaliados com base nos dados de ADCPs (fundeios) e perfilagem nas amostragens mensais para turbidez, salinidade, fluorescência de superfície (clorofila-a). Estes dados descrevem a maior fluidificação da lama (maior umidade entre grãos no sedimento de fundo) e menor tensão de ressuspensão, com maior mobilidade de sedimento. Neste contexto, insere-se ainda o IMS, evidenciando maior concentração do rejeito próximo à foz e a norte em Degredo. Ainda sobre os dados da Modelagem Numérica, experimentos de mobilidade de fundo evidenciaram uma circulação intensa de fundo em direção à costa, retendo o material proveniente da vazão e carreando sedimento de ressuspensão. Esta dinâmica descrita corrobora os dados do subprojeto Mapeamento de Habitats, que descreve as cristas de sedimento, formadas em direção e próximas à costa e à foz, assim como as depressões (furrows), formadas nesta mesma direção. Os dados de Mapeamento de Habitats confirmam ainda o transporte do rejeito a norte da foz do Rio Doce, evidenciado pelos teores de IMS nos testemunhos. Este cenário ambiental fundamenta os resultados encontrados para a estruturação da comunidade bentônica associada ao setor (espaço) e profundidade, evidenciando a resposta dos organismos bentônicos ao transporte e presença do rejeito trazido pela vazão fluvial.

### 2.8.7 Conclusão

A chegada do rejeito da barragem de Fundão no ambiente marinho ocorreu há mais de seis anos. Nesse sentido, era esperado que os efeitos desses contaminantes já estivessem reduzidos, quando comparados à condição imediatamente após a sua chegada. Entretanto, os resultados apresentados mostram que o efeito de contaminantes que podem ser diretamente ligados ao rejeito ainda são observados no ambiente. A partir destes dados é possível concluir quais das hipóteses, dentre as inicialmente levantadas, apresentam explicações para os padrões observados na comunidade bentônica. Dessa forma, concluímos que:

- A variação encontrada nos diferentes descritores da estrutura das comunidades bentônicas é melhor explicada pelo conjunto de variáveis ambientais e contaminantes relacionados ao rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, principalmente os de efeito diretos, metais e sedimentos, além dos contaminantes de efeitos indiretos (DDD) (H2);
- A influência dos contaminantes do rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, está mais evidente na região próxima da Foz do Rio Doce e nos períodos de maior vazão (H3).



## 2.9 FUNDOS RECIFAIS, RODOLITOS E MACROALGAS

### 2.9.1 Apresentação

O rompimento da barragem de Fundão, operada pela mineradora Samarco (*joint venture* entre Vale e BHP), no município de Mariana, MG, em 5 de novembro de 2015, foi um dos maiores desastres minerários da história, tendo implicado na descarga de cerca de  $40.10^6 \text{ m}^3$  de rejeitos de mineração de ferro no ambiente (CIONEK et al., 2019; FERNANDES et al., 2016; FREITAS et al., 2019; OLIVEIRA-NEVES et al., 2016). Em 22 de novembro, após percorrer cerca de 650 km, a pluma decorrente do rompimento chegou ao mar e se alastrou ao norte e ao sul da foz do rio Doce, atingindo pesqueiros, recifes e diversas unidades de conservação (UCs), existentes e planejadas, nas costas do Espírito Santo e Bahia (MARTA-ALMEIDA et al., 2016; RUDORFF et al., 2018). A quantidade de rejeito retida nas barragens ao longo do percurso (e.g. UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés) ainda não é plenamente conhecida, assim como o ritmo do escoamento entre o compartimento fluvial e o estuário, e entre o estuário e o mar. Além disso, resta esclarecer a totalidade da extensão e magnitude da contaminação marinha, incluindo aportes crônicos e remobilização/transporte de contaminantes (HATJE et al., 2017; MAGRIS et al., 2019; SEGURA et al., 2016). Embora tenham ocorrido avanços importantes no que diz respeito à restauração florestal e à melhoria da qualidade da água na bacia do rio Doce, existem lacunas persistentes para que se inicie a restauração de ecossistemas costeiros e marinhos, visto que não foram desenvolvidos estudos que embasem ou testem possíveis intervenções de engenharia ou biorremediação. Trata-se, portanto, de um contexto no qual é imperativo que ecossistemas criticamente importantes, sensíveis e ameaçados (<https://iucnrl.org/>), tais como recifes e bancos de rodolitos, sejam adequadamente caracterizados e monitorados, no sentido de subsidiar medidas de avaliação dos danos e sua mitigação, recuperação e/ou compensação (e.g. SHAVER et al., 2020).

O presente relatório cobre os principais resultados alcançados pelo subprojeto Fundos Recifais, Bancos de Rodolitos e Macroalgas (doravante “Fundos Recifais”), executado por pesquisadores da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ). O subprojeto foi delineado para responder aos quesitos do TR-4, considerando execução contínua ao longo de cinco anos. Os trabalhos foram iniciados em setembro de 2018, como parte do Anexo 3 do Projeto de Monitoramento da Biota Aquática (PMBA), gerenciado pela FEST/UFES entre 2018 e o presente (PMBA/FEST), com financiamento da Fundação RENOVA. A execução do PMBA/FEST se processa no âmbito de um Termo de Cooperação (TC) entre a FEST/UFES e a Fundação RENOVA, decorrente do Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) entre as mineradoras, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), ministérios públicos e outras instâncias e agências governamentais. O TC é balizado pelo Termo de Referência nº 4 de 2016 (TR4). Esse arranjo complexo é relevante no âmbito do presente relatório, visto que a execução do subprojeto tem sido afetada pela litigância que envolve o TC e que implicou em desmobilização de parte significativa da equipe, bem como no contingenciamento de parte da execução, principalmente a partir de outubro de 2020. Tal contexto foi agravado pelas restrições operacionais durante a pandemia

de COVID-19. O relatório aqui apresentado reflete o estado atual do conhecimento, abarcando e/ou atualizando alguns dos resultados já apresentados em relatórios anteriores, e também trazendo também um panorama das atividades desenvolvidas desde o último Relatório Anual, de 2020. Diante do cenário desfavorável que se configurou entre meados de 2020 e o presente, o subprojeto priorizou a aquisição, curadoria e entrega continuada e adequada de dados. Secundariamente, foram feitas novas análises parciais do conjunto de informações, as quais agregam dados coletados através de outros projetos, conforme já vínhamos fazendo nos relatórios anteriores. Essa estratégia visou garantir a integridade dos objetivos iniciais e o que preconiza o TR4, bem como fornecer um quadro coerente ao leitor do presente relatório, sem demandar a leitura dos relatórios anteriores para compreender o panorama que está sendo aqui apresentado.

As abordagens implementadas no âmbito do subprojeto visaram produzir um quadro holístico sobre os sistemas recifais, bancos de rodolitos e macroalgas da região potencialmente afetada pelo rompimento da barragem (veja item 2.9.3) e integram dados do bentos e da coluna d'água. O objetivo geral foi caracterizar e monitorar ambientes recifais e bancos de rodolitos potencialmente impactados pelo rompimento da barragem, qualificando e quantificando efeitos em nível de organismos, comunidades e processos ecológicos selecionados. Especificamente, buscamos:

- Caracterizar comunidades bentônicas recifais quanto à diversidade, estrutura, dinâmica e processos ecológicos chave;
- Caracterizar comunidades planctônicas associadas aos recifes quanto à sua abundância, diversidade, estrutura e dinâmica;
- Monitorar essas comunidades em áreas mais ou menos afetadas pelo desastre;
- Avaliar o estado de saúde de corais em áreas sob distintas forçantes;
- Monitorar o estabelecimento de fauna e flora e a produção de  $\text{CaCO}_3$ ;
- Caracterizar as macroalgas associadas a fundos recifais e bancos de rodolitos;
- Determinar taxas de sedimentação e composição do sedimento em recifes e bancos de rodolitos sob distintas forçantes oceanográficas e níveis de impacto.

Para isso foram feitas, **a partir do primeiro ciclo de execução (outubro de 2018 a setembro de 2019): 1)** amostragens quali-quantitativas de variáveis abióticas, da água (e.g. T, S, pH) e dos sedimentos (e.g. granulometria, mineralogia), complementadas por aquisição e processamento de dados de sensoriamento remoto (e.g. temperatura da superfície do mar, turbidez) e armadilhas de sedimentos distribuídas em pontos estratégicos da malha, visando caracterizar as principais variáveis que influenciam as comunidades bênticas em recifes e bancos de rodolitos; **2)** imageamentos do fundo com “fotoquadrats” fixos (nos recifes) ou com “dropcams” (nos bancos de rodolitos), seguida pela classificação das imagens com algoritmos de inteligência artificial, visando acessar a estrutura e a dinâmica das comunidades bênticas; **3)** coletas de plâncton nas áreas recifais e de bancos de rodolitos, empregando abordagens amostrais complementares (redes, garrafas) e processamento através de microscopia e imageamento em fluxo, visando acessar a dinâmica dessas assembleias e aspectos do seu acoplamento com o fundo; **4)** coletas de amostras de rodolitos visando acessar a estrutura e

composição dos nódulos, bem como a biodiversidade de alguns grupos (e.g. macroalgas, invertebrados) a eles associados; **5)** coletas de macroalgas visando inventariar a biodiversidade desse grupo, incluindo a diversidade de algas coralináceas formadoras de rodólitos e contaminação por partículas de rejeito; **6)** amostragens com estruturas artificiais de colonização (CAUS) instaladas em pontos estratégicos da malha, para acessar aspectos funcionais dos ecossistemas recifais (e.g. mineralização, recrutamento); **7)** amostragens visando acessar a fotobiologia de diversas espécies de corais, incluindo a diversidade de pigmentos e a diversidade genética de fotossimbiontes, visando ampliar o entendimento sobre os efeitos da turbidez e subsidiar o planejamento de conservação e a restauração de recifes degradados.

No segundo ciclo, a partir de outubro de 2019, denominado de "transição", houve adição de abordagens complementares, incluindo: **8)** imageamentos do fundo com técnicas de fotogrametria; **9)** amostragens "cross-shelf" em um banco de rodólitos da área A (PARNAM Abrolhos e adjacências); **10)** estudos de assinaturas do rompimento da barragem em partículas sedimentares; **11)** estudos da integridade celular de macroalgas; **12)** estimativas de taxas de crescimento de corais e algas coralináceas e aportes de contaminantes nos esqueletos; **13)** produção de cadernos temáticos em linguagem textual e gráfica acessível. Algumas abordagens complementares adicionais, também propostas na transição, foram **parcialmente implementadas em 2021**, incluindo: **14)** a caracterização dos paleocanais da APA Costa das Algas; **15)** experimentos de transplantes de corais entre áreas submetidas a diferentes forçantes naturais e antropogênicas.

A área de estudo (Figura 326) é parcialmente protegida por algumas das Unidades de Conservação (UC) mais importantes e emblemáticas do país (Figura 327) e corresponde a uma das regiões mais complexas e biodiversas do Atlântico Sul (Figura 328). A região tem sido historicamente submetida a múltiplos impactos antropogênicos e climáticos (e.g. MOURA et al., 2013), incluindo o crescimento populacional desorganizado (i.e. sem infraestrutura e saneamento adequados) e a expansão da infraestrutura industrial e portuária (Figura 329). A partir de novembro de 2015, a região foi atingida por um conjunto adicional de estressores associados ao rompimento da barragem de Fundão, cujas características e dimensões não têm precedentes e permanecem mal conhecidos (e.g. HATJE et al., 2017), especialmente no meio marinho (Figura 330). Na área costeiro-marinha adjacente à foz do rio Doce foi estabelecida, em 2016, uma área de impedimento à pesca (veja Figura 329). Além disso, a partir de 2017 os recifes da região sofreram uma sequência de impactos agudos decorrentes das maiores anomalias térmicas do registro histórico, com branqueamento em massa e mortalidade de corais (DUARTE et al., 2020; TEIXEIRA et al., 2019).

Diante desse contexto, ressaltamos que a consecução dos objetivos do subprojeto não é tarefa trivial que se enfrenta em curto prazo com protocolos prontos e ferramentas ordinárias. Trata-se de um desafio científico que abrange desde o campo conceitual e a seleção/aprimoramento de indicadores até o desenvolvimento de ferramentas, delineamentos amostrais e modelos analíticos, em paralelo com a formação de recursos humanos de alto nível, visando enfrentar o desafio em médio e longo prazo (HATJE et al. 2017, 2021). A recuperação de áreas recifais degradadas e a mitigação dos efeitos do

rompimento da barragem sobre os recifes e bancos de rodolitos, bem como o estabelecimento de medidas de compensação para danos irreparáveis, é um desafio sem precedentes e eivado de incertezas, mas inexoravelmente dependente de um forte embasamento científico (SHAYER et al., 2020). Tal embasamento deve transcender a identificação de impactos direta e indiretamente relacionados com o desastre (nexo causal), devendo abranger a geração de linhas de base ("baselines") sobre a distribuição e a estrutura das comunidades, bem como um aprofundamento no conhecimento acerca da estrutura (e.g. diversidade e fisiologia de organismos chave) e do funcionamento dos ecossistemas recifais. No contexto do PMBA, o reconhecimento desses desafios, por parte dos tomadores de decisão nas várias esferas, é fundamental para que se possa implementar aprimoramentos e otimizar a execução contínua dos subprojetos. Isso significa não apenas rever e adaptar metas periodicamente, mas também vencer etapas, consolidar resultados e superar controvérsias com embasamento científico. Esse tipo de governança permitiria avançar na direção da delimitação do dano e da contaminação, bem como acelerar o delineamento e desencadear a implementação de medidas que contribuam com a mitigação dos impactos negativos e com a recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos marinhos.

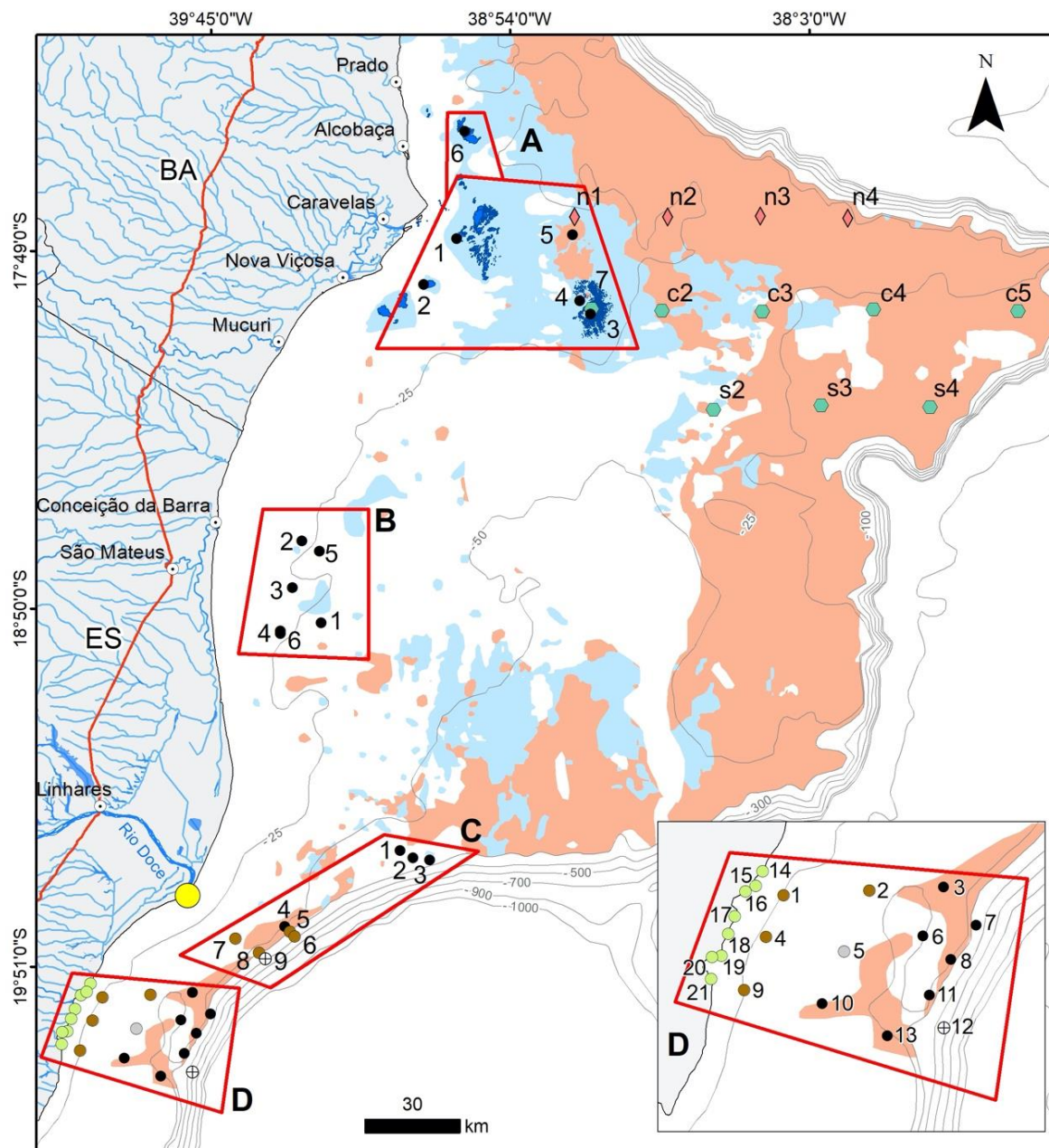
Durante a execução do subprojeto foi coberta toda a malha amostral proposta no TR4 em áreas de recifes e bancos de rodolitos, com pequenos ajustes (Figura 326). Essa malha amostral está distribuída por quatro áreas: Área A (Parque Nacional Marinho de Abrolhos e adjacências), Área B (Recifes Esquecidos, entre Abrolhos e a foz do rio Doce), Área C (plataforma média e externa ao largo da foz do rio Doce), Área D (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz, ao sul da foz do rio Doce). No segundo ciclo ("transição"), foi feita uma amostragem costa-oceano ("cross-shelf") nos bancos de rodolitos da Área A (pontos An1 a An4), menos impactada pelo rompimento, complementada por uma malha ainda mais ampla amostrada no âmbito de um projeto desenvolvido anteriormente ao PMBA/FEST (pontos Ac2 a Ac5 e As2 a As5), no sentido de produzir um quadro o mais completo possível sobre os bancos de rodolitos adjacentes ao PARNAM Abrolhos, para efeito de comparação com os bancos de rodolitos (e recifes) que interagem mais estreitamente com a pluma decorrente do desastre, nas áreas B, C e D (Figura 330).

Na Área D, os recifes costeiros adjacentes ao litoral foram acessados por via terrestre, ao passo que as campanhas nos demais sítios foram embarcadas. Algumas das análises incorporam dados pretéritos ao rompimento da barragem e dados cobrindo o hiato de três anos em que a região afetada permaneceu sem o monitoramento sistemático do PMBA/FEST. Esse conjunto de informações prévias abrange menos variáveis e uma cobertura espacial diferente, muitas vezes complementar, tendo sido obtido no âmbito do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq/FAPES/FAPERJ), do *International Ocean Discovery Program* (CAPES/IODP), e de outros projetos desenvolvidos pela equipe executora na área do Parque Nacional Marinho (PARNAM) de Abrolhos e adjacências (Área A). Para as áreas ao sul do PARNAM (B, C e D) as informações antecedentes, quando disponíveis, são mais fragmentadas e menos padronizadas, estando dispersas em bases de dados e na literatura. Para a Área B (Recifes Esquecidos), os resultados dos experimentos com estruturas artificiais de colonização, bem como as primeiras estimativas de cobertura dos recifes,

foram baseados em amostragens feitas após o rompimento da barragem, mas antes da implementação do PMBA, também por iniciativa independente da equipe executora. Para as Áreas C e D, o panorama é inédito, visto que não havia linha de base sobre a cobertura dos recifes e bancos de rodolitos, à exceção dos recifes adjacentes ao litoral da Área D. Sempre que possível/pertinente, estudos prévios realizados nos recifes adjacentes ao litoral da Área D (e.g. GOLDER 2016a, b) foram usados como base de comparação.



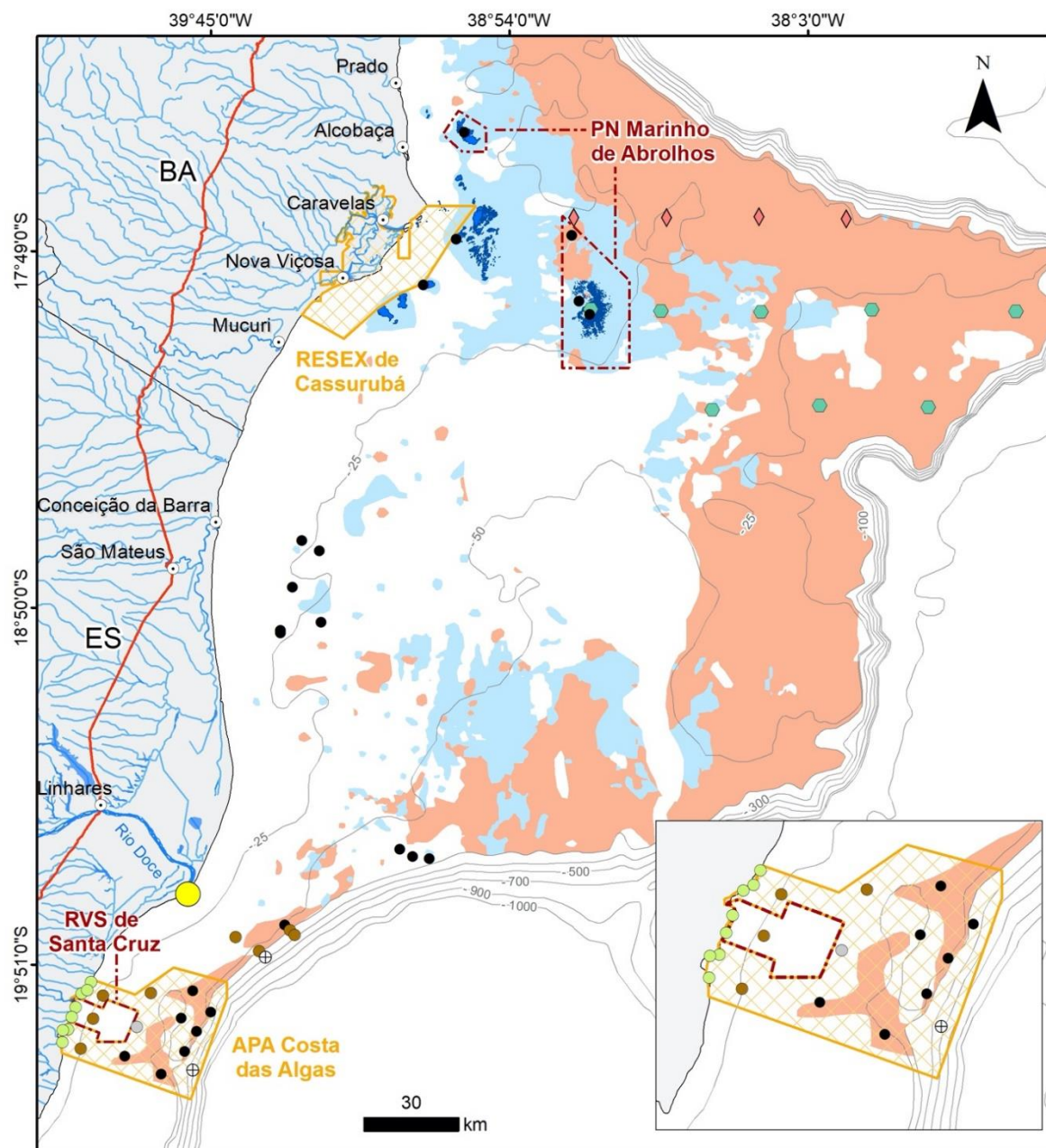
Figura 326: Mapa da região estudada situando a malha amostral e os recifes e bancos de rodolitos já mapeados. Os polígonos vermelhos representam as quatro Áreas destacadas no estudo: A (Parque Nacional Marinho de Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos, entre Abrolhos e a foz do rio Doce – parcialmente mapeados), C (plataforma média e externa ao largo da foz do rio Doce) e D (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz, ao sul da foz do rio Doce). Os códigos dos sítios amostrais usados do relatório se referem aos códigos nesta figura.



**Legenda**

- |                |                         |                        |                        |
|----------------|-------------------------|------------------------|------------------------|
| ● RRDM         | ● Recifes costeiros     | ■ Recifes emergentes   | A - Abrolhos           |
| ● PELD         | ⊕ Sem informação        | ■ Recifes submergentes | B - Recifes Esquecidos |
| ◆ Transição    | ● Rodolitos mortos      | ■ Bancos de rodolitos  | C - Foz Rio Doce       |
| ● Foz Rio Doce | ● Ausência de rodolitos | ■ Áreas de estudo      | D - Costa das Algas    |

Figura 327: Mapa da região estudada com a localização das principais unidades de conservação (UCs). Os pontos da malha estão plotados apenas como referências espaciais (veja Figura 326).



**Legenda**

- |                |                         |                    |                        |                        |
|----------------|-------------------------|--------------------|------------------------|------------------------|
| ● RRDM         | ● Recifes costeiros     | ⊕ Sem informação   | ⬡ UC Proteção integral | ■ Recifes emergentes   |
| ● PELD         | ⊕ Sem informação        | ● Rodolitos mortos | ⬡ UC Uso sustentável   | ■ Recifes submergentes |
| ◆ Transição    | ● Ausência de rodolitos |                    |                        | ■ Bancos de rodolitos  |
| ● Foz Rio Doce |                         |                    |                        |                        |



Figura 328: Batimetria (esquerda) e megahabitats bênticos (direita) da região estudada com sobreposição de parte da malha amostral.

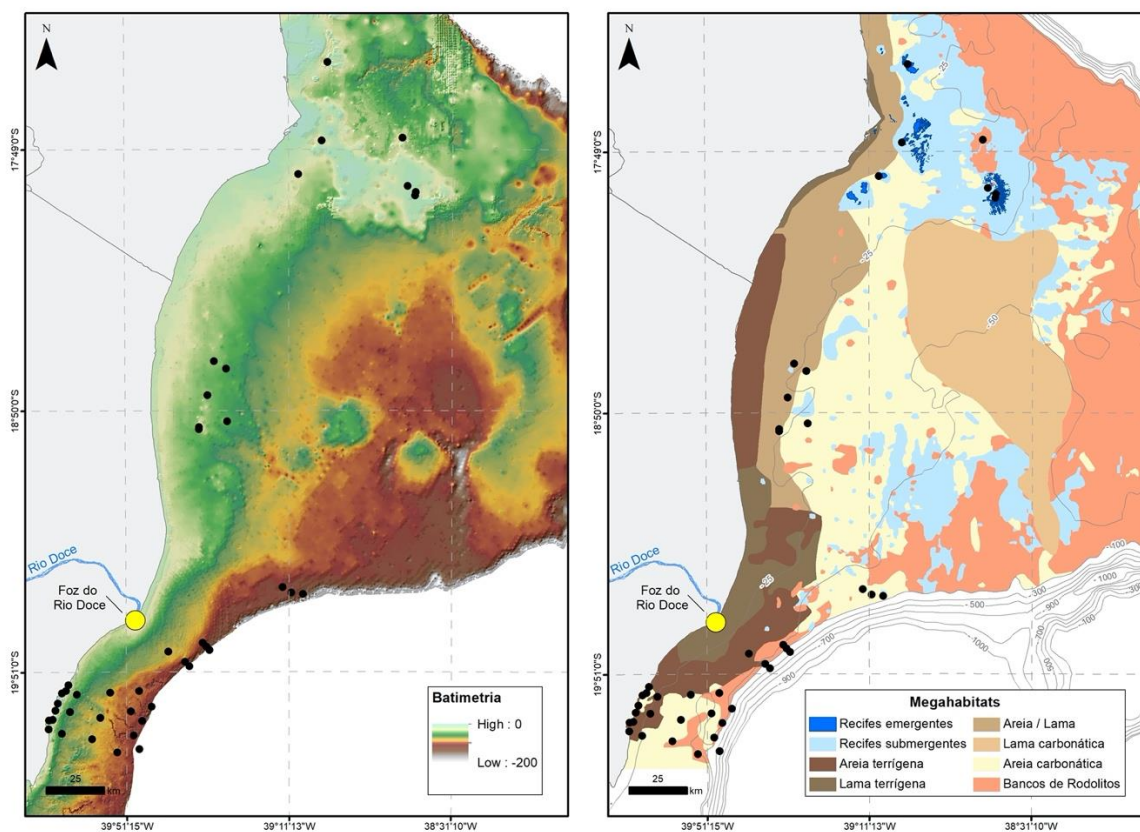


Figura 329: População humana e infraestrutura industrial e portuária na região estudada. O local do rompimento da barragem está destacado com uma estrela vermelha e a área de impedimento à pesca em função desse evento está delineada em um polígono vermelho.

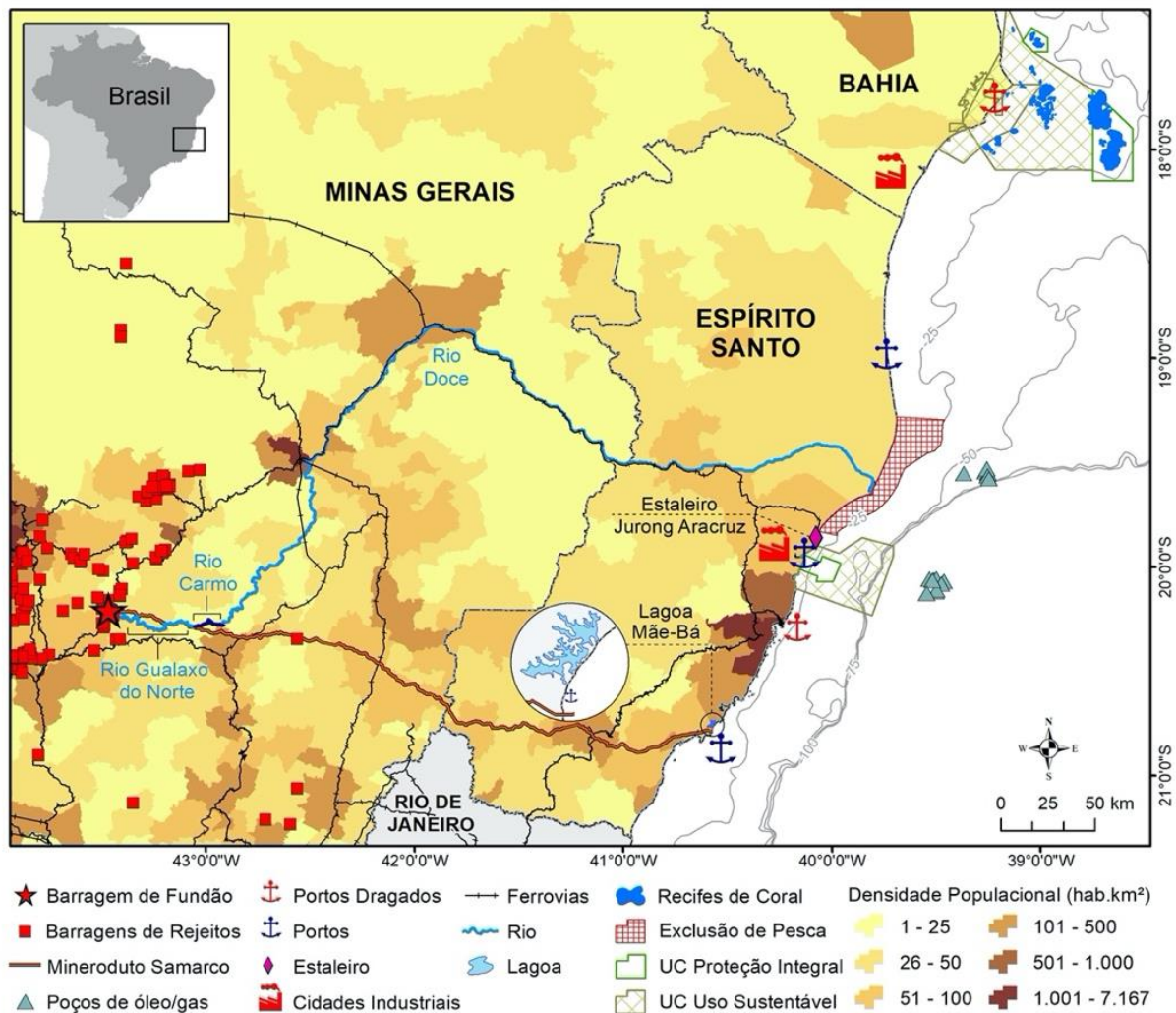
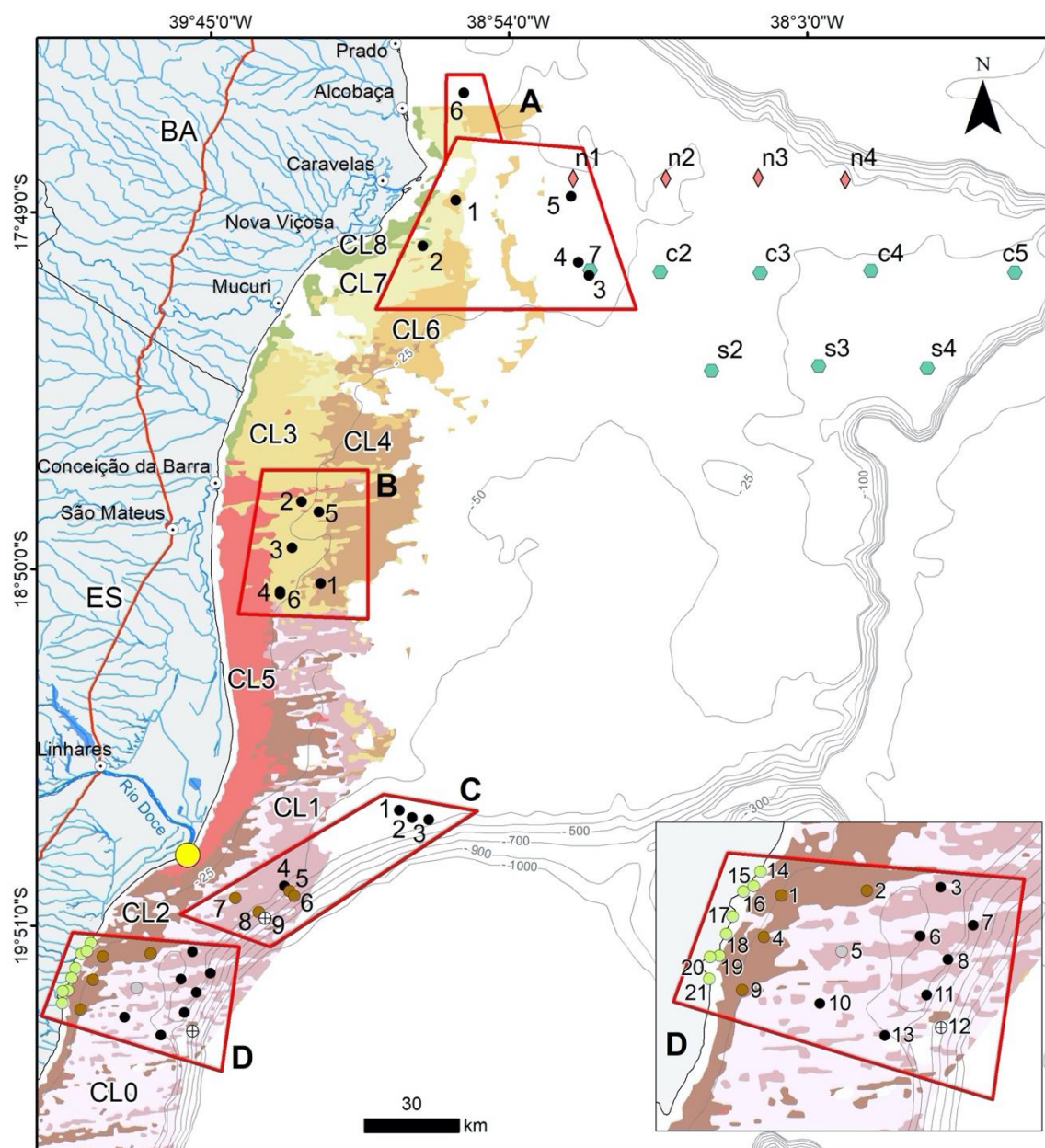


Figura 330: Mapa da região estudada com a disposição das plumas identificadas por FRANCINI-FILHO et al. (2019). Os códigos CL0 a CL8 se referem à classificação em "clusters" usada por por FRANCINI-FILHO et al. (2019), merecendo destaque o "cluster" CL5, que contém assinaturas da pluma de rejeitos.



**Legenda**

- |                |                         |                 |     |     |                        |
|----------------|-------------------------|-----------------|-----|-----|------------------------|
| ● RRDM         | ● Recifes costeiros     | CL0             | CL3 | CL6 | A - Abrolhos           |
| ● PELD         | ⊕ Sem informação        | CL1             | CL4 | CL7 | B - Recifes Esquecidos |
| ◆ Transição    | ● Rodolitos mortos      | CL2             | CL5 | CL8 | C - Foz Rio Doce       |
| ● Foz Rio Doce | ● Ausência de rodolitos | Áreas de estudo |     |     | D - Costa das Algas    |



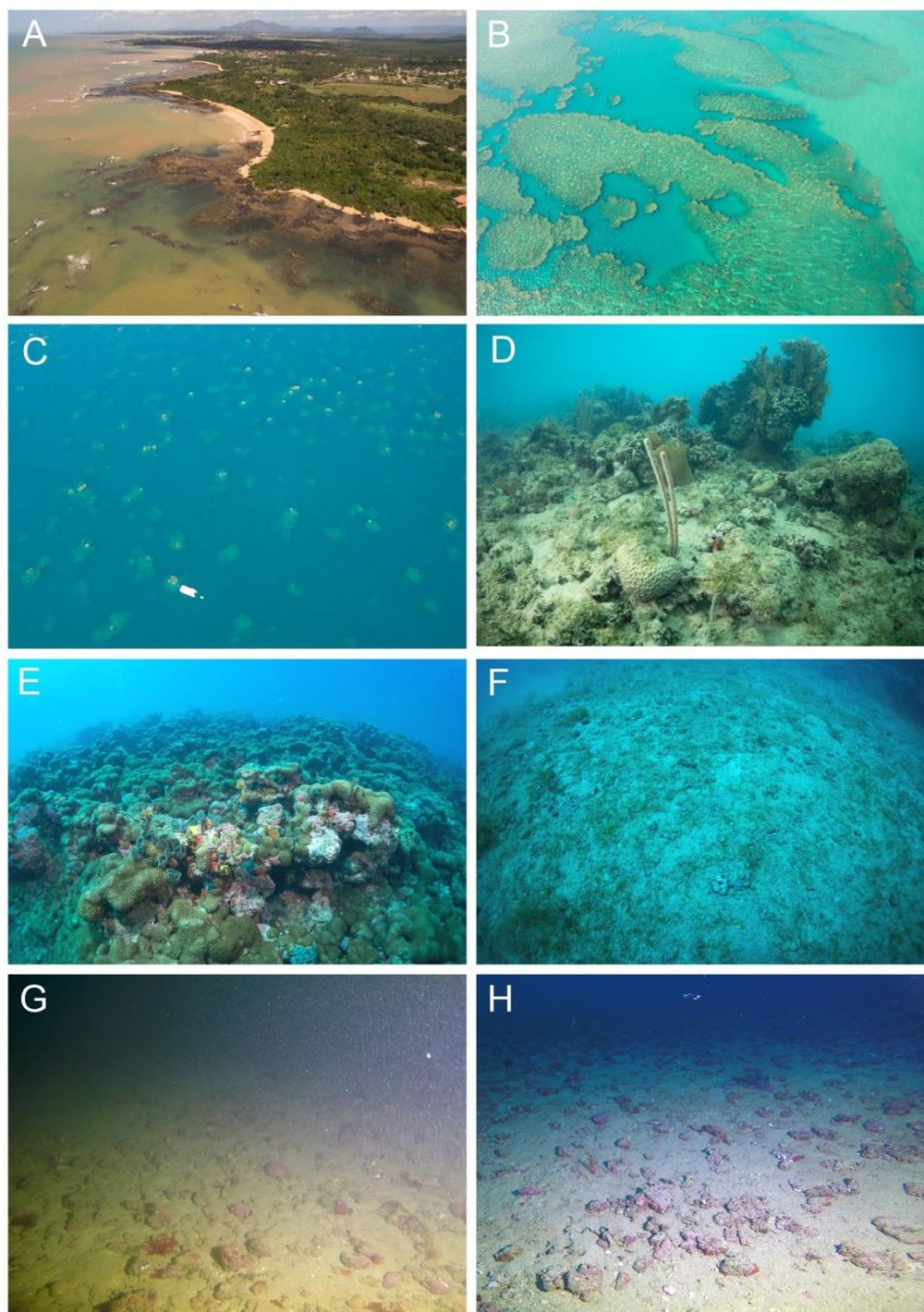
## 2.9.2 Recifes, bancos de rodolitos e macroalgas

Os ambientes estudados no âmbito do subprojeto se apresentam como *hotspots* da biodiversidade marinha brasileira (AMADO-FILHO et al., 2012; MOURA et al., 2013) e são provedores de serviços ecossistêmicos essenciais para dezenas de milhares de pessoas (COSTANZA et al., 2014; SPALDING et al., 2017). Recifes e bancos de rodolitos são formações coalescidas conhecidas como "fundos duros" ("hard bottom"), as quais são caracterizadas por sua heterogeneidade estrutural em relação a áreas sedimentares adjacentes. Na área de estudo, esses fundos podem ter origem biológica (e.g. pináculos, rodolitos) ou mista (e.g. recifes de arenito e lateritas adjacentes ao litoral), e são recobertos principalmente por organismos de crescimento rápido que não estão diretamente envolvidos na construção das estruturas (e.g. macroalgas, cianobactérias). Os biomineralizadores de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ), cujo crescimento é lento (e.g. algas calcárias, corais), são considerados "espécies engenheiras" (AMADO-FILHO et al., 2012), uma vez que são os responsáveis pela construção da estrutura física do ecossistema. As taxas de crescimento de organismos não construtores tendem a ser relativamente rápidas, na ordem de  $\text{mm.dia}^{-1}$ , enquanto as de corais e hidrocorais variam entre 3 e 180  $\text{mm.ano}^{-1}$ . As taxas de crescimento de algas coralináceas são mais variáveis, podendo ser submilimétricas ou alcançar até 80  $\text{mm.ano}^{-1}$ . O balanço entre a abundância de organismos construtores e não-construtores é um aspecto crucial da dinâmica dos recifes que, quando estudada em escalas espaciais e temporais relevantes, compõe um importante *proxy* da saúde do ecossistema (GOLDBERG, 2013; SHEPARD et al., 2009).

A estrutura física do habitat e a natureza, também complexa, das interações biológicas, são as principais características indutoras da biodiversidade dos ecossistemas recifais - a maior dentre os ecossistemas marinhos. As interações biológicas nos sistemas recifais são mediadas pelas condições físico-químicas da água do mar (e.g. temperatura, turbidez) (GOLDBERG, 2013; SHEPARD et al., 2009). Trata-se de um sistema ideal para monitorar os efeitos do rompimento da barragem no Oceano, uma vez que, além de abrigar grande biodiversidade, fornece serviços ecossistêmicos de alta relevância (e.g., proteção da costa, pesca, lazer e recreação) e é sensível a alterações na qualidade da água e aporte de sedimentos (BIRKELAND, 1997; GOLDBERG, 2013). Adicionalmente, os recifes contam com diversos mecanismos legais específicos que dispõe sobre sua proteção e conservação, inclusive em âmbito internacional.

Os bancos de rodolitos compõem um tipo recifal peculiar constituído por nódulos carbonáticos soltos, os quais podem cobrir o fundo por milhares de quilômetros quadrados (AMADO-FILHO et al., 2012). Apesar de dominar boa parte da plataforma continental brasileira, esse sistema permanece mal conhecido com relação a aspectos básicos tais como sua extensão, biodiversidade, estrutura e funcionamento (AMADO-FILHO et al., 2012). Por constituírem o tipo recifal predominante na área marinha afetada pelo rompimento da barragem (MOURA et al., 2013), os bancos de rodolitos compõem um dos alvos do projeto, especialmente no que diz respeito a gerar linhas de base que possam servir como referência para avaliar os efeitos do rompimento da barragem em longo prazo.

Figura 331: Diversidade de ambientes recifais na área de estudo: A) Recifes costeiros adjacentes ao litoral na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; B) Bancos recifais costeiros na região adjacente ao PARNAM Abrolhos (veja pluma de turbidez acentuada); C ) Recifes do PARNAM Abrolhos, mais afastados da costa (observe a configuração fragmentada dos chapeirões e a menor turbidez); D) Cobertura de um recife da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências); E) Cobertura de um recife da Área B (Recifes Esquecidos); F, G e H) Diferentes feições (densidade, vitalidade, epibiontes fração de sedimento) de bancos de rodolitos (veja nódulos avermelhados com alta vitalidade das algas coralínáceas em H).



### 2.9.3 Fundamentação teórico-conceitual

Os resultados aqui apresentados são iniciais, um adjetivo imposto pela implementação do PMBA apenas após 3 anos do rompimento da barragem de Fundão, pelo prazo curto e dificuldades na execução do subprojeto, e também pela ausência de linhas de base (“baselines”) para boa parte da região potencialmente afetada. Por outro lado, já é possível apresentar um panorama ímpar acerca dos recifes e bancos de rodolitos atingidos por materiais associados ao rompimento da barragem. Nesse sentido, nossos resultados revelam, de maneira transversal e integrada, processos que operam em escalas espaciais e temporais bastante dissimilares, cujo entendimento é necessário para compreender os efeitos da contaminação e para delinear/otimizar estratégias de monitoramento, mitigação, restauração e compensação (Figura 333). Por exemplo, processos físico-químicos e geo-hidrológicos que geralmente operam em macro e mesoescalas espaciais e temporais (e.g. distribuição de recifes e fácies sedimentares), também podem se apresentar de forma bastante dinâmica (e.g. distribuição e deslocamento de massas d’água), condicionando alterações bruscas e espacialmente heterogêneas em escalas locais. Padrões e processos observáveis ao nível dos organismos podem ser quase instantâneos (e.g. contaminação por metais, resposta do aparato fotossintético à turbidez), mas também podem se configurar ao longo de meses ou anos (e.g. comprometimento da saúde, fecundidade, mortalidade), na forma de efeitos crônicos (Figura 333). Além disso, processos que operam ao nível de comunidades e populações tendem a se configurar em escalas temporais que variam entre meses e décadas (e.g. cobertura dos recifes), e podem se propagar de maneira altamente fragmentada e com hiatos temporais, em função da dinâmica metapopulacional característica dos sistemas recifais (SALE et al., 2006). Considerando a natureza multi-escalar e multidimensional dos problemas enfocados pelo subprojeto, ao mesmo tempo em que buscamos caracterizar os ecossistemas recifais com “baselines” antecedentes ou posteriores ao rompimento da barragem, apresentamos informações ao nível de organismos (e.g. corais e simbiontes), comunidades (e.g. plâncton e cobertura bêntica) e processos ecológicos (e.g. biomineralização), sempre inseridas no contexto mais abrangente dos indutores físico-químicos e geo-hidrológicos, associados ou não ao rompimento da barragem.

O registro de indicadores em um dado local, na presença e ausência de um conjunto de estressores, é impossível. Portanto, a detecção de impactos depende de estimativas dos efeitos dos estressores sobre o ecossistema (SCHMITT; OSENBURG, 1996). Considerando outras impossibilidades, ou dificuldades extremas, também envolvidas na avaliação dos impactos ambientais decorrentes de um desastre de magnitude regional, tais como executar experimentos manipulativos adequadamente replicados e reconstruir “baselines” acuradamente, a avaliação do impacto depende de monitoramentos (“field assessments”) que permitam estimar: i) o estado do sistema na ausência e na presença do estressor, e ii) as incertezas associadas às diferenças entre essas estimativas (STEWART-OATEN, 1996).

Além disso, é fundamental considerar que a avaliação dos efeitos deve transcender os sítios sob a pluma detectada após o rompimento da barragem (e.g. ANDRADES et al., 2020; SISSINI et al., 2020; MAZZEI et al., 2017), cuja dinâmica e recorrência, ligada a ciclos climáticos/hidrológicos, ainda está



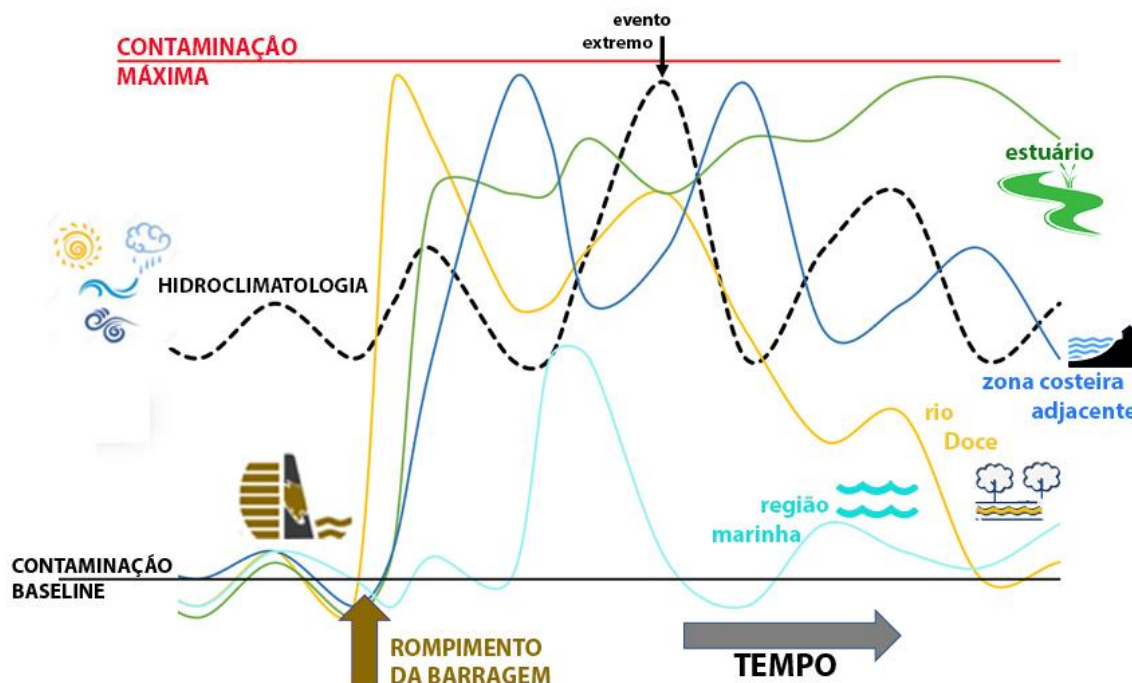
por ser detalhadamente revelada. Por exemplo, há evidências de contaminação da água e de corais no PARNAM Abrolhos e adjacências, por metais dissolvidos na água do mar (BIANCHINI, 2016; EVANGELISTA et al., 2018; CARDOSO et al., 2022), cuja detecção por sensoriamento remoto não é possível com as ferramentas atualmente disponíveis. Há também evidências obtidas por sensoriamento remoto (FRANCINI-FILHO et al., 2019) de extensão da pluma com contaminantes ao norte da foz do rio Doce, na área dos Recifes Esquecidos (Figura 330).

Trata-se de um contexto de investigação científica em que as expectativas de resposta (hipóteses alternativas) podem derivar substancialmente da atenuação linear dos impactos, espacial e temporalmente. Ou seja, mesmo após a melhoria ou estabilização das condições da bacia hidrográfica, é importante considerar que a atenuação da contaminação costeiro-marinha pode ocorrer de forma não-linear, em escalas temporais dilatadas e com "lags", e está sujeita a variação estocástica associada à variabilidade hidroclimatológica (Figura 332). Essa atenuação mais longa e complexa da contaminação nos diferentes compartimentos costeiro-marinhos se deve à interação entre: i) processos biogeoquímicos que ocorrem sob o menor hidrodinamismo e condições variáveis de oxidação-redução no estuário do rio Doce; ii) transporte de materiais dissolvidos em diferentes direções, ao norte (costeiro) e ao sul da foz do rio Doce; e iii) ressuspensão sazonal e/ou episódica de materiais particulados, muitas vezes associada a transporte em direção oposta ao fluxo predominante (e.g. frentes frias e eventos extremos). Por exemplo, a biodisponibilidade de metais tóxicos controlados por oxi-hidróxidos de ferro (Fe), tais como a hematita e a goetita, tende a aumentar no estuário (e.g. QUEIROZ et al., 2018), implicando em liberação crônica de contaminantes para a plataforma continental durante décadas (e.g. GABRIEL et al., 2021). O transporte subsequente e o destino dos contaminantes que alcançam o mar são aspectos fundamentais que ainda permanecem insuficientemente conhecidos, demandando esforços de amostragem e modelagem oceanográfica, acoplados aos monitoramentos bio-ecológicos em escalas mais abrangentes do que aquelas usualmente empregadas em estudos ambientais – ou seja, em escalas compatíveis com a magnitude das consequências do rompimento da barragem de Fundão.

A metodologia detalhada de análise e coleta, bem como a abordagem analítica utilizada pelo Subprojeto Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas podem ser encontradas no *Material Suplementar A3MFRS1*.



Figura 332: Modelo conceitual da progressão na contaminação ambiental (sedimento, água e organismos) em diferentes compartimentos do contínuo fluvio-marinho do rio Doce. As trajetórias são suportadas por evidências empíricas, representando: i) a situação aguda seguida por melhora aproximadamente linear da qualidade da bacia hidrográfica, ii) o agravamento das condições no estuário, que segue biodisponibilizando e aportando contaminantes para a zona costeira em longo prazo, iii) a atenuação, agravamento após anomalias hidroclimatológicas e a longa duração da contaminação na zona costeira, iv) a exposição episódica, na escala da região marinha, a contaminantes associados ao rompimento da barragem



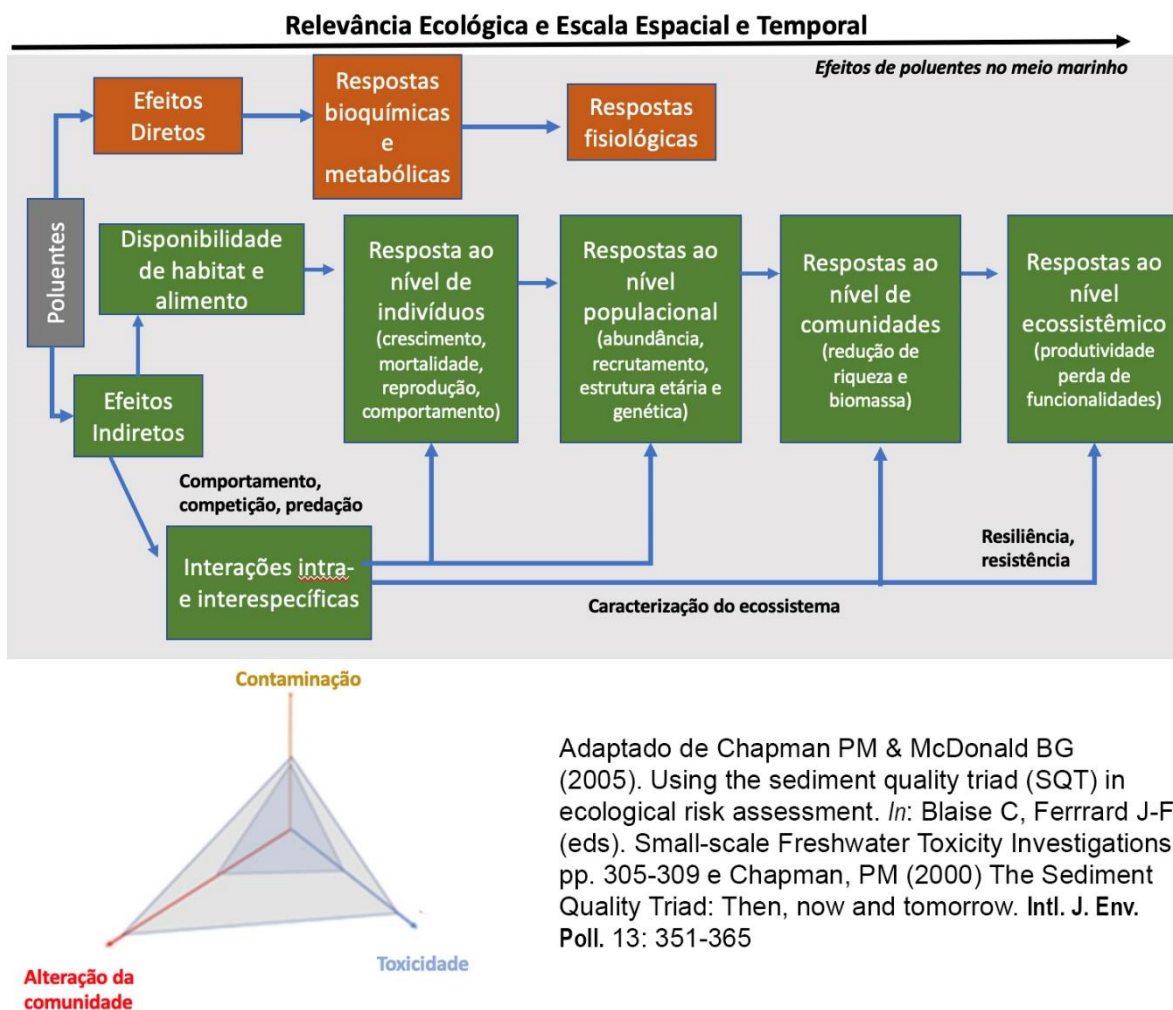
Separar a variabilidade natural dos efeitos do rompimento da barragem envolve a combinação de diferentes abordagens. Delineamentos do tipo **Controle-Impacto** (“Control-Impact” – CI), nos quais são feitas comparações entre sítios afastados da fonte de impacto, a ponto de serem considerados livres de efeito (controle), e sítios próximos à fonte (sob impacto), podem violar a premissa de que áreas controle e impactadas seriam idênticas e teriam se comportado da mesma forma na ausência do impacto. Por outro lado, a despeito dessa limitação, o monitoramento de sítios ao longo de um gradiente de atenuação (i.e., a partir da foz do rio Doce) se apresenta como alternativa pertinente para detectar alterações associadas ao rompimento da barragem. Delineamentos do tipo **Antes-Depois** (“Before-After” - BA) possuem limitações inerentes às linhas de base, as quais, no caso dos recifes e rodolitos, são concentradas em áreas relativamente afastadas da foz do rio Doce. No entanto, considerando as evidências de extensão da contaminação até a Área A (BIANCHINI, 2016; EVANGELISTA et al., 2018), a abordagem BA se apresenta como alternativa. Delineamentos do tipo **Antes-Depois-Controle-Impacto** (“Before-After-Control-Impact” – BACI) combinam as duas abordagens anteriores, buscando separar os efeitos do estressor de outras fontes de variabilidade (GREEN, 1979), a partir da identificação de interações entre tempo e local (usando a variabilidade entre amostras tomadas em dado local/tempo para compor o termo de erro). Embora robustos, até mesmo delineamentos BACI podem confundir efeitos dos estressores com flutuações locais (interações tempo\*local), em contextos

de muita heterogeneidade. Trata-se de um problema menos agudo no contexto em tela, até porque os principais estressores naturais que afetam os recifes - anomalias térmicas - se configuram na escala regional-global (TEIXEIRA et al., 2019).

O uso de **séries temporais** (“**Before-After-Control-Impact Paired Series**” - **BACIPS**), inclusive com o uso de sítios controle como covariáveis (preditores do estado “impactado”), adiciona robustez aos delineamentos BACI (STEWART-OATEN, 1996; STEWART-OATEN; BENCE; OSENBURG, 1992), ressaltando-se, novamente, as limitações espaciais das séries temporais de dados antecedentes ao rompimento da barragem. Por fim, a abordagem **além-BACI** (“**beyond-BACI**” - **bBACI**), que emprega controles múltiplos (UNDERWOOD, 1991; 1992), também poderá ser incorporada em avaliações de mais longo prazo, com séries temporalmente replicadas (ou seja, com dois anos, no mínimo). O detalhamento e a implementação plena dessas e de outras abordagens, conceituais e metodológicas, está além do escopo desse relatório, bem como de um programa de monitoramento que ainda se encontra em fase intermediária de implementação. Os resultados aqui apresentados contemplam contrastes entre sítios mais ou menos impactados pelo rompimento da barragem (**CI**), contrastes Antes-Depois desse evento (**BA**) (em áreas possivelmente menos impactadas, dadas as limitações dos “baselines”), e análises de séries temporais (**BACI**, incompleto), muitas delas ainda curtas à luz da escala espaço-temporal dos processos em tela.

Por fim, ressaltamos que, mais do que aceitar ou rejeitar a hipótese nula de que não houve impacto sobre os recifes e bancos de rodolitos (a chamada “cultura do p-valor”), nossa perspectiva tem sido estimar a extensão e magnitude dos impactos e apresentar informações consistentes acerca da estrutura e da dinâmica das comunidades recifais e bancos de rodolitos, no sentido de balizar a tomada de decisões. Em última instância, os resultados do PMBA devem balizar a recuperação, mitigação, compensação de danos irreparáveis, bem como evitar a repetição de erros que dificultam a avaliação dos efeitos do rompimento da barragem de Fundão (e.g. “baselines” deficientes, monitoramento tardio e intermitente).

Figura 333: Diagrama esquemático dos efeitos diretos e indiretos da poluição nos diferentes níveis organizacionais da biota e dos ecossistemas marinhos. Assim como a complexidade do sistema, a relevância ecológica dos efeitos aumenta na direção das maiores escalas espaciais e temporais.



Adaptado de Chapman PM & McDonald BG (2005). Using the sediment quality triad (SQT) in ecological risk assessment. In: Blaise C, Ferrard J-F (eds). Small-scale Freshwater Toxicity Investigations, pp. 305-309 e Chapman, PM (2000) The Sediment Quality Triad: Then, now and tomorrow. Intl. J. Env. Poll. 13: 351-365

## 2.9.4 Resultados e discussão

### 2.9.4.1 Cenário oceanográfico

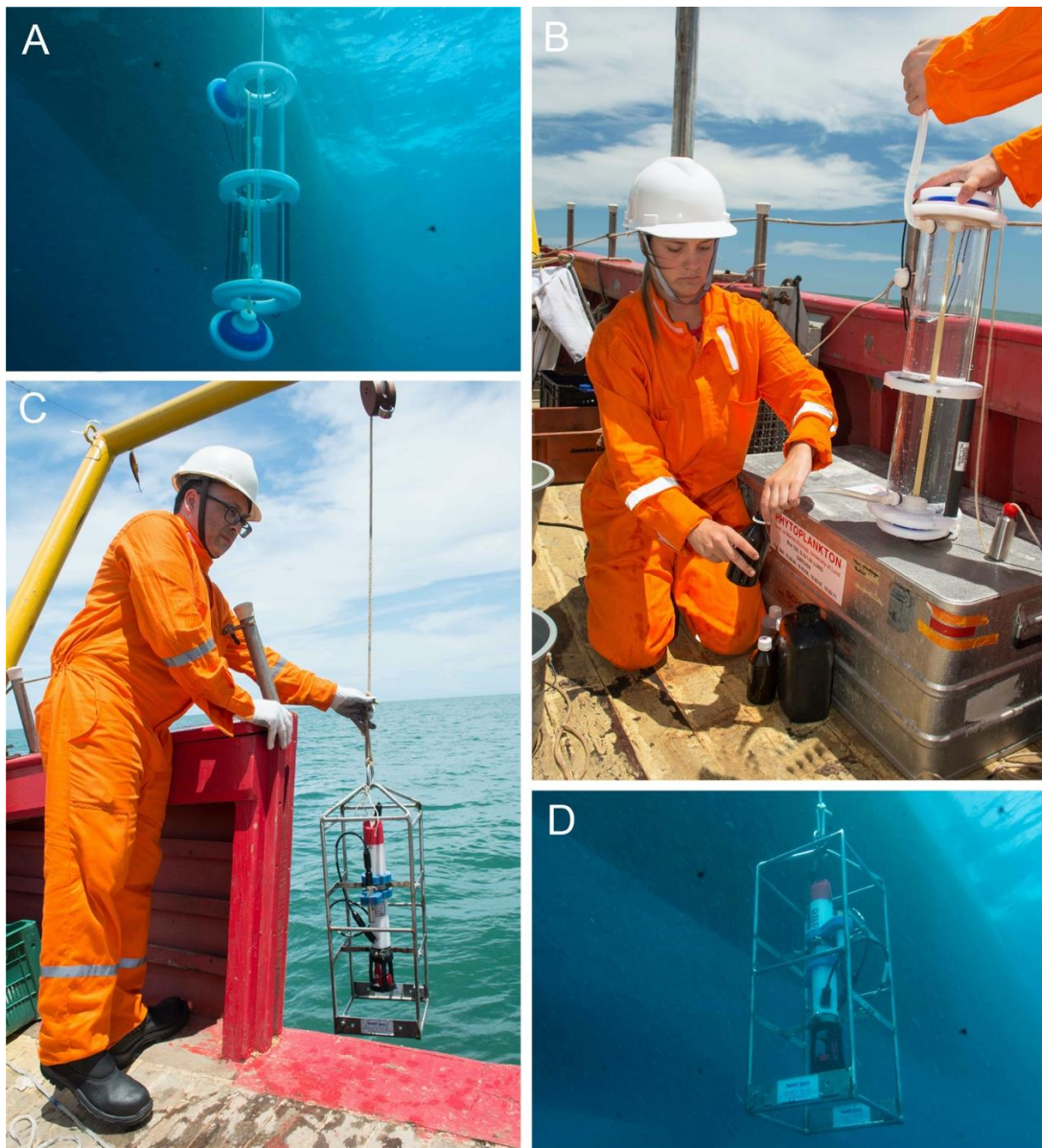
A área de estudo abrange ca. 300 km da costa do Espírito Santo e Sul da Baía, com grande variabilidade em relação à influência de aportes continentais de sedimentos, fortes gradientes *cross-shelf* com variações marcantes na profundidade e na extensão da plataforma continental (Figura 326). Pela porção norte, a região recebe influência das águas oligotróficas da Corrente do Brasil. O aporte continental resulta em mistura sobre a plataforma, formando a água costeira. Regiões de maior profundidade na plataforma externa estão sujeitas a incursões de águas intermediárias frias e ricas em nutrientes (ACAS) (MIRANDA, 1982). Isto resulta em um cenário complexo e dinâmico nas características da coluna d'água e nos padrões de sedimentação em escala regional.

As variáveis físico-químicas da água na malha amostral do projeto foram obtidas através de três abordagens complementares: (i) compilação de dados de sensoriamento remoto; (ii) perfilagens verticais na coluna d'água com CTD ou sonda multiparamétrica e (iii) fundeios próximos ao leito marinho com duração de ca. 1 dia e com alta frequência de registro de variáveis (minutos), utilizando uma sonda multiparamétrica (SeaGuard-Aanderaa).

Perfilagens e fundeios foram feitos concomitantemente à coleta de amostras e dados da biota planctônica e bentônica (Figura 334). Este conjunto de variáveis foi usado para subsidiar as interpretações acerca da estrutura e funcionamento dos sistemas recifais e os possíveis efeitos do rompimento da barragem.



Figura 334: Amostragens da coluna d'água em áreas recifais. Legenda: A e B) Garrafas de coleta; C e D) Perfilagens com sensores.



## Sensoriamento remoto

O estudo em escala regional de condições oceanográficas foi feito com o uso de imagens de sensoriamento remoto. As variáveis iPAR (Photosynthetic Active Radiation), Kd490 (Diffuse Attenuation Coefficient Kd490) e concentração de clorofila foram adquiridas na ERDDAP (Easier Access to Scientific Data), repositório de dados administrado pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Estes dados foram processados, calibrados e validados pela NASA's Ocean Biology Processing Group (OBPG) (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>). Os valores de SST (4 microns – nighttime) (Sea Surface Temperature), foram adquiridos na PO.DAAC (Physical Oceanography Distributed Active Archive Center), repositório responsável por disponibilizar dados oceanográficos para comunidade científica e a NASA. Este repositório é administrado pelo Jet Propulsion Laboratory (JPL). Os parâmetros SST, iPAR, Kd490 e clorofila são produtos do sensor MODIS. A resolução espacial de todas as imagens representadas nos mapas é de 16 km<sup>2</sup>. O cálculo dos valores destas variáveis para cada ponto amostral foi calculado como a média de 4 pixels, utilizando uma máscara poligonal quadrada de 64 km<sup>2</sup>. Os valores das variáveis compiladas por sítios foram utilizados nas análises multivariadas para interpretação da distribuição da composição de comunidades planctônicas e bentônicas dos sistemas recifais e bancos de rodólitos amostrados. A resolução temporal das imagens produzidas é de 2 dias (i.e. o satélite faz o imageamento da mesma área a cada 2 dias). Todas as variáveis foram inicialmente compiladas com frequência mensal e representadas nos mapas como médias semestrais, sendo o período de dezembro a maio rotulado como verão e o período de junho a novembro rotulado como inverno. Os mapas a seguir (Figura 335, Figura 336, Figura 337 e Figura 338) mostram a distribuição espaço-temporal das variáveis SST, Kd490, iPAR e concentração de clorofila entre 2018 e 2021, com a sobreposição dos sítios amostrais do projeto. Os rótulos "verão" correspondem ao período entre dezembro e maio e os rótulos "inverno" correspondem ao período entre junho e novembro.

A variação sazonal na temperatura de superfície do mar (Figura 335) foi bastante evidente. Observa-se também variação interanual no verão, com temperaturas mais elevadas em toda a região em 2019, refletindo a anomalia térmica registrada globalmente neste período (TEIXEIRA et al., 2019), seguida por um período mais próximo das médias de longo prazo. Além disso, evidencia-se contraste de ca. 5°C na temperatura das estações a leste (i.e., em frente) e ao sul da foz do rio Doce.

O efeito do aporte de material particulado pelo rio Doce fica evidente na distribuição espacial da turbidez (Figura 336) principalmente no inverno. A turbidez foi mais elevada em uma faixa de ca. 30 km da linha de costa ao longo de toda a área de estudo. No inverno a turbidez foi mais elevada e se estendeu mais para offshore comparado ao verão. Os sítios com maior turbidez foram os costeiros das áreas D e A. Os sítios nos Recifes Esquecidos (Área B) apresentam maiores variações sazonais de turbidez, por estarem próximos da região limítrofe de maior influência desta variável. A exposição da região dos recifes Esquecidos aos rejeitos do Desastre foi recentemente reportada com base na assinatura isotópica de elementos na pluma do rio Doce (FRANCINI-FILHO et al., 2019), inclusive nas proximidades dos pontos amostrais do presente projeto de monitoramento (veja Figura 330).

A radiação solar incidente apresentou pouca variação espacial e forte variação sazonal e interanual, com maiores valores nos verões, especialmente no verão de 2019 (Figura 337). A distribuição espaço-temporal da clorofila (Figura 338), proxy para biomassa do fitoplâncton, reflete a da turbidez, indicando contribuição deste componente da biota para a variável em tela, bem como os efeitos da disponibilização de nutrientes pelo aporte continental e ressuspensão causada pelo vento, ondas e correntes de marés, determinantes da turbidez.

Figura 335: Distribuição espacial e temporal da temperatura superficial do mar (SST) obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km<sup>2</sup>. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.

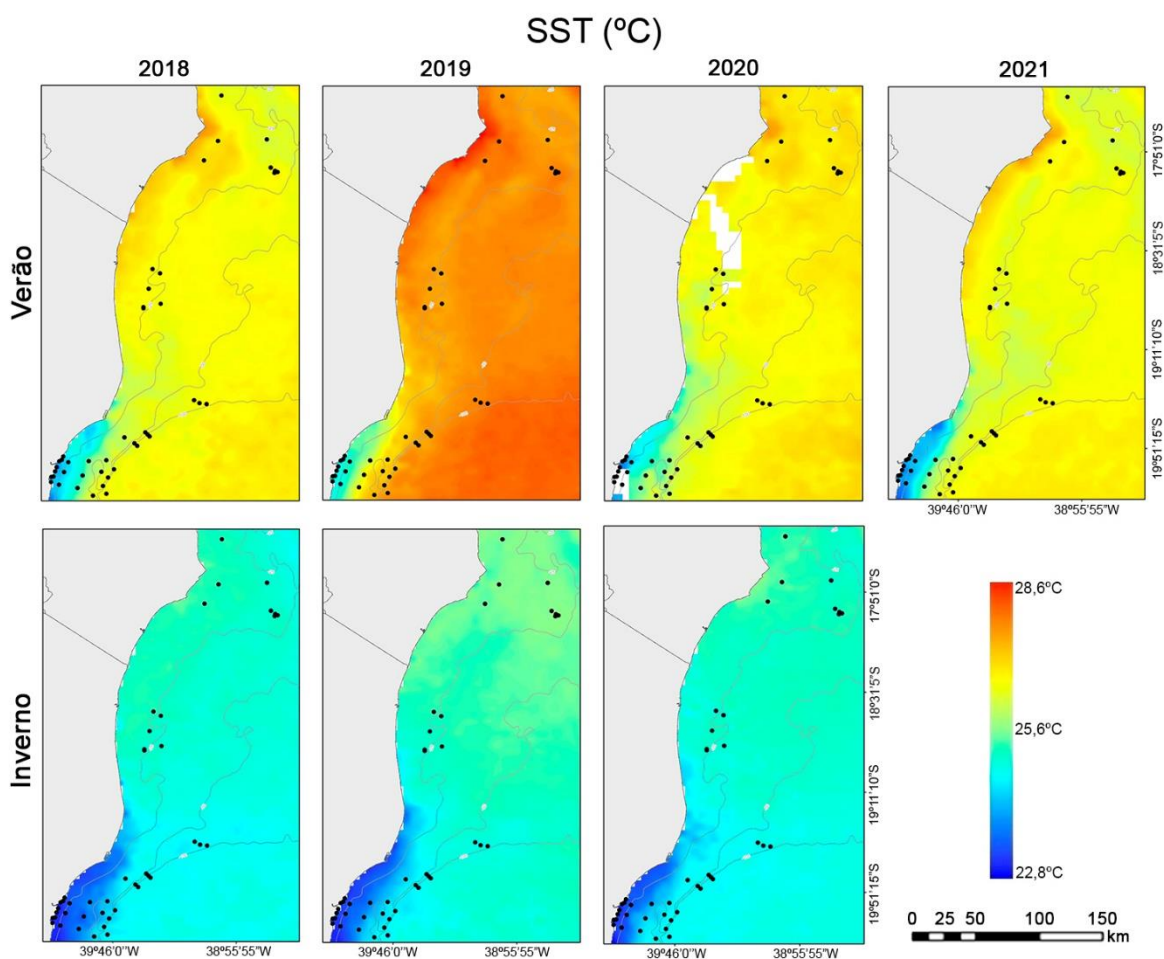




Figura 336: Distribuição espacial e temporal da turbidez representada pelo coeficiente de atenuação difusa a 490nm ( $K_d490$ ) obtido a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km<sup>2</sup>. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.

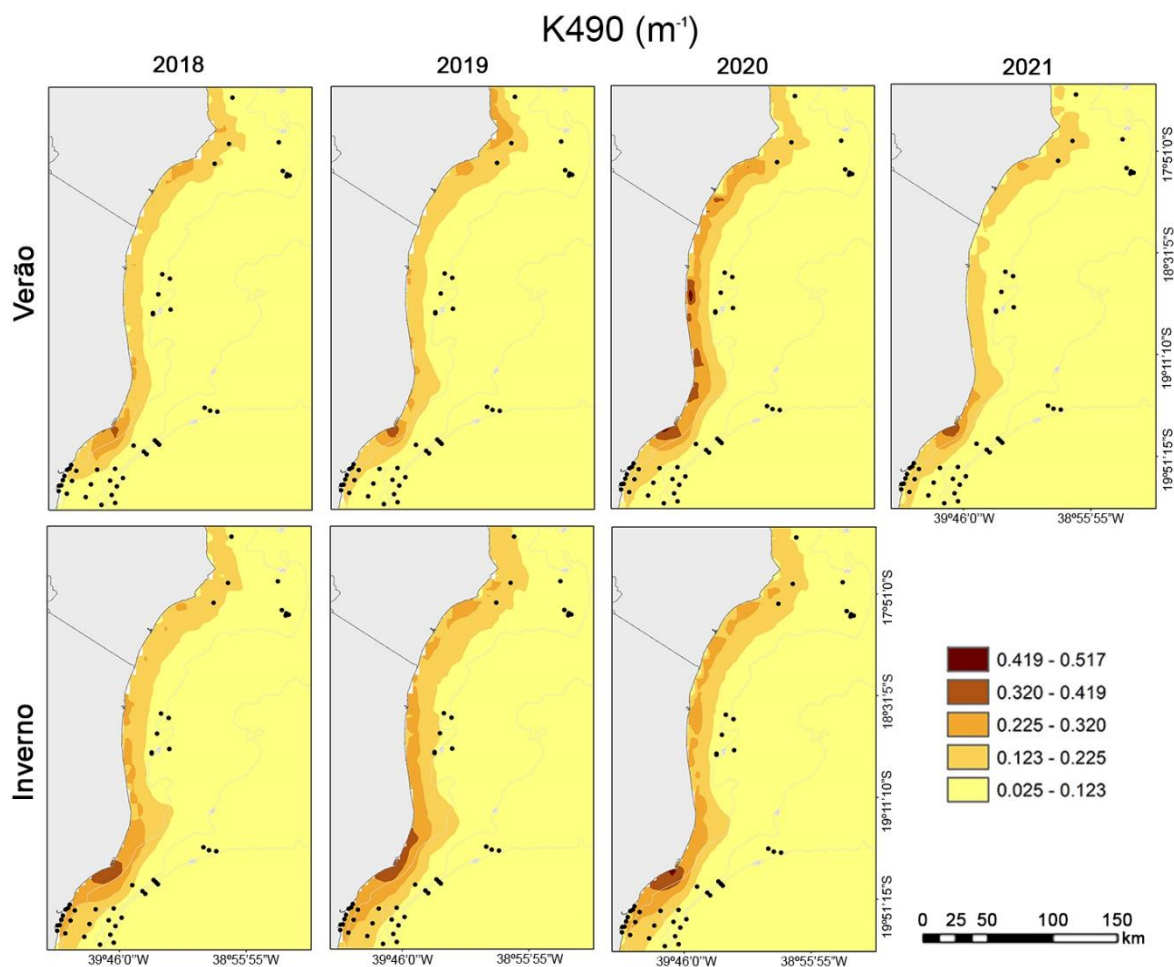


Figura 337: Distribuição espacial e temporal da radiação solar fotossinteticamente ativa (iPAR) obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km<sup>2</sup>. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.

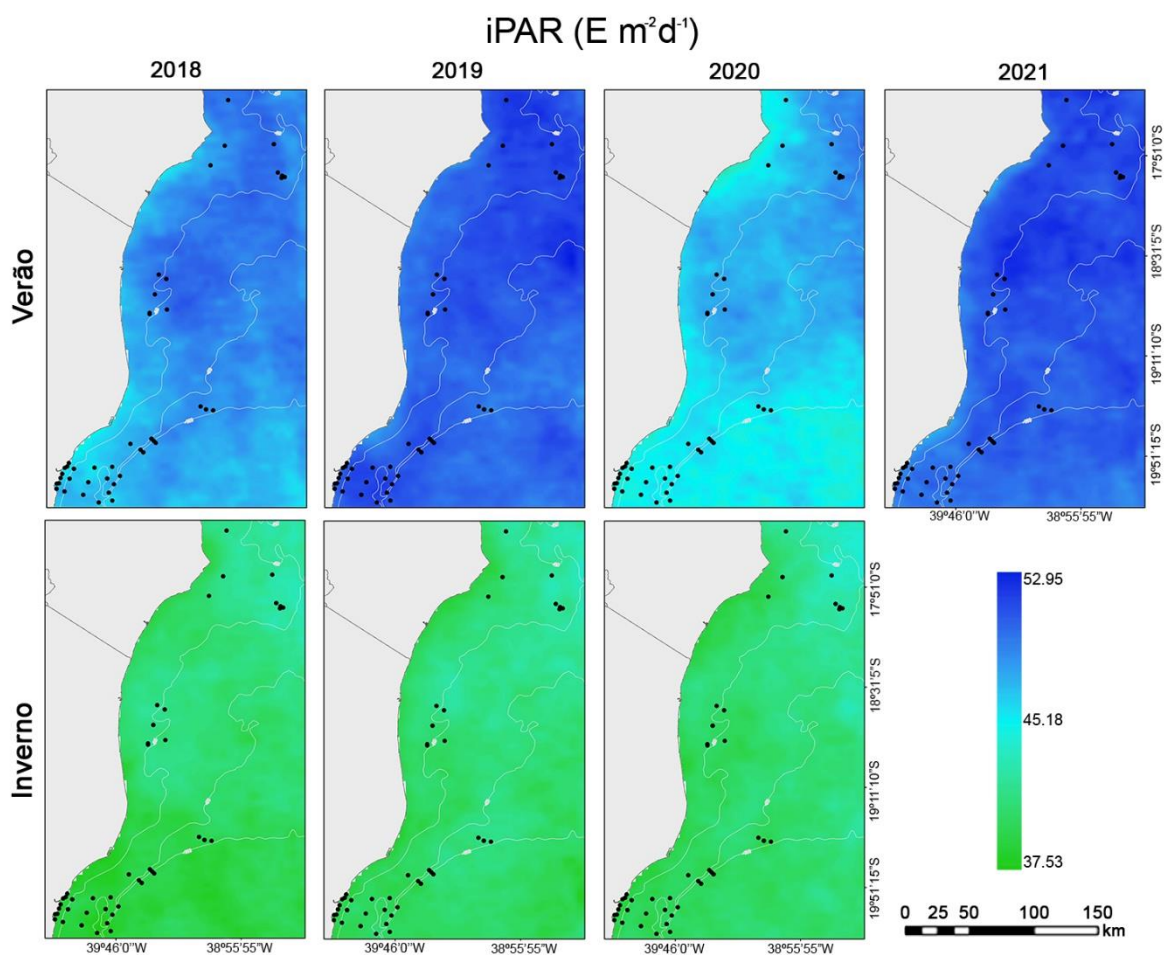
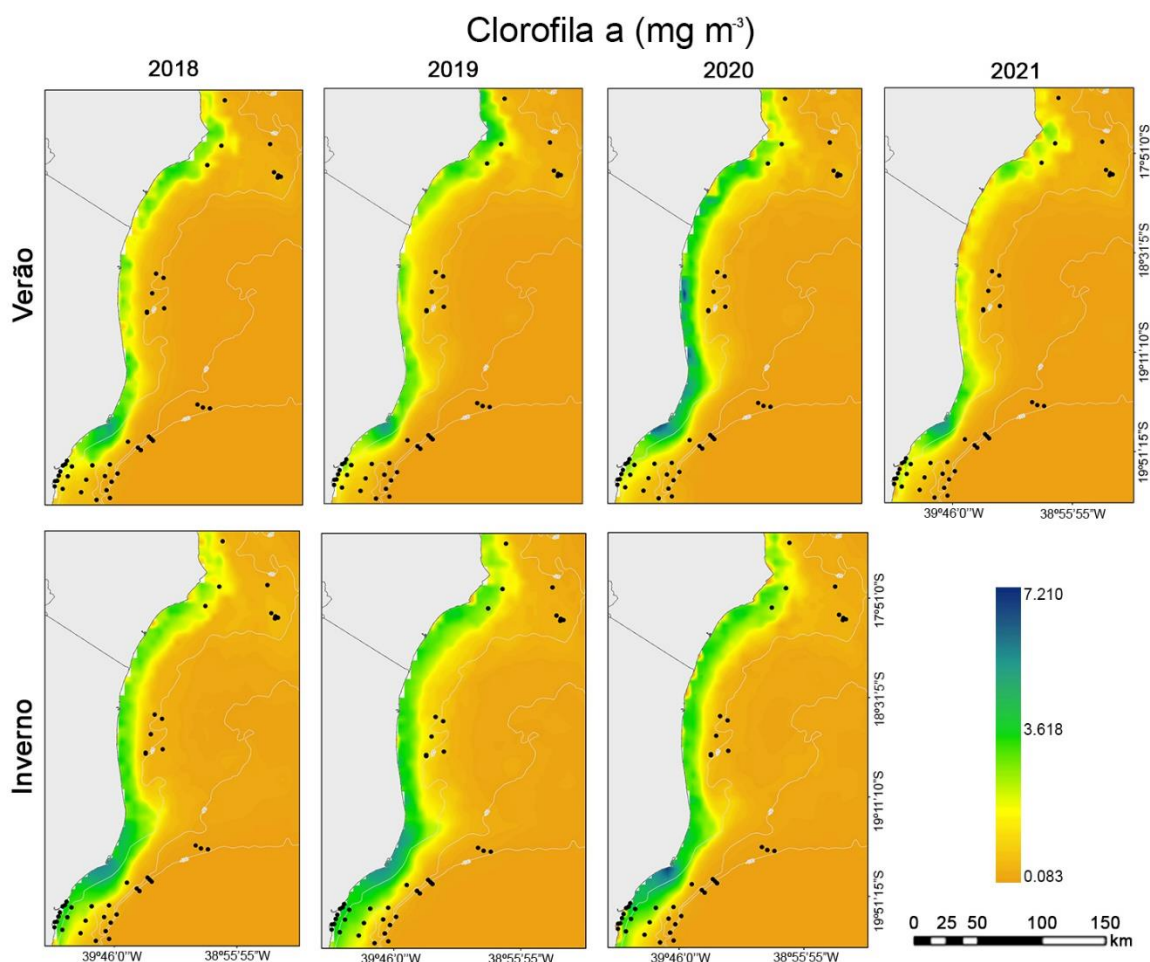


Figura 338: Distribuição espacial da concentração de clorofila a na superfície obtida a partir de dados de sensoriamento remoto. A resolução é de 16 km<sup>2</sup>. O verão representa a média semestral entre dezembro e maio e o inverno entre junho e novembro de cada ano.



### Perfis verticais

Perfilagens verticais de variáveis físico-químicas e bióticas foram feitas nas 7 campanhas (RA2020, Quadro 2), com diferenças no número de variáveis coletadas e cobertura de sítios amostrados em função da disponibilidade e funcionalidade de equipamentos, condições climáticas apropriadas e logística de embarcações. Salinidade e temperatura foram medidas em todos os perfis realizados (Figura 339 e Figura 340). Outras variáveis medidas em sítios específicos foram radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) (Figura 341), concentração de clorofila (Figura 342), turbidez (Figura 343), concentração de oxigênio dissolvido (Figura 344) e pH (Figura 345). O conhecimento as características físico-químicas da água sobrejacente aos recifes e bancos de rodólitos auxilia no entendimento das condições de estratificação ou mistura da coluna d'água e sua interação com esses ambientes, além de contribuir com o diagnóstico das massas d'água que atuam na região. Juntamente com estes parâmetros, medições de atenuação da intensidade de radiação luminosa ao longo da

coluna d'água são fundamentais para interpretar a estrutura e a dinâmica de comunidades de organismos fotossintetizantes, tanto na água quanto nos recifes e bancos de rodólitos.

Perfis de temperatura e salinidade mostram pouca estratificação nos sítios da área A e nos sítios mais rasos da área D, enquanto em sítios de B e C são encontradas situações com uma termoclina mais marcada.

Quadro 2: Perfilagens da coluna d'água para medição de parâmetros físico-químicos nas duas últimas campanhas do PMBA realizadas em 2021.

| Area | Codigo do Sitio | Profundidade | Mês/ano de coleta    |
|------|-----------------|--------------|----------------------|
| A    | A01             | 15           | Mai/21 Ago/21        |
|      | A02             | 12           | Mai/21 Ago/21 Set/21 |
|      | A03             | 22           | Mai/21 Ago/21 Set/21 |
|      | A04             | 10           | Mai/21 Ago/21        |
|      | A05             | 8            | Mai/21 Ago/21        |
|      | A06             | 14           | Mai/21 Ago/21        |
|      | A07             | 13           | Mai/21 Ago/21        |
|      | R18             | 18           | Ago/21               |
|      | R30             | 30           | Ago/21               |
|      | R50             | 50           | Ago/21               |
| B    | B01             |              |                      |
|      | B02             | 22           | Ago/21               |
|      | B03             | 24           | Mai/21 Ago/21 Set/21 |
|      | B04             | 22           | Ago/21               |
| C    | C01             | 63           | Fev/21 Ago/21        |
|      | C02             | 65           | Fev/21 Ago/21        |
|      | C03             | 70           | Fev/21 Ago/21        |
|      | C04             | 56           | Fev/21 Ago/21        |
|      | C05             | 68           | Fev/21 Ago/21        |
|      | C06             |              |                      |
|      | C07             |              |                      |
|      | C08             | 75           | Fev/21 Ago/21        |
|      | C10             | 45           | Fev/21 Ago/21        |
| D    | D01             | 21           | Fev/21               |
|      | D02             | 40           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D03             | 49           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D04             | 30           | Ago/21               |
|      | D05             | 43           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D06             | 53           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D07             | 65           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D08             | 57           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D09             |              |                      |
|      | D10             | 45           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D11             | 56           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D12             |              |                      |
|      | D13             | 50           | Fev/21 Ago/21        |
|      | D30             | 48           | Fev/21               |

Figura 339: Perfis verticais de temperatura. Os sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados.

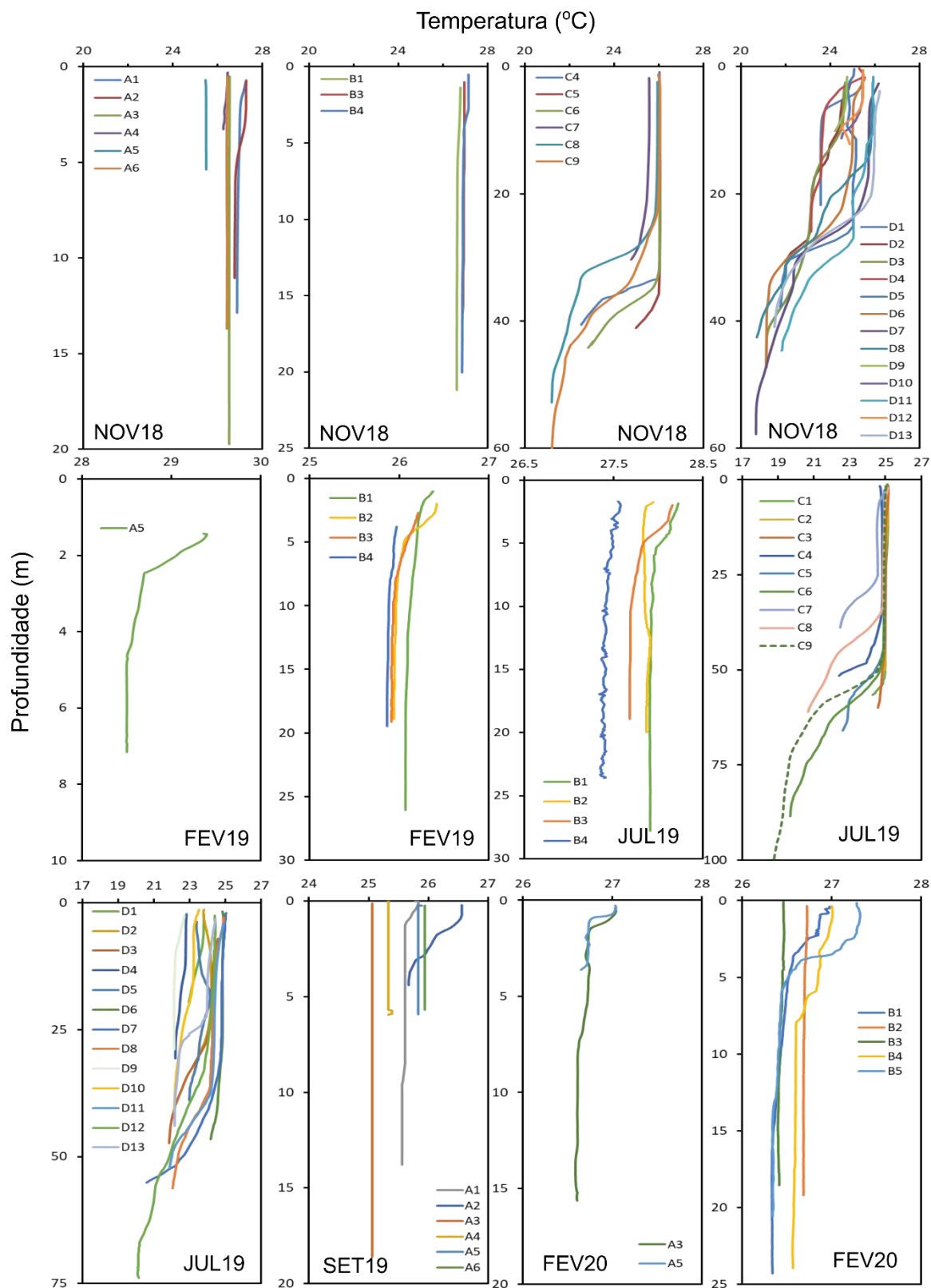




Figura 339: Perfis verticais de temperatura. Os sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. (cont).

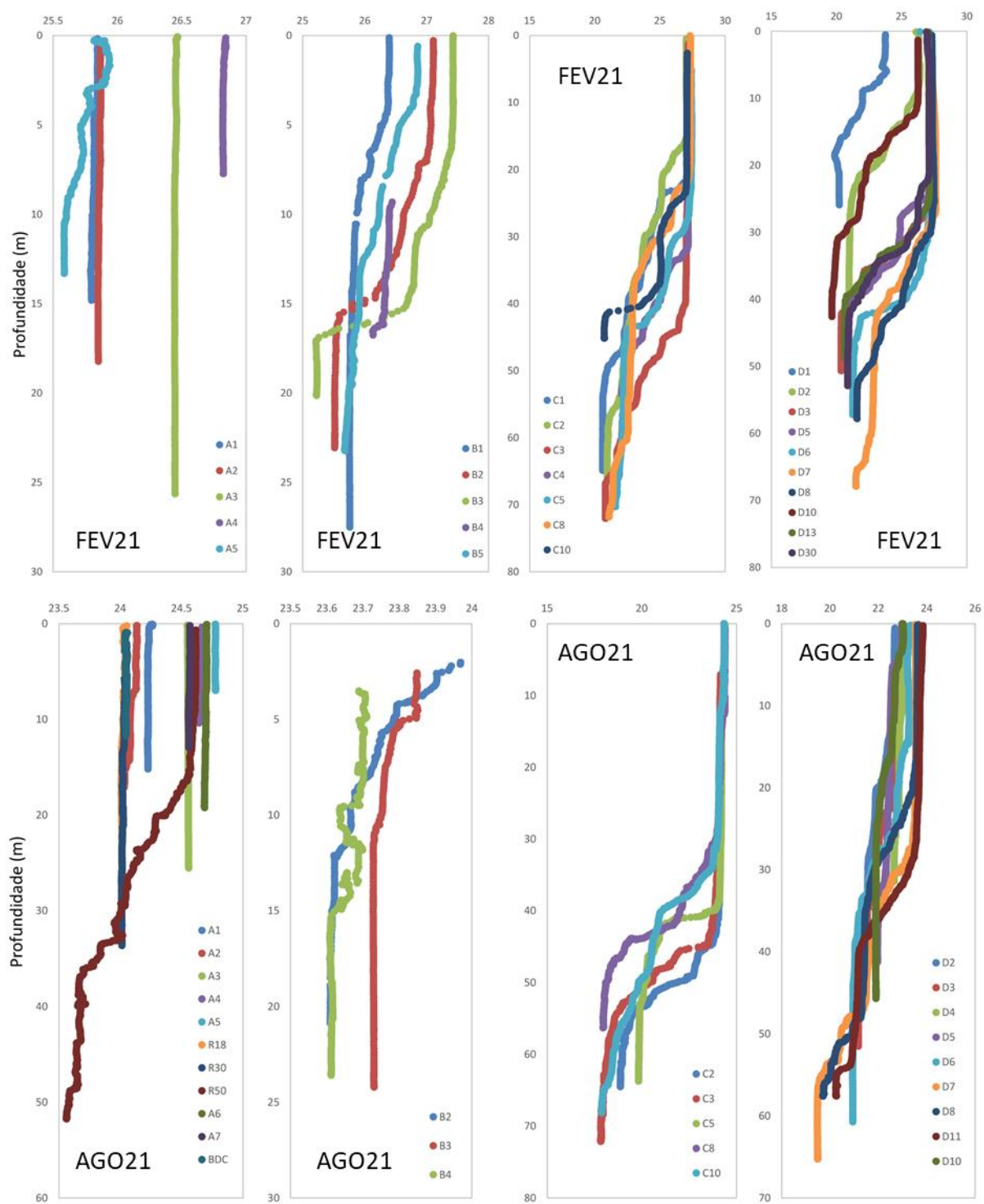




Figura 340: Perfis verticais de salinidade. Sítios de coleta, mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.

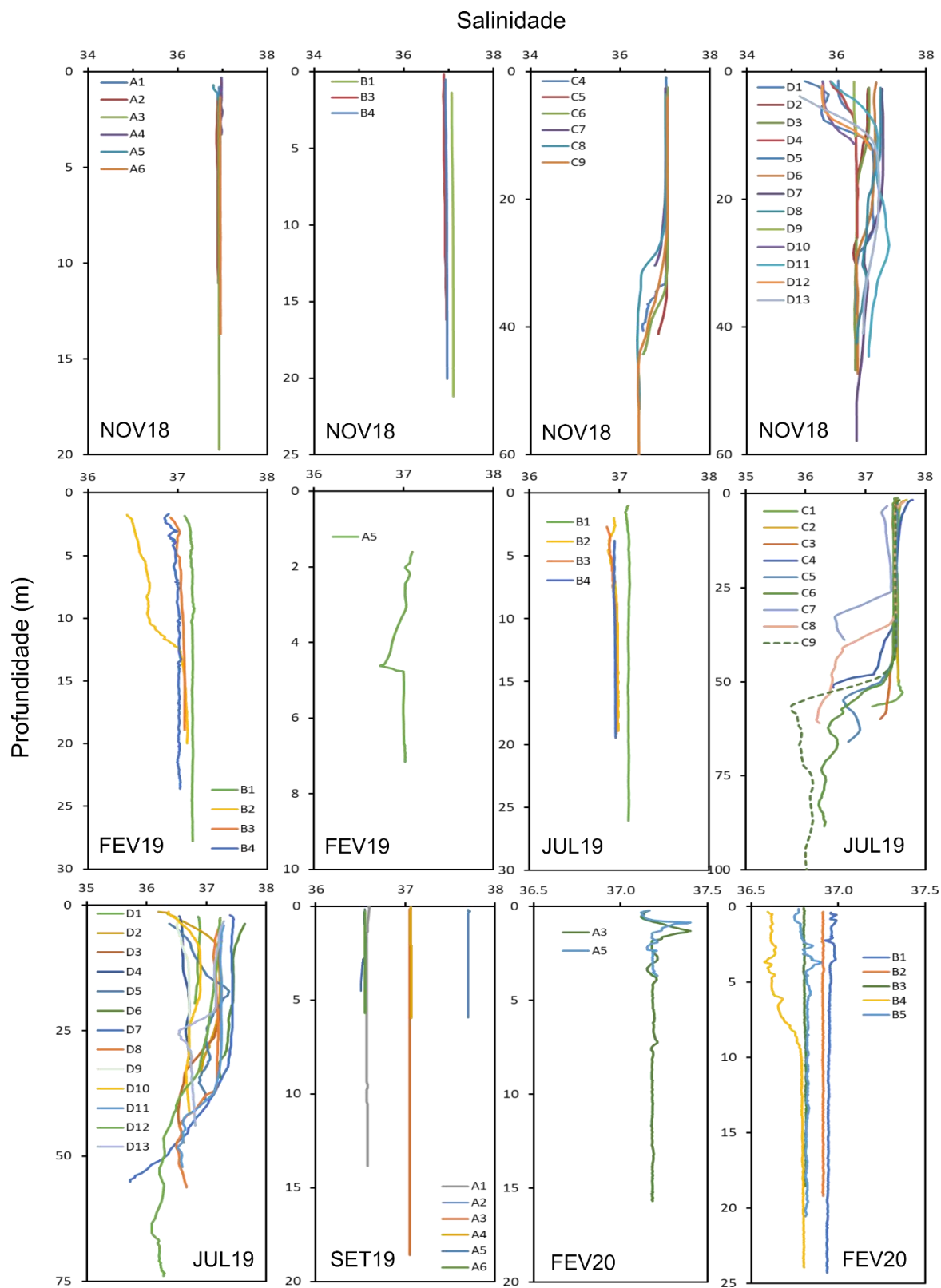


Figura 340: Perfis verticais de salinidade. Sítios de coleta, mês e ano de início das coletas de cada campanha estão indicados.  
(cont.)

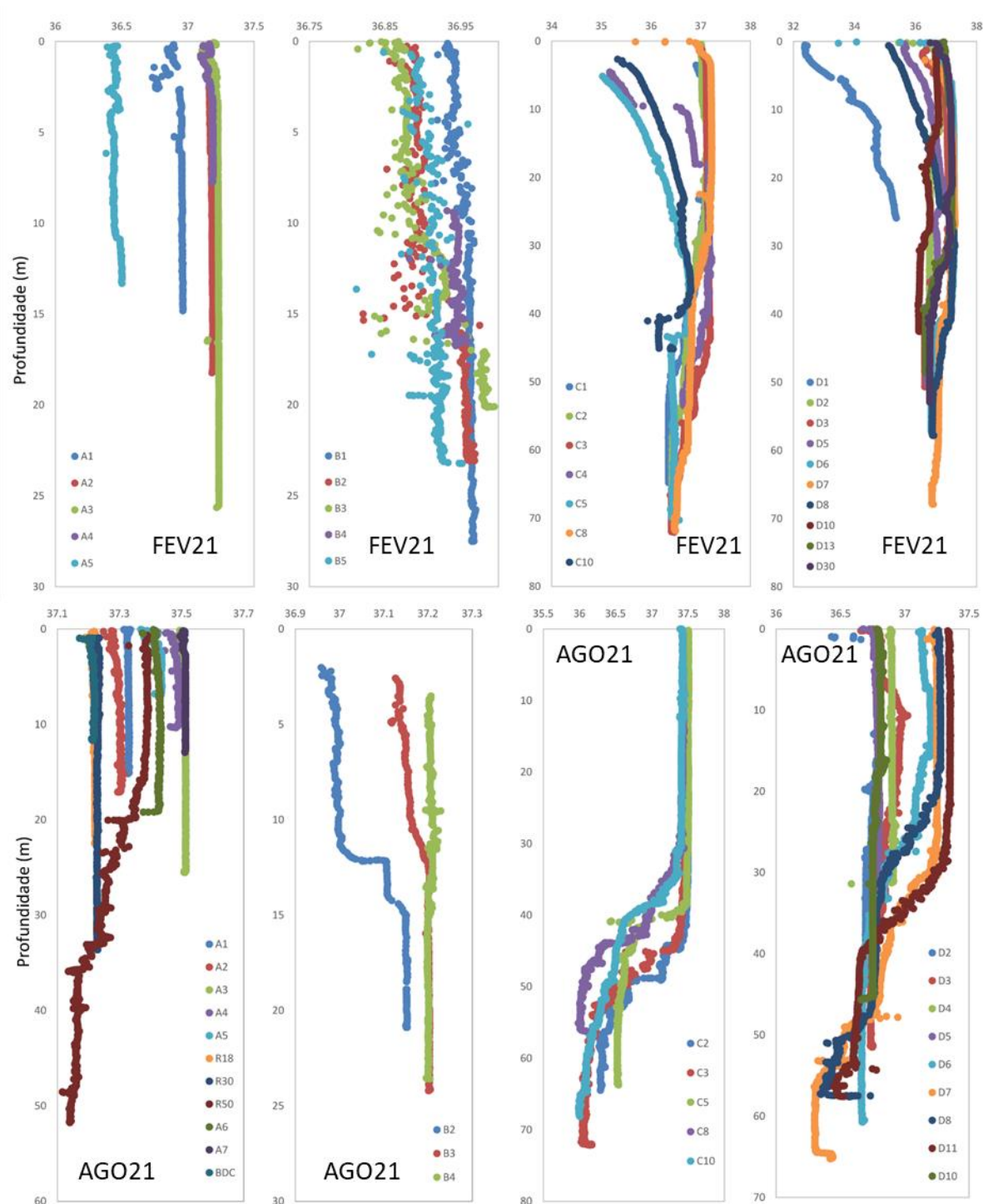


Figura 341 :Perfis verticais de intensidade de radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR). Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados.

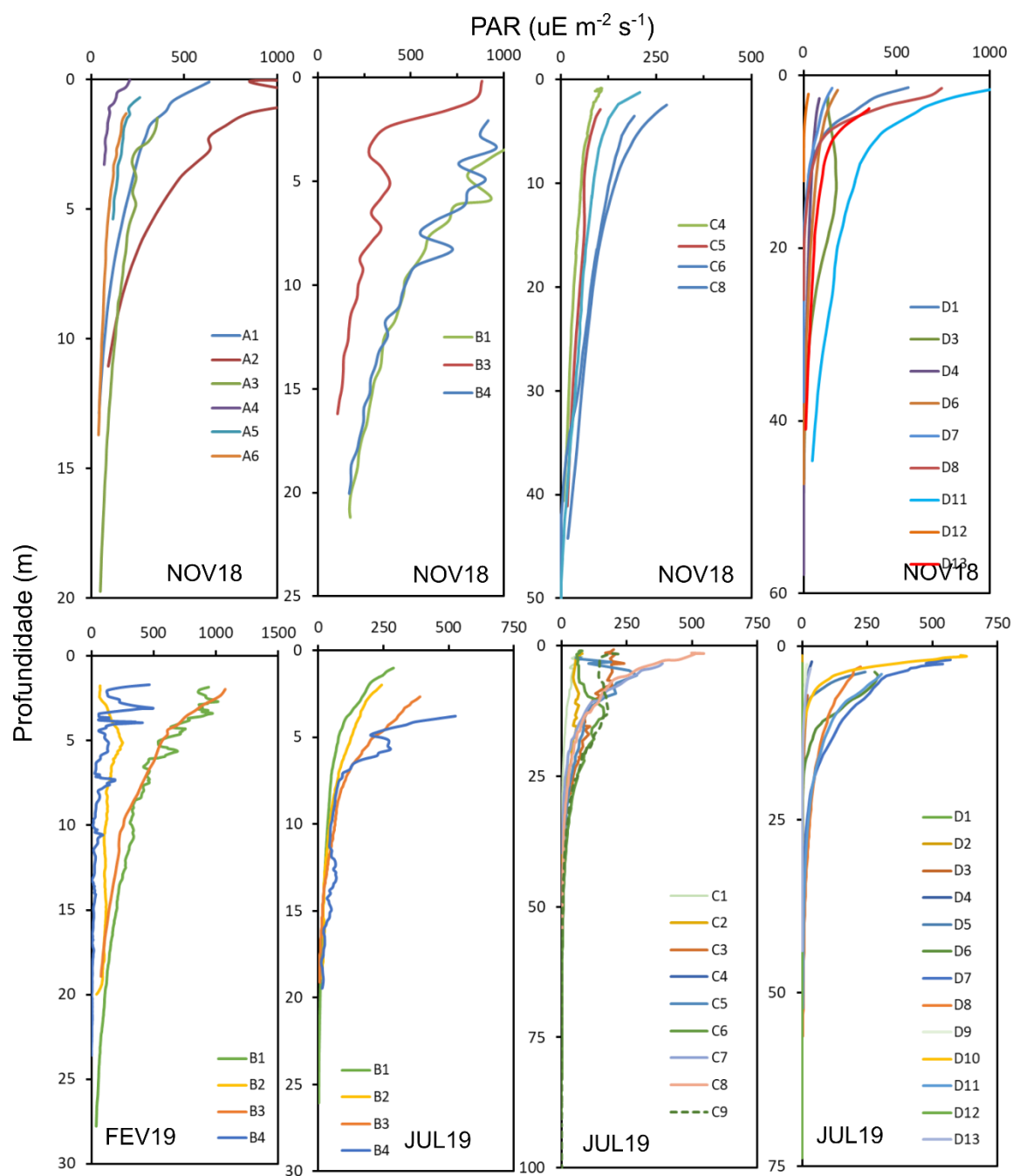


Figura 341 :Perfis verticais de intensidade de radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR). Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. (cont)

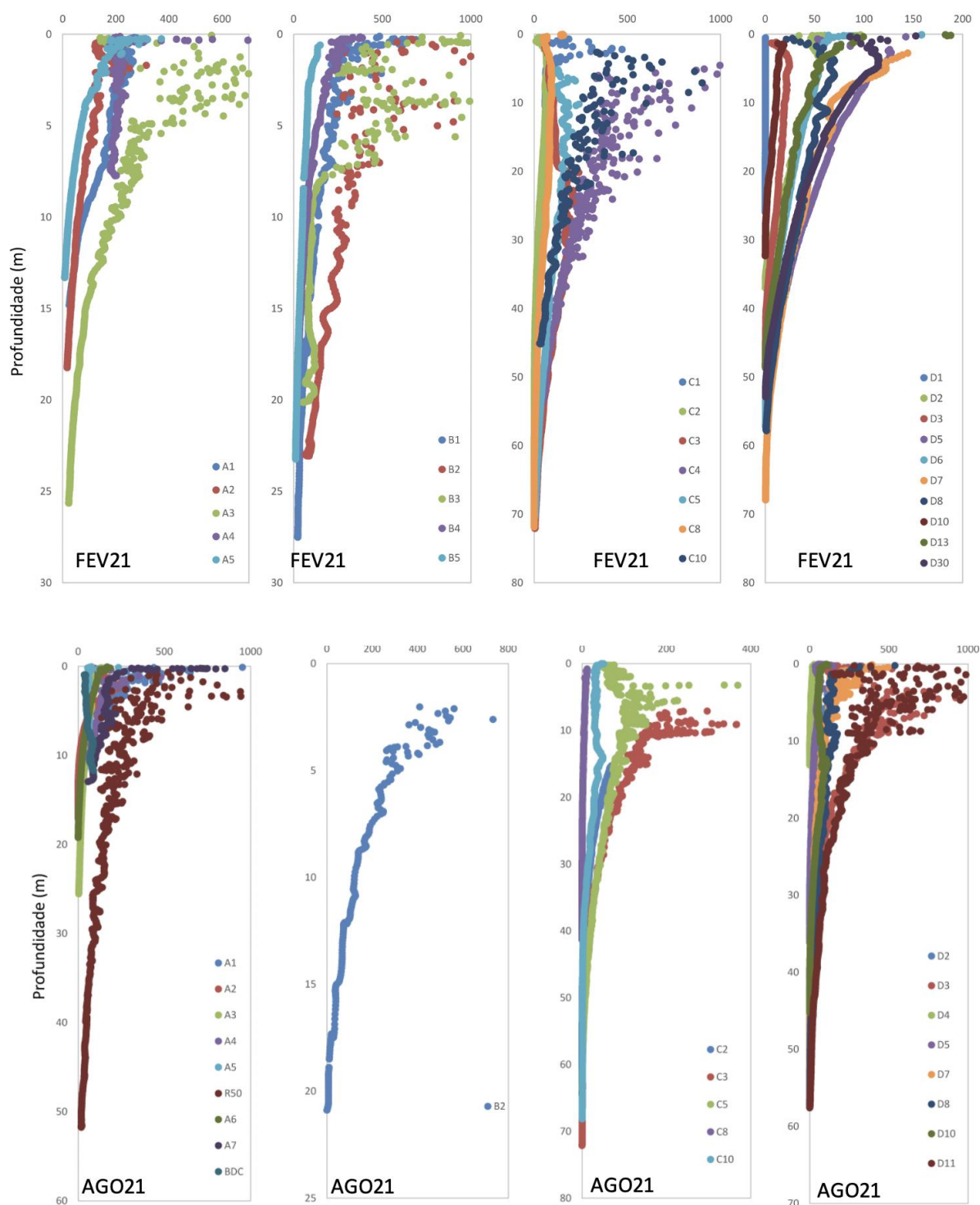


Figura 342: Perfis verticais de concentração de clorofila. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados.

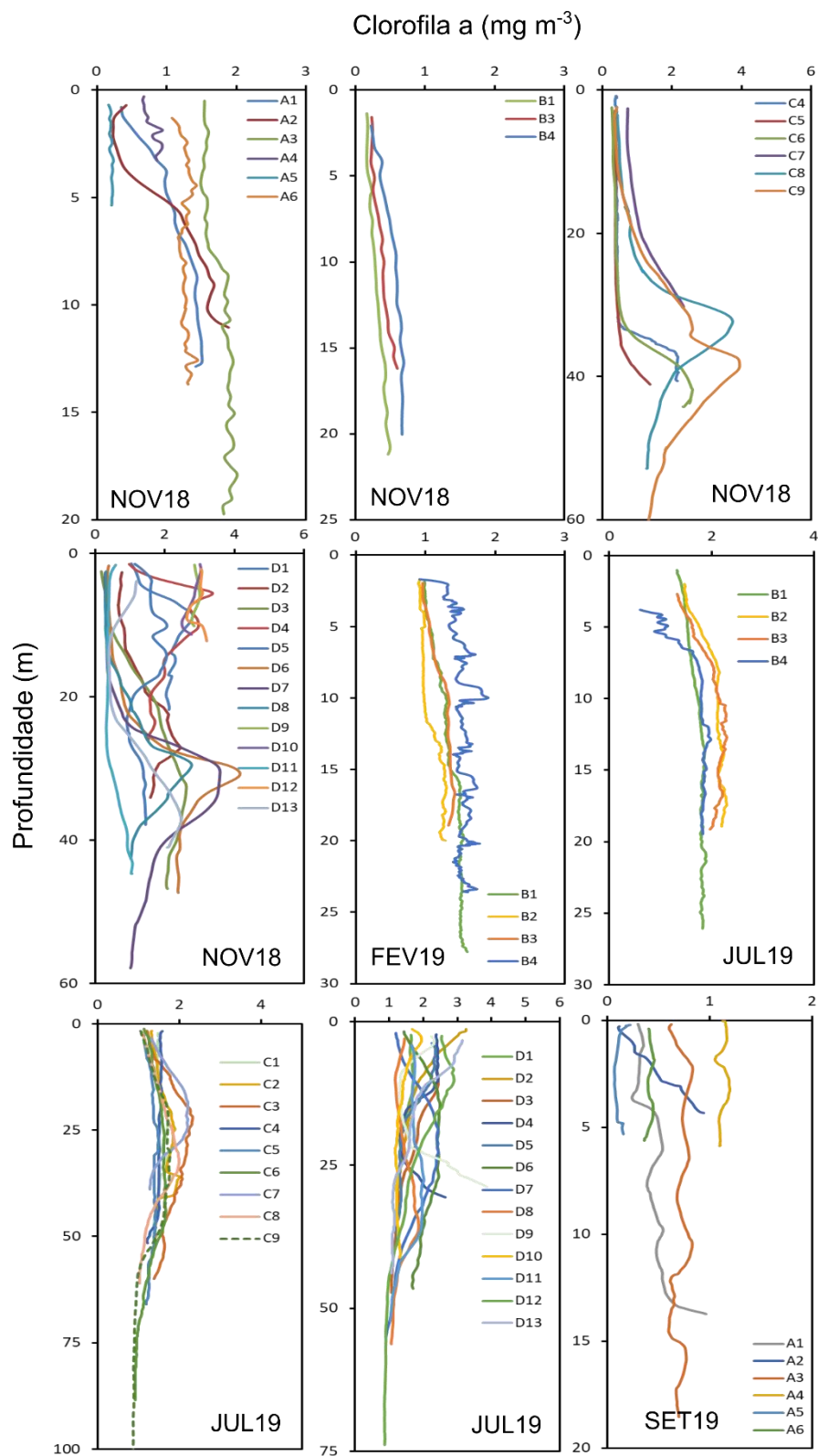




Figura 342: Perfis verticais de concentração de clorofila. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados. (cont.)

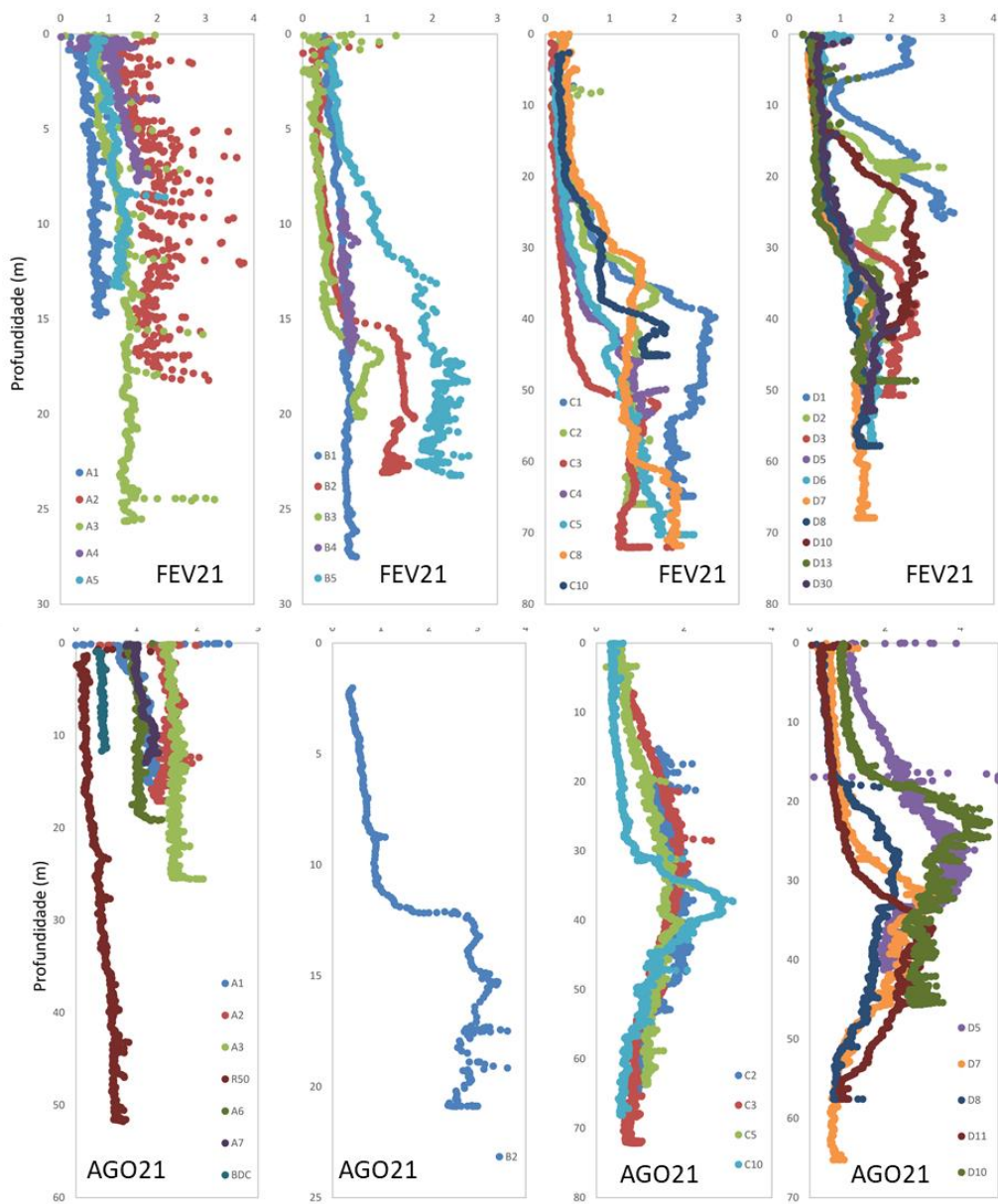




Figura 343: Perfis verticais de turbidez. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados.

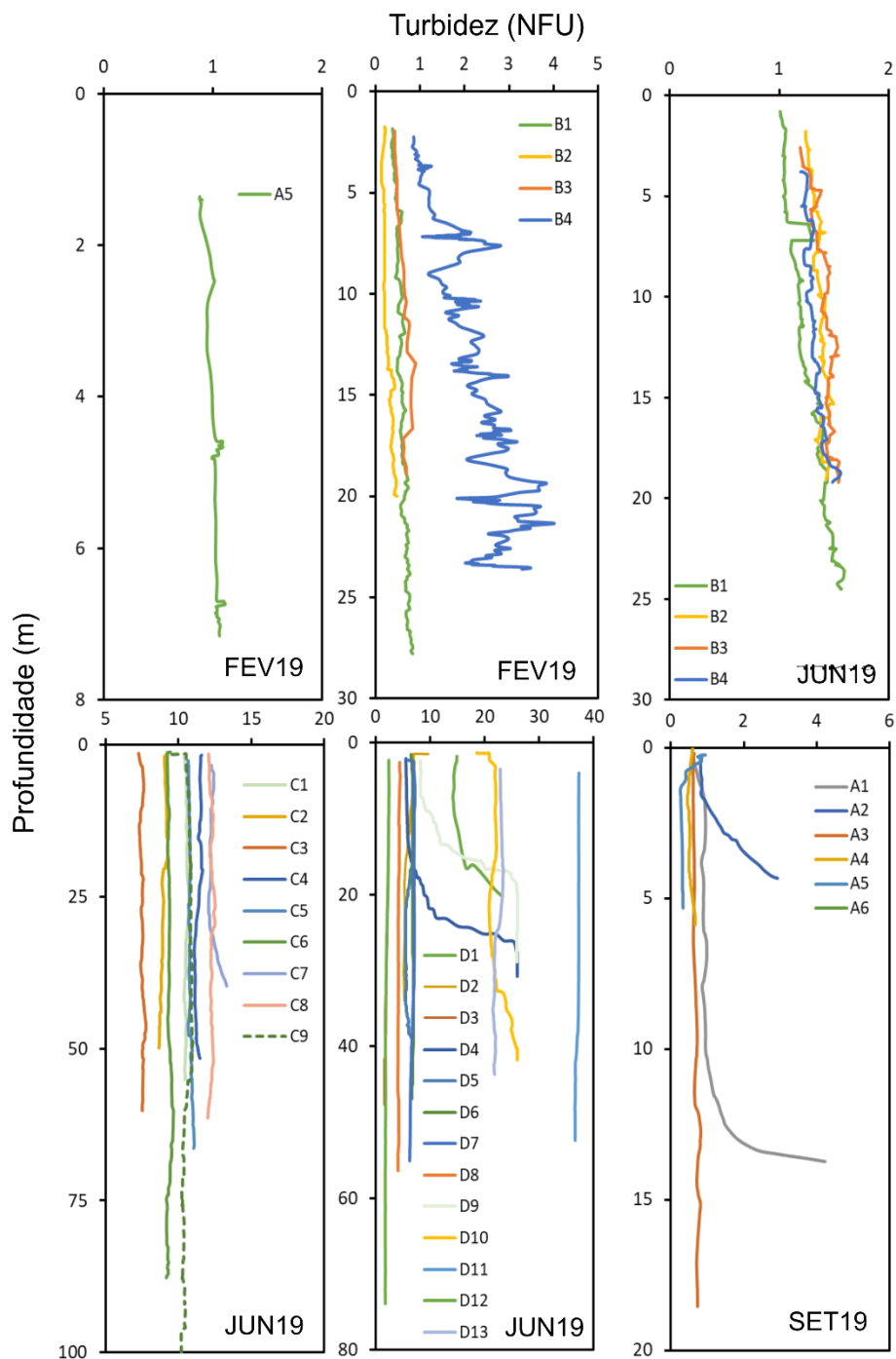


Figura 344: Perfis verticais de oxigênio dissolvido. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados.

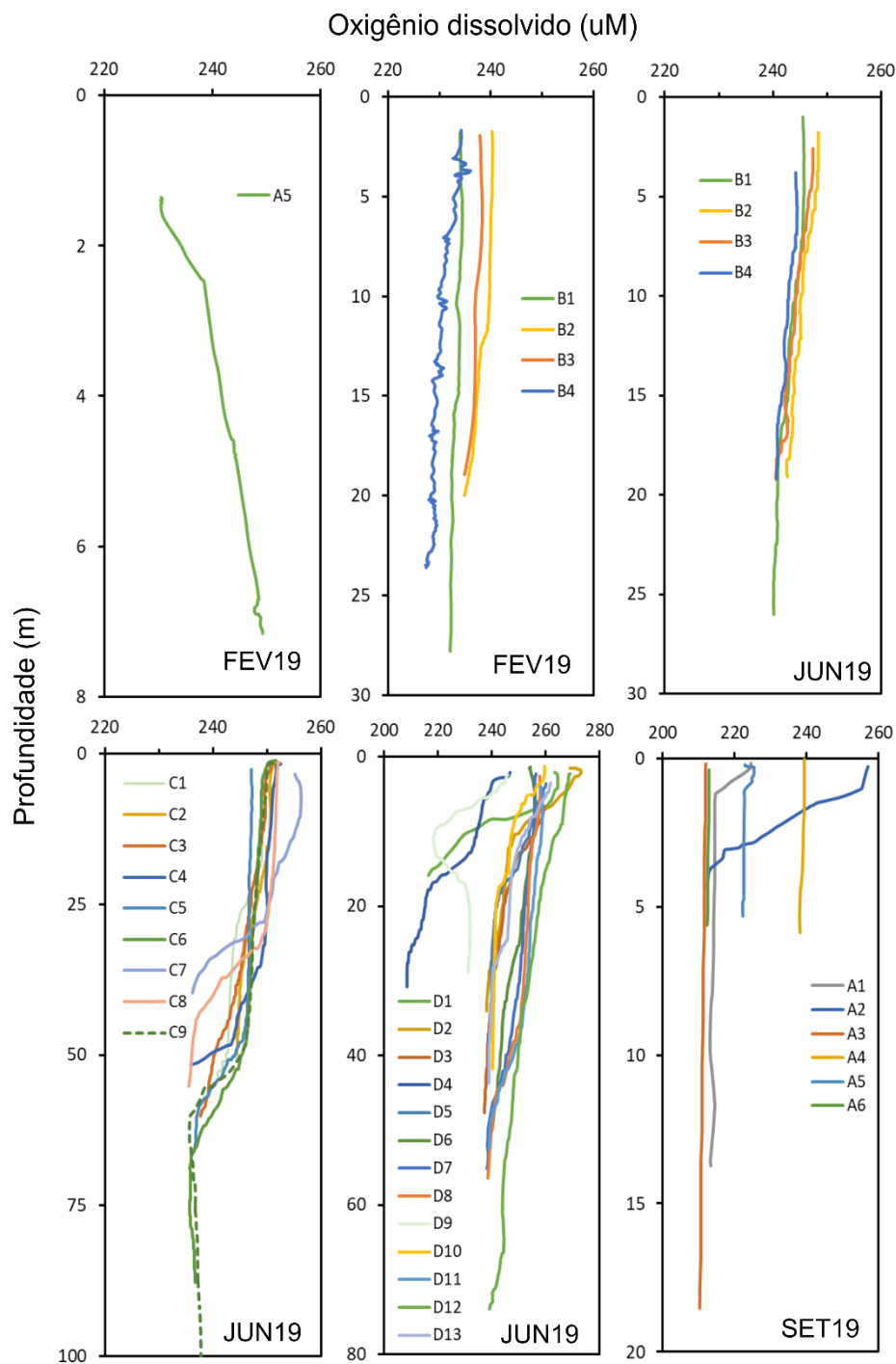
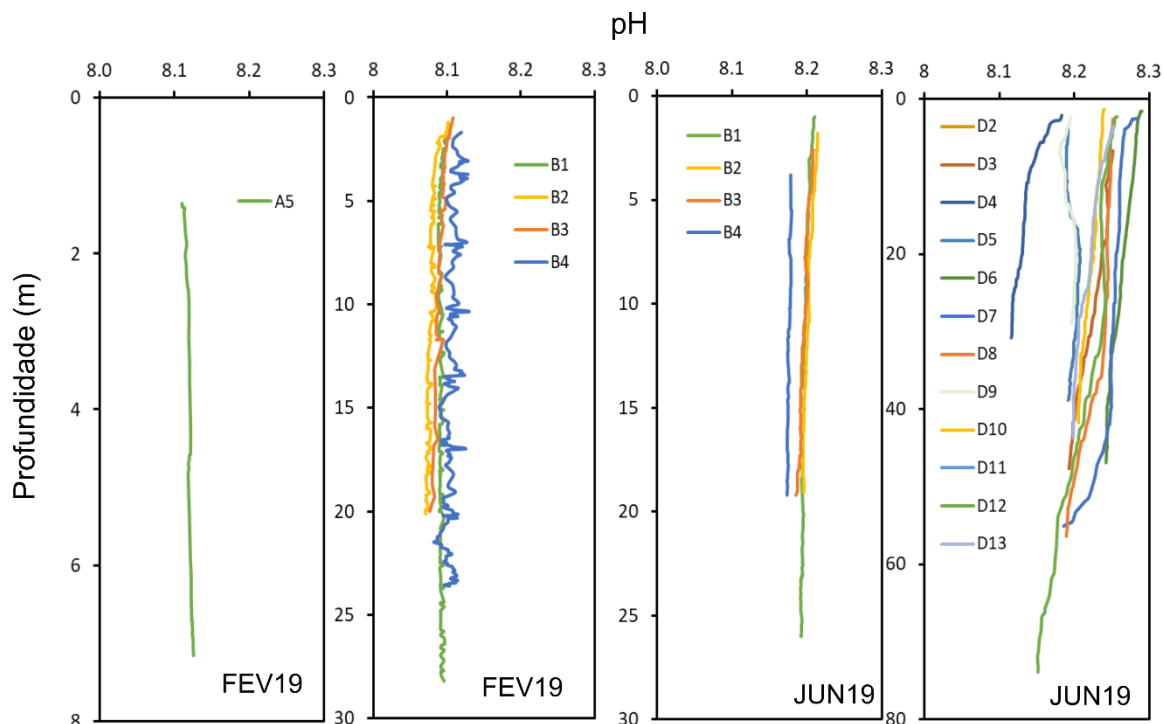


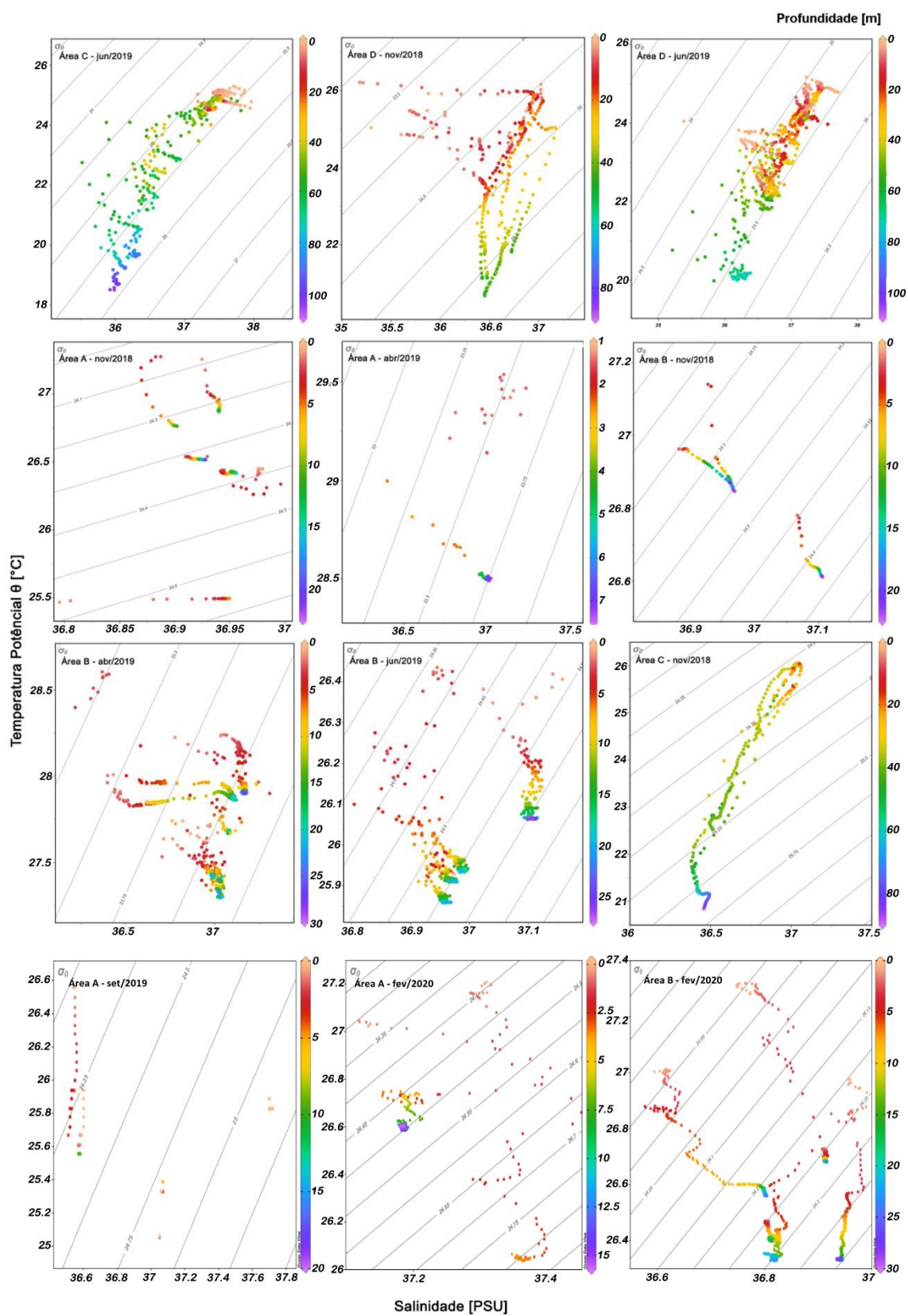
Figura 345: Perfis verticais de pH. Sítios de coleta, mês e ano de cada campanha estão indicados.



Com base nas características de temperatura e salinidade, a maioria dos sítios amostrados apresentou-se dominado por Água Tropical (AT), caracterizada por temperatura e salinidade superiores a 20°C e 36,4, respectivamente (MIRANDA, 1982). Nos sítios mais costeiros da Área D foi observado decréscimo da salinidade no estrato superficial até ca. 10m de profundidade, indicando mistura com águas costeiras (Figura 340). A mistura com águas de origem continental ficou evidente nos diagramas TS da Área D referentes à campanha de julho de 2019 (Figura 346). As estações da Área C, localizadas na porção externa da plataforma continental em frente à foz do rio Doce, apresentaram influência de mistura com a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), definida por temperatura e salinidade inferiores a 20°C e 36,4, respectivamente (MIRANDA, 1982).

Na Área A os sítios do arco interno (A1 e A2), mais próximos a costa, apresentaram maior atenuação da radiação solar do que os sítios do arco externo (A3, A4 e A5) e Timbebas, ao norte (A6). Os sítios da Área B (Recifes Esquecidos) apresentaram perfis semelhantes entre si, com ca. 20% da luz incidente na superfície atingindo 20 m de profundidade. Na Área C a atenuação foi mais intensa nos sítios mais costeiros, mas na Área D a atenuação foi menos relacionada com a distância da costa. Na Área D, os sítios com maior penetração de luz foram os da porção norte, ao passo que, nos demais, mesmo nos mais afastados da costa, a atenuação foi mais intensa.

Figura 346: Diagramas TS baseados nos perfis verticais de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e salinidade (PSU) obtidos nas quatro áreas (A, B, C e D). A profundidade (m) de medição de cada ponto está representada na escala de cores à direita de cada diagrama.



As concentrações de oxigênio dissolvido variaram entre 230 e 270  $\mu\text{M}$ , com diminuição da superfície para o fundo, exceto em um dos perfis da Área A (sítio A5 em abril de 2019) (Figura 344). As maiores concentrações próximas a superfície refletem a fotossíntese pelo fitoplâncton. O sítio A5 é o único da área A localizado sobre banco de rodolitos, o que pode explicar o perfil inverso em relação aos outros sítios em função da produção de oxigênio pelas algas calcáreas e macroalgas epibiontes, componentes abundantes destas estruturas. Nos sítios amostrais de maior profundidade da Área C observa-se uma marcada oxiclina entre ca. 40 e 60m. No sítio D9 foi observado um aumento de oxigênio entre 20 e 30m (Figura 344), provavelmente decorrente de atividade fotossintética do fitoplâncton, pois coincide com uma região de máximo de clorofila *a*, em torno de  $4\mu\text{g L}^{-1}$  (Figura 342).

A turbidez variou mais de uma ordem de magnitude entre áreas e entre sítios dentro da mesma área, revelando fortes gradientes latitudinais (e de distância da foz do rio Doce) e “*cross-shelf*” (Figura 343). Os maiores valores foram observados nos sítios mais costeiros das áreas D, B e C, nesta ordem. O sítio A5, sobre banco de rodolitos, também apresentou baixa turbidez mesmo quando comparado com sítios mais offshore das áreas C e D, corroborando com o gradiente latitudinal de turbidez. Na Área B (Recifes Esquecidos), o sítio B4 mostrou-se mais turvo que os demais na campanha de abril de 2019, com abruptas oscilações ao longo do perfil de profundidade, possivelmente resultante da presença de detritos orgânicos ressuspensos do fundo, visto que os níveis de oxigênio deste perfil foram baixos (Figura 344). Gradientes “*cross-shelf*” foram evidentes, principalmente na Área C e para a maioria dos sítios da área D. Mesmo com um gradiente “*cross-shelf*” marcado, todos os 9 sítios da Área C apresentaram valores altos de turbidez ( $>7$ ) ao longo de toda a coluna d’água, indicando uma região com influência costeira, inclusive da pluma do rio Doce. Alguns sítios mais costeiros da Área D, com profundidade  $<40\text{m}$  (D1, D4, D9), apresentaram aumento de turbidez próximo ao fundo, ao passo que os sítios D13 e D10, mesmo sendo mais afastados da costa, apresentaram-se altamente turvos ao longo de toda a coluna d’água. Sítios costeiros da Área A também mostraram aumento de turbidez com a profundidade. O aumento da turbidez com a profundidade nos sítios costeiros da Área A guarda relação direta com a concentração de clorofila, podendo ser parcialmente explicado pela biomassa fitoplanctônica próxima ao fundo. Porém, nos demais sítios onde este aumento de turbidez foi observado o mesmo não pode ser explicado somente por um aumento da biomassa fitoplanctônica sendo, portanto, interpretado como resultado de ressuspensão de sedimentos e detritos do fundo por processos turbulentos.

O pH medido nos perfis verticais variou entre 8,1 e 8,35 (Figura 345) dentro da normalidade para águas marinhas costeiras. Observa-se um padrão geral de diminuição (acidificação) com o aumento da profundidade, mais acentuadamente no estrato entre a superfície e 10 m, refletindo a maior assimilação, via fotossíntese, de carbono inorgânico pelo fitoplâncton nas camadas superiores (com maior irradiância solar) e maior contribuição para aumento do carbono inorgânico pela mineralização de matéria orgânica nas regiões mais próximas do fundo. Novamente, observa-se um perfil inverso para o sítio A5, sobre o banco de rodolitos na Área A, indicando também atividade fotossintética pelas algas associadas ao fundo e corroborando os dados de aumento na concentração de oxigênio, explicados anteriormente. O comportamento do oxigênio dissolvido ao longo de um ciclo *diel* neste sítio

também aponta na mesma direção. Algas calcárias incrustantes são os organismos construtores dos rodolitos, através da acreção contínua de carbonato biogênico à estrutura do holobionte, processo este acoplado à fotossíntese (LEE, 2008). Portanto além de serem fábricas naturais de carbonato de cálcio, um eficiente mecanismo de sequestro de carbono inorgânico (AMADO-FILHO et al., 2012), os bancos de rodolitos também contribuem para a oxigenação da água do mar. A magnitude e importância ecológica da produção de oxigênio pelos bancos de rodolitos na costa brasileira ainda é desconhecida.

Os perfis de concentração de clorofila variaram entre e dentro das áreas (). De forma geral, considerando-se todas as profundidades, os sítios das Áreas A e B apresentaram menores concentrações ( $0,2$  a  $2,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ) quando comparados com os sítios C e D ( $0,2$  a  $4 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Além das maiores concentrações, sítios em C e D apresentaram picos em subsuperfície, entre 30 e 60 m, principalmente aqueles de maior profundidade e mais afastados da costa. Os picos em subsuperfície foram mais pronunciados em novembro de 2018, final do outono, comparado com os de primavera e inverno (abril e junho), períodos de maior energia (ventos, ondas) e, portanto, menos favoráveis ao acúmulo de biomassa. Estes máximos de clorofila em profundidade representam regiões com as melhores combinações de luz e nutrientes para o crescimento do fitoplâncton (REYNOLDS, 2006). Migrações verticais de certos grupos de organismos do fitoplâncton (tipicamente dinoflagelados) ao longo do dia também podem formar camadas de alta densidade populacional em profundidades com condições favoráveis para mixotrofia (STOECKER et al. 2017). Foi observada sazonalidade na concentração de clorofila nas áreas B, C e D, com maiores valores em superfície em abril e junho de 2019, comparado com novembro de 2018. A área A, mesmo com baixa concentração, apresentou variabilidade dos perfis entre os sítios, mas com pouca variação sazonal para a área como um todo.

#### Fundeios

O conjunto de fundeios de ca. 24h obtidos com a sonda multiparâmetro Aanderaa SeaGuard tem contribuído para compreender a dinâmica do metabolismo dos sistemas recifais e as fortes variações diuturnas (diel), em diversos parâmetros físico-químicos próximo ao fundo marinho. As medições foram feitas em alta frequência temporal (10 a 15 min de intervalo) e abrangeram as variáveis temperatura, salinidade, PAR, concentração de clorofila, pH e turbidez. Em alguns sítios também foi obtida a concentração de  $\text{CO}_2$ . Em cada ciclo de medição a sonda foi instalada no leito marinho e a coleta de dados foi feita, para a maioria das amostragens, entre ca. 8:00 e 16:00 do dia seguinte. Além dos fundeios de 2019 e do primeiro semestre de 2020, reapresentados abaixo (Figura 347 a Figura 358), foram feitas amostragens complementares em 2021 (Quadro 3), cujos dados não foram integralmente processados dadas as restrições do último período de execução do subprojeto. Os fundeios realizados em um dos paleocanais da APA Costa das Algas e num ponto controle adjacente estão apresentados e discutidos mais adiante.



Quadro 3: Amostragens complementares de fundeio resultantes de campanhas realizadas em 2021.

| Área | Sítio               | Código Sítio | Profundidade (m) | Data do Fundeio |
|------|---------------------|--------------|------------------|-----------------|
| A    | Parcel dos Abrolhos | A3           | 22               | MAI21, SET21    |
|      | Timbebas            | A6           | 14               | MAI21           |
| B    | Esquecidos Norte    | B2           | 20               | FEV21           |
|      | Esquecidos Sul      | B4           | 17               | FEV21           |
|      | Esquecidos Norte 2  | B5           | 15               | FEV21           |
| D    | Paleocanal          | P5           | 67               | ABR21           |
|      | Paleocanal controle | P7           | 50               | ABR21           |

Os dados de fundeios agregam um componente temporal de curta duração refinado que permite inferências sobre o metabolismo do ecossistema e o acoplamento bento-pelagial. Em 2019-2020 observou-se temperaturas relativamente altas ( $>28,4^{\circ}\text{C}$ ) em 3 dos quatro sítios (A1, A3 e A6), caracterizando a anomalia térmica positiva em curso durante a campanha em abril de 2019 (Figura 347 e Figura 348), enquanto que, em setembro do mesmo ano (Figura 350 e Figura 351) e em fevereiro de 2020 (Figura 354), as temperaturas nesta região chegaram no máximo a  $27,3^{\circ}\text{C}$ . As variações de salinidade e temperatura ao longo do ciclo diel foram pequenas (entre 0,1 e 0,2 unidades de salinidade e no máximo  $1^{\circ}\text{C}$  para um mesmo ciclo), refletindo processo de advecção da água costeira, sem caracterizar misturas significativas ou passagem de outras massas d'água.

Oxigênio dissolvido e pH variaram em sincronia. Nos sítios de recifes coralíneos (A1, A3 e A6), em abril de 2019, observou-se aumentos a partir do meio dia, maiores valores durante a noite, e mínimos após o amanhecer. No sítio A5, sobre o banco de rodolitos, os teores de oxigênio foram, em geral, mais elevados do que em outros sítios (e.g. acima de 260 em fevereiro de 2020), corroborando a hipótese de que a fotossíntese por algas calcárias constituintes destes nódulos biogênicos, juntamente com as macroalgas epibiontes, sejam altamente ativas e importantes para a oxigenação da água. A concentração de  $\text{CO}_2$  na água mostrou variação *diel* oposta ao oxigênio, coerente com o balanço entre fotossíntese e respiração durante o ciclo de luz:escuro.

A concentração de clorofila *a* também apresentou oscilação durante o ciclo diel, com maiores valores tipicamente entre 20h e meia-noite, em torno de  $2\mu\text{gL}^{-1}$ , e os mínimos próximo ao meio-dia, principalmente nos sítios sobre recifes. Este padrão é interpretado como processos de migração de organismos clorofilados (fitoplâncton/fitobentos) entre a coluna d'água e o substrato. Diversos grupos de organismos fotossintetizantes com capacidade natatória e.g. dinoflagelados (HALL; PAERL, 2011) ou de controlar sua flutuabilidade e.g. cianobactérias (CAREY; WEATHERS; COTTINGHAM, 2008) e diatomáceas (CONSALVEY; PATERSON; UNDERWOOD, 2004) podem estar envolvidos nesta migração vertical. Os sítios sobre bancos de rodolitos apresentaram menor variação diel na concentração de clorofila. Em diversos fundeios (e.g. sítios A1 em abril de 2019 e setembro de 2019, A5 em outubro de 2019 e An2 e An4 em fevereiro de 2020, a variação da turbidez acompanhou a da clorofila, indicando contribuição do fitoplâncton para esta variável nestes locais e momentos de coleta (Figura 347, Figura 350, Figura 352, Figura 355 e Figura 356).

Os fundeios das duas últimas campanhas, onde foram registrados PAR, concentração de clorofila e concentração de oxigênio dissolvido, e incluíram mais sítios nas áreas A e B, mostram tendências similares aos anos anteriores (Figura 357).

Figura 347: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.

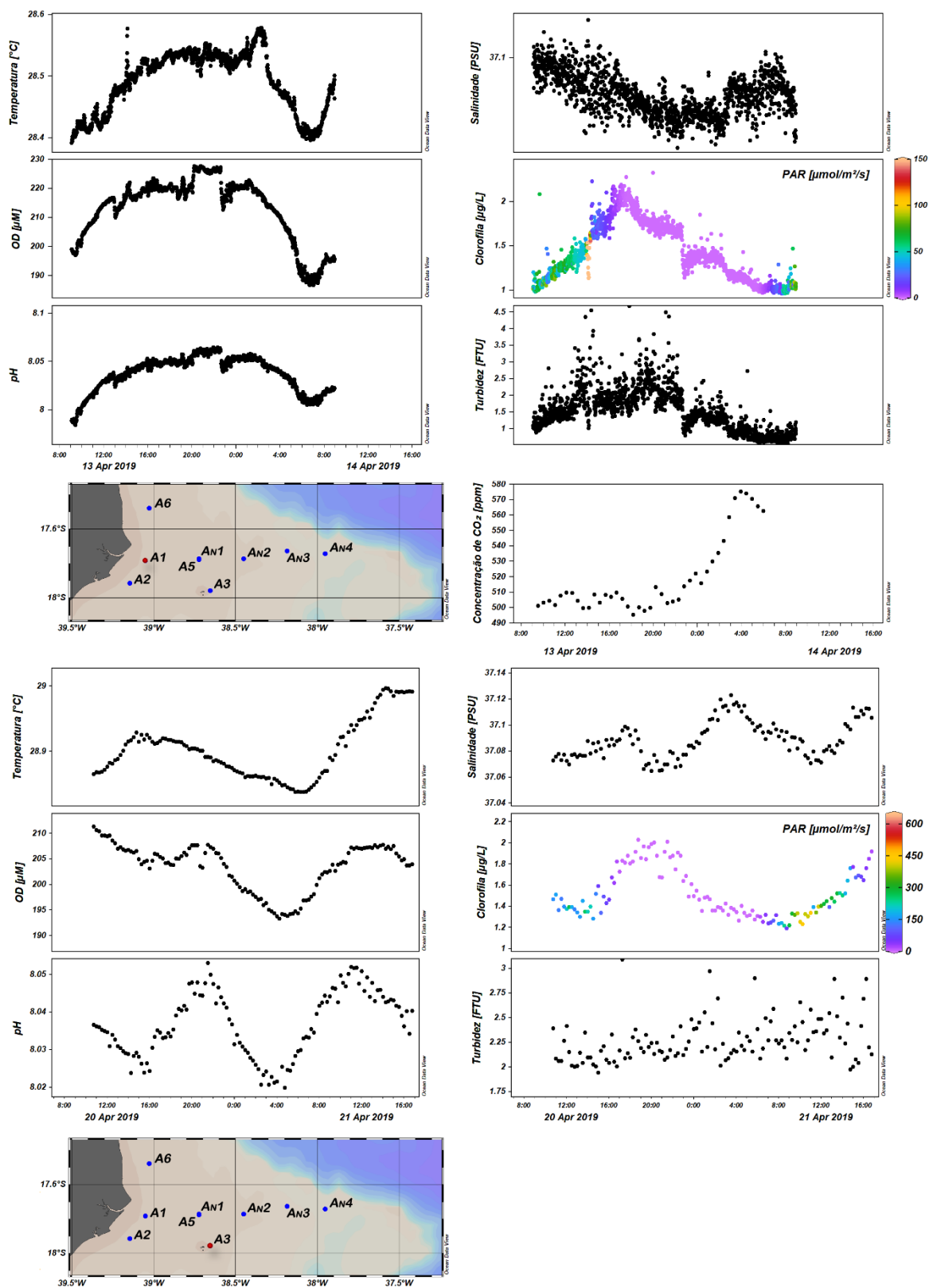


Figura 348: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A6 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.

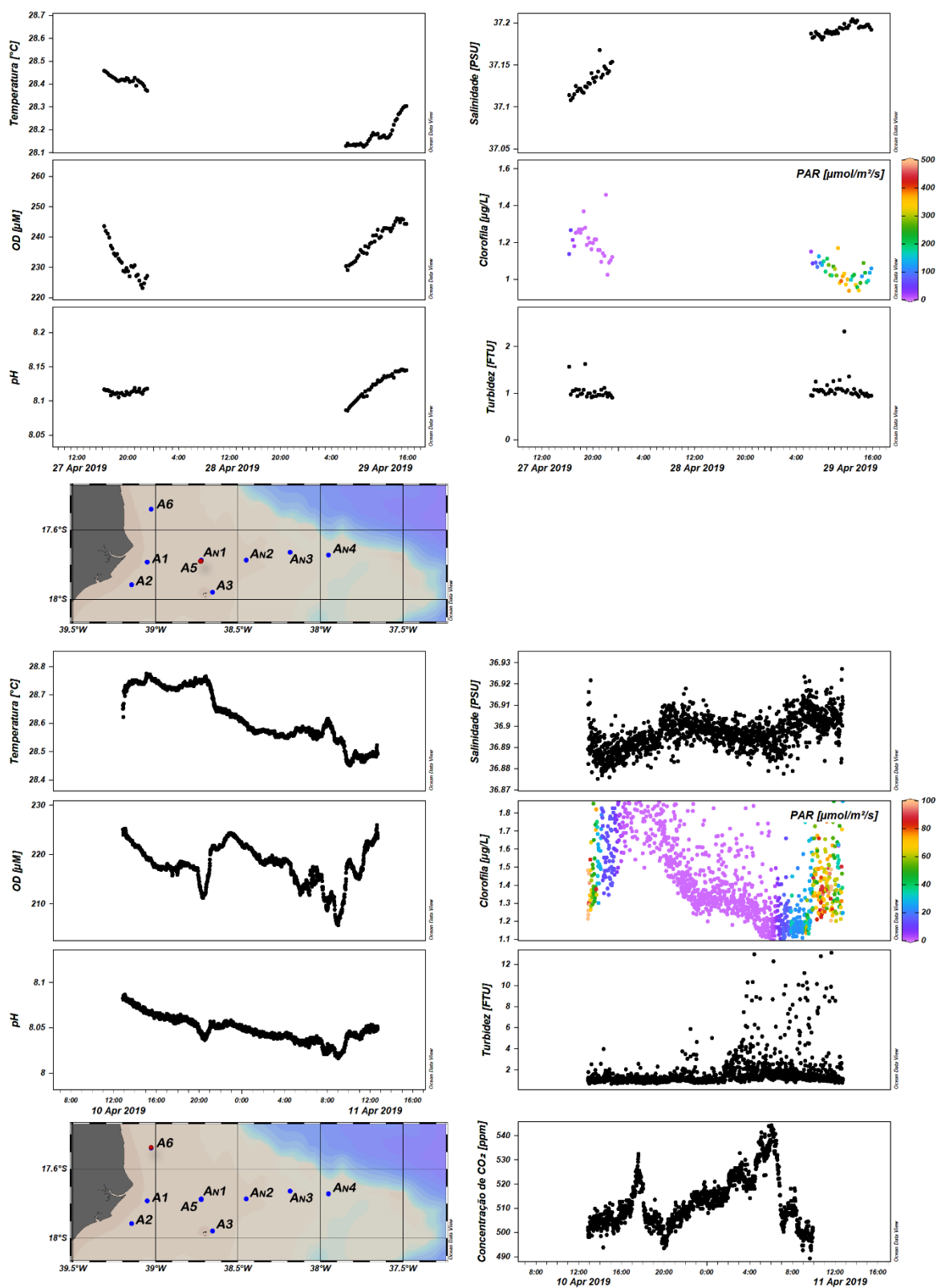


Figura 349: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An2 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em abril de 2019.

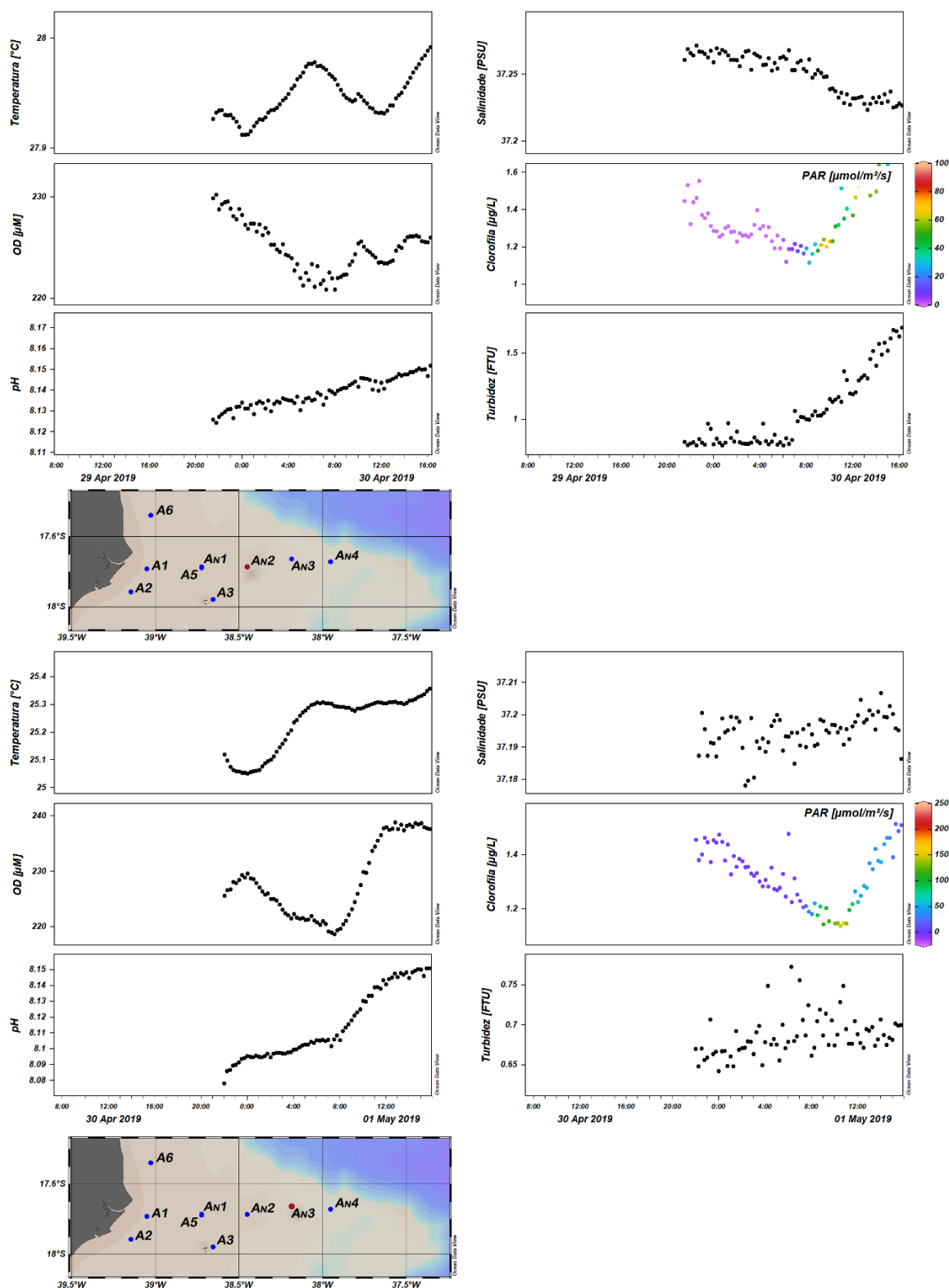


Figura 350: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A1 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A2 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em setembro de 2019.

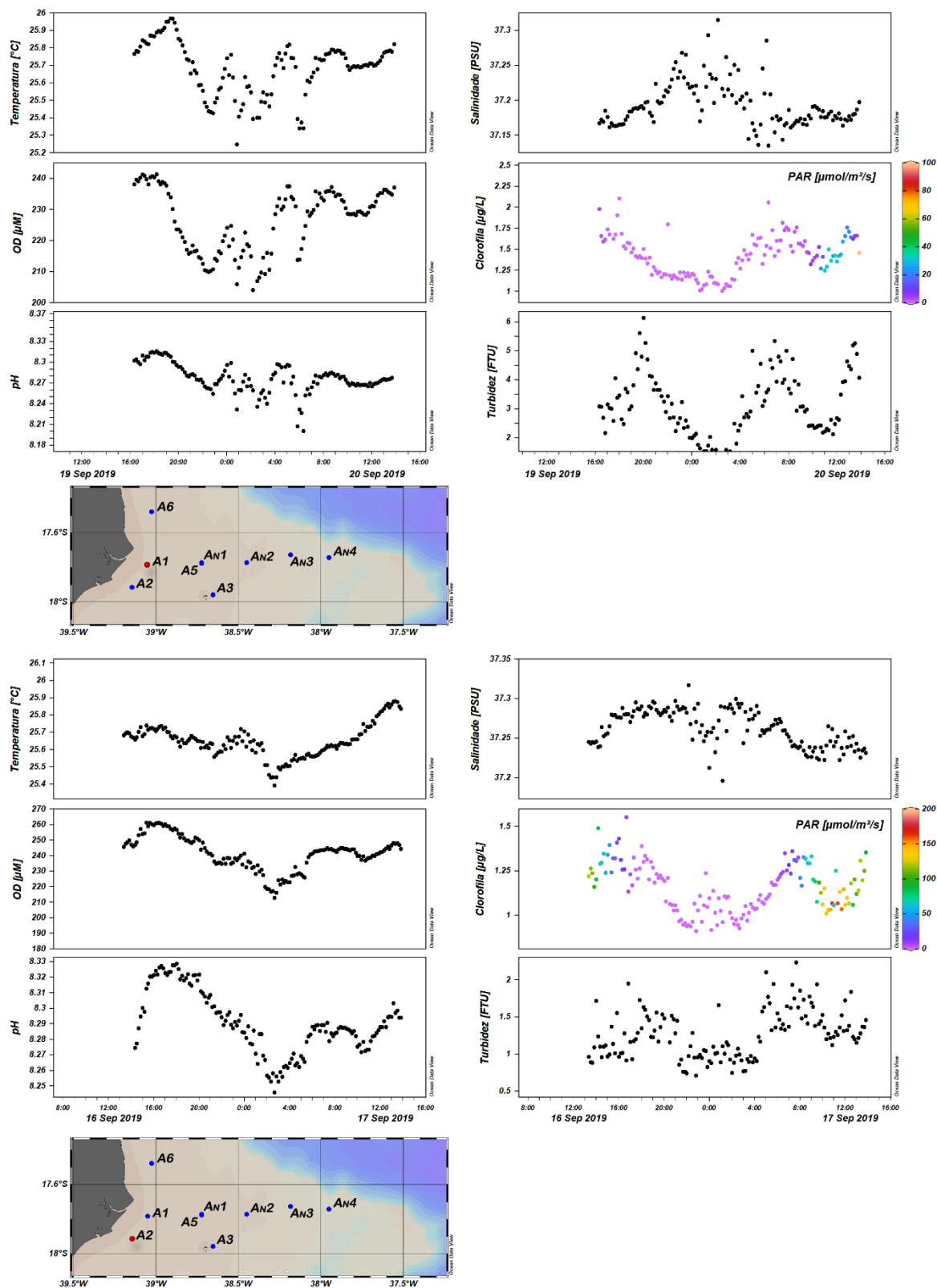




Figura 351: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A3 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A6 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em setembro de 2019.

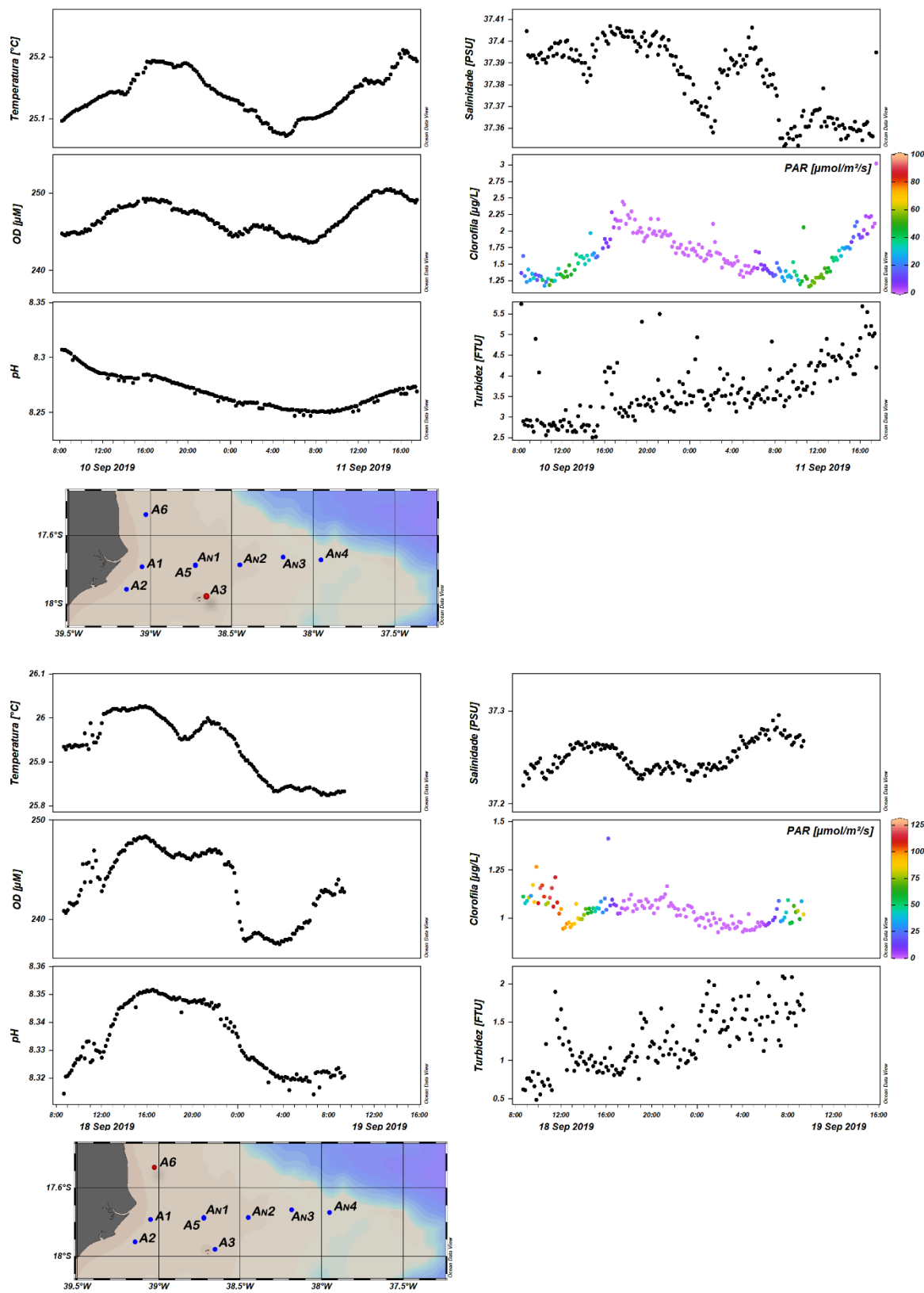


Figura 352: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A5 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An2 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em outubro de 2019.

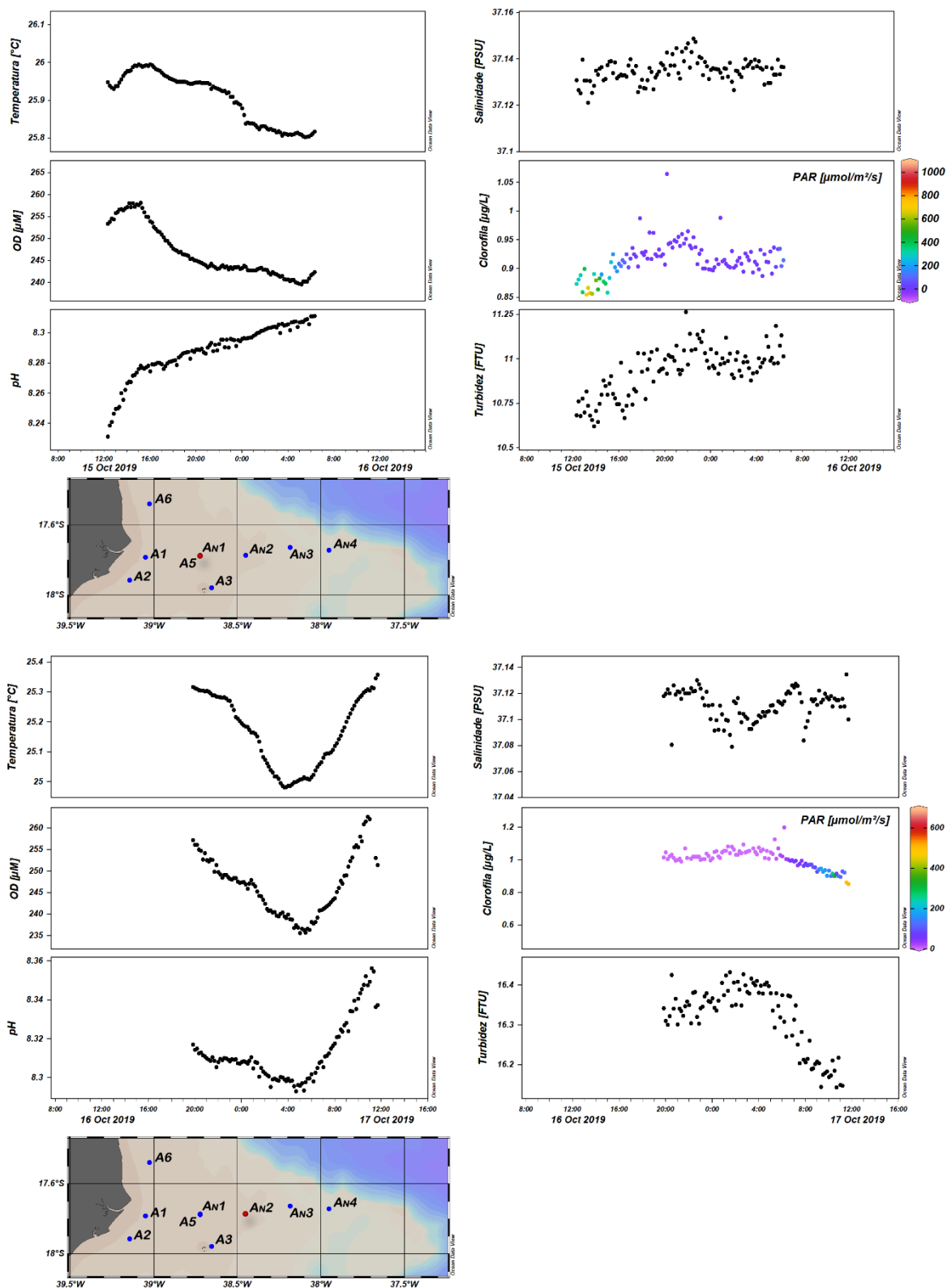


Figura 353: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An3 em outubro de 2019.

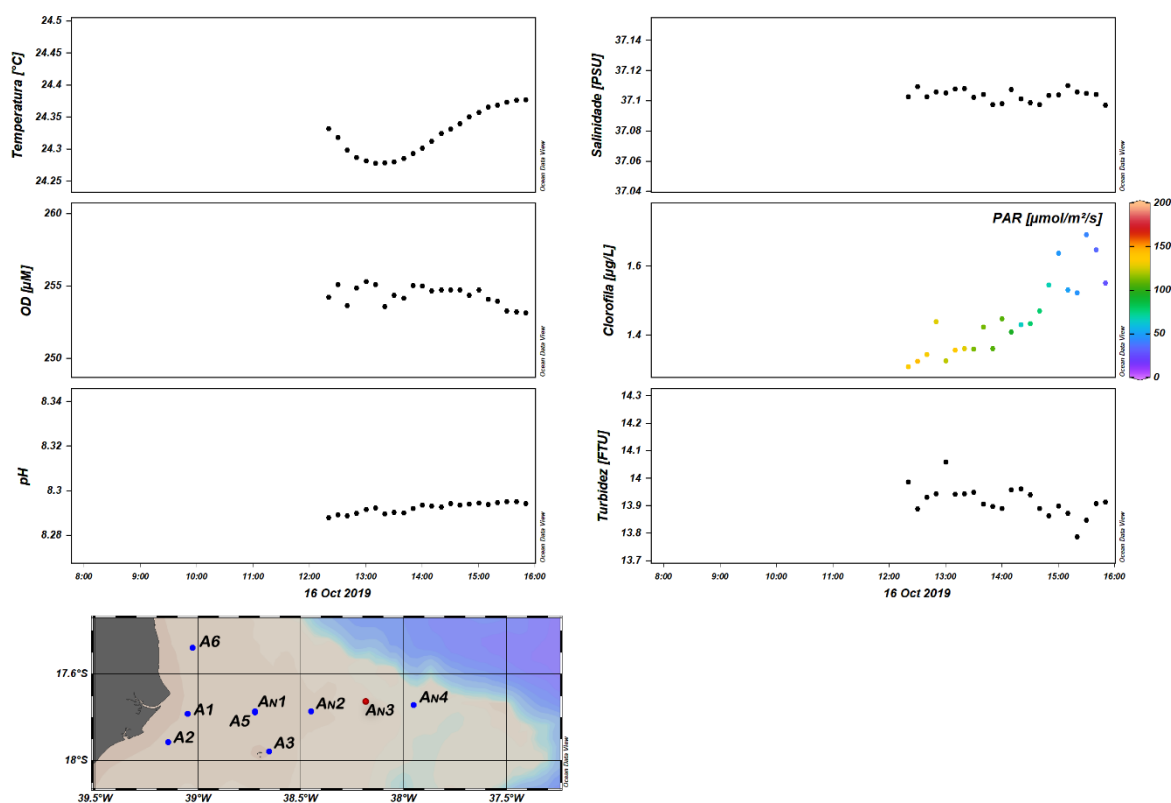


Figura 354: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios A3 (conjunto de gráficos e mapa superior) e A5 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em fevereiro de 2020.

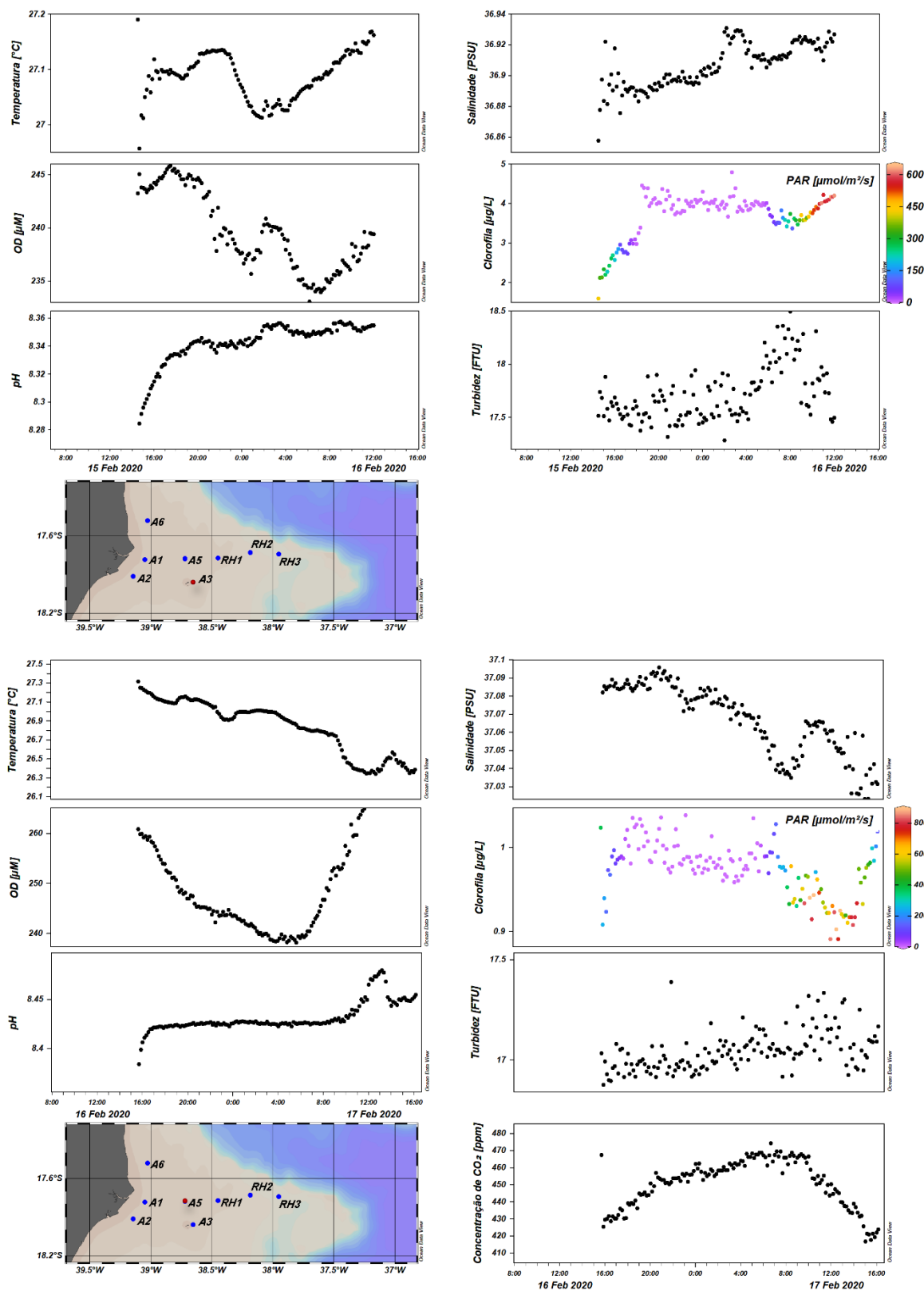


Figura 355: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An2 (conjunto de gráficos e mapa superior) e An3 (conjunto de gráficos e mapa inferior) em fevereiro de 2020.

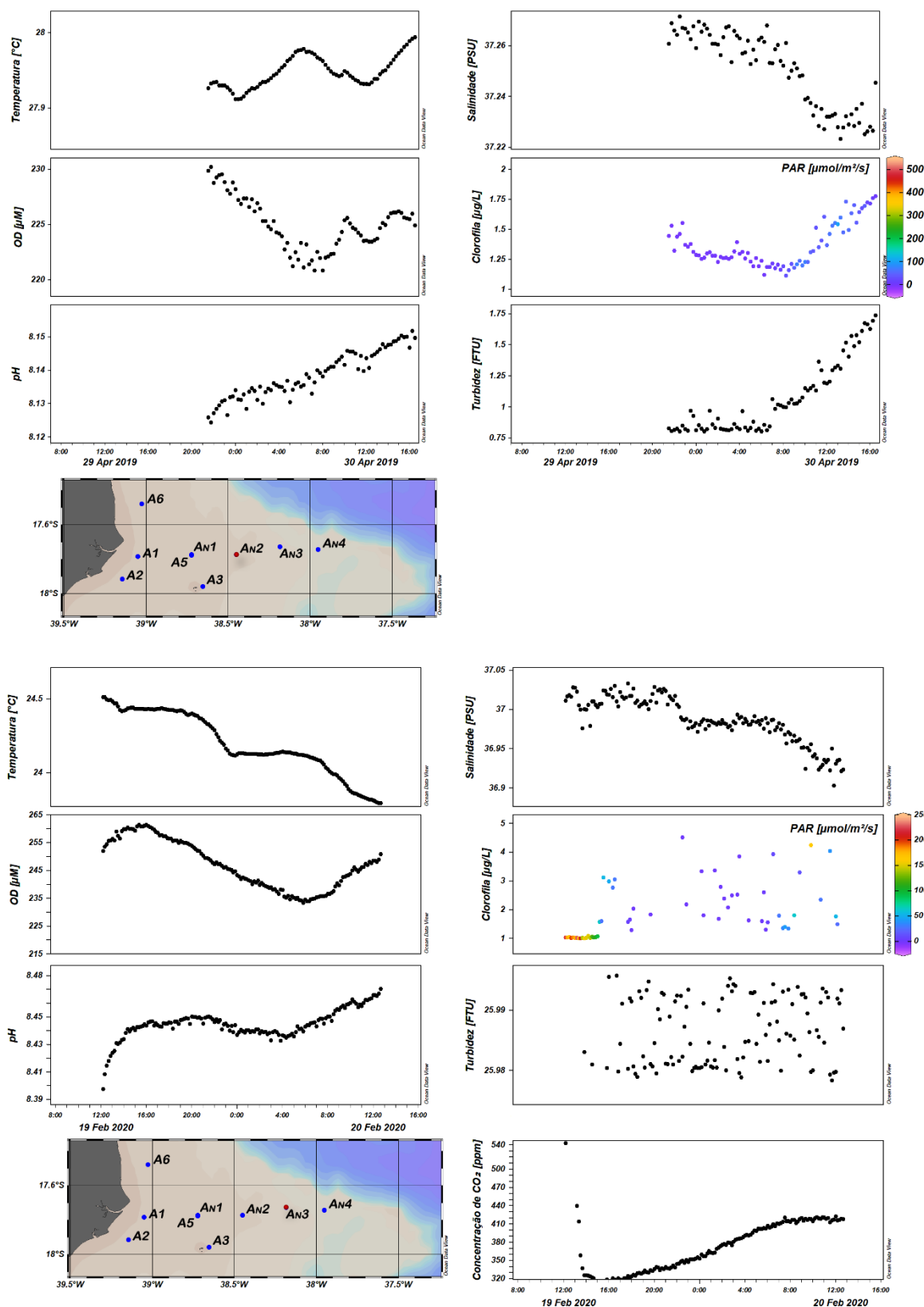


Figura 356: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água nos sítios An4 em fevereiro de 2020.

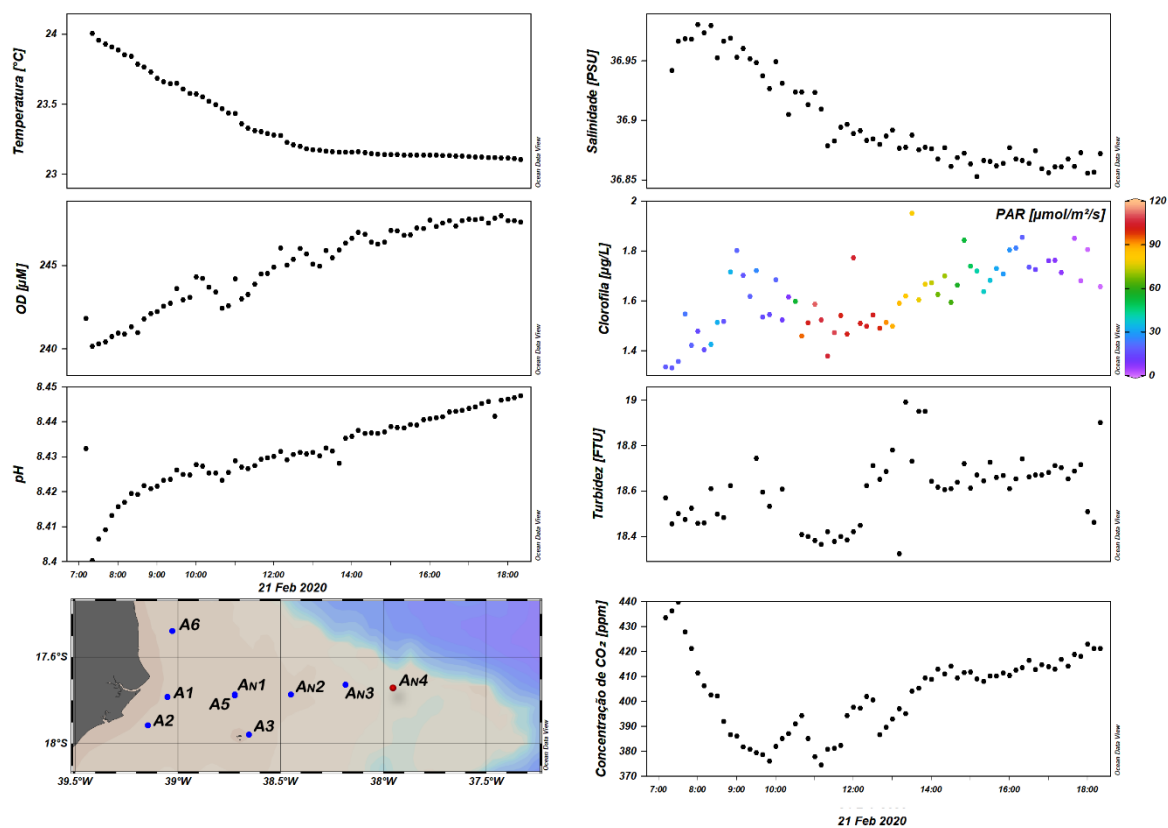




Figura 357: Variação temporal (diel) de propriedades físico-químicas da água em diversos sítios das áreas A e B amostrados em 2020 (fevereiro) e 2021 (fevereiro, maio e setembro).

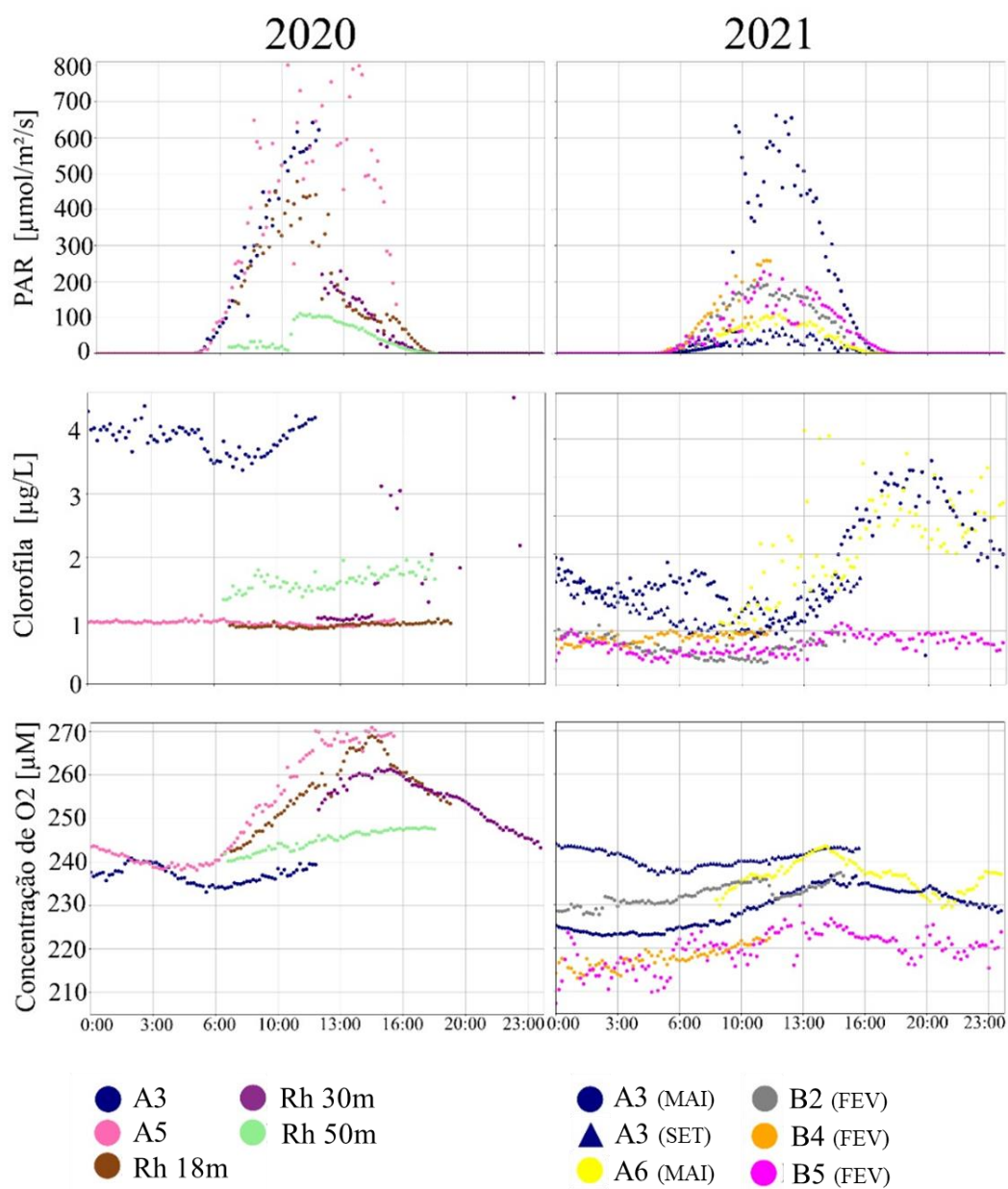


Figura 358: Recuperação de um fundeio multiparamétrico após 24h de submersão junto ao fundo recifal



#### 2.9.4.2 Sedimentos nos recifes, bancos de rodolitos e macroalgas

As partículas derivadas da erosão de rochas ou materiais biológicos são transportadas através de processos hidro climatológicos e geológicos altamente dinâmicos no espaço e no tempo, adicionando complexidade às investigações sobre a origem e deposição de sedimentos no meio marinho (PROTHERO; SCHWAB, 1996). O tipo e a quantidade de sedimentos em transporte e deposição impacta profundamente a penetração de luz no oceano, modula diversos processos biogeoquímicos e é vital para o funcionamento dos ecossistemas marinhos (ŻTTKOWICZ, 1994, SZCZUCINSKI, 2007). A dinâmica sedimentar é uma das dimensões mais críticas no funcionamento de sistemas recifais e, portanto, é um tema central para ações de manejo nesses ecossistemas (SHEPPARD et al., 2009; GOLDBERG, 2013). Além disso, o transporte de sedimentos está intimamente ligado à introdução e à persistência de contaminantes nos recifes.

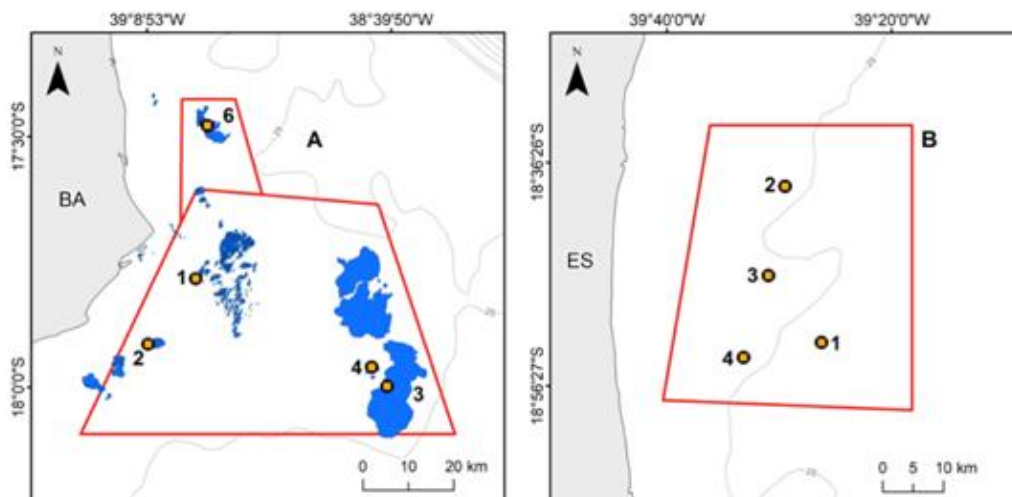
Desta forma, no decorrer de todas as campanhas realizadas, desde 2018 até o presente, foram coletadas amostras de sedimentos e realizadas amostragens com armadilhas de sedimento para a caracterização dos processos de sedimentação e dos sedimentos nos ambientes recifais, inclusive aqueles associados a rodolitos e macroalgas. A aplicação de abordagens analíticas diversas (granulometria, difração de raios-X, análise microestrutural e análise microelementar) contribuiu para o melhor entendimento a respeito do material sedimentar encontrado nas diferentes áreas de estudo, permitindo indicar a presença e persistência do rejeito do rompimento da barragem nos ambientes e em organismos chave, tais como macroalgas e algas calcáreas incrustantes formadoras de rodolitos.

## Mineralogia e granulometria de sedimentos superficiais e em armadilhas

Análises granulométricas são utilizadas para definir as classes de tamanhos dos grãos sedimentares (WENTWORTH, 1922) e contribuem para identificar processos de transporte e deposição. A mineralogia, ou estudo das propriedades químicas, cristalinas e físicas dos minerais, é importante para acessar a origem e os processos de transformação sofridos pelos sedimentos. A mineralogia dos sedimentos coletados em recifes e bancos de rodolitos foi determinada através de difração de raios X em um PANalytical X' Pert Pro Multipurpose Powder Diffractometer (geometria Bragg-Brentano, radiação CuK $\alpha$ , gerador: 40 mA and 40 kV, amplitude angular 5-90° 2 $\theta$ , tomada a cada 0,02°, 180 s por medida). As análises difratométricas foram feitas em triplicata e as amostras foram previamente moídas 2 vezes, por 10 min., e filtradas em malha de 2 $\mu$ m. A identificação das fases cristalinas, na forma de picos no difratograma, foi feita no software Panalytical X' Pert Pro V3, baseada na comparação com dados de minerais de origem orgânica e inorgânica (e.g., Crystallographic Open Database - COD). A quantificação de fases cristalinas e parâmetros de rede foram baseadas na técnica de refinamento Rietveld, com uso do software MAUD, também usado para determinar a porcentagem de substituição de Mg por cristais de calcita (TITSCHACK; GOETZ-NEUNHOEFFER; NEUBAUER, 2011). As amostras foram obtidas por métodos complementares, incluindo coletas do sedimento superficial e armadilhas de sedimento (Figura 359, Figura 360). Os sedimentos superficiais foram obtidos através de dragagens realizadas nas cinco campanhas embarcadas nas quatro áreas. Na Área D, os sedimentos superficiais nos recifes adjacentes ao litoral foram coletados manualmente em setembro de 2018, janeiro, maio e agosto de 2019 e fevereiro de 2021. As análises dessas amostras estão apresentadas em um bloco separado.

Os dados oriundos de armadilhas de sedimento foram obtidos em cinco campanhas, contemplando períodos de cerca de 3 a 12 meses de submersão, nas Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos) (Quadro 4). As armadilhas também forneceram uma aproximação inicial sobre a variação espaço-temporal nas taxas de sedimentação (BUESSELER et al., 2007). Os dados sedimentológicos foram explorados com gráficos de proporcionalidade e PCAs com incorporação de variáveis ambientais potencialmente influentes (e.g. turbidez, distância da foz do rio Doce e da costa).

Figura 359: Localização das armadilhas de sedimento nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), indicadas por símbolos laranja.

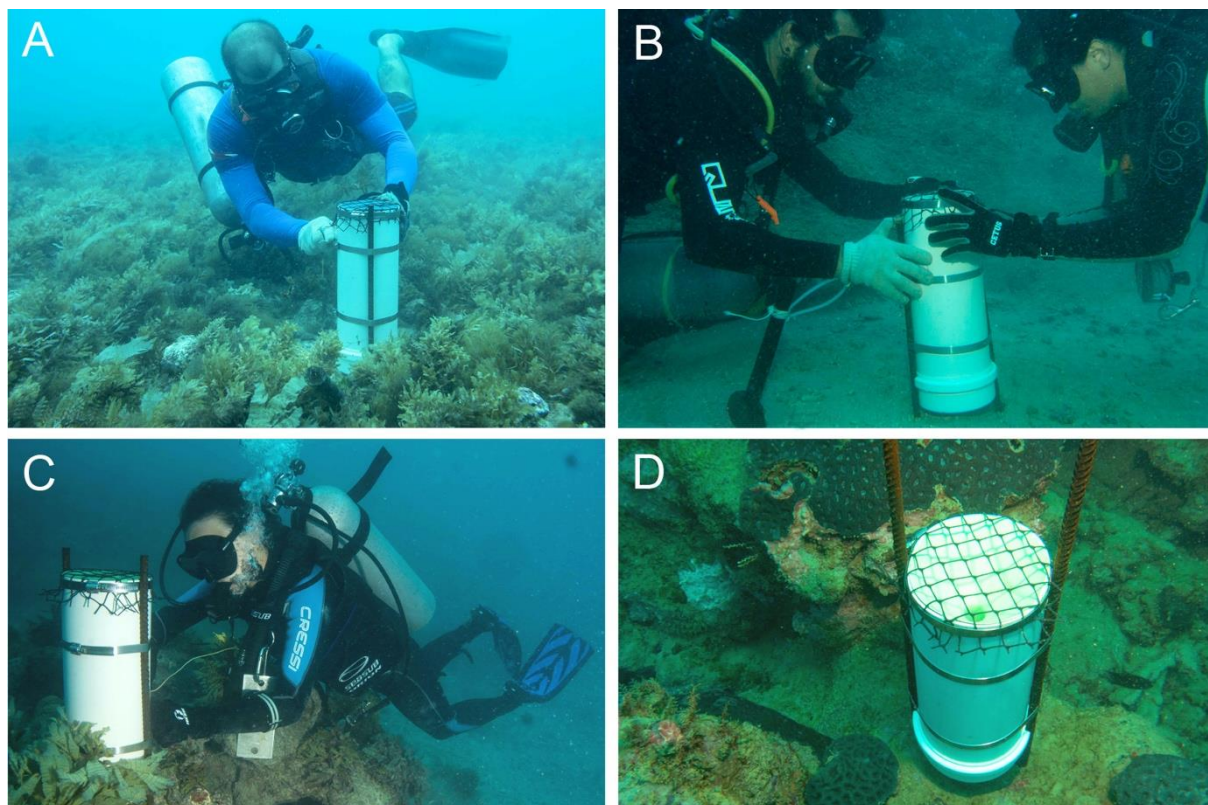


Quadro 4: Temporalidade da instalação e retirada das armadilhas de sedimento.

| Sítios                 | Instalação        | Retirada          |
|------------------------|-------------------|-------------------|
| A1, A2, A3, A4, A6     | novembro de 2018  | fevereiro de 2019 |
| B1, B2, B4             | novembro de 2018  | fevereiro de 2019 |
| A1, A2, A3, A4, A5, A6 | fevereiro de 2019 | abril de 2019     |
| B2, B4                 | fevereiro de 2019 | abril de 2019     |
| A1, A2, A3, A4, A5, A6 | abril de 2019     | julho de 2019     |
| B1, B2, B4             | abril de 2019     | junho de 2019     |
| A1, A2, A3, A4, A5, A6 | julho de 2019     | setembro de 2019  |
| A3, A4                 | janeiro de 2020   | março de 2020     |
| A1, A2, A3, A4, A5, A6 | março 2020        | maio 2021         |
| B1, B2, B4, B5         | fevereiro de 2020 | fevereiro de 2021 |



Figura 360: Coleta de sedimentos recifais com armadilhas. Legenda: A e B) Armadilhas em bancos de rodolitos; C) Armadilhas em recifes; D) Detalhe das armadilhas (tela de proteção, funil e fixação ao fundo).



### Sedimentos superficiais

Neste tópico apresentaremos dados sobre a granulometria e composição dos sedimentos superficiais obtidos nas quatro áreas de estudo (A-D) entre novembro de 2018 e maio de 2021 (Quadro 5). Os sedimentos superficiais foram majoritariamente (50-95%) compostos por grãos da classe areia, em praticamente todas as estações (média ~70%), com exceção de alguns sítios amostrados em dezembro de 2018 (C4 e D11), fevereiro de 2019 (C4 e D7) e fevereiro de 2021 (D7), onde predominou a classe cascalho (Figura 361). A contribuição de sedimentos mais finos (silte) foi menor em praticamente todos os sítios (média de 7,8 %), com exceção da amostragem de fevereiro de 2021 no sítio C4. Os sítios com predominância de sedimentos mais grossos (C4, D7 e D11) foram os mais afastados da costa e mais próximos da quebra da plataforma. Mesmo em períodos de maior vazão do rio Doce, como dezembro e fevereiro (COELHO, 2007), não foi observado aumento de sedimentos finos nestes sítios. As áreas com sedimentos mais grossos correspondem a fundos mais consolidados, inclusive com bancos de rodolitos, e não a fundos lamosos ou arenosos mais próximos da costa e da foz do rio Doce (HOLZ et al., 2020). Parte dos sedimentos mais grossos tende a ser formada por fragmentos carbonáticos biogênicos, oriundos dos próprios bancos de rodolitos e recifes (BUESSELER, et al., 2007). Assim, além das estruturas carbonáticas serem fontes de sedimentos grossos, a própria fisionomia destes sítios pode condicionar aprisionamento de sedimentos grossos.

Os carbonatos (calcita Mg, calcita e Os carbonatos (calcita Mg, calcita e aragonita) foram os minerais mais representativos (média ~80%), seguidos dos minerais siliciclásticos (19,5% em média) e de minerais ferrosos (hematita, gormanita, greigita; 0,5% em média) (Figura 362).

A PCA com dados mineralógicos e granulométricos dos sedimentos superficiais obtidos até 2020 discriminou os sítios da Área A em relação aos da Área B e revelou um agrupamento das amostras das áreas C e D, tendo também revelado forte segregação espacial e menor dinâmica temporal (Figura 363, Figura 364). As amostras da Área A foram relacionadas principalmente à natureza biogênica do fundo e à menor profundidade (REIS et al., 2016), além da maior distância da costa e da foz do rio Doce. O sítio A3, o mais afastado da costa, se destacou por apresentar praticamente 100% de sedimentos biogênicos. Por outro lado, as amostras da Área B, mais próxima da costa e da foz do rio Doce, tiveram presença marcante de sedimentos terrígenos, principalmente quartzo. A segregação das Áreas C e D está associada a uma maior deposição de sedimentos flúvio-terrígenos na porção sul da área de estudo, incluindo sedimentos ferrosos.

As três formas cristalinas de carbonatos registradas nos sedimentos superficiais são biogênicas, sendo a calcita magnesiana produzida principalmente por algas coralináceas e briozoários, ao passo que a aragonita é típica dos corais. A calcita, por sua vez, é produzida principalmente por bivalves e gastrópodes (LEBRATO et al., 2016). Dentre os sedimentos terrígenos, o quartzo representa um dos minerais mais abundantes do planeta, servindo de base para a formação dos silicatos de rochas e sedimentos continentais. Dentre os silicatos de alumínio, a caulinita ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})$ ) é abundante em solos formados por intemperismo químico em regiões de clima quente e úmido (ANTHONY, 1995; ANTHONY et al., 2017). Já a muscovita ( $\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$ ), comum em regiões costeiras, é componente primário de rochas ígneas, além de ser encontrada em rochas metamórficas (e.g. gnaisses) e sedimentares detríticas (e.g. arenitos e argilitos) (WOODARD, 1951). Muscovita, hematita e goetita tendem a ser mais abundantes em locais de mineração (YODER; EUGSTER, 1955). A greigita é associada à presença de água doce, é formada principalmente por bactérias magnetotáticas e sulfato-redutoras (QIANG et al., 2018). A gormanita é um minério de ferro fosfatado raro, alvo de mineração em Minas Gerais e que pode vir associado a grãos de quartzo (<http://rruff.info/Gormanite/R080075>).

A vazão média do rio Doce, em dezembro, é quatro vezes maior do que em setembro e duas vezes maior do que em maio e julho (COELHO, 2007), ao passo que o aporte e remobilização desses sedimentos envolve fluxos ao sul e a nordeste da foz (MARTA-ALMEIDA et al., 2016; RUDORFF et al., 2018), os quais ainda não são plenamente conhecidos. A variação espacial e temporal nos sedimentos superficiais nas Áreas C e D, inclusive sobre os bancos de rodolitos, está possivelmente relacionada à interação entre o ciclo hidrológico e à remobilização e transporte dos sedimentos superficiais. Por exemplo, processos de remobilização podem ter induzido uma parte da heterogeneidade espaço-temporal nos dados aqui reportados (veja RRDM, 2019, RRDM 2020). Dentre os sítios dominados por rodolitos, D3 exemplifica bem esse tipo de heterogeneidade, com variação temporal no teor de caulinita. Além desse, os sítios offshore D5, D7 e D10, dominados por sedimento mais finos (veja RRDM, 2019, RRDM 2020), apresentaram minerais ferrosos. Na Área C, de forma semelhante, os sítios apresentam



composição rica em sedimentos finos, onde C4 e C10 também apresentaram minerais ferrosos (veja RRDM, 2019, RRDM 2020). O aumento da contribuição de cascalho em fevereiro de 2021 em sítios da área D (D3, D5 e D7) pode ter relação com o carreamento de sedimentos siliciclásticos grossos pelo aumento da vazão de diversos rios, incluindo o Rio Doce, assim como registrado em 2020. De forma similar, estas alterações sazonais de vazão podem também explicar o aumento da contribuição de minerais siliciclásticos nos sedimentos superficiais em fevereiro de 2020 e 2021 (maior vazão) em comparação a julho de 2019 (menor vazão).

Um quadro mais completo acerca da deposição de sedimentos terrígenos nos bancos de rodolitos depende da integração de diversos resultados do PMBA/FEST, incluindo os modelos hidrodinâmicos e de transporte. No entanto, a despeito das incertezas, a presença de minerais de origem terrígena (silicatos e ferrosos) na maior parte da malha amostral evidencia que sedimentos desta natureza alcançam recifes e bancos de rodolitos a mais de 30 km do litoral. Assim, o monitoramento periódico da sedimentação nesses ecossistemas é essencial para estabelecer relações espaciais e temporais quanto à presença e proporção de diferentes tipos de sedimento, inclusive aqueles potencialmente oriundos do rompimento da barragem e/ou associados a contaminantes. Embora os resultados de granulometria e mineralogia, que incluíram a detecção de sedimentos ferrosos, não representem nexo causal com o rompimento da barragem, eles representam um indício importante da ampla abrangência das plumas flúvio-costeiras, associadas ou não ao rompimento. Nesse sentido, os resultados dos estudos sedimentológicos se somam às evidências mais contundentes de interação entre o rompimento da barragem e os recifes e bancos de rodolitos, derivadas de comparações do tipo "before-after" em esqueletos de corais e algas coralináceas formadoras de rodolitos. O aumento de *carga* sedimentar pode acarretar uma série de efeitos negativos nas comunidades recifais, desde a atenuação da intensidade luminosa (ANTHONY et al., 2004) até o soterramento (VILLAS-BÔAS et al., 2014). Sedimentos ferrosos aumentam a biodisponibilidade de íons de Fe e outros metais que podem ser incorporados e causar efeitos nocivos em organismos recifais (AMADO-FILHO et al., 1996; ANDRADE et al., 2002; ANDRADE et al., 2010; BRINKHUIS; CHUNG, 1986).

Quadro 5: Temporalidade de coleta dos sedimentos superficiais

| Sítios  | Coleta         |
|---|----------------|
| A1, A2, A3, A4, A6, B1, B2, B4                                      | novembro 2018  |
| C4, D3, D5, D8, D11   | dezembro 2018  |
| C4, D7, D10, D11, D13   | fevereiro 2019 |
| A1, A2, A3, A4, A5, A6, B2, B4                                      | abril 2019     |
| A1, A2, A3, A4, A5, A6, C2, C4, C10, D2, D3, D6, D7, D10, D11, D13, | julho 2019     |
| B1, B2, B4  | junho 2019     |
| A1, A2, A3, A4, A5, A6  | setembro 2019  |
| A3, A4  | março 2020     |
| B1, B2, B3, B4  | fevereiro 2020 |
| B1, B2, B4, B5, C2, C4, D3, D5, D7, D10, D11                        | fevereiro 2021 |
| A3, A4  | maio 2021      |

Figura 361: Proporção das médias das classes granulométricas dos sedimentos superficiais em cada estação e campanha.

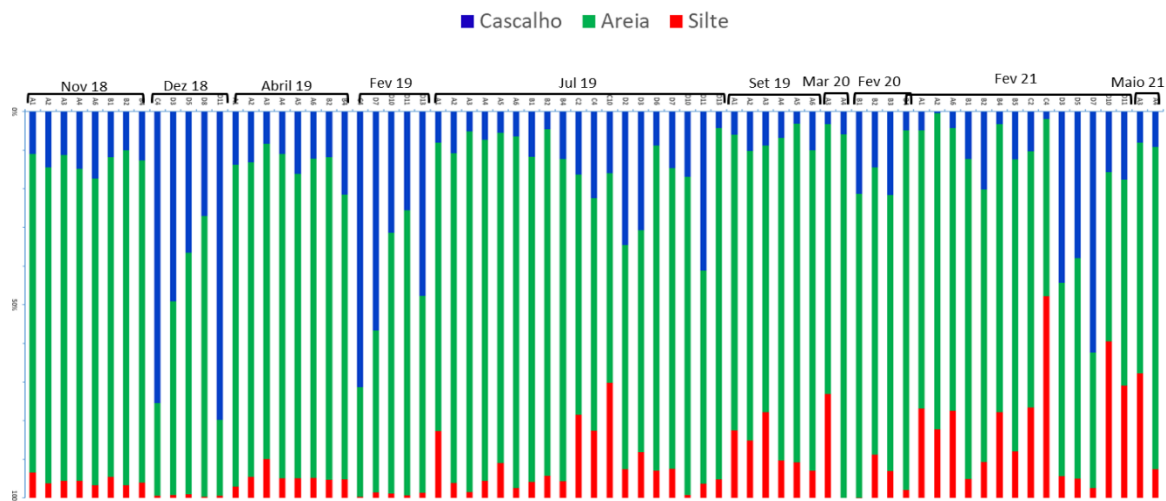


Figura 362: Proporção das médias da mineralogia dos sedimentos superficiais analisados em cada estação e campanha.

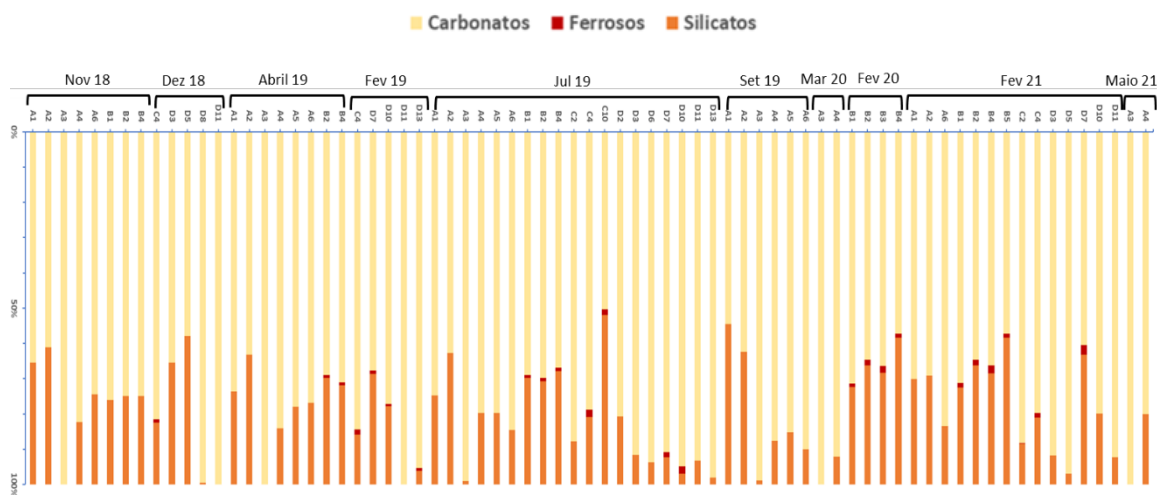


Figura 363: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (sedimentos biogênicos/ terrígenos) e granulometria (cascalho, areia e silte) dos sedimentos superficiais, correlacionados a variáveis ambientais (dados obtidos até 2020).  
Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras (Áreas A, B, C, D).

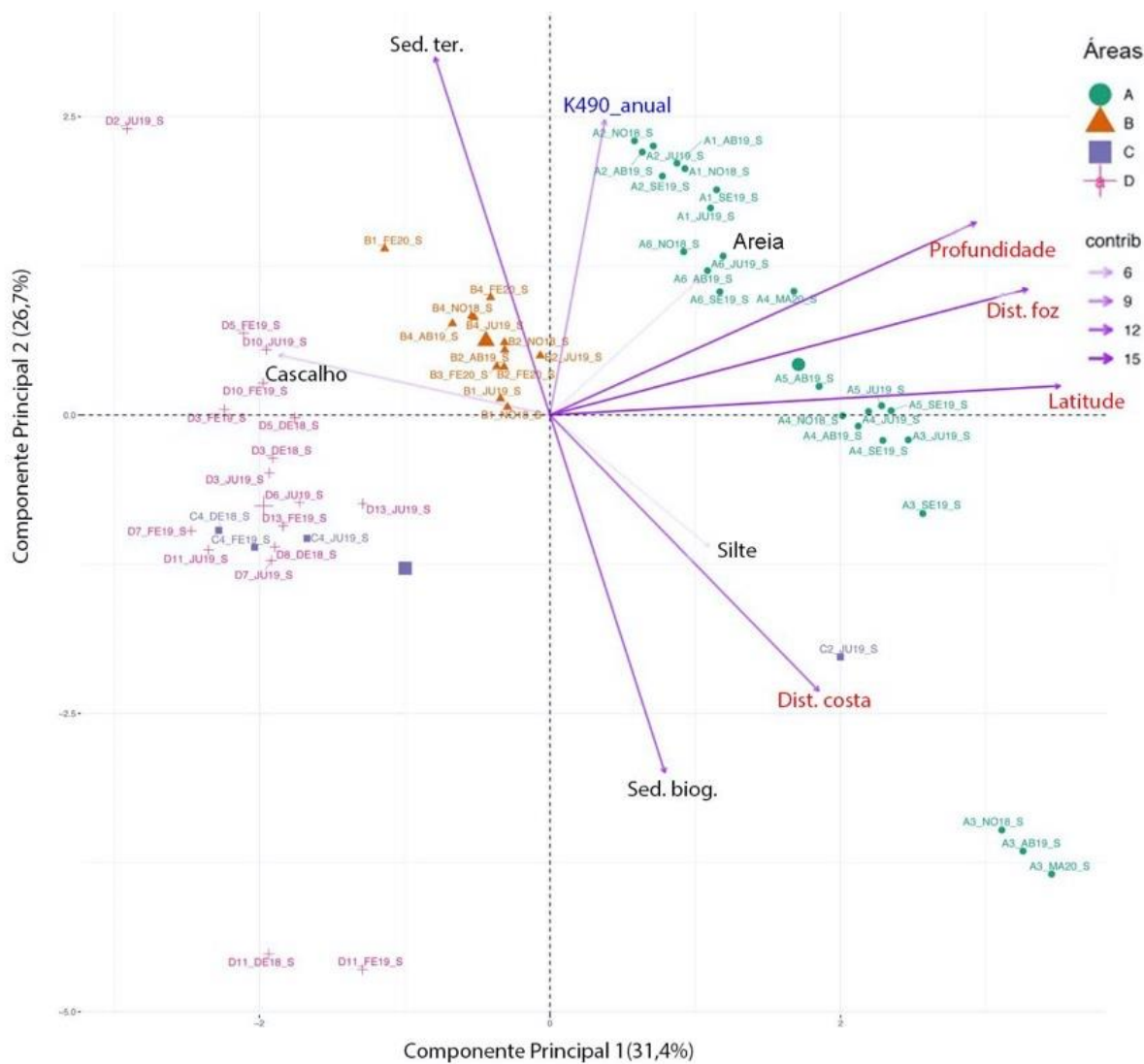
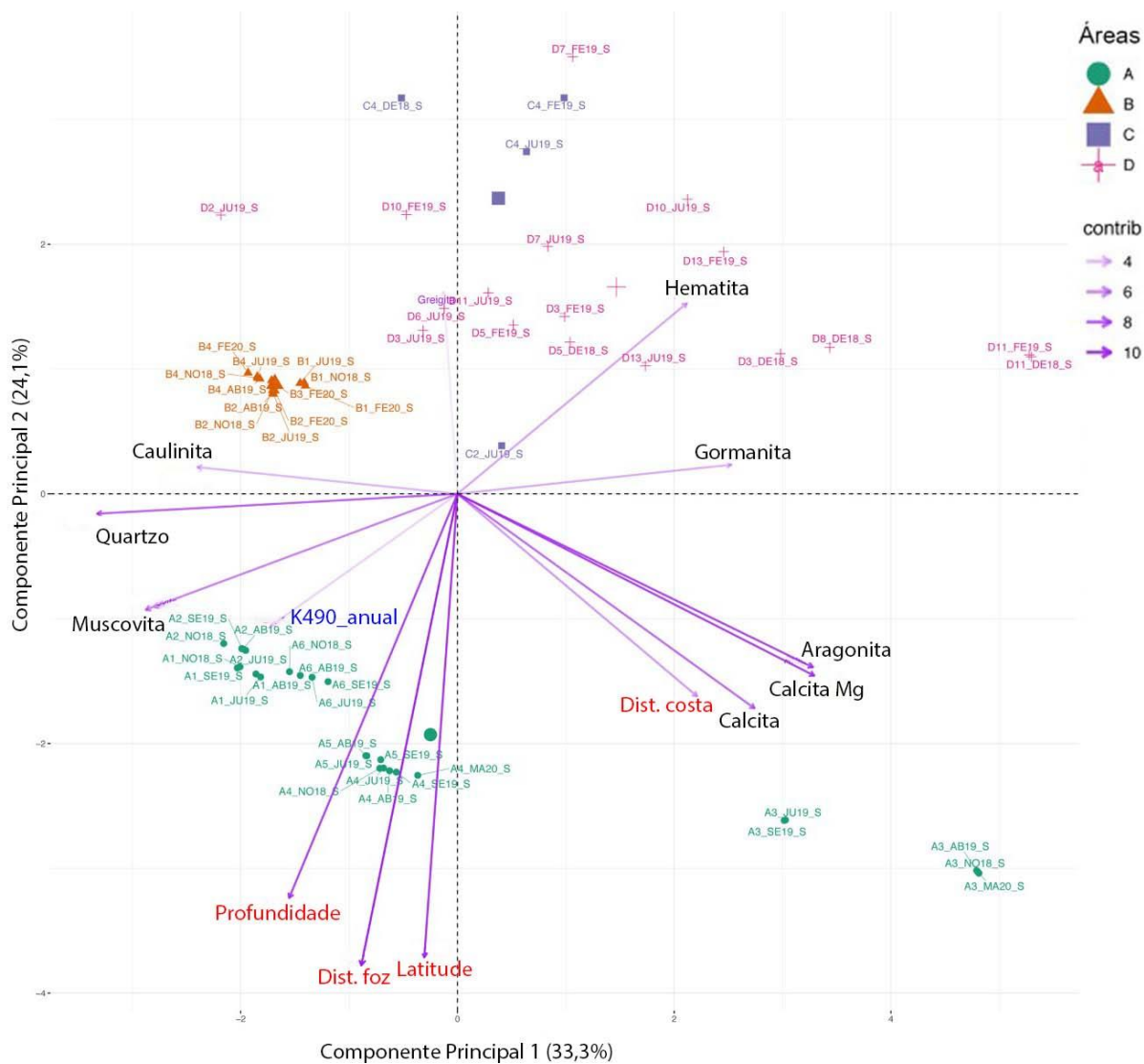


Figura 364: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos superficiais, correlacionados a variáveis ambientais (dados obtidos até 2020). Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.



## Sedimentos capturados em armadilhas

A partir das amostras obtidas em armadilhas, foram exploradas a granulometria e a composição destes sedimentos (mineralogia), bem como as taxas de sedimentação em alguns sítios das Áreas A e B, entre novembro de 2018 e maio de 2021. Além de fornecerem informações sobre taxas de sedimentação, armadilhas são úteis para a obtenção de sedimentos finos, uma vez que seu conteúdo é menos afetado por processos de ressuspensão do que a superfície do fundo. Areia foi a classe granulométrica dominante em todos as armadilhas (~75 % em média), destacando-se a contribuição (~20 % em média) de sedimentos mais finos (silte). Sedimentos mais grossos (cascalho) foram pouco presentes na maioria dos sítios (~5 % em média), com a exceção de A5, que apresentou maior contribuição de cascalho (~25 % em média) em todas as campanhas (Figura 365). Sedimentos de origem continental (silicatos e ferrosos) foram mais abundantes (~32 % em média) nos sítios mais costeiros (sítios da Área B e A1, A2 e A6), contrastando com os sítios mais afastados da costa (A3, A4 e A5) (~10 % em média), estes últimos com mais de 80% de carbonatos biogênicos em todas as campanhas (Figura 366). Ressalta-se o registro de minerais ferrosos [goetita, (FeO(OH))] nos Recifes Esquecidos (sítios B1, B2 e B4), uma vez que se trata de mineral comum em locais de mineração e componente dos sedimentos oriundos do rompimento da barragem de Fundão (GOLDER, 2017).

As PCA com dados mineralógicos e granulométricos (Figura 367; Figura 368) evidenciaram um grupo formado pelas amostras da Área A e o outro pelas da Área B. Destaca-se a segregação do sítio A3, com mineralogia 100% carbonática (calcita Mg, calcita e aragonita), e dos sítios da Área B amostrados em 2020, com presença de goetita. Destaca-se a segregação do sítio A3, com mineralogia 100% carbonática (calcita Mg, calcita e aragonita), e dos sítios da Área B amostrados em 2020, com presença de goetita. Esse padrão de agrupamento também foi evidente nos dados de 2021.

Medidas de taxas de acúmulo de sedimentos são controversas devido à variedade de metodologias e interpretações possíveis (HILLE et al., 2006; NICHOLS, 1989, PEMPKOWIAK, 1991; ROOS; VALEUR, 2006). As taxas de sedimentação na Área A foram menores do que na Área B (Kruskal-Wallis;  $p < 0,0001$ ) (Figura 369). Os sítios B3 e B4 apresentaram maiores valores, enquanto B2 não foi diferente de A2 e A4. Os sítios A1, A3, A5 e A6 apresentaram os menores valores. Temporalmente, as taxas foram mais homogêneas na Área A, ao passo que nos sítios B2 e B4 houve aumento notável entre setembro de 2018 e fevereiro de 2020. Em 2021 houve aumento na taxa de sedimentação na área A nos sítios mais próximos a costa (A1 e A2) e em A5, enquanto na área B a taxa foi similar àquela obtida no mesmo período de 2020. O sítio B3 também apresentou taxa de sedimentação relativamente alta neste período, embora não existam dados anteriores para esse sítio (Figura 369). Taxas de sedimentação em plataformas continentais dependem da interação entre diversos fatores, tais como a distância da fonte de sedimentos, a quantidade e a qualidade dos sedimentos, processos biológicos (e.g. produção fitoplanctônica, bioturbação), composição geológica do fundo, profundidade e hidrodinâmica. Além disso, a quantidade de sedimentos transportados da terra para o mar pode ser afetada pelo ciclo hidrológico, intensidade do intemperismo, erosão e degradação (SZMYTKIEWICZ; ZALEWSKA, 2014). Na Área A, além da maior distância da costa, as taxas mais constantes sugerem

menor efeito de fenômenos sazonais. O aumento da sedimentação (e.g. amostras de fevereiro de 2021 da área B e de maio de 2021 na área A) pode indicar a influência de fatores climáticos e oceanográficos nesse período, como aumento do transporte de sedimentos fluviais (acompanhado de maior contribuição de siliciclásticos nestes sítios) e/ou maiores taxas de transporte/remobilização de sedimentos marinhos. Já na Área B, mais próxima da foz do rio Doce, além da maior deposição, houve aumento considerável nas taxas entre o final de fevereiro e início de março de 2020, o qual pode estar relacionado ao aumento da vazão do rio Doce.

Figura 365: Proporção das médias granulométricas dos sedimentos aprisionados nas armadilhas em cada estação amostral.

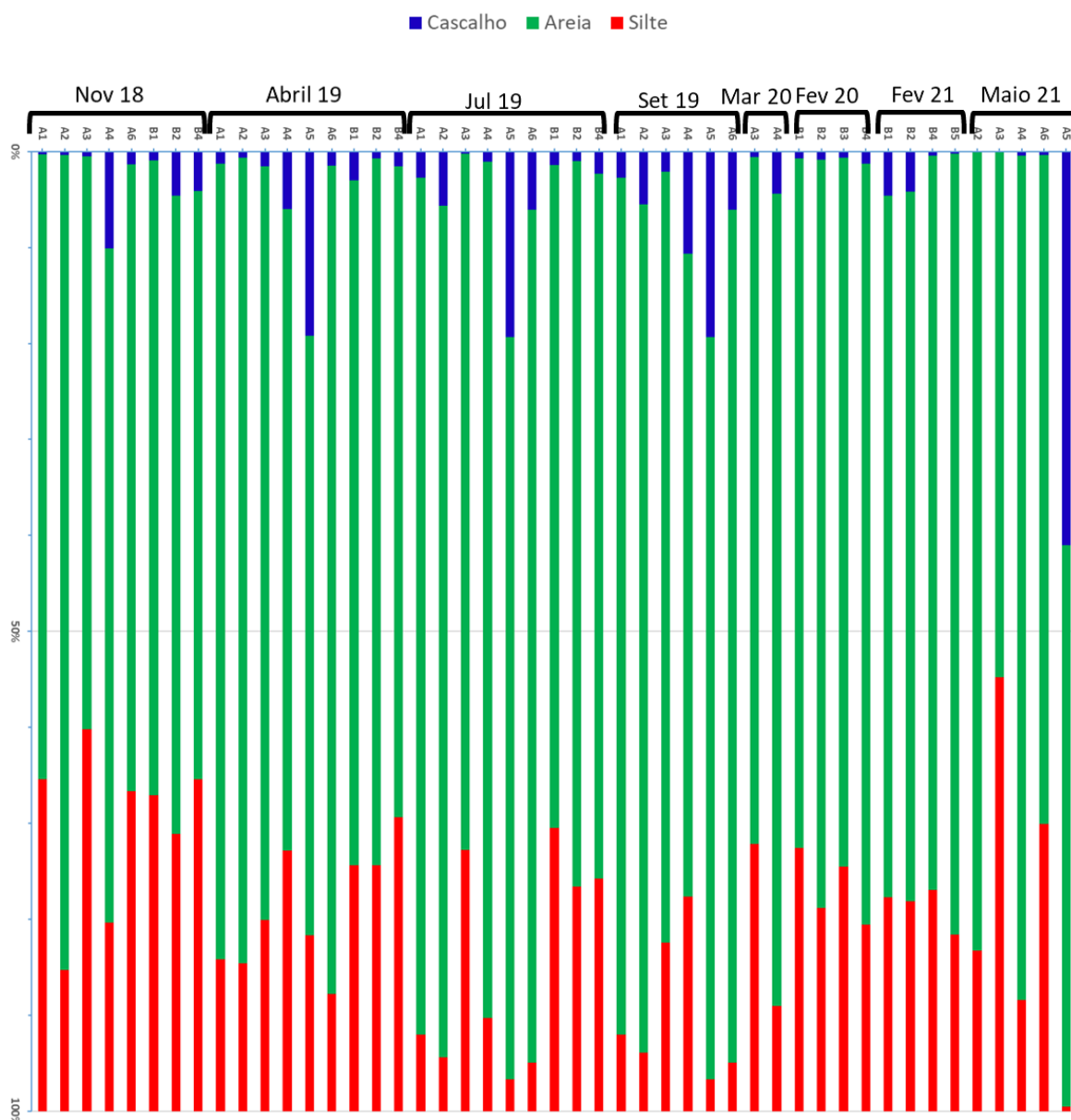




Figura 366: Proporção das médias de mineralogia dos sedimentos aprisionados nas armadilhas em cada estação amostral.

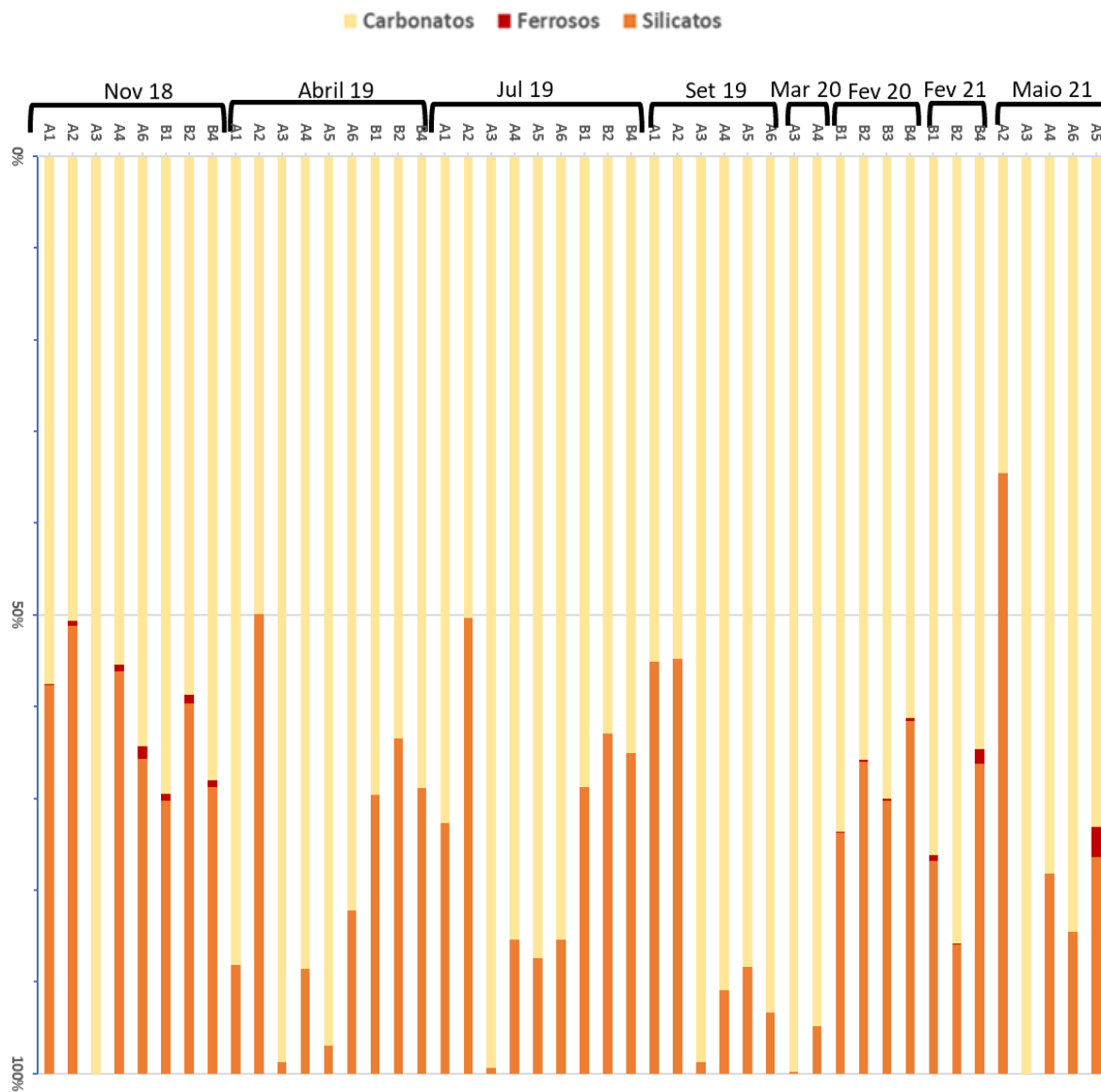


Figura 367: Análise de componentes principais com dados de mineralogia (sedimentos biogênicos/ terrígenos) e granulometria (cascalho, areia e silte) dos sedimentos aprisionados nas armadilhas, com correlações com variáveis ambientais (dados obtidos até 2020). Símbolos maiores representam centróides dos scores das amostras de cada área.

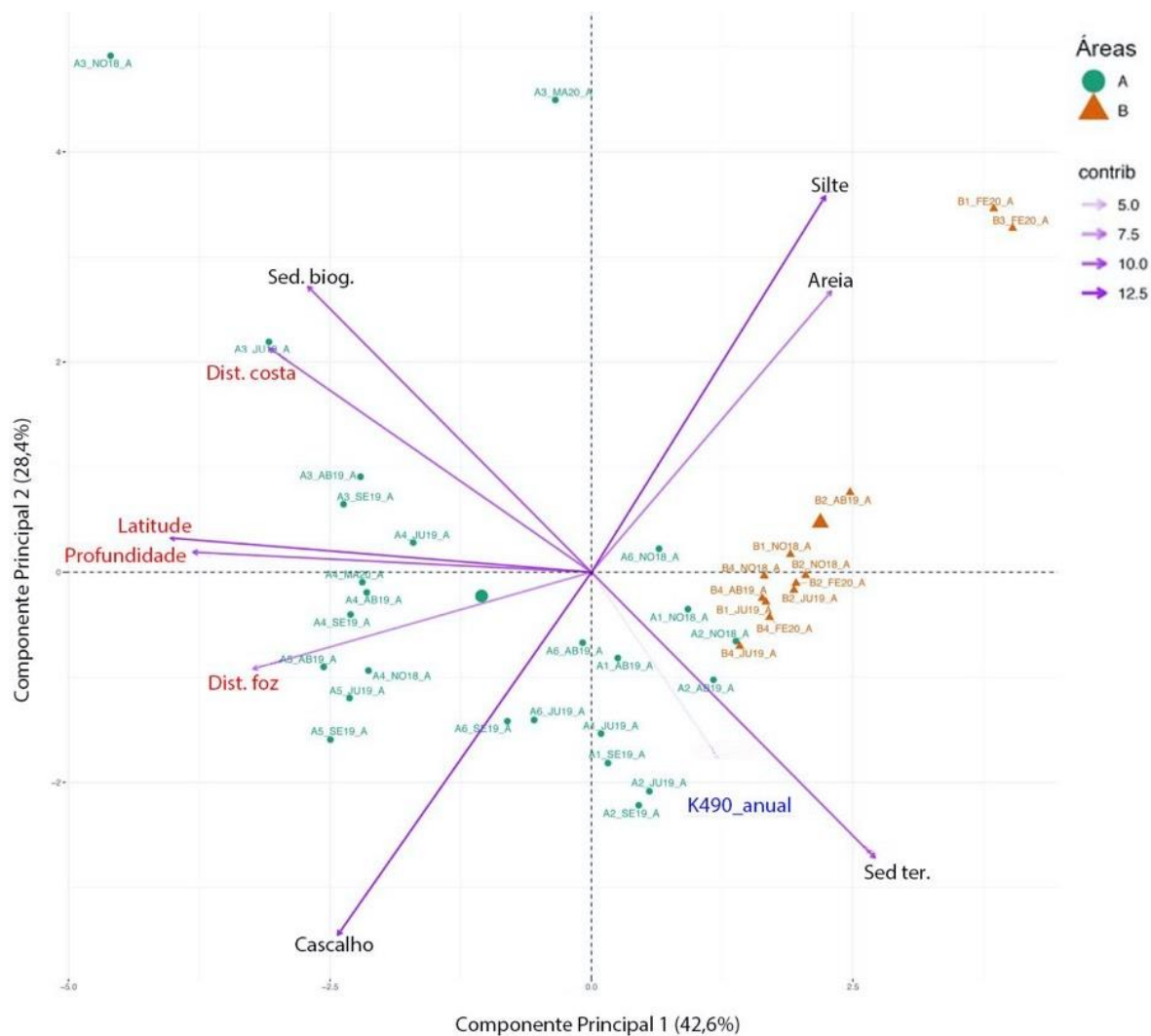


Figura 368: Análise de componentes principais com os dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos aprisionados nas armadilhas, com correlações com variáveis ambientais (dados obtidos até 2020). Símbolos maiores representam os centróides dos grupos de amostras.

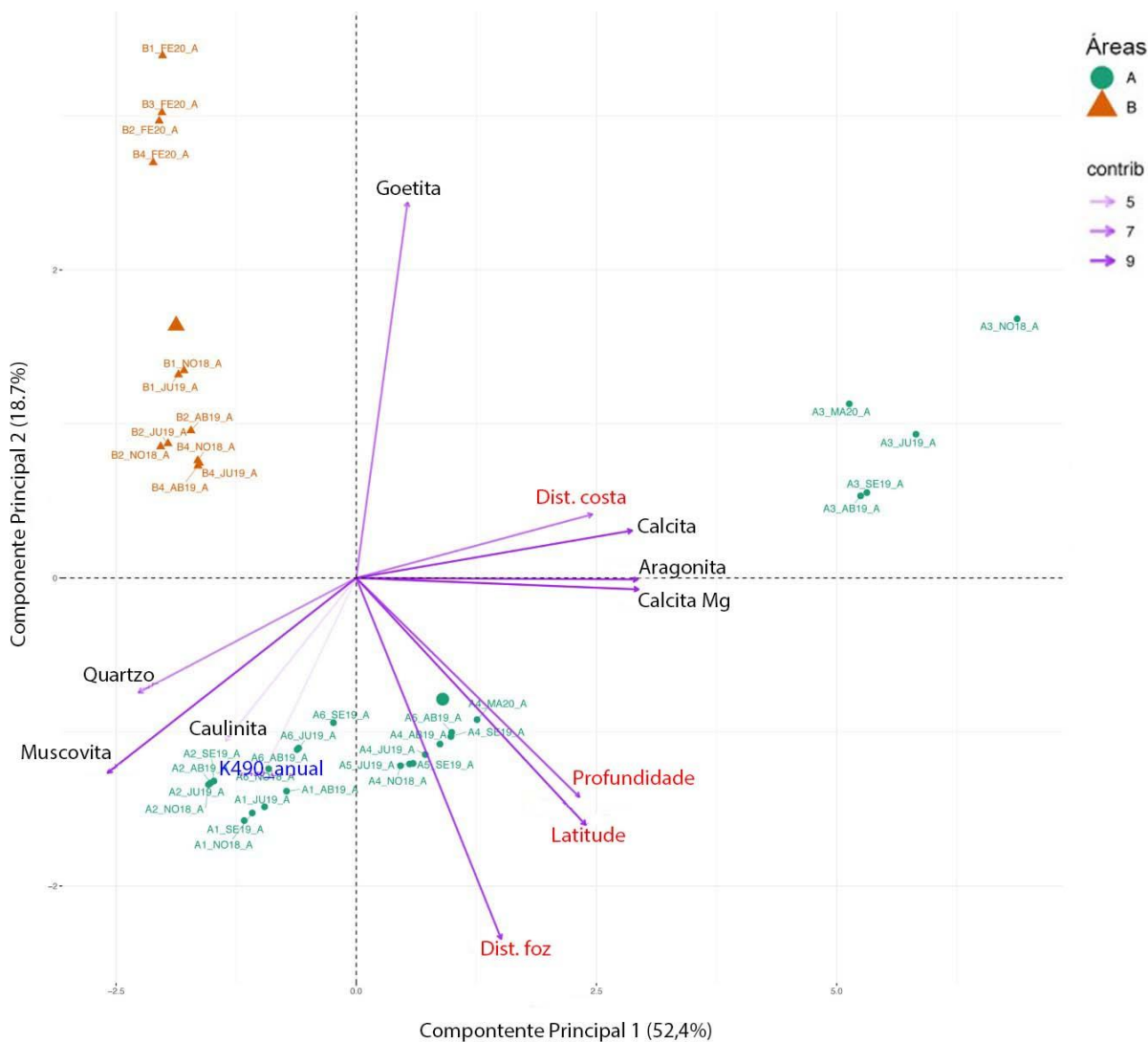
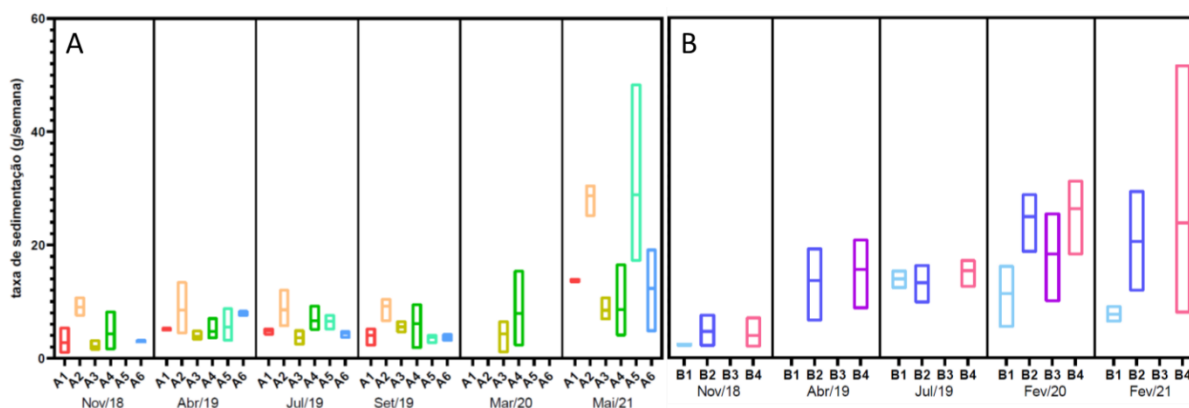


Figura 369: Sedimentação (g. semana<sup>-1</sup>) nas armadilhas instaladas nas Áreas A e B, de nov/2018 a fev/2021.



## Sedimentos superficiais nos recifes adjacentes ao litoral

Foram realizadas 5 campanhas para coleta de sedimentos superficiais nos recifes adjacentes ao litoral da APA-REVIS, entre setembro de 2018 e fevereiro de 2021. A classe areia dominou em praticamente todos os sítios e campanhas (78,5 % em média), com exceção de D18 e D21, onde houve dominância de cascalho. Este tipo de sedimento foi o segundo mais encontrado nos demais sítios (17,3 % em média), enquanto sedimentos mais finos (silte) tiveram menor contribuição em todos os locais e campanhas (4,1 % em média) (Figura 370). Os polimorfos carbonáticos (calcita, aragonita e calcita Mg) e siliciclásticos (quartzo, caulinita e muscovita) apresentaram contribuição média de 50,7 e 47,2 %, respectivamente. Minerais ferrosos (hematita e greigita) apresentaram contribuição média de 2,3 % (Figura 371). A contribuição de minerais de origem terrígena caiu aproximadamente 30% nas campanhas de maio e julho de 2019 (em comparação a setembro de 2018 e janeiro de 2019). Já na campanha de fevereiro de 2021, houve um aumento de 15% desses minerais, indicando um possível efeito da vazão do rio Doce.

Dentre as variações espaço-temporais observadas na Área D, a hematita se destacou como possível assinatura da descarga sedimentar proveniente do rio Doce. Esse mineral apresentou atenuação linear com relação à distância da foz, ao longo de todo o período de monitoramento (2018-2021) (Figura 372). Apesar de não representar evidência direta da presença de rejeito de mineração oriunda do rompimento da barragem, o aumento na concentração da hematita em função da proximidade da foz pode ser considerado uma evidência indireta (q.v. Sub-projeto “Sedimentologia”, Anexo 3). Outros sedimentos terrígenos não apresentaram aumento na concentração em função da proximidade da foz, como por exemplo os silicatos, cuja concentração tendeu a ser maior nos sítios mais ao sul da Área D (Figura 372), o que pode indicar outros aportes, inclusive de drenagens locais tais como os rios Reis Magos, Laranjeiras e Piraquê-Açu. A maior participação de sedimentos terrígenos nas estações costeiras ao sul do rio Laranjeiras (D18 a D21) acompanharam o contraste latitudinal nas fácies sedimentares costeiras (RRDM, 2019, RRDM 2020). Dentre os carbonatos, a maior contribuição relativa da calcita magnesiana, em relação à aragonita, está possivelmente associada à preponderância de algas coralíneas nos recifes costeiros e intertidais, onde corais são raros ou ocorrem predominantemente como fósseis (DECHNIK et al., 2019).

O mosaico sedimentar detectado nos recifes costeiros complementa as evidências de múltiplas fontes e processos de deposição e transporte, também registradas na mineralogia dos sedimentos coletados mais *offshore*. Houve maior participação de carbonatos após a campanha de setembro de 2018 (especialmente nos sítios mais ao norte, D14-D16) em relação a silicatos e outros minerais terrígenos (veja Figura 371). O aumento dos sedimentos carbonáticos nos sítios mais ao sul, em maio e julho de 2019 e o retorno dos níveis desses minerais em fevereiro de 2021 (veja Figura 371), corrobora a sazonalidade de aportes terrígenos e a variação da produção de sedimentos biogênicos, além da influência da vazão do rio Doce.

A PCA com dados mineralógicos corrobora a variação temporal relevante, além de estruturação espacial relacionada à distância da foz do rio Doce (Figura 373). Da mesma forma, a granulometria

também se revelou associada à distância da foz do rio Doce, com a maioria das amostras dos sítios D18, D19, D20 e D21 no quadrante inferior e a maioria das amostras dos sítios D14, D15, D16, D17 no quadrante superior do diagrama de ordenação (Figura 374).

Quadro 6: Temporalidade coleta dos sedimentos de sítios costeiros

| Sítios                                 | Coleta                                    |
|--|---|
| D14, D15, D16, D17, D18, D19, D20, D21 | Set. 2018, Jan. 2019, Maio 2019, Ag. 2019 |
| D14, D15, D17, D19, D21                | Fevereiro 2021                            |

Figura 370: Proporção das médias granulométricas dos sedimentos dos recifes costeiros, em todas as estações amostrais.

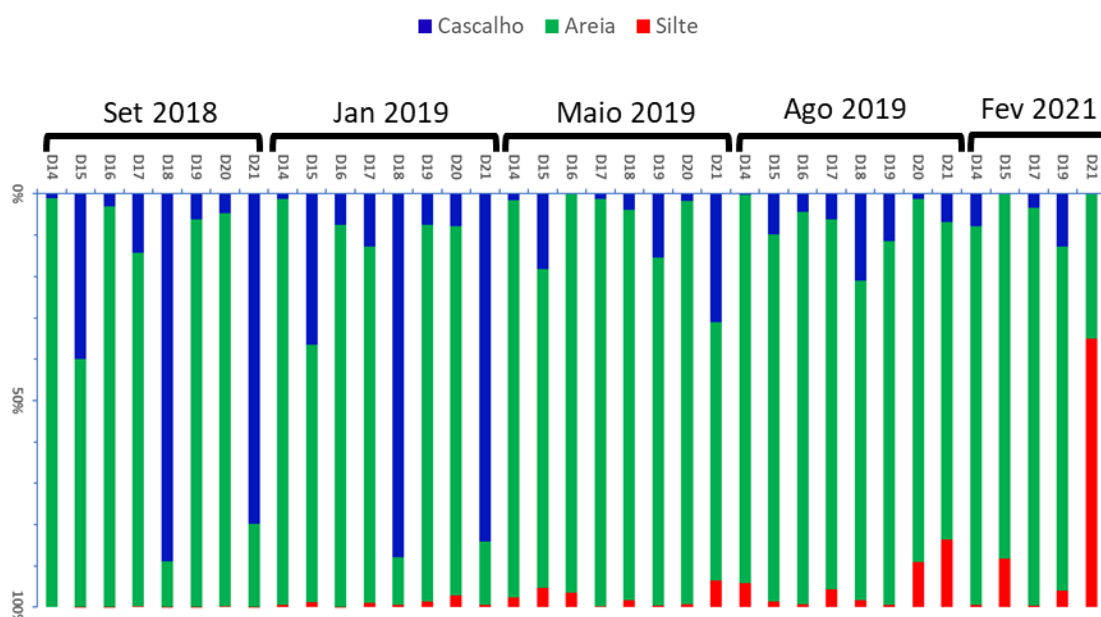


Figura 371: Proporção das médias da mineralogia dos sedimentos dos recifes costeiros em cada estação amostral.

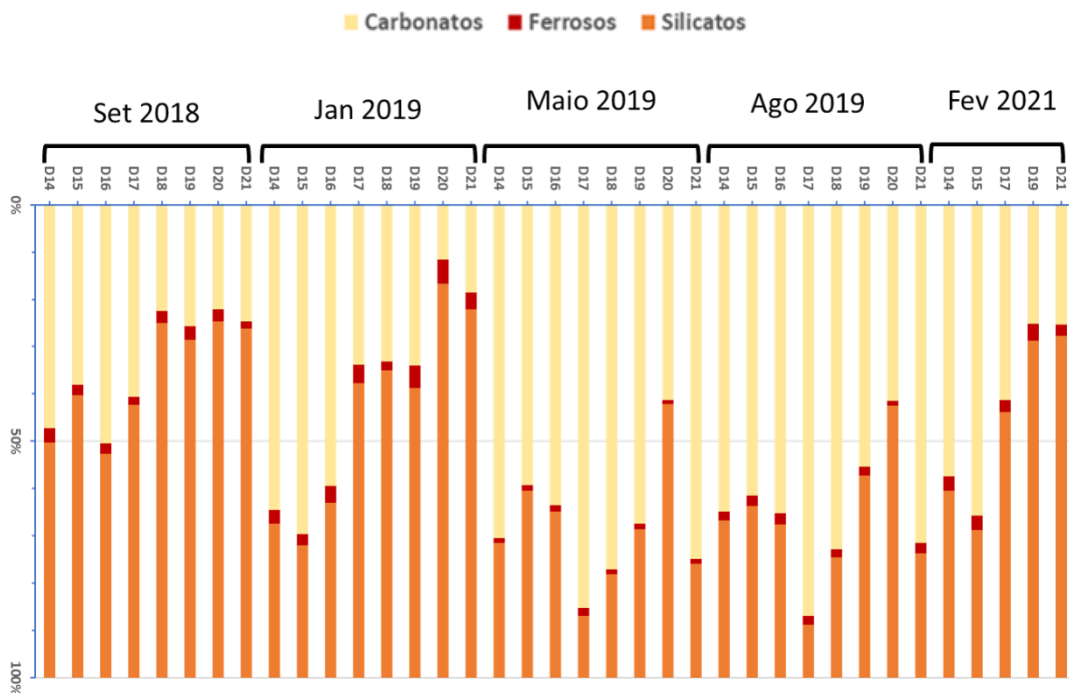




Figura 372: Regressão linear entre o teor de hematita e silicatos no sedimento superficial dos recifes costeiros e a distância da foz do rio Doce com dados coletados desde setembro de 2018 a fevereiro de 2021.

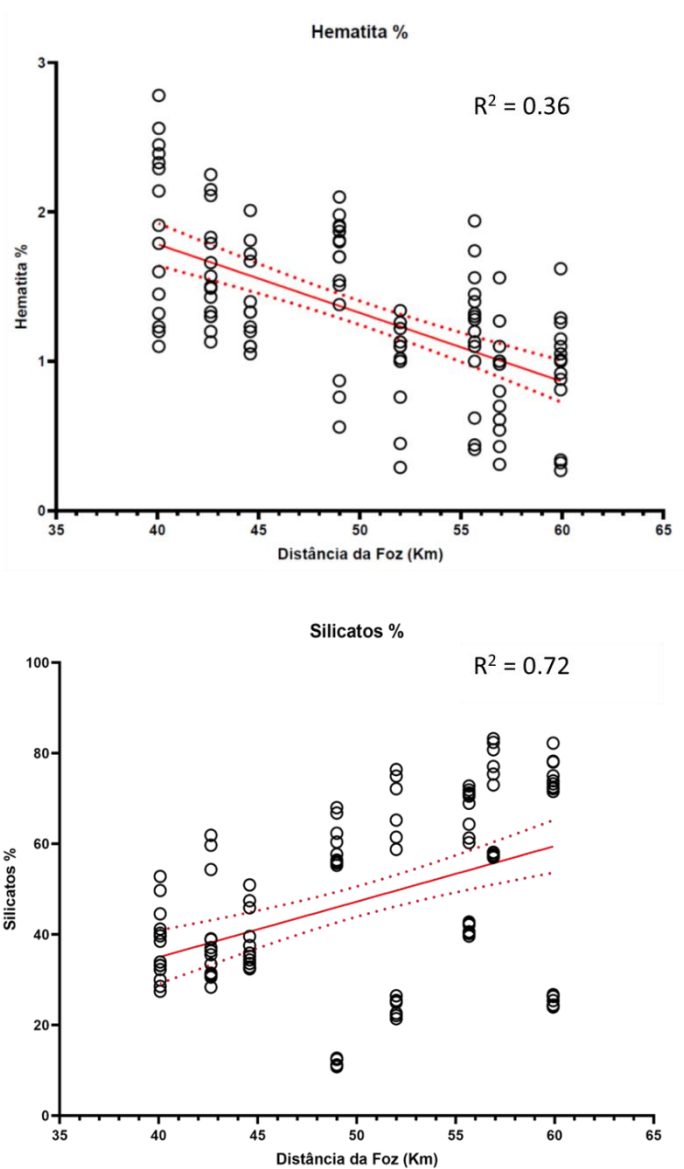


Figura 373: Análise de componentes principais (PCA) com os dados de mineralogia (fases minerais) dos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral, com correlações com variáveis ambientais e distâncias das drenagens (dados coletados até 2020). Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.

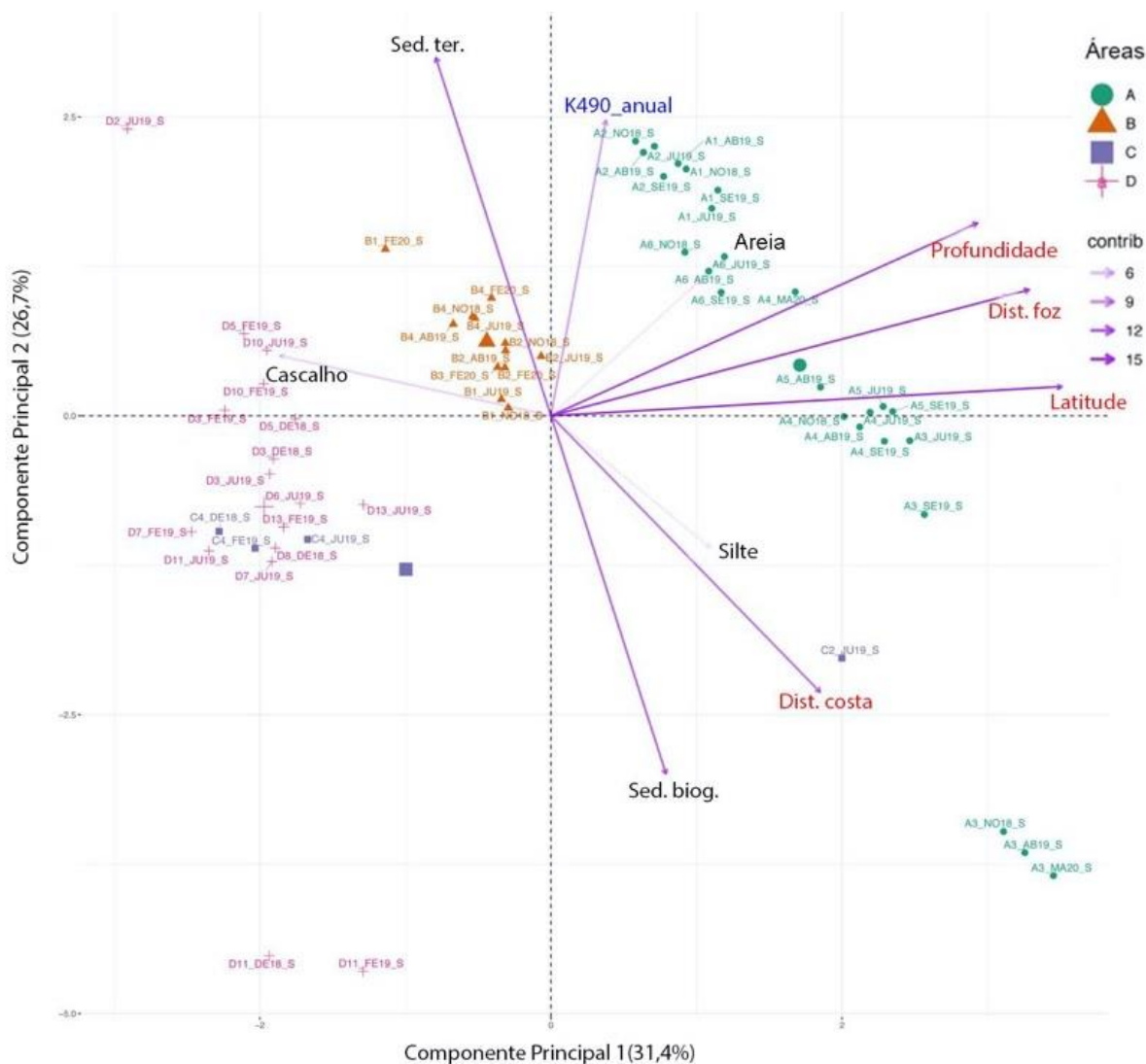
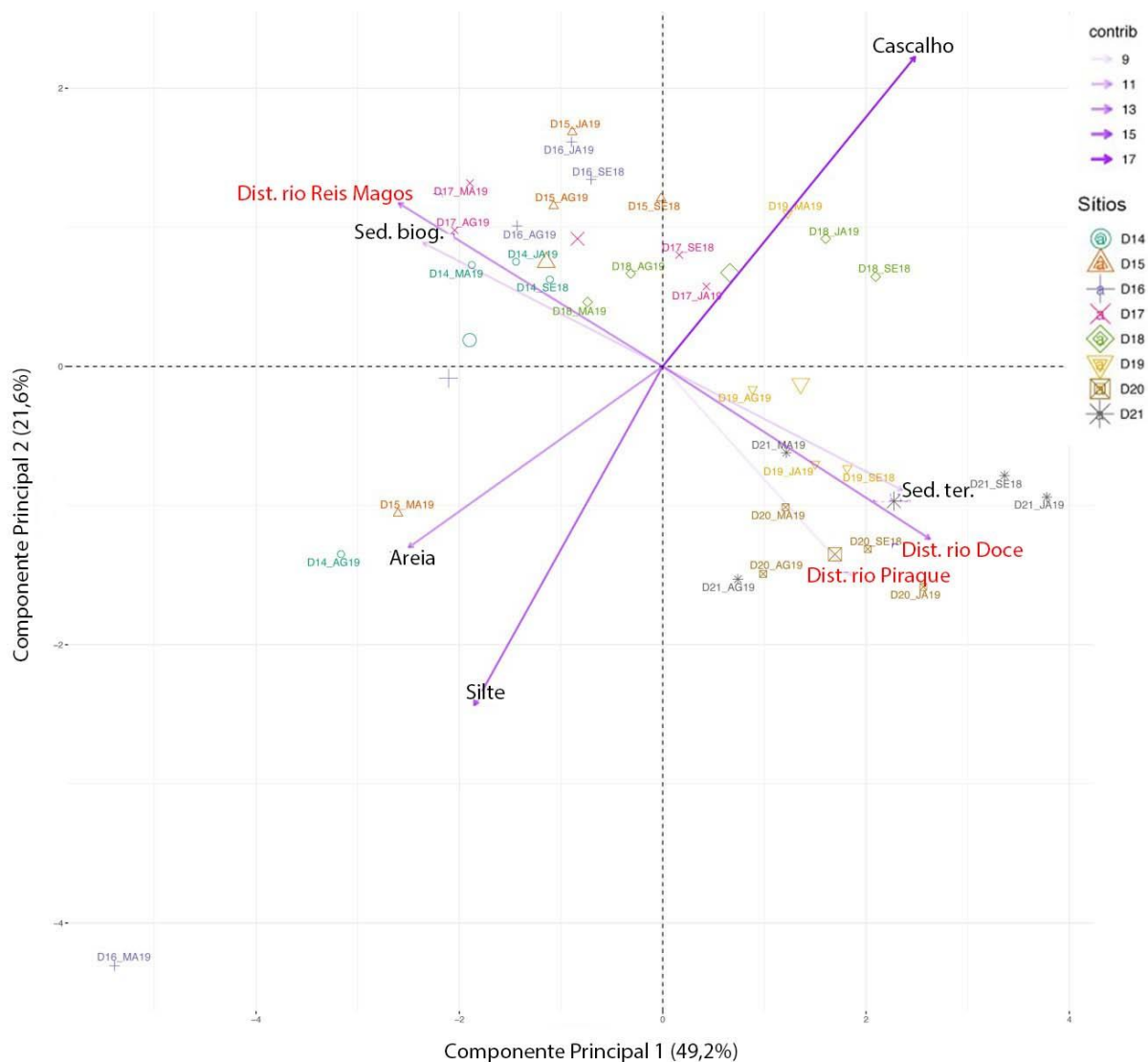


Figura 374: Análise de componentes principais com os dados de granulometria dos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral, com correlações com variáveis ambientais e distâncias das drenagens (dados coletados até 2020). Símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.



#### Assinaturas microestruturais e elementares

As macroalgas marinhas são consideradas biomonitores ou bioindicadoras de poluição por metais pesados derivados de atividades como a mineração e a petroquímica (AGUIAR et al., 2020; AMADO-FILHO et al., 1997; CHAKRABORTY et al., 2014; KAREZ et al., 1994; VILLARES; PUENTE; CARBALLEIRA, 2002). Em geral, as algas possuem alta capacidade de acumulação de metais em seus compartimentos celulares (ANDRADE et al., 2010; CHAKRABORTY et al., 2014), o que pode acarretar bioacumulação através dos diferentes níveis tróficos (CHOUVELON et al., 2019; MATHEWS; FISHER, 2008). Sob concentrações elevadas, metais podem ser adsorvidos a partículas de sedimento que, por sua vez, podem se aderir aos talos das macroalgas (AMADO et al., 1999; AMADO et al., 2004; CLARK et al., 2000). Esses metais não necessariamente permanecem inertes, podendo sofrer alterações químicas e se tornarem biodisponíveis (geralmente na forma oxidada), sendo então absorvidos pelos tecidos (AGUIAR et al., 2020; KAREZ et al., 1994; QUEIROZ et al., 2018). Assim, a avaliação da composição elementar dos sedimentos associados aos talos de macroalgas é útil para acessar a disponibilidade de metais no ambiente. A análise morfológica das partículas também é valiosa, permitindo comparar a assinatura microestrutural dos sedimentos do rejeito com os sedimentos aderidos aos talos.

Assinaturas microestruturais e elementares de partículas sedimentares foram obtidas a partir de: i) material coletado na área do rompimento da barragem; ii) sedimentos superficiais coletados nas Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências, sítios A3 e A5), B (Recifes Esquecidos, sítios B1 e B4), C (Foz do Rio Doce, sítio C4) e D (APA Costa das Algas e REVIS Sta Cruz, sítios D07, D10 e D21); iii) talos de macroalgas coletadas nas áreas A (controle imperfeito) e D (impacto). Os dados foram obtidos através de imagens de Microscopia Eletrônica de Varredura associadas a Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-X (MEV-EDS), produzidas junto ao Laboratório de Microscopia Aplicada às Ciências da Vida, do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro). Foi utilizado um equipamento FEI Quanta 450F com detector "Silicon Drift" da EDAX, operado a 25 kV nos modos de imageamento com elétrons secundários e retro-espalhados, a uma distância de trabalho de 10 mm, previamente calibrado com padrões do próprio fabricante. Também foi utilizada a estrutura do Laboratório de Nanociência e Nanotecnologia do Centro Brasileiro de Pesquisas Físicas (CBPF) que possui um microscópio de varredura Jeol JSM 6490LV equipado com detector EDS Quantax Bruker, o qual permite análise elementar mais rápida, otimizando o processo de análise.

O consórcio de metodologias possibilitou comparar partículas oriundas da barragem e de sedimentos superficiais coletados ao longo da malha amostral. As características utilizadas para a comparação foram: mineralogia (por DRX), parâmetros morfométricos diâmetro médio e "roundness" de cada partícula (análise de imagens no software ImageJ) e composição elementar (em %). Os valores de diâmetro médio foram obtidos durante a análise morfométrica, através do contorno do perímetro de cada grão. A variável "roundness" se refere a uma medida de circularidade da partícula corrigida pela razão de aspecto (largura:comprimento) e visa comparar as partículas considerando suas irregularidades superficiais, angulações e faces não circulares (TAKASHIMIZU; IYOSHI, 2016).

Também foi utilizado modo de imageamento por elétrons retro-espalhados para a diferenciação visual dos grãos pelo raio atômico dos elementos que os compõem. Quanto maior o número atômico (na) dos elementos maior é o sinal de elétrons para o detector, implicando em maior "brilho" nas imagens. Por exemplo, sedimentos formados por Fe (na= 26) apresentarão brilho maior que aqueles formados por Ca, Si ou Al, (na = 20, 14 e 13, respectivamente).

#### *Análise do rejeito da barragem*

Os minerais detectados por difração de raios-X na amostra da barragem foram quartzo (mais abundante), caulinita, muscovita, goetita, hematita e gibbsita. Os resultados são compatíveis com QUEIROZ et al. (2018), que indicou a presença desses mesmos polimorfos cristalinos, exceto muscovita. Essa amostra de sedimento da barragem foi composta de partículas com diâmetro entre 1 e 100  $\mu\text{m}$ , com variação marcante no brilho (Figura 375). Em geral, partículas maiores (entre 50 e 100  $\mu\text{m}$ ) apresentam menor brilho do que as menores. As análises de Espectroscopia de Energia Dispersiva confirmaram que as partículas de maior brilho contiveram, majoritariamente, Fe e O (ricas em óxidos de ferro). As partículas de menor brilho, por outro lado, foram formadas principalmente por Si e Al (Figura 376), possivelmente correspondendo a silicatos (quartzo) e silicatos de alumínio (muscovita e caulinita). Outra característica marcante nas partículas ferrosas do rejeito foi a presença de marcas de clivagem (decorrente do processo de moagem), bem como faces cristalinas de minerais ortorrômnicos e romboédricos características dos minerais ferrosos goetita e hematita, respectivamente (BOUDEULLE; MULLER, 1988).

Figura 375: Micrografias de Microscopia Eletrônica de Varredura das amostras do rejeito da barragem de Fundão.

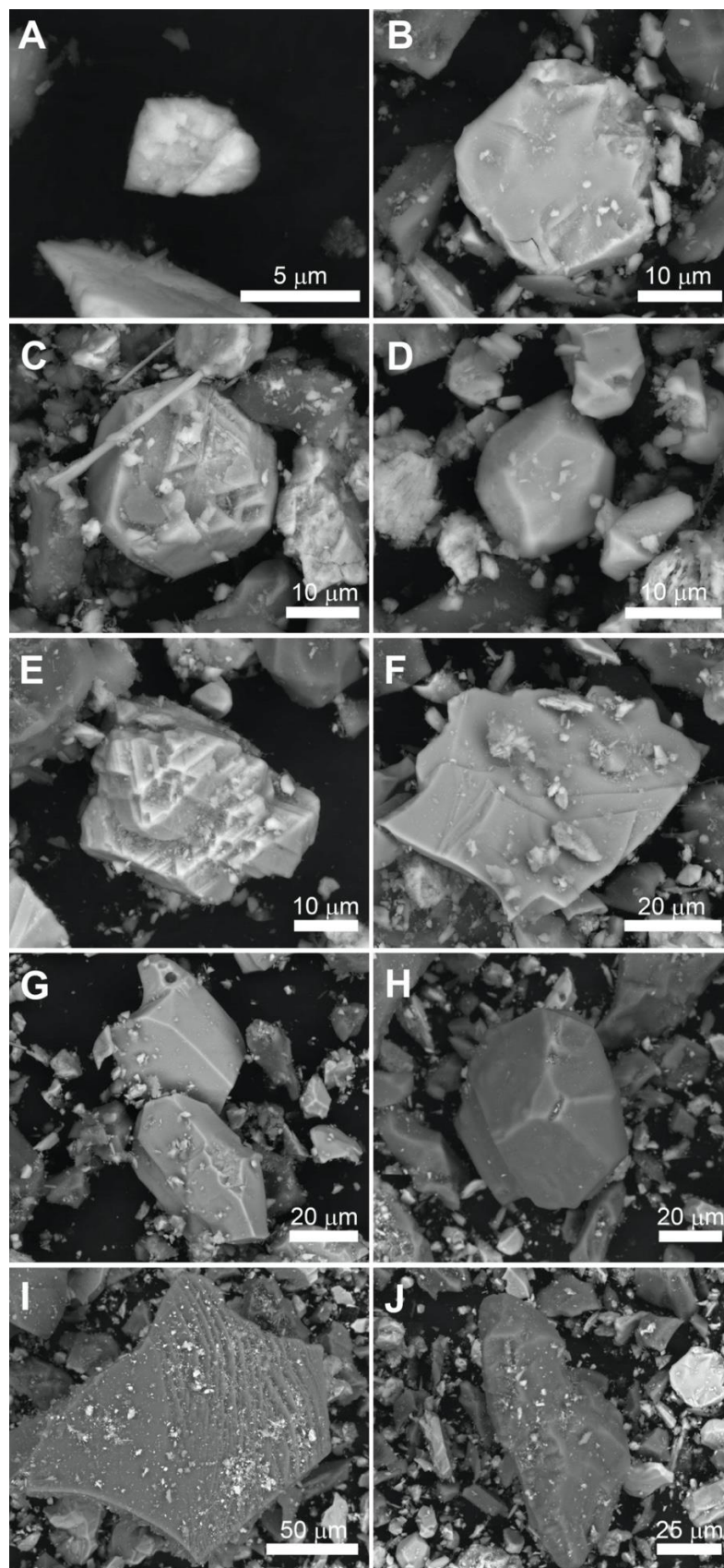
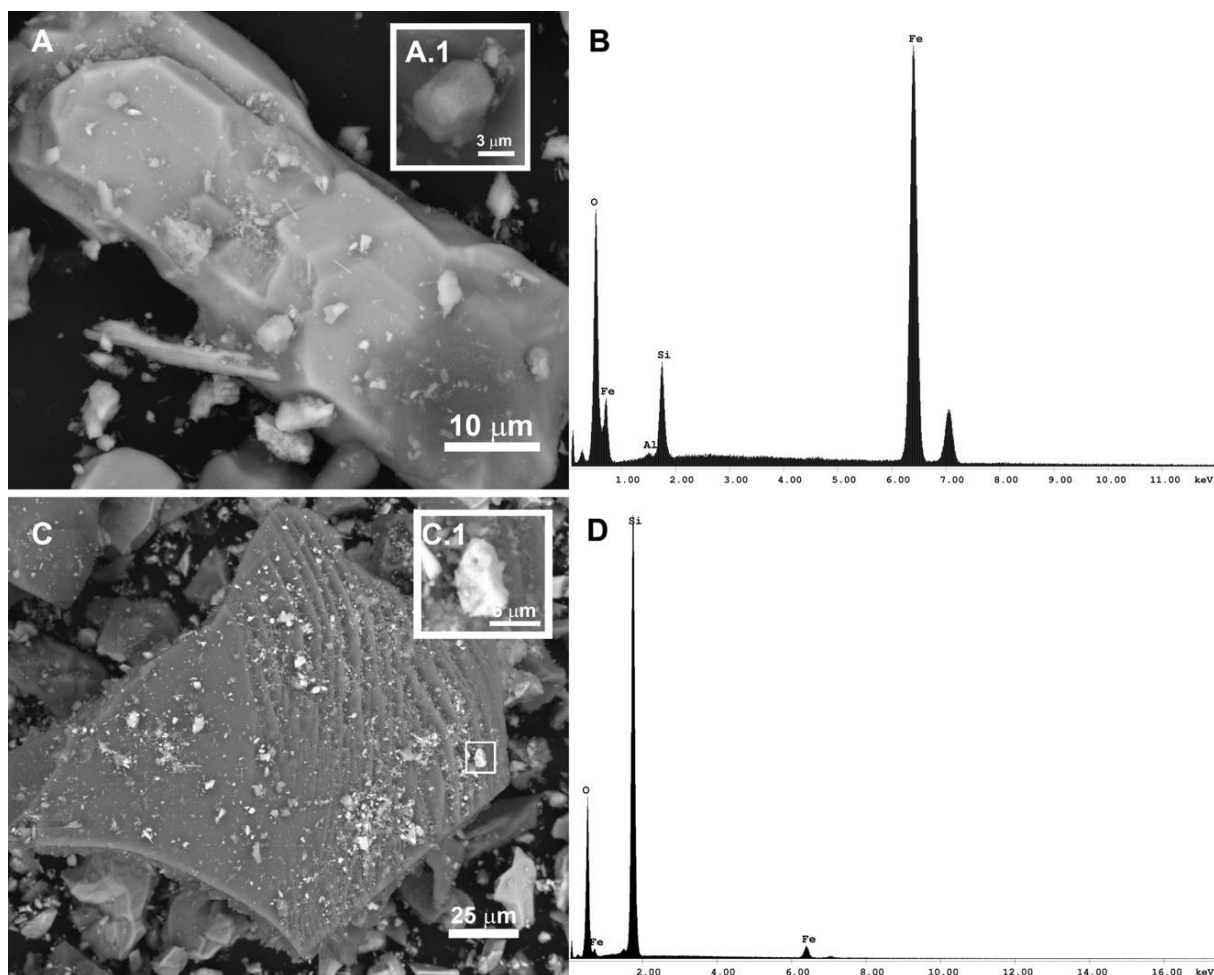




Figura 376: Micrografias (esquerda) e Espectroscopia de Energia Dispersiva de partículas da amostra de rejeito da barragem de Fundão (direita).



#### *Assinaturas do rejeito nos sedimentos superficiais*

A análise elementar dos sedimentos superficiais amostrados em 2021 nas Áreas A e B (Figura 377), indicou presença de partículas ferrosas, principalmente óxidos e sulfetos de ferro. Na Área A (Figura 377 A, B, C e D) foram registrados outros elementos associados a óxidos de ferro, como Zn e Ti. Em relação à morfologia, os óxidos de ferro observados na Área A não apresentaram um padrão definido, incluindo tanto partículas com aspecto mais arredondado (Figura 377 A) quanto partículas com clivagens bem definidas, semelhantes às das amostras do rejeito (Figura 377 B). Os sulfetos de ferro formavam estruturas conhecidas como pirita framboidal (Figura 377 C), formadas normalmente em ambientes marinhos ou lacustres através da agregação de cristais de greigita de tamanhos uniformes, mineralizados por bactérias (WILKIN, BARNES, 1996). As partículas que continham Ti em sua estrutura cristalina (Figura 377D) podem se tratar do mineral ilmenita ( $\text{FeTiO}_3$ ), e as partículas com Zr (Figura 377 F) podem tratar se de zirconita ( $\text{ZrSiO}_4$ ), ambos com reservas em Minas Gerais (DNPM, 2006, [www.mindat.org/min-2013.html](http://www.mindat.org/min-2013.html)). Apesar de não terem sido encontrados no rejeito da barragem, a

presença destes minérios nos sedimentos superficiais das Áreas A e B pode indicar deposição recente de material oriundo de descarga fluvial.

Nas partículas registradas em sedimentos superficiais das áreas C e D (Figura 378) foi identificada presença predominante de óxidos de ferro com faces e clivagens bem definidas, semelhante ao encontrado na amostra do rejeito da barragem. Além de óxidos de ferro puros, também estiveram presentes partículas com Cr (Figura 378 D), possivelmente cromita ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ), mineral com reservas em Minas Gerais (GONÇALVES, 2003).

Por conta dos processos diagenéticos, ambientais e físico-químicos, a identificação das fontes de minerais oriundos de processos de mineração ou de desgaste de rochas não é trivial. A morfologia de minerais de elementos pesados como Fe, Ti e Cr pode ser utilizada como indicadora dos ambientes deposicionais. Partículas mais arredondadas são associadas a ambientes deposicionais de pouca energia, enquanto partículas com clivagens aparentes e angulares podem ser associadas a descargas fluviais de alto fluxo (DILL, 2007).

As análises morfológicas e microelementares das partículas de ferro encontradas nos sedimentos superficiais indicam que a maioria delas, principalmente aquelas das Áreas B, C e D, são oriundas de descargas fluviais recentes, podendo ser oriundas de regiões minerárias ao longo do curso do rio Doce. Há, portanto, evidências da influência regional de descarga fluvial na plataforma continental, e não se pode descartar a hipótese que as partículas de óxido de ferro podem ser associadas ao rompimento da barragem de Fundão.

Figura 377: Análise elemental de partículas do sedimento superficial coletadas nas áreas A (A e C - Sítio A3; B e D - Sítio A5) e B (E e G - Sítio B1; F e H - Sítio B2). Barras = 15  $\mu$ m

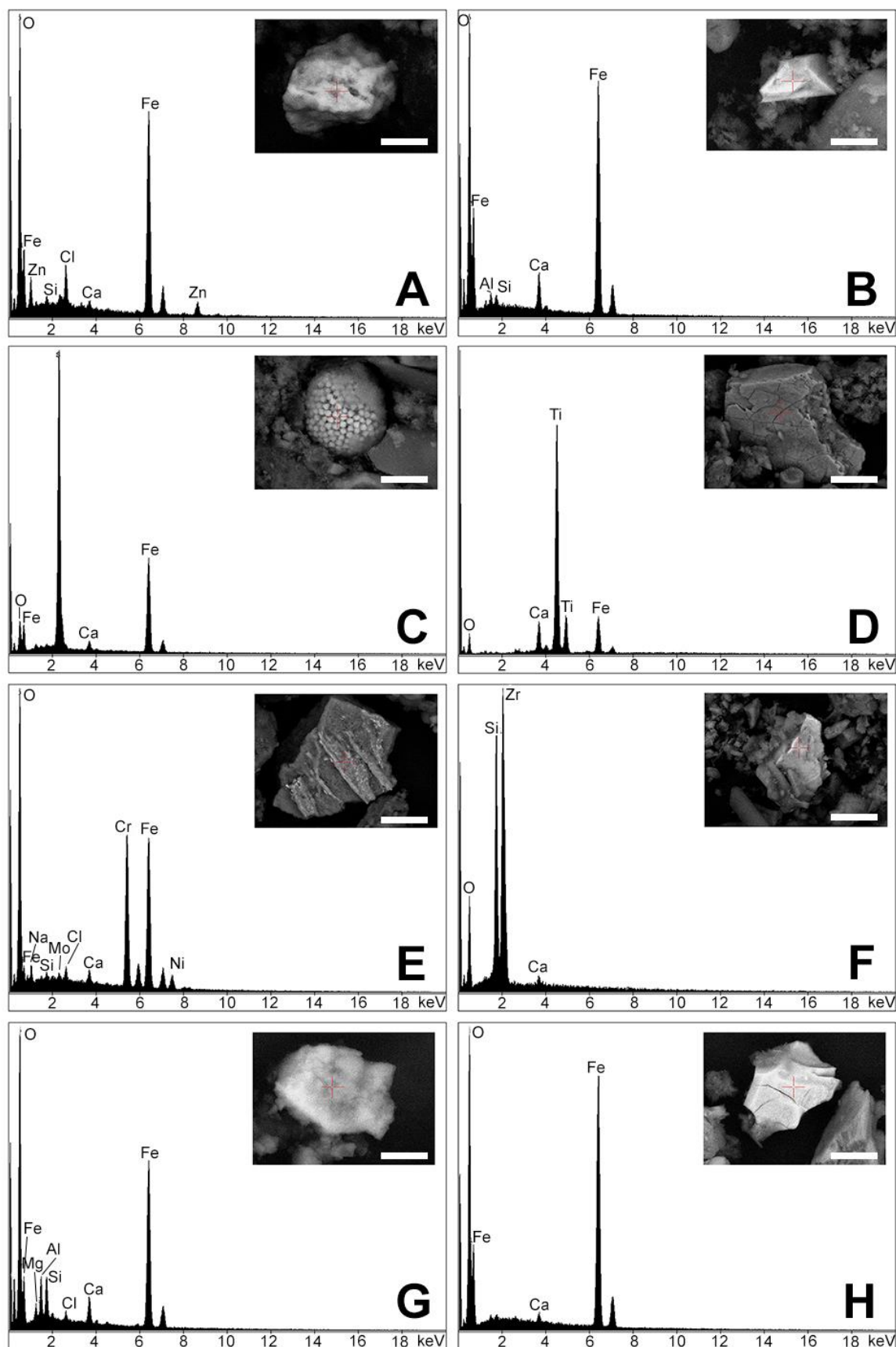
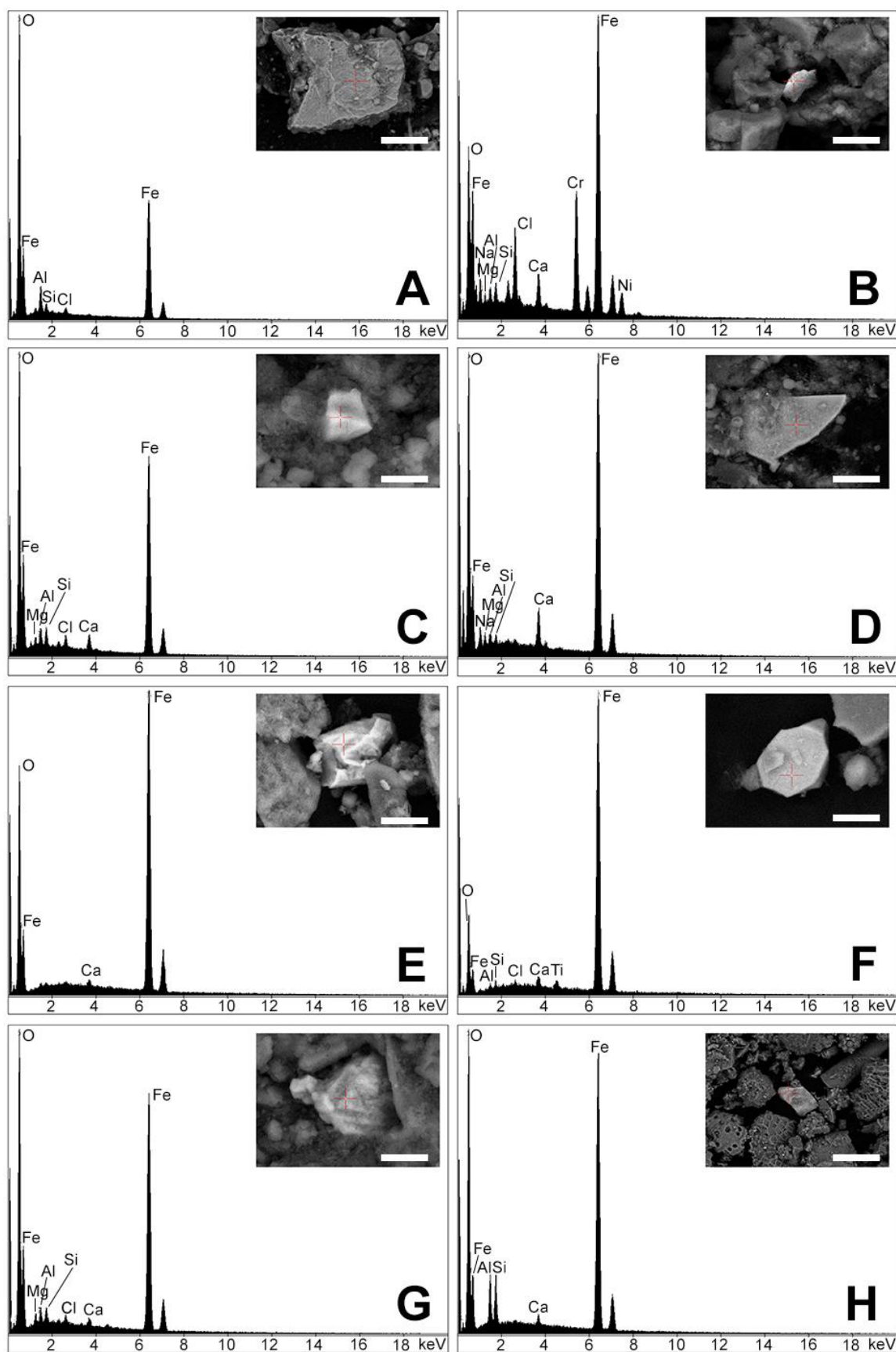


Figura 378: Análise elemental de partículas do sedimento superficial coletadas nas áreas C (A e B - Sítio C4) e D (C e D - Sítio D7; E e F - Sítio D10; G e H - Sítio D21). Barras = 15  $\mu$ m (A,C-G) e 100  $\mu$ m (B, H).



### *Assinaturas do rejeito em sedimentos associados aos talos de macroalgas*

As análises da morfologia e composição elementar de partículas associadas a talos de macroalgas coletadas em bancos de rodolitos abrangeram *Anadyomene sp.* (Chlorophyta) e *Padina sp.* (Phaeophyta), coletadas no Sítio A5 (PARNAM Abrolhos e adjacências) (n=12 partículas, fevereiro 2020), e *Anadyomene stellata*, *Padina gymnospora* e *Plocamium brasiliense* (Rhodophyta), coletadas no Sítio D18 (APA Costa das Algas/REVIS) (n= 28, janeiro 2019).

As partículas associadas aos talos estiveram dentro da faixa de diâmetro das partículas ferrosas do rejeito (1–100  $\mu\text{m}$ ), tanto em A5 (Figura 379) quanto em D18 (Figura 380). Estas partículas apresentaram tanto morfologia facetada com arestas anguladas definidas, semelhantes a partículas do rejeito, quanto aspecto mais arredondado, sem faces/arestas aparentes, divergindo do rejeito também quanto a topografia (Figura 379, Figura 380 e Figura 381).

A observação por elétrons retro-espalhados de partículas aderidas aos talos revelou que aquelas com morfologia semelhante às do rejeito, em geral, foram as mais brilhantes (maior raio atômico devido à composição metálica). A análise por EDS confirmou que estas partículas, coletadas em 2020 e 2021 nos três sítios, apresentaram Fe em sua composição (Figura 382, Figura 383 e Figura 384). O percentual de Fe variou de 0,75 a 17,27 %At (percentual atômico) no sítio A5, e entre 3,21 a 63,86 %At em D18. Metais traço também foram detectados nos dois sítios, mas estiveram circunscritos a ~40% das partículas. Em A5, a contribuição de Cr variou entre 1,03 e 6,16 %At, a do Ni foi de 0,75 %At e o Mn correspondeu à 0,28 %At. Em D18, a contribuição na composição elementar do Mn variou entre 0,07 e 0,43 %At, do Cr entre 0,23 e 5,01 %At, do Ni de 0,3 à 2,1 % At%, do Zn foi de 0,82 %At e do Cu foi de 0,45 %At. Os demais elementos nas partículas são tipicamente marinhos (e.g. Ca e Mg)

Partículas ferrosas cuja composição elementar foi pobre em O e rica em S apresentaram morfologia distinta do rejeito (sem faces, clivagens e arestas), podendo corresponder a sulfetos de ferro de origem biogênica (e.g. greigita, identificada na análise mineralógica). De forma semelhante, partículas com presença de óxidos de ferro e morfologia arredondada (sem arestas e faces definidas) também não foram consideradas como possivelmente relacionadas ao rejeito, pois podem corresponder a material sedimentar mais antigo com desgaste micro-erosivo.

As análises microestrutural e elementar complementaram o esforço de identificação das partículas possivelmente associadas ao rompimento da barragem, compostas por óxidos de ferro e morfologia semelhante à do rejeito, com dimensões similares e arestas e faces bem definidas. Não há registros na literatura desse tipo de material aderido ao talo de macroalgas em áreas não atingidas por resíduos de mineração. Outrossim, material particulado similar ao aqui descrito tem sido relatado em macroalgas de áreas impactadas por particulados de minério de ferro na região próxima ao porto de Tubarão, em Vitória, ES (NASSAR et al., 2003; NASSAR et al., 2006).

Apesar das partículas sedimentares do rejeito não terem apresentado outros metais além do Mn, os rejeitos da barragem do Fundão têm capacidade de trapear e transportar metais-traço (ALMEIDA et al., 2018; QUEIROZ et al., 2018). Os óxidos de ferro são conhecidos por afetar a biodisponibilidade de



metais-traço e nutrientes, tanto por conta de sua grande área de superfície e reatividade (APPELO; POSTMA, 2005) quanto por sua habilidade de formar complexos com outros cátions e ânions metálicos (ZACHARA et al., 2001).

Enchentes em estuários podem estimular o consumo microbiano de matéria orgânica, levando a flutuações no potencial redox (ZACHARA et al., 2001). Nesse contexto, o papel dos óxidos de ferro no controle e biodisponibilidade de metais-traço pode ser comprometido, já que a redução do ferro levaria a liberação desses metais e aumentaria sua biodisponibilidade (QUEIROZ et al., 2018; ZACHARA et al., 2001). Aumentos na concentração de metais-traço (e.g. Cu, Zn, Ni, Cr) em amostras de sedimentos da APA/REVIS, coletadas 1 ano e 6 meses após o rompimento da barragem, têm sido reportados (AGUIAR et al. 2020) e evidenciam que o sedimento oriundo do rompimento contém outros metais além do Fe. Desta forma, nossos resultados apontam para ocorrência de material sedimentar decorrente do rompimento da barragem em macroalgas da APA Costa das Algas e, em menor escala, em macroalgas da região de Abrolhos. O sinal do rejeito, detectado seis anos após o rompimento da barragem, revela a persistência deste material na área de estudo, e a detecção de metais-traço corrobora os indícios de toxicidade desse material (ver RSE.RT35. Apêndice Marinho).



Figura 379: Morfologias das partículas adsorvidas às macroalgas do sítio A5 (banco de rodólitos, A5). A, B, F – *Padina* sp. C, D, E – *Anadyomene* sp.

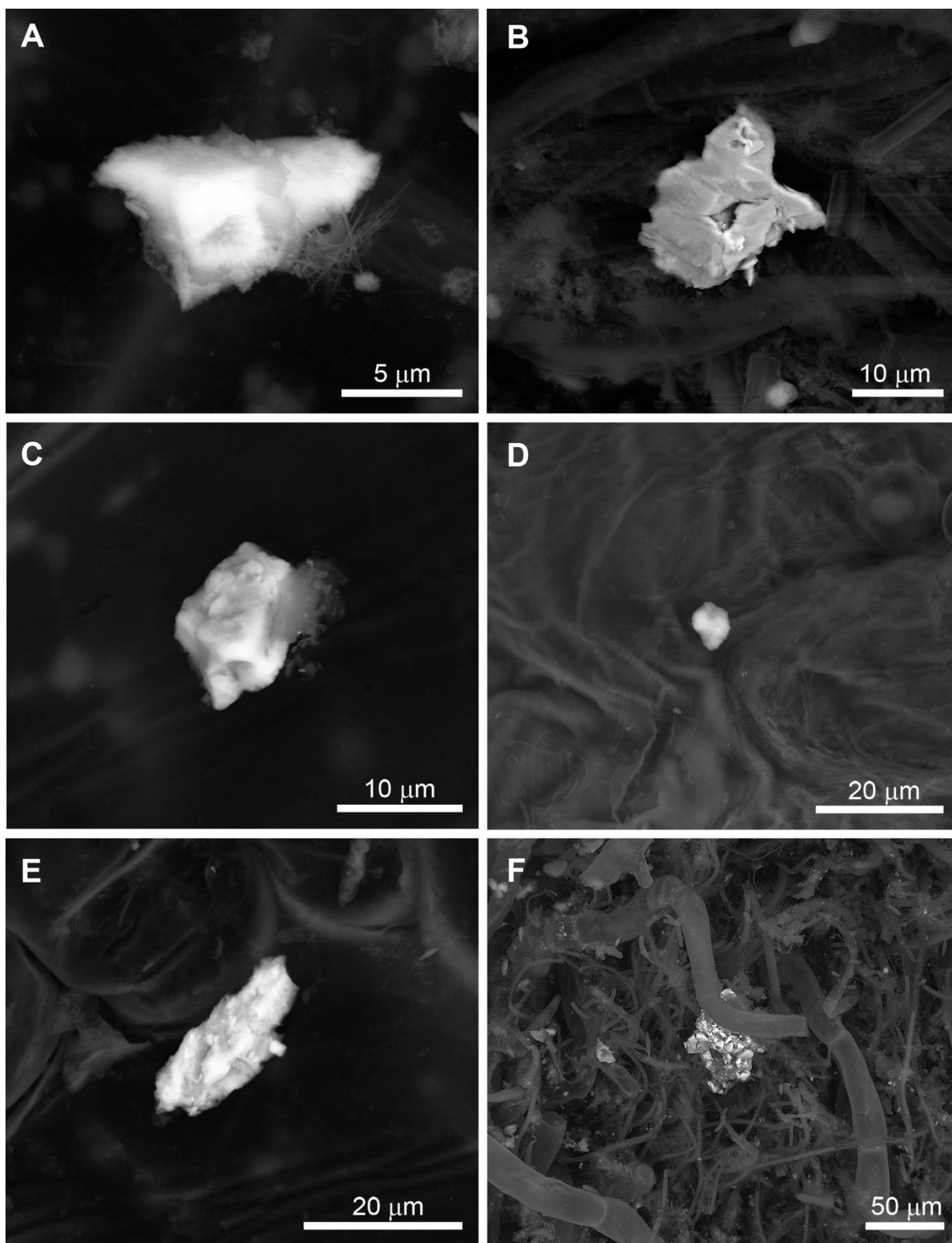


Figura 380: Morfologias das partículas adsorvidas às macroalgas do sítio D18. A, B – *Anadyomene stellata*; C, D – *Padina gymnospora*.; E, F – *Plocamium brasiliense*.

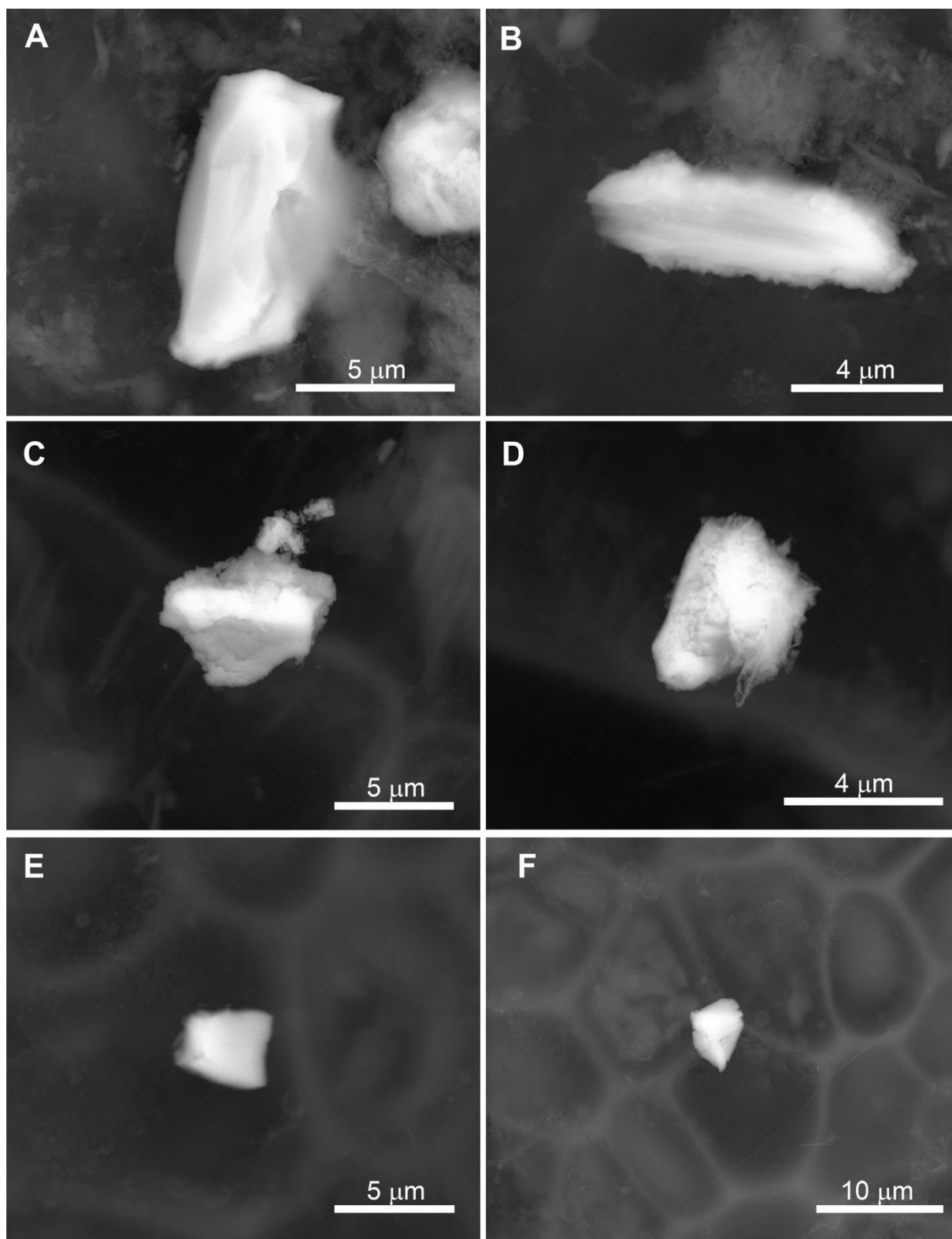


Figura 381: Morfologias das partículas adsorvidas a amostras de *P. gymnospora* dos sítios A4 (A e B) e D18 (C e D). Os painéis A, C e D correspondem a partículas ferrosas e foram identificadas como óxidos de ferro (Fe e O como elementos majoritários), com baixas concentrações de Si, Al, Ca e S. A imagem da figura B corresponde a uma partícula carbonática (não ferrosa), com faces irregulares e apresentando sinais de porosidade, semelhante a partículas oriundas de processos bioerosivos da estrutura recifal. Barra de escala = 20  $\mu$ m.

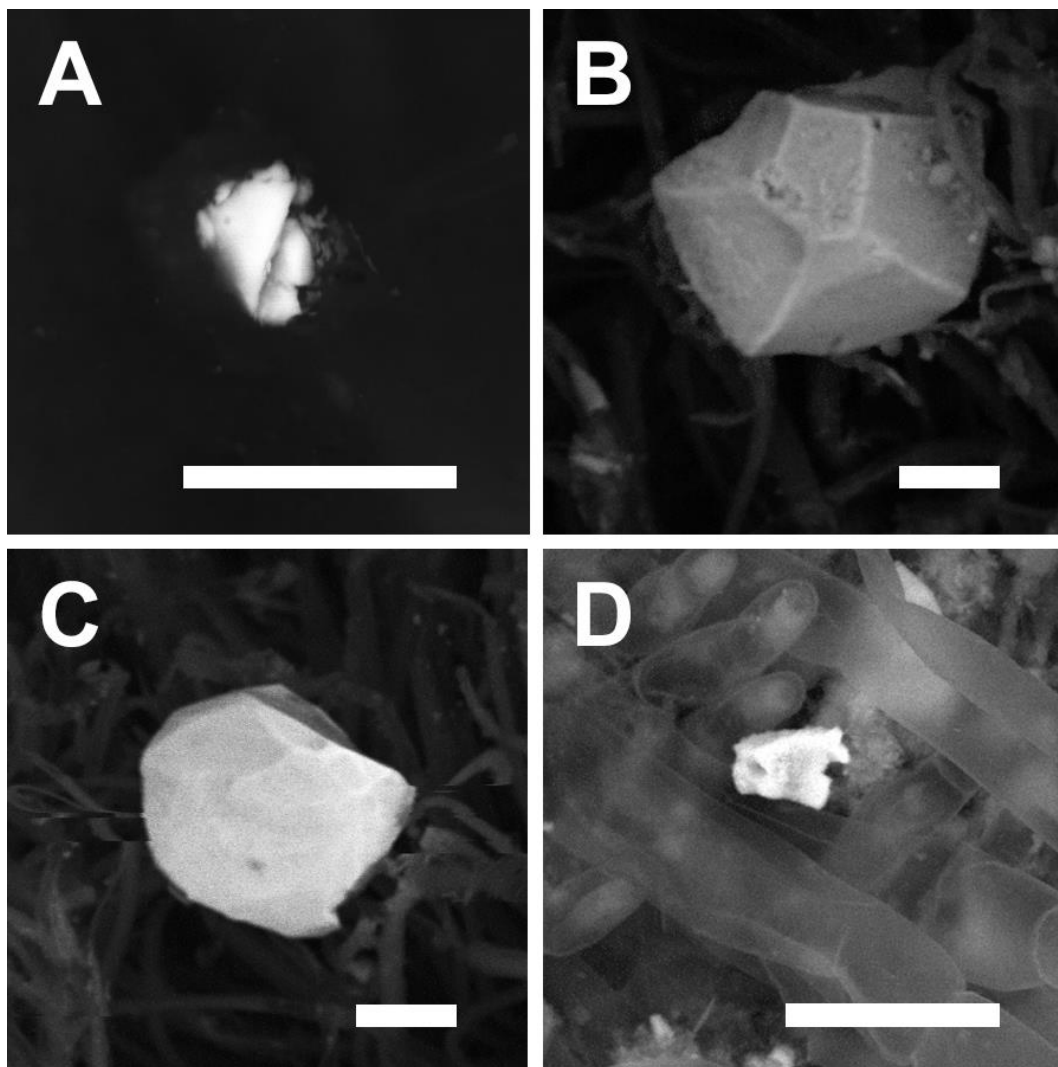


Figura 382: Espectros de EDS de uma partícula adsorvida ao talo de *Padina* sp. (A, B) e de uma partícula adsorvida ao talo de *Anadyomene* sp. (C, D) coletadas no sítio A5, apresentando C, O, Fe, S, Ca, Cr, Na, Mn, Cl e K.

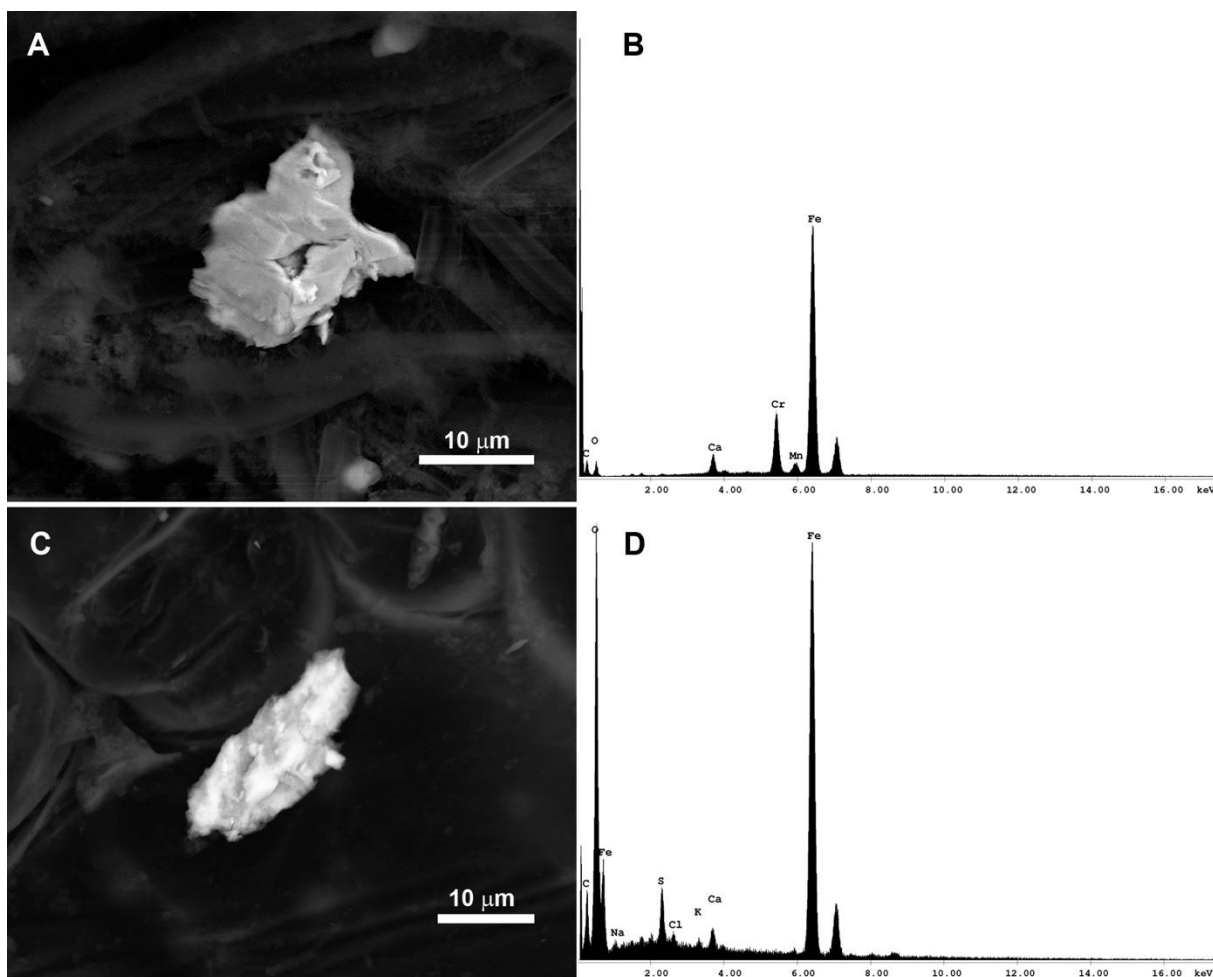




Figura 383: Espectros de EDS de uma partícula adsorvida aos talos de *Anadyomene stelatta* (A, B), *Padina gymnospora* (C, D) e *Plocamium brasiliense* (E, F) coletadas no sítio D18, apresentando C, O, Fe, Al, Si, S, Ni Ca, Cr e Na.

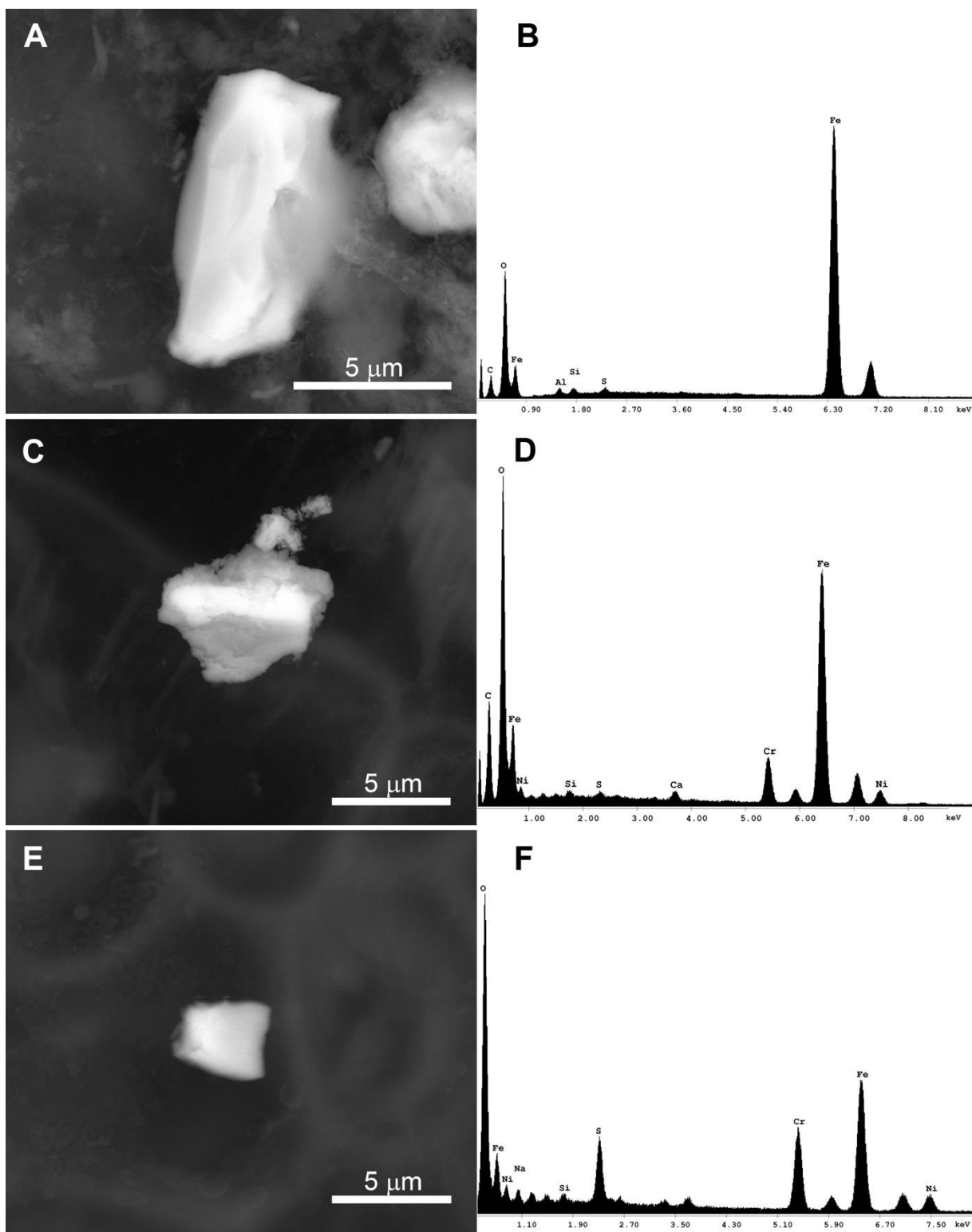
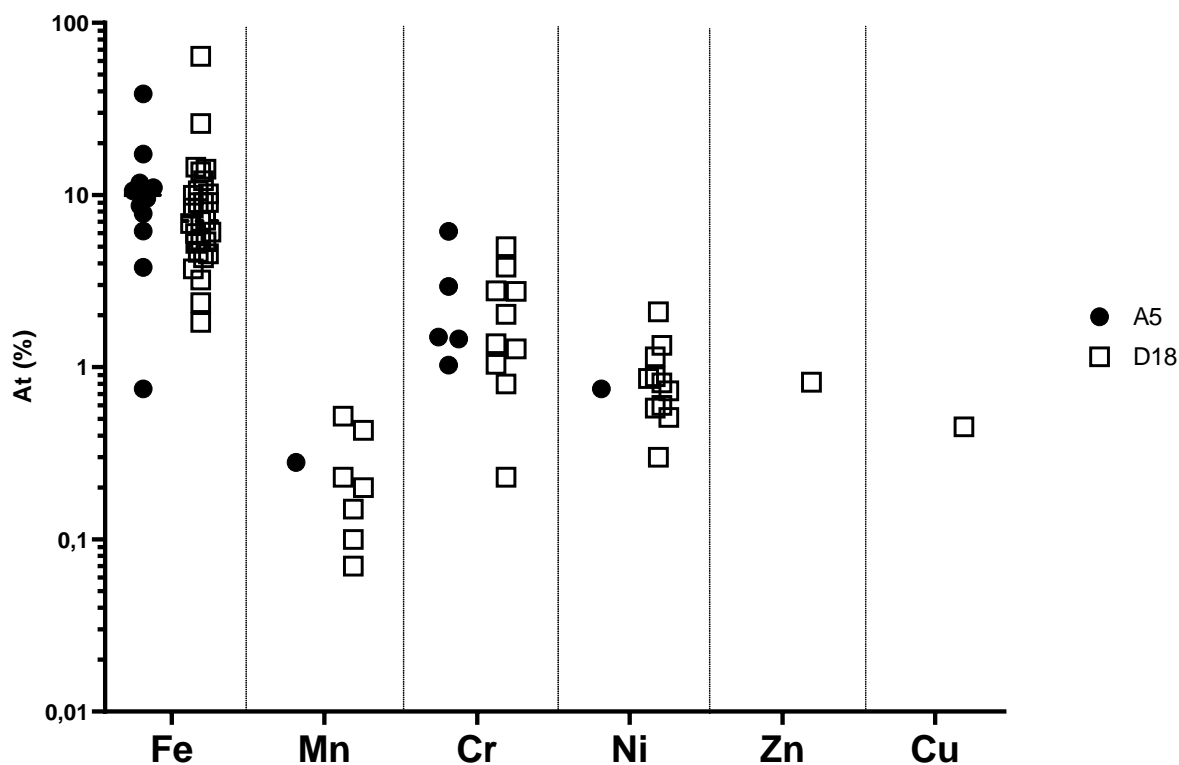


Figura 384: Contribuição de cada elemento traço nas partículas adsorvidas aos talos de macroalgas dos sítios A5 (círculos pretos) e D18 (quadrados vazados). Apenas valores > 0 estão apresentados. At = percentual atômico.



#### Detecção de assinaturas do rejeito nos sedimentos internos dos rodolitos

Os rodolitos apresentam cavidades vazias provenientes de processos de construção (*constructional voids*) e de erosão por organismos perfurantes (*destructional voids*). Estes espaços podem ser preenchidos por sedimentos do ambiente adjacente, os quais passam a compor a matriz mineral do nódulo, e por sedimentos oriundos da bioerosão (BASSI et al., 2013; WALKER; MOSS, 1984) (veja Figura 386). Desta forma, o estudo da composição mineralógica, ultraestrutura e composição elementar dos sedimentos associados aos rodolitos pode contribuir com o registro da extensão e da magnitude do impacto do rompimento da barragem sobre bancos de rodolitos.

Nas amostras de 2019 oriundas das áreas A e B houve predominância de minerais biogênicos (calcita Mg, calcita e aragonita > 88%), com pequenas proporções de silicatos de origem continental (quartzo, caulinita e muscovita). Na Área C, a contribuição de minerais biogênicos foi aproximadamente 15% menor do que nas áreas A e B. A proporção de silicatos (principalmente caulinita) também foi maior, sendo que no sítio C4, mais próximo à foz do rio Doce, houve a detecção dos minerais gibbsita (1%) e goetita (2%), também encontrados nas amostras do rejeito. Na Área D, a proporção de minerais biogênicos é ainda menor (aprox. 61%), por conta da maior contribuição de sedimentos de origem continental, principalmente a caulinita. No sítio D10 foi detectada a gibbsita (3,2%) e em D7, mais



próximo da Foz do rio Doce, detectou-se tanto a gibbsita (3,4%) quanto uma quantidade expressiva do mineral ferroso goetita (5,8%) (Figura 385).

Nos rodolitos coletados em 2021, a predominância de sedimentos carbonáticos nas áreas A e B se repetiu (> 95%) e foram identificados os mesmos silicatos registrados nas amostras de 2019. O padrão foi semelhante também para a área C, com detecção de minerais ferrosos como goetita e minerais de alumínio (como gibbsita), assim como em 2019, evidenciando a presença desse material que também é encontrado no rejeito. Na área D, o padrão de 2021 também foi o mesmo, com ~60% de minerais biogênicos, gibbsita (2,2% em média) e goetita (1,1% em média) (Figura 385).

No caso dos sedimentos ferrosos, a composição dos sedimentos superficiais desses sítios apresenta hematita em sua constituição, enquanto que, no interior dos rodolitos, foi encontrada a goetita. Este resultado pode estar relacionado ao tamanho dos grãos desses minerais e sua remobilização, uma vez que a goetita forma grãos mais finos (< 5µm) e mais facilmente carregados, enquanto a hematita é encontrada em sedimentos mais grossos (> 37µm) e tende a precipitar mais rapidamente (PIRES et al., 2019). Estes dois polimorfos correspondem aos principais sedimentos ferrosos encontrados em processos de exploração de minério de ferro (DAUCE et al., 2019).

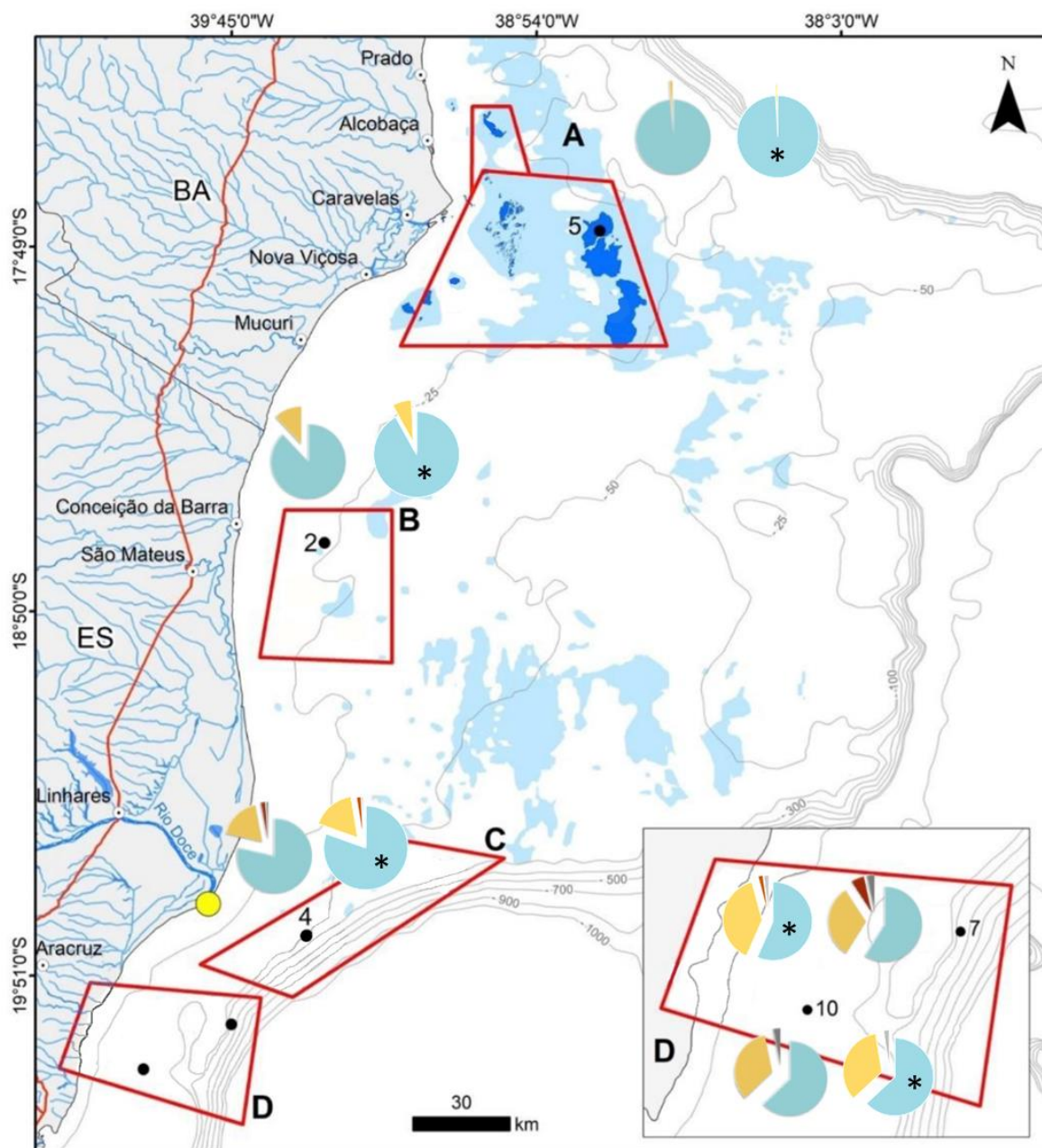
Os sedimentos das cavidades dos rodolitos foram perceptíveis em imagens de amostras dos sítios A5 e B1 (Figura 387), com cor esbranquiçada característica de sedimentos carbonáticos. Por outro lado, nas amostras dos sítios C4 e D7, os sedimentos de preenchimento foram finos, compactos e amarronzados. No sítio D10, a cor foi semelhante à de C4 e D7, mas os sedimentos apresentaram maior granulometria. A ausência de sedimentos finos em D10 pode estar relacionada à ausência de goetita nesta fração (indicada pela difração de raios-X), uma vez que esse mineral é normalmente encontrado em frações mais finas (PIRES et al., 2019). Desta forma, a ocorrência destes minerais ferrosos somente no interior de rodolitos dos dois pontos mais próximos a foz do rio Doce pode indicar deposição de sedimentos finos oriundos do rompimento sobre os bancos de rodolitos das Áreas C e D.

A análise de cluster com os dados mineralógicos (porcentagem de minerais do tipo carbonato, silicato, aluminosos e ferrosos) indicou a formação de formação de cinco grupos (Figura 388): 1) Sedimentos da barragem (IB); 2) C4 e D7; 3) D10; 4) A5; 5) B2 e C2. A maior dissimilaridade dos sedimentos oriundos da barragem se deve ao fato desta amostra apresentar majoritariamente silicatos e minerais ferrosos, com a ausência de carbonatos (abundantes na plataforma continental) (REIS et al., 2016). A maior influência dos sedimentos ferrosos, sedimentos carbonáticos e silicatos na separação dessas amostras também fica evidente na PCA (Figura 389).

A análise por EDS (Figura 390) revelou que se tratam de partículas predominantemente compostas por Fe e O, possivelmente óxidos de ferro, com outros elementos como Si e Al, provavelmente oriundos de partículas de silicato de alumínio depositadas sobre esses sedimentos ferrosos, além do Ca e Mg oriundos de partículas adjacentes, possivelmente de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$  ou  $\text{Ca}(\text{Mg})\text{CO}_3$ ), cuja origem é biogênica. Em algumas partículas foram detectados metais-traço como Mn, Cr, As, Ti, Pb e Ni, alguns deles com contribuição de até 30%, tanto nos rodolitos coletados em 2019 quanto em 2021.

A presença desses elementos na estrutura dos óxidos de ferro pode ser resultado de processos de captação/trapeamento à estas partículas durante seu transporte até o ambiente marinho (QUEIROZ et al., 2018). Assim, o conjunto dos resultados aqui apresentados evidenciam a ocorrência, no interior de rodolitos, de partículas de sedimento com composição elementar equivalente àquela do rejeito, em todos os sítios amostrados, principalmente em C4 e D7. Nestes dois sítios, a ocorrência de rejeito associado aos rodolitos também foi evidenciada pela análise mineralógica (goetita, principalmente) e pela análise microestrutural, que permitiu identificar partículas com faces cristalinas bem definidas e de dimensões similares ao sedimento da barragem (WU et al., 2019). A presença destes minerais ferrosos em rodolitos, seis anos após o rompimento, indica exposição crônica ao rejeito e riscos a biota marinha, uma vez que a redução do  $\text{Fe}^{3+}$  em  $\text{Fe}^{2+}$ , por conta de atividade microbiana ou processos de degradação de matéria orgânica, tem efeito importante na biodisponibilidade de metais traço (QUEIROZ et al., 2018). A presença dos metais-traço em rodolitos, que pode se amplificar com a re-disponibilização destes elementos na coluna d'água, pode comprometer a saúde das algas e impactar a biomineralização do  $\text{CaCO}_3$ , um processo chave nos ecossistemas recifais e bancos de rodolitos.

Figura 385: Sítios de coleta de rodolitos e proporções mineralógicas dos sedimentos internos na campanha de julho de 2019 e fevereiro de 2021.



**Legenda**

- |                    |                   |                        |                        |
|--------------------|-------------------|------------------------|------------------------|
| ● Pontos Amostrais | ○ Sede Municipal  | A - Abrolhos           | ■ Recifes emergentes   |
| ● Foz Rio Doce     | — BR 101          | B - Recifes Esquecidos | ■ Recifes submergentes |
| — Profundidade     | — Hidrografia     | C - Foz Rio Doce       | * Dados 2021           |
| ■ Áreas de Estudo  | ■ Limite Estadual | D - Costa das Algas    | ■ Aluminosos           |
| ■ Carbonatos       | ■ Silicatos       | ■ Ferrosos             |                        |



Figura 386: Bancos de rodolitos da Área D (painel A) e detalhes dos sedimentos aprisionados no interior dos nódulos (painéis B-D). O painel C mostra crostas de algas coralínáceas e o painel D mostra briozoários compondo a estrutura do nódulo.

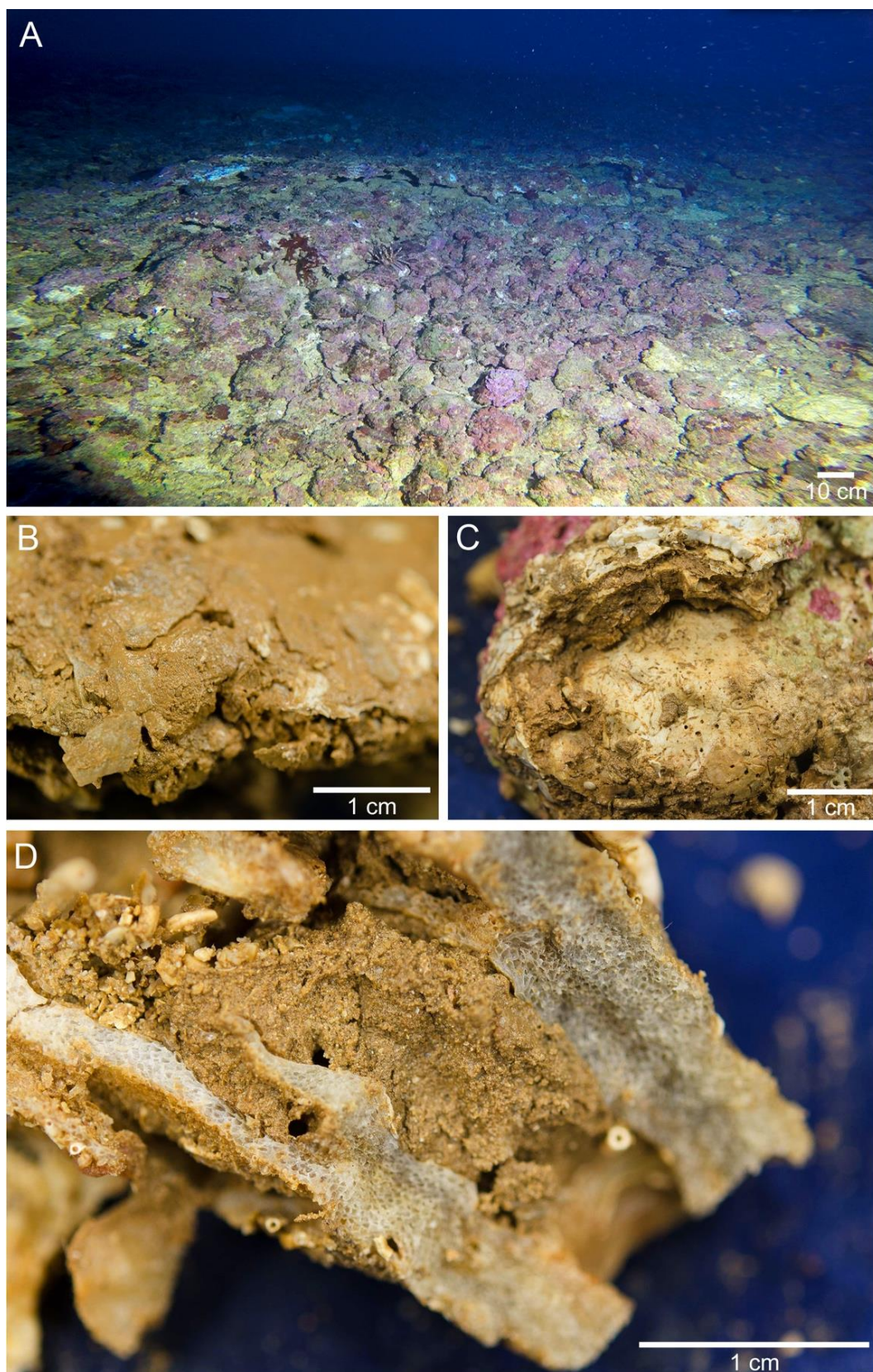




Figura 387: Imagens de rodolitos selecionados para análise do sedimento interno. A: A5; B: B1; C: D7; D: D10; E: C4.

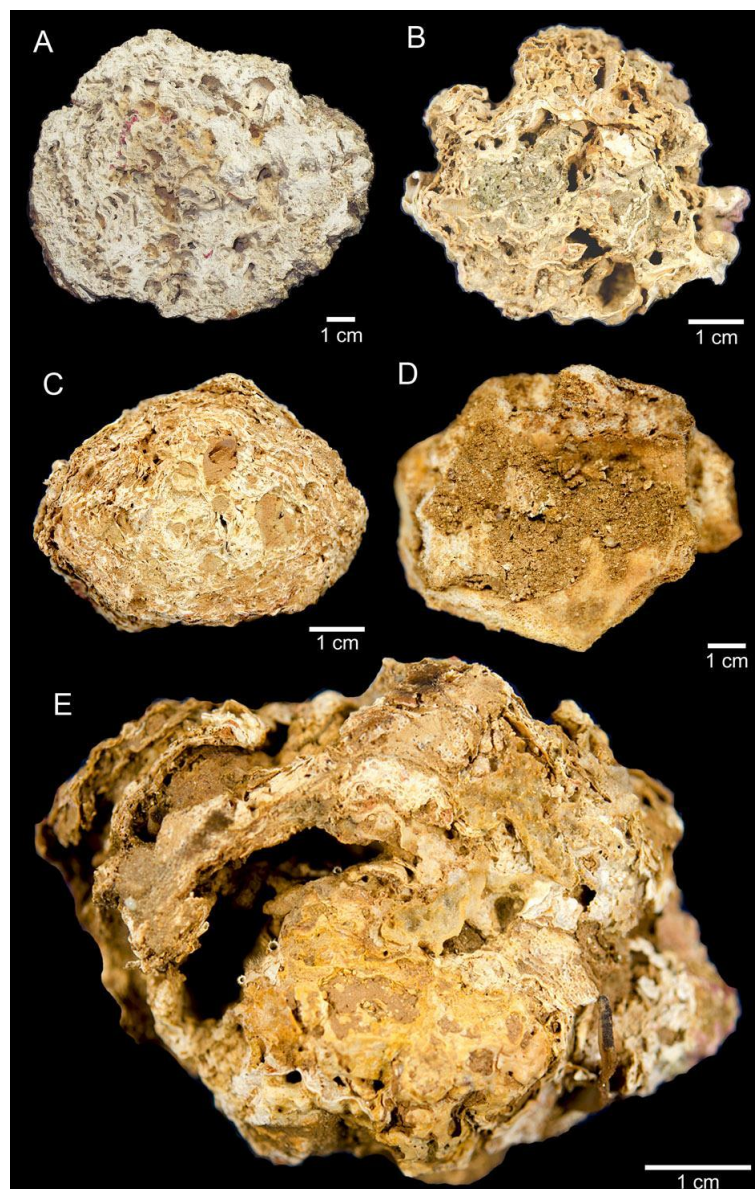


Figura 388: Cluster Hierárquico com dados de mineralogia das amostras da barragem e de sedimentos internos de rodolitos (dados até 2020).

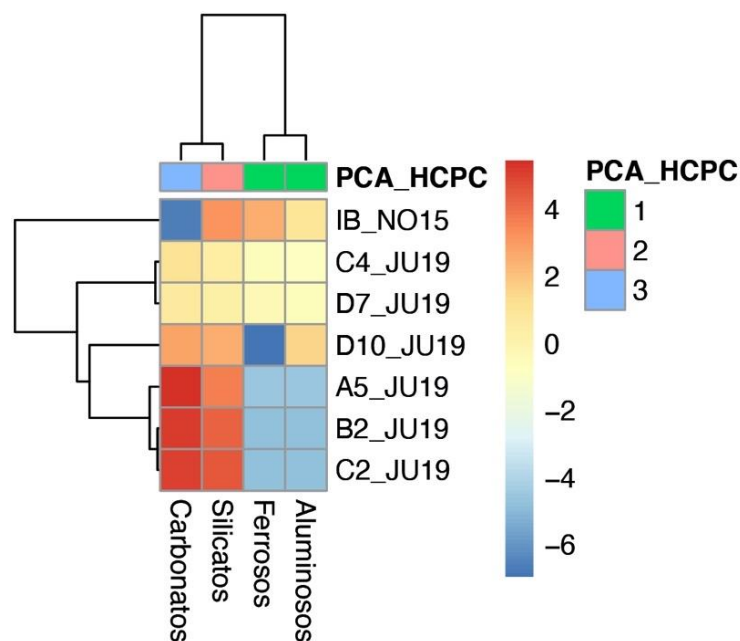


Figura 389: Análise de componentes principais (PCA) com dados de mineralogia dos sedimentos costeiros e correlações com a distância da foz dos rios Doce, Piraquê-Açu e Reis Magos (dados até 2020). Os símbolos maiores representam os centróides de cada grupo de amostras.

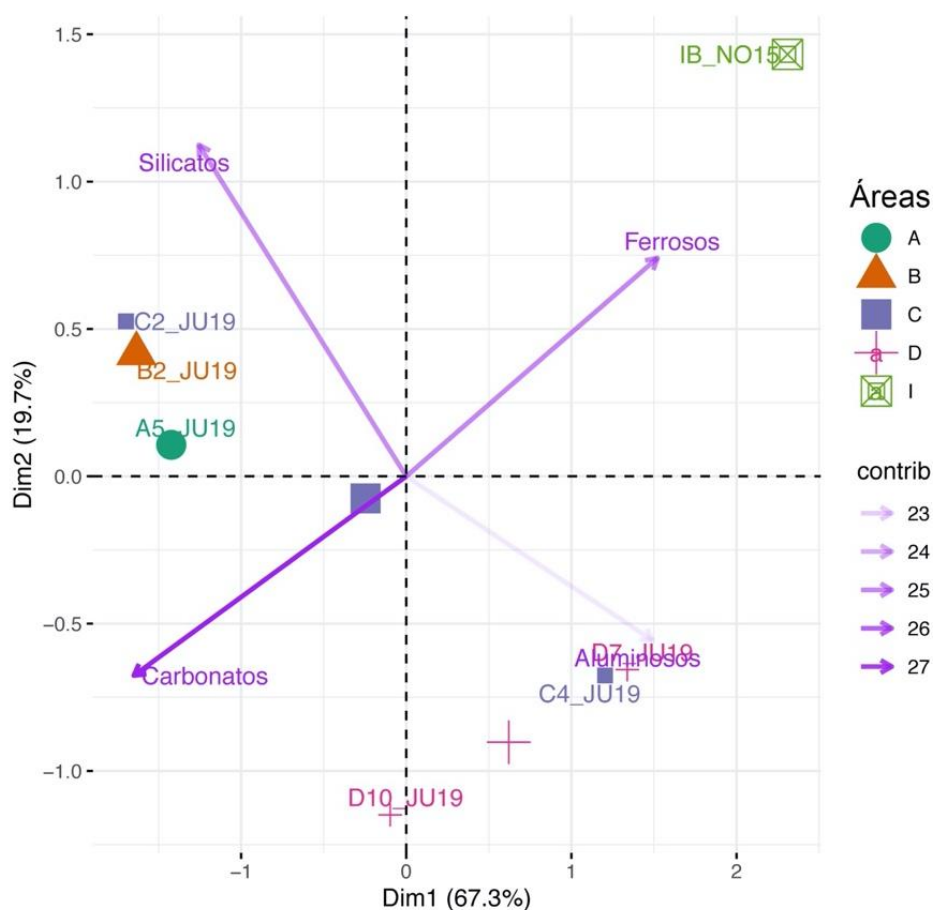
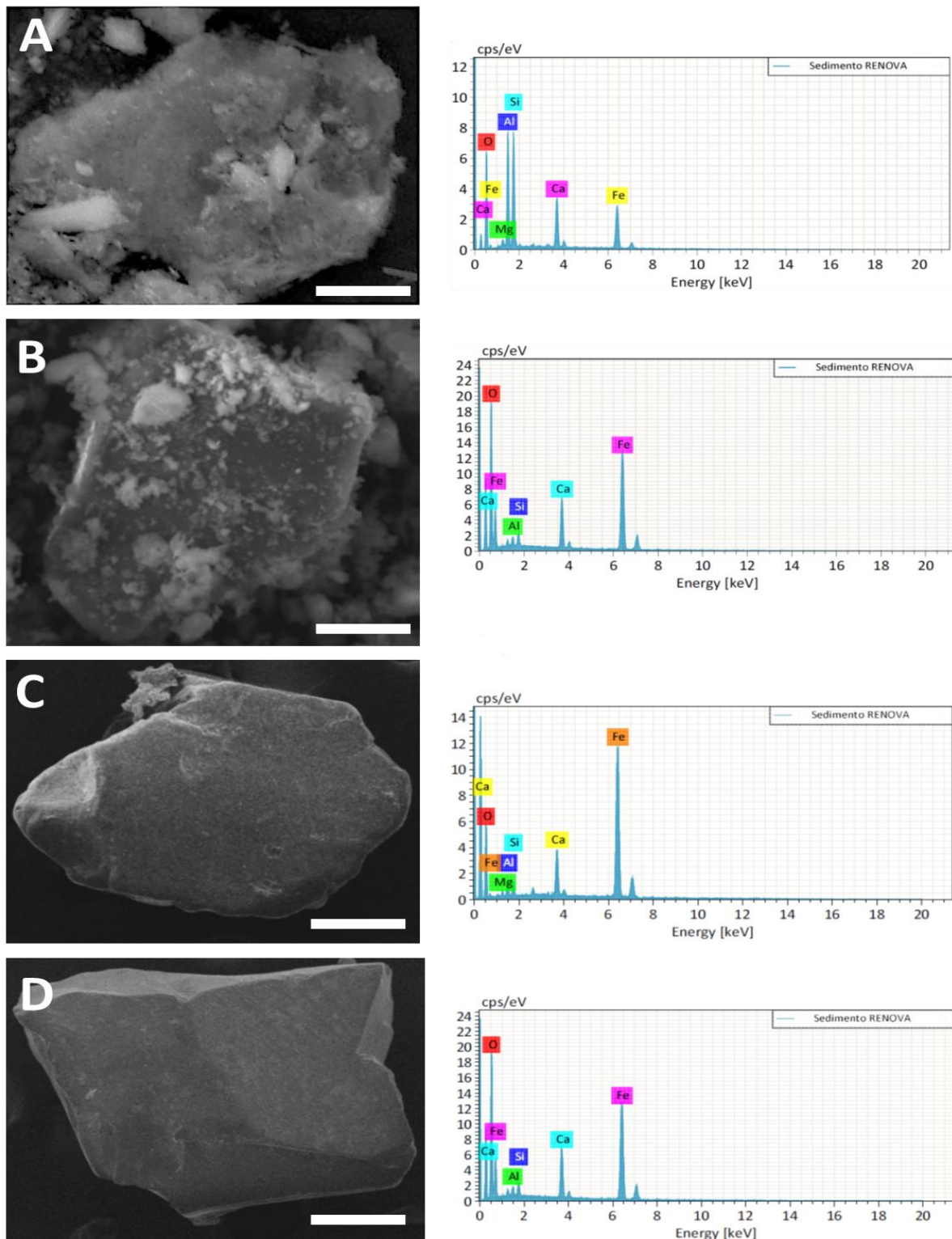




Figura 390: Imagens de microscopia eletrônica de varredura de partículas de óxido de ferro das amostras de sedimento interno de rodolitos coletados em 2021 nas Áreas A (A), B(B), C(C) e D(D) (semelhantes ao rejeito) e composição elemental correspondente (direita), obtida por Espectroscopia de Energia Dispersiva. Barra de escala = 5  $\mu$ m (A e B); 20  $\mu$ m (C e D).



### *Estrutura interna de rodolitos*

Conforme indicado em relatórios anteriores (RRDM, 2020), a estrutura interna dos rodolitos não varia sazonalmente. Dessa forma, os resultados aqui apresentados são derivados das amostras da campanha de julho de 2019, cuja malha foi a mais completa (sítios A5, B1, C2, C4, D3, D5-8, D10-11 e D13) e cobriu uma grande diversidade de fisionomias de fundo.

Os bancos de rodolitos tendem a abranger nódulos esparsos na plataforma média, intercalados por areia/cascalho/Bryozoa, ao passo que, na plataforma externa, se apresentam mais densos e agregados (HOLZ et al., 2020). A estrutura interna dos rodolitos foi congruente com esse cenário. De forma geral, o conjunto de organismos que estrutura os rodolitos inclui organismos construtores e macrobioerosores. Além disso, são encontradas icnocenoses (com e sem preenchimento de sedimentos), espaços vazios (*constructional* and *destructional voids*) e espaços ocupados por sedimentos. Os principais organismos construtores (Tabela 54) foram algas calcárias incrustantes (CCA) e briozoários (Bryozoa). As CCA foram os organismos mais abundantes em todos os sítios, com exceção de D10. Os briozoários apresentaram porcentagem relativa maior (15-30%) nos sítios C4, D3, D5, D6, D10, D11 e D13.

O nMDS revelou dois grupos de amostras, com aproximadamente 60% de similaridade, o primeiro formado pelos sítios A5, B1, C2, D7 e D8, e o segundo pelos sítios C4, D3, D5, D6, D11 e D13. O sítio D10 ficou isolado na ordenação (Figura 391), tendo apresentado maior percentual de espaços vazios (32%) e icnocenoses (traços de poliquetas). Os rodolitos de C4, D3, D5, D6, D11 e D13 foram compostos majoritariamente por algas calcárias, com contribuição importante de briozoários (15-30%). Nos sítios A5, B1, C2, D7 e D8 os briozoários representaram menos de 5% da estrutura.

Sedimentos contribuíram com mais de 7% da estrutura interna dos rodolitos em todos os sítios, com exceção de A5. A Área C apresentou maior contribuição de sedimentos (média de 17,4%, PERMANOVA pair-wise  $p < 0,0006$ ). A contribuição de sedimentos nos rodolitos da Área D (média = 11,6%) diferiu daquela registrada nas Áreas A e C (PERMANOVA pair-wise,  $p = 0,0006$ ), mas foi similar à da Área B (média de 7,9%, PERMANOVA pair-wise  $p = 0,0546$ ). Os rodolitos do sítio A5 não tiveram contribuição maior de sedimentos internos. A maior quantidade de sedimentos retidos dentro dos rodolitos nos sítios mais próximos a foz corrobora o efeito da proximidade e é congruente com as maiores taxas de sedimentação registradas na Área B (veja item 0).

Figura 391: Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com dados da composição dos nódulos (Bray Curtis) (amostragem de julho de 2019).

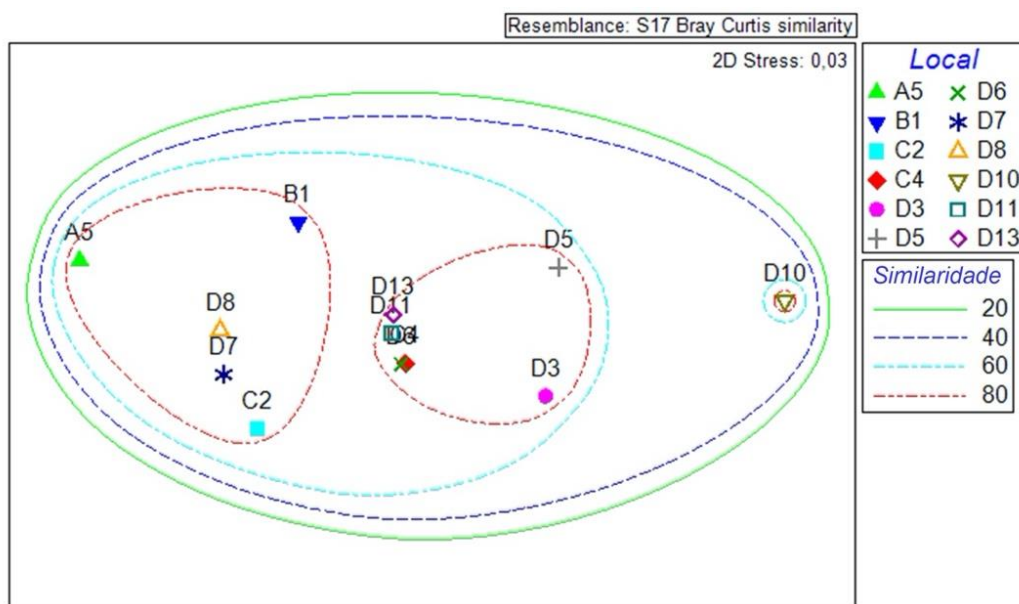


Tabela 54: Porcentagem de organismos construtores, macrobioerosores e icnogenoses (com e sem preenchimento de sedimentos), espaços vazios ("constructional and destructional voids") e sedimento de rodolitos coletados em julho de 2019.

| Sítio                         | A5 | B1 | C2 | C4 | D3 | D5 | D6 | D7 | D8 | D10 | D11 | D13  |
|-------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|------|
| Organismos construtores       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |      |
| Alga Calcária Incrustante (%) | 80 | 59 | 60 | 52 | 42 | 38 | 54 | 66 | 68 | 18  | 58  | 54   |
| Briozoário (%)                | 1  | 5  | 6  | 18 | 29 | 26 | 19 | 1  | 2  | 29  | 17  | 16   |
| Coral (%)                     | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0   | 1   | 0    |
| Peyssonneliales (%)           | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 2   | 1   | 0,00 |
| Serpulídeo (%)                | 0  | 1  | 1  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 1  | 0   | 0   | 1    |
| Macrobioerosores              |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |      |
| Esponja (%)                   | 1  | 0  | 1  | 0  | 0  | 0  | 1  | 0  | 0  | 0   | 0   | 0    |
| Sipúncula (%)                 | 1  | 0  | 0  | 0  | 1  | 0  | 0  | 0  | 1  | 0   | 0   | 0    |
| Bivalve (%)                   | 1  | 1  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0   | 0   | 0    |
| Entobia (%)                   | 0  | 0  | 0  | 1  | 0  | 1  | 0  | 0  | 0  | 0   | 1   | 0    |
| Lithophaga (%)                | 1  | 1  | 1  | 1  | 0  | 0  | 1  | 0  | 0  | 0   | 0   | 0    |

#### 2.9.4.3 Comunidades planctônicas

Os recifes de corais são altamente produtivos e abrigam um número de espécies maior do que qualquer outro habitat marinho (SHEPPARD et al., 2017). Os corais e o fitoplâncton possuem uma relação de interdependência. Além daqueles serem dependentes de microalgas endossimbiontes (zooxantelas), há troca de nutrientes entre a coluna d'água acima e os corais, sendo o fitoplâncton uma importante fonte de nutrientes alóctones, principalmente através da herbivoria (GENIN et al., 2009). A importância da produção primária, oriunda do fitoplâncton, para os recifes pode ser observada pela mudança do modo dominante de nutrição dos corais de heterotrofia para fototrofia com o aumento da distância da costa (WILKINSON, 1986). AYUKAI (1995) sugere que as concentrações de fitoplâncton influenciam o modo

nutricional dos corais e a habilidade dos corais reterem plâncton é um dos seus mecanismos de sustento. Além da fração fotossintetizante, bactérias heterotróficas quem compõem a microbiota marinha interagem com elementos da comunidade bentônica, especialmente corais, influenciando sua saúde (VANWONTERGHEM; WEBSTER, 2020).

Neste projeto, organismos nas faixas dimensionais desde o picoplâncton ( $<2\ \mu\text{m}$ , composto por procariontes, i.e. cianobactérias, bactérias heterotróficas, e protistas auto e heterotróficos) até o microplâncton ( $20 - 200\ \mu\text{m}$ ), coletados com abordagens complementares (Figura 392, veja também Figura 334) foram quantificados e caracterizados através de uma combinação de técnicas com diferentes resoluções de abundância, tamanhos e taxonomia, a saber: (i) citometria de fluxo multiparamétrica, (ii) imageamento automatizado em fluxo e (iii) microscopia invertida de campo claro. Esta abordagem integrada forneceu um panorama abrangente e acurado dos grupos de micro-organismos planctônicos mais abundantes e relevantes para a produção primária e ciclagem de carbono, compondo um “*baseline*” ímpar para a compreensão do estado do ecossistema e do acoplamento entre a coluna d’água e os fundos recifais e bancos de rodólitos da região afetada pelo rompimento da barragem.

Inicialmente será apresentada uma descrição da abundância numérica dos diferentes grupos do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico e do microfitoplâncton, pigmentos e partículas detriticas, bem como resultados das métricas de riqueza e diversidade da fração fototrófica. Em seguida serão apresentados os resultados de análises multivariadas (PCA, dbRDA e nMDS) integrando os diferentes grupos do plâncton e buscando os efeitos das variáveis físicas do ambiente sobre estes grupos nas amostras das quatro áreas e nas cinco campanhas realizadas durante o projeto.

#### Comunidades fitoplanctônicas e pigmentos clorofilianos

Organismos autotróficos nas faixas dimensionais do pico e nanoplâncton foram quantificados e caracterizados através de citometria de fluxo em amostras de superfície de todos os sítios amostrados, e também em amostras obtidas próximas ao fundo em sítios selecionados nas quatro áreas (A, B, C, D)



Figura 392: Amostragem de plâncton de rede. A: lançamento; B) arrasto; C) recolhimento.



Para fins de simplificação e para facilitar a leitura, a indicação de cada uma das 7 campanhas em gráficos e tabelas será pelo mês e ano do início de cada campanha (Quadro 7).

Quadro 7: Relação das 7 campanhas com datas de início e fim das coletas de amostras para análise do plâncton associado aos ambientes recifais e bancos de rodólitos. CF: análises da comunidade do pico e nano microfítotoplâncton e bacterioplâncton heterotrófico por citometria de fluxo; IDF: análises de amostras do plâncton por imageamento diâmico em fluxo; Mi: análises do plâncton por técnicas tradicionais de microscopia invertida; PC: análise por espectrofluorimetria de pigmentos clorofilanos e seus produtos de degradação.

| Período das coletas     | Código da campanha | Área | Coletado | Análises        | Status            | OBS                 |
|-------------------------|--------------------|------|----------|-----------------|-------------------|---------------------|
| 18/11/2018 - 12/12/2018 | NOV18              | A    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | B    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | C    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | D    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
| 18/02/2019 - 27/04/2019 | FEV19              | A    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | B    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | C    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | D    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
| 27/06/2019 - 28/07/2019 | JUL19              | A    | Não      |                 |                   | Clima adverso       |
|                         |                    | B    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | C    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | D    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
| 09/09/2019 - 15/10/2019 | SET19              | A    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | B    | Não      |                 |                   | Falta de embarcação |
|                         |                    | C    | Não      |                 |                   | Falta de embarcação |
|                         |                    | D    | Não      |                 |                   | Falta de embarcação |
| 15/02/2020 - 17/03/2020 | FEV20              | A    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | B    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | C    | Não      |                 |                   | COVID               |
|                         |                    | D    | Não      |                 |                   | COVID               |
| 09/02/2021 - 19/05/2021 | FEV21              | A    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | B    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | C    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
|                         |                    | D    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | finalizada        |                     |
| 16/08/2021 - 28/09/2021 | AGO21              | A    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | Falta parte da Mi |                     |
|                         |                    | B    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | Falta parte da Mi |                     |
|                         |                    | C    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | Falta parte da Mi |                     |
|                         |                    | D    | Sim      | CF, IDF, Mi, PC | Falta parte da Mi |                     |

A citometria de fluxo é uma técnica de detecção automatizada, baseada no espalhamento e fluorescência de luz, utilizada para quantificação de organismos planctônicos, tipicamente nas frações <10µm e com potencial para detecção de células <1µm, incluindo as menores cianobactérias que dominam o plâncton oceânico (SOSIK et al., 2010). A fração autotrófica do plâncton é detectada pelo espalhamento de luz, diretamente proporcional ao tamanho das células, e pela fluorescência da clorofila. A fluorescência dos pigmentos acessórios ficoeritrina e ficocianina também é detectada e utilizada na discriminação de diferentes grupos (PROPPS et al., 2016). Esta técnica permite discriminar com precisão populações de picocianobactérias, especialmente *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp., importantes componentes do fitoplâncton marinho (PARTENSKY et al., 1999a), e também eucariotos clorofilados na faixa dimensional do nanoplâncton (Figura 393).



Entre os microorganismos autotróficos, as picocianobactérias dos gêneros *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. foram as mais abundantes, atingindo até  $253.10^6$  e  $362.10^6$  células  $L^{-1}$ , respectivamente (Figura 394). *Prochlorococcus* é muito abundante nas regiões oceânicas tropicais e subtropicais oligotróficas, podendo representar mais de 50% da biomassa fitoplanctônica (NEVEUX; LANTOINE, 1993; TENÓRIO et al. 2018). O gênero *Synechococcus* apresenta uma distribuição mais ampla que *Prochlorococcus* e são mais abundantes em regiões mais ricas em nutrientes e próximas a costa (NEVEUX et al., 2009; PARTENSKY et al., 1999b; TENÓRIO et al. 2018). No entanto, o aumento na disponibilidade de nutrientes em direção a costa, oriundos de aportes continentais ou de processos de mistura, induz o aumento da importância dos eucariotos autotróficos em direção à costa, com o (FLOMBAUM et al., 2013). Observou-se um grande contraste na abundância destes componentes entre Áreas e sazonalmente. Os sítios da Área A apresentaram as menores concentrações de *Prochlorococcus* spp., enquanto os das áreas B, C e D apresentaram as maiores concentrações destas cianobactérias, principalmente as duas últimas. De forma geral, observou-se relação inversa entre as abundâncias de *Prochlorococcus* e *Synechococcus*. Picocianobactérias contendo o pigmento acessório ficocianina foram detectadas em diversos sítios, porém representando menos de 1% do total de picocianobactérias. Eucariotos autotróficos na faixa dimensional do nanoplâncton foram detectados em concentrações entre 0,1 e  $22.10^6$  células  $L^{-1}$ .

Figura 393: Detecção de organismos planctônicos autotróficos (painéis da esquerda) e heterotróficos (painéis da direita) por citometria de fluxo. O painel da esquerda consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência da clorofila em amostras de superfície (estações A1 e B4). A áreas em vermelho denotam maior densidade de células. O painel da direita consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência de DNA corado com o fluorocromo SYBR-Green I, em amostras coletadas na superfície (estações A2 e B4). A fluorescência do fluorocromo indica o teor relativo de ácidos nucleicos, principalmente DNA. Os autótrofos, detectados pela fluorescência vermelha da clorofila, foram removidos da análise de heterótrofos com uso de portas lógicas aplicadas ao citograma.

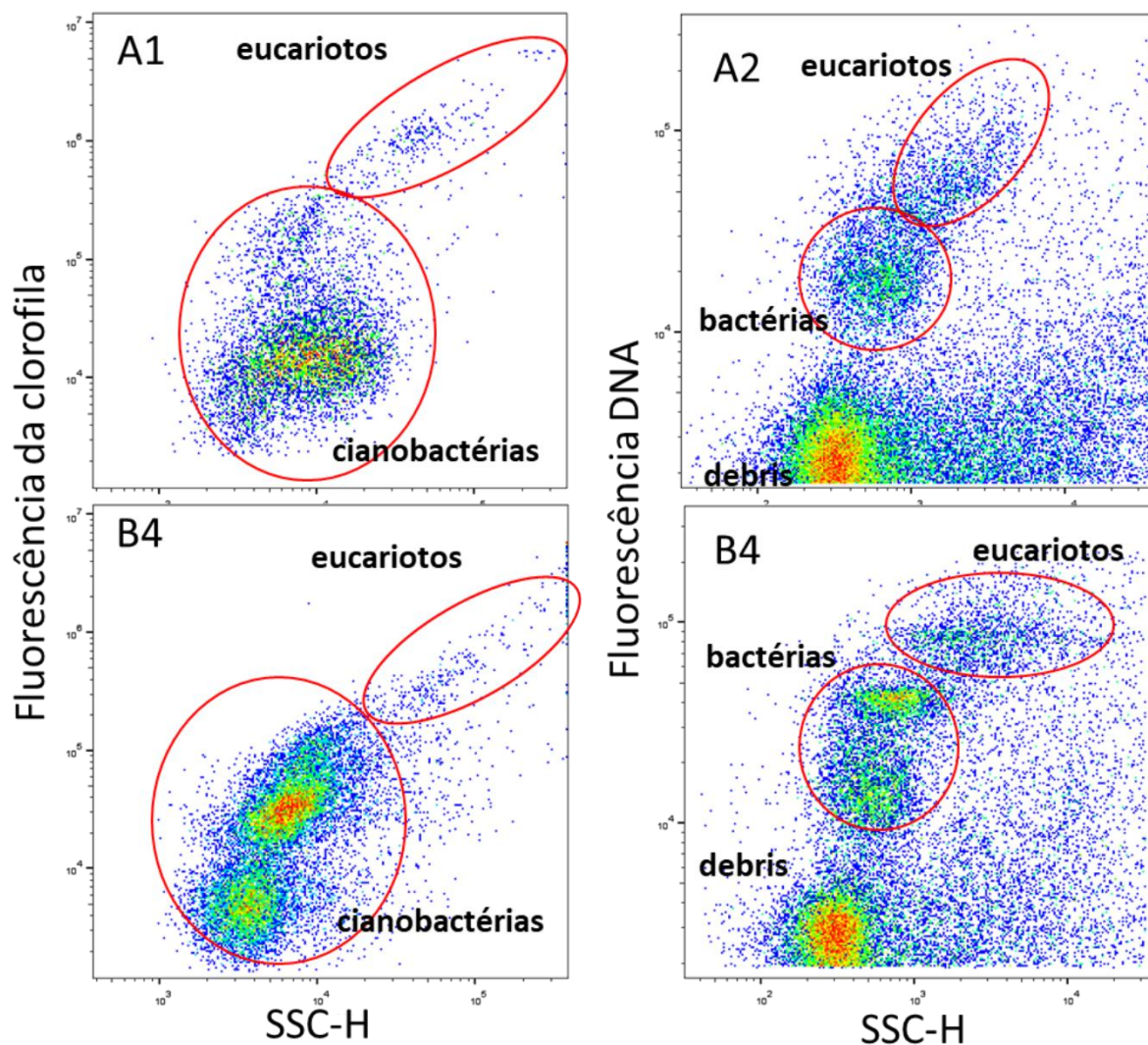
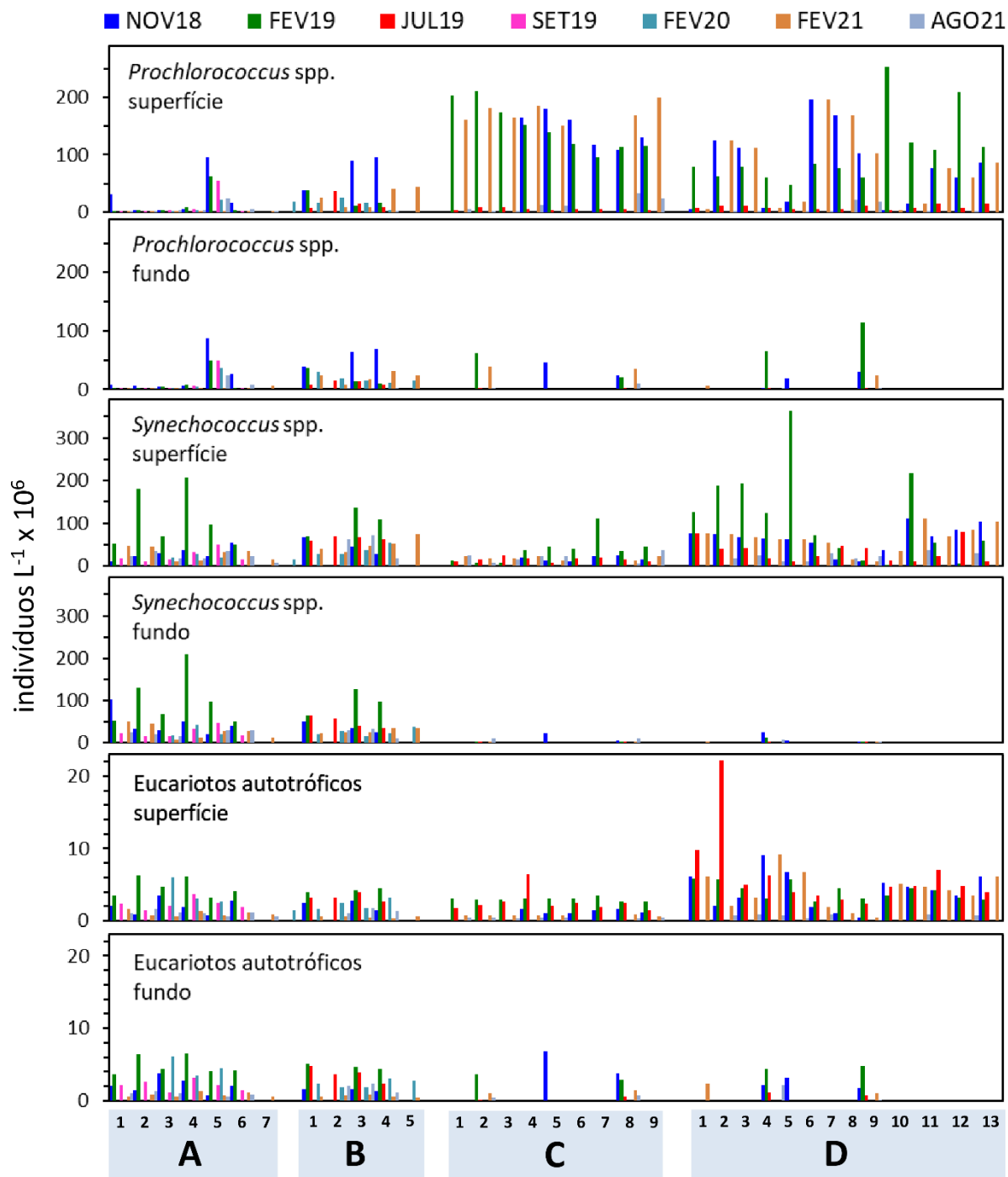


Figura 394: Abundância de cianobactérias e eucariotos autotróficos na coluna d'água (em dois estratos: superfície e próximo ao fundo) determinada por citometria de fluxo multiparamétrica. Cianobactérias estão discriminadas em *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não foram amostrados devido a condições adversas. As 7 campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); ciano (fevereiro de 2020); laranja (fevereiro de 2021); cinza (agosto 2021).



Comunidades planctônicas na faixa dimensional acima de 5µm até ca. 100 µm foram analisadas por duas técnicas de microscopia: um sistema automatizado de imageamento em fluxo (FlowCam®) e por microscopia invertida de campo claro convencional, após concentração em câmaras de sedimentação. Essas duas abordagens são complementares. Mesmo com alguma sobreposição, o sistema de imageamento em fluxo abarca populações de organismos menores e mais abundantes do que o que é normalmente analisado na microscopia invertida. Além disso, o imageamento em fluxo permite a quantificação de partículas detríticas presentes na água, o que é operacionalmente inviável na microscopia invertida convencional. Por outro lado, a microscopia invertida é adequada a quantificação de organismos menos abundantes e melhor resolução taxonômica. A seguir são descritos os resultados da abundância dos diferentes grupos funcionais e taxonômicos analisados com estas técnicas.

Nas análises pelo método de sedimentação e observação em microscópio invertido, indivíduos pertencentes a pelo menos treze grupos taxonômicos, nos níveis de filo, super-classe e classe, foram identificados na fração >15µm, abarcando os componentes do fito- e protozooplâncton (Figura 395, Figura 396 e Figura 397). Considerando os membros do fitoplâncton, i.e., organismos indubitavelmente classificados como eucariotos clorofilados e cianobactérias filamentosas, as contagens por microscopia invertida, assim como as análises com a *FlowCam*, mostraram domínio de diatomáceas (Filo Bacillariophyta) na maioria das amostras, tanto em superfície quanto próximo ao fundo (Figura 396 e Figura 397), atingindo uma concentração máxima de  $34.10^3$  indivíduos.L<sup>-1</sup>. Outros grupos abundantes do fitoplâncton foram: dinoflagelados (Superclasse Dinoflagellata), pequenos flagelados da Classe Coccolithophyceae, cianobactérias filamentosas (Classe Cyanophyceae). Dinoflagelados dominaram as comunidades de superfície: i) em novembro de 2018 nas estações B4, C5 e D8; ii) em fevereiro de 2019 nas estações A3 e C2; iii) em julho de 2019 na estação D4. A abundância de dinoflagelados também foi significativa em várias outras amostras, apesar de não dominar a comunidade. A maior concentração de dinoflagelados foi  $5,5. 10^3$  indivíduos.L<sup>-1</sup>. Especialmente, durante a última coleta, em fevereiro de 2020, dinoflagelados dominaram as comunidades de superfície em todas as estações amostradas (i.e., A3, B1 e B4) (Figura 397). Cianobactérias filamentosas e cocolitoforídeos também tiveram uma abundância significativa em várias amostras, sendo que cocolitoforídeos dominaram a amostra superficial da estação C5 em novembro de 2018.

As análises por imageamento dinâmico em fluxo revelaram o domínio de diatomáceas (concordando com as análises de microscopia), sendo abundantes as formas penadas (Figura 398). Além de grande quantidade de pequenos protistas (eucariotos unicelulares) auto e heterotróficos, a análise revelou a presença de muitas partículas detríticas amorfas na água, que foram também classificadas e quantificadas nas amostras (Figura 399). Em novembro de 2018 não houve grande variação na abundância de fitoplâncton entre as diferentes estações, assim como em julho de 2019, com exceção, nesta coleta, da estação D4 fundo, que teve uma concentração um pouco mais alta (Figura 400). Em fevereiro de 2019, as estações B4 e D8 superfície e C8 fundo, tiveram menor concentração de fitoplâncton relativamente as outras estações (Figura 400). Em fevereiro de 2021 observou-se ampla frequência de ocorrência de cianobactérias filamentosas, com detecção de indivíduos em todos os pontos amostrais (veja Figura 396).

Figura 395: Imagens obtidas ao microscópio invertido de indivíduos do fitoplâncton. Seleção de exemplares do microfitoplâncton comuns nas amostras. A. *Trychodesmium erythraeum*, B-C. Diatomáceas, D. *Isthmia enervis*, E. *Ceratium tripus*, F. *Anoplosolenia brasiliensis*, G. Dinoflagelado não identificado infectado por endoparasita do gênero *Amoebophrya*, H. *Frustulia rhomboides*, I-J. *Nitzschia* sp., K. *Ceratium minutum*, L. *Achnanthes* sp. E M- *Dinophysis* sp. Escala: 10 µm.

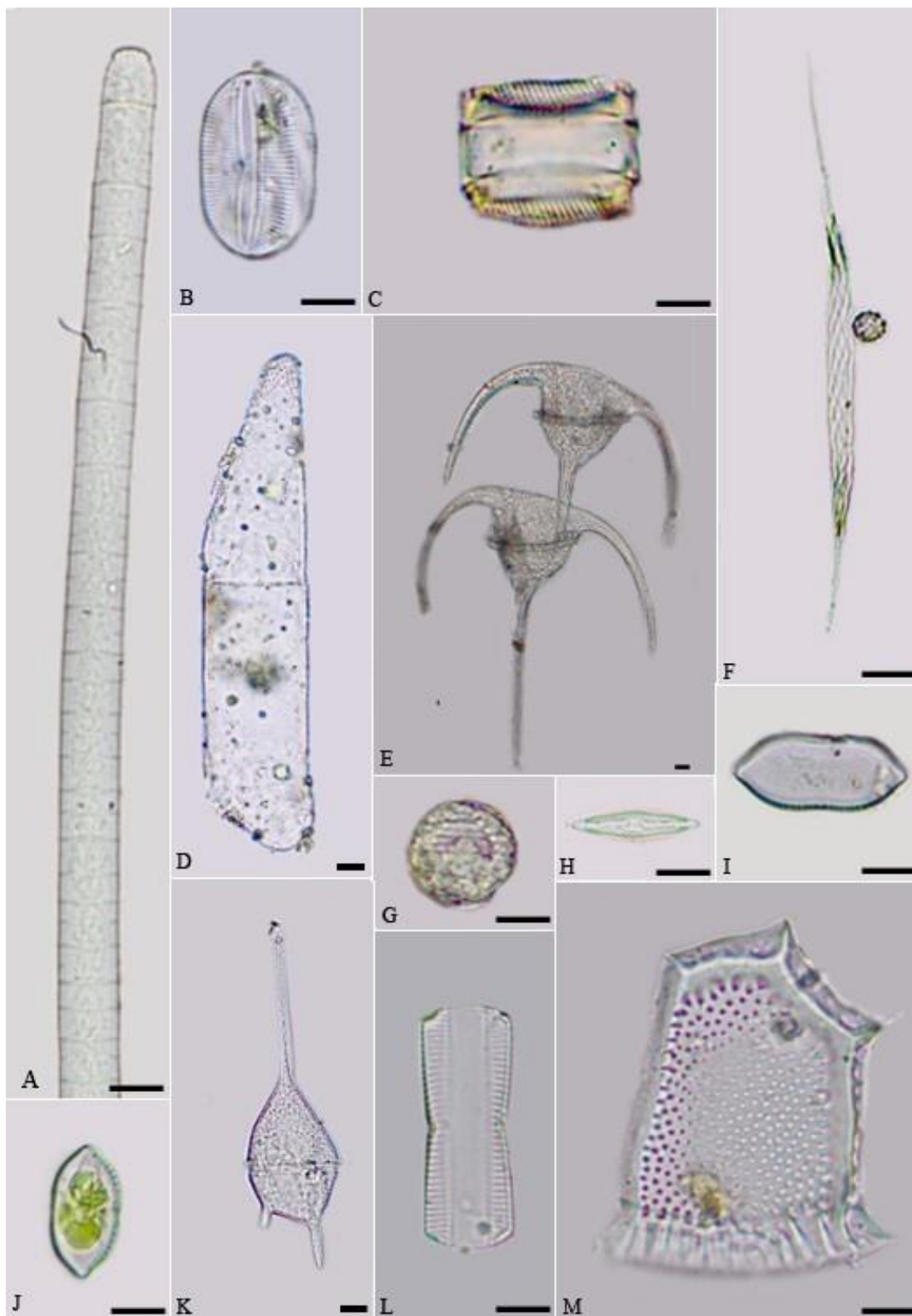




Figura 396: Abundância dos principais grupos de organismos do fitoplâncton e protozooplâncton na faixa dimensional >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. Em algumas campanhas nem todas as áreas foram amostradas. Resultados da última campanha (AGO21) não puderam ser incorporados até o fechamento deste relatório.

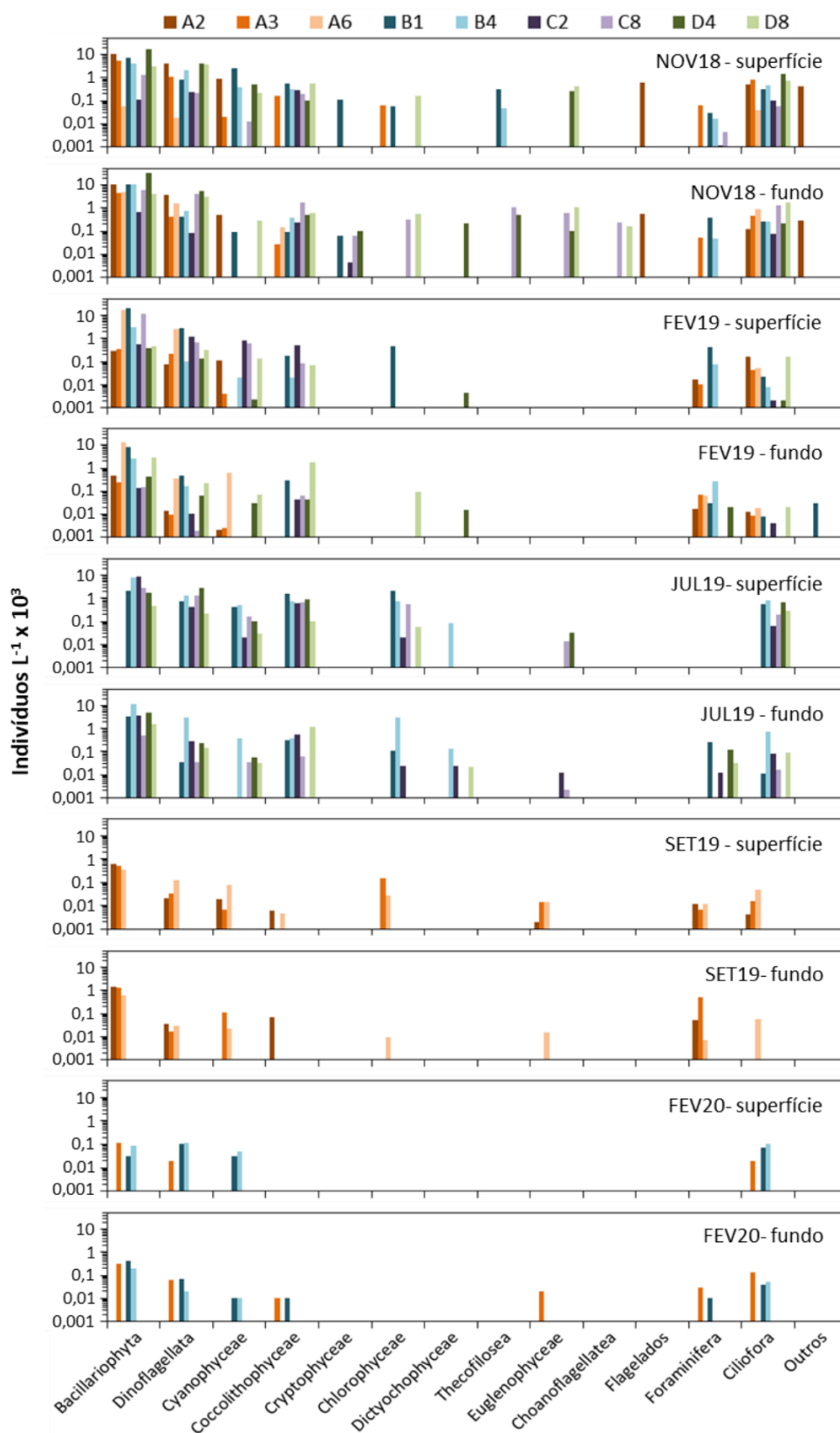




Figura 396: Abundância dos principais grupos de organismos do fitoplâncton e protozooplâncton na faixa dimensional >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. Em algumas campanhas nem todas as áreas foram amostradas. Resultados da última campanha (AGO21) não puderam ser incorporados até o fechamento deste relatório. (cont.)

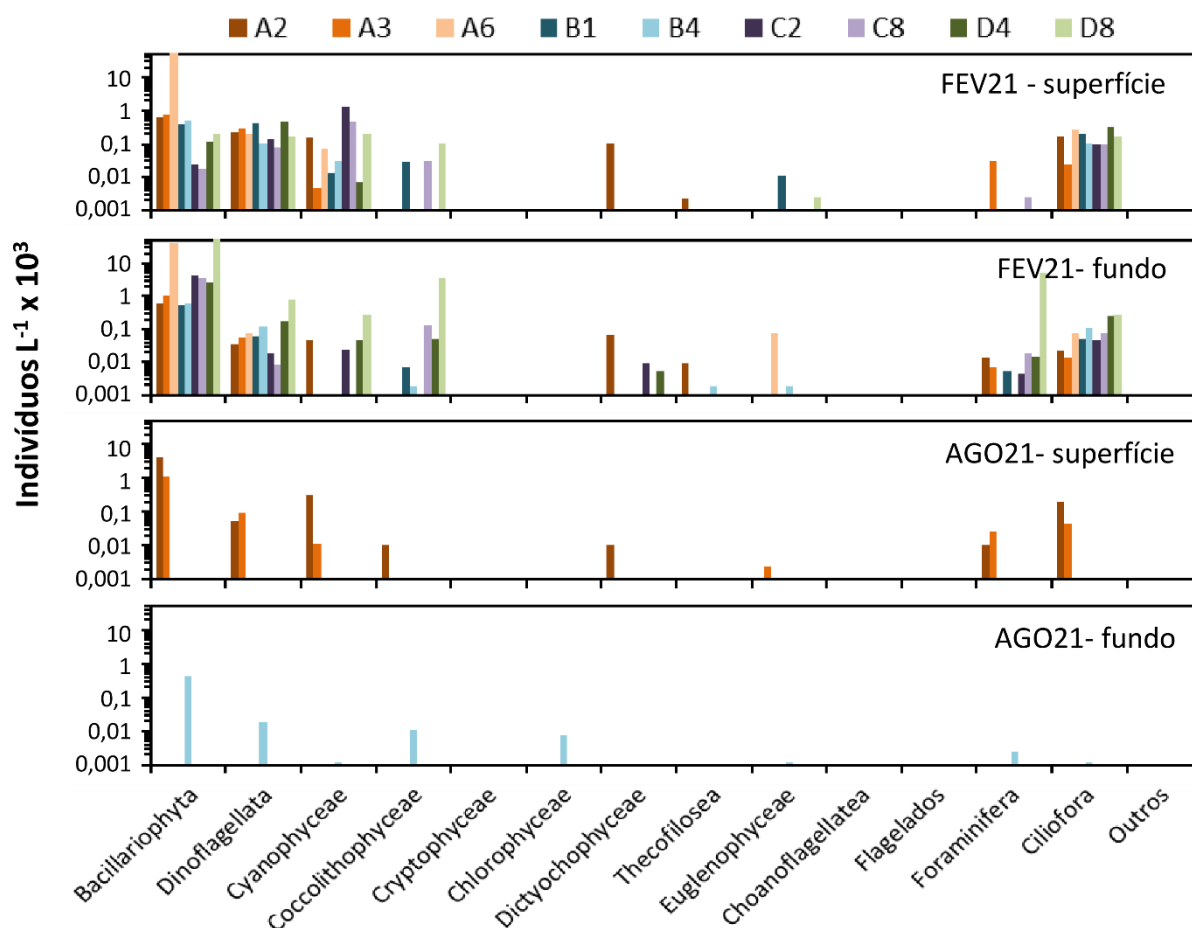


Figura 397: Proporção relativa dos principais grupos do fito e protozooplâncton >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo nas Áreas A, B, C e D nas 7 campanhas entre novembro de 2018 e agosto de 2021. Em algumas campanhas nem todas as áreas foram amostradas. Resultados da última campanha (AGO21) não puderam ser incorporados até o fechamento deste relatório. NA: não amostrado; EA: em análise.

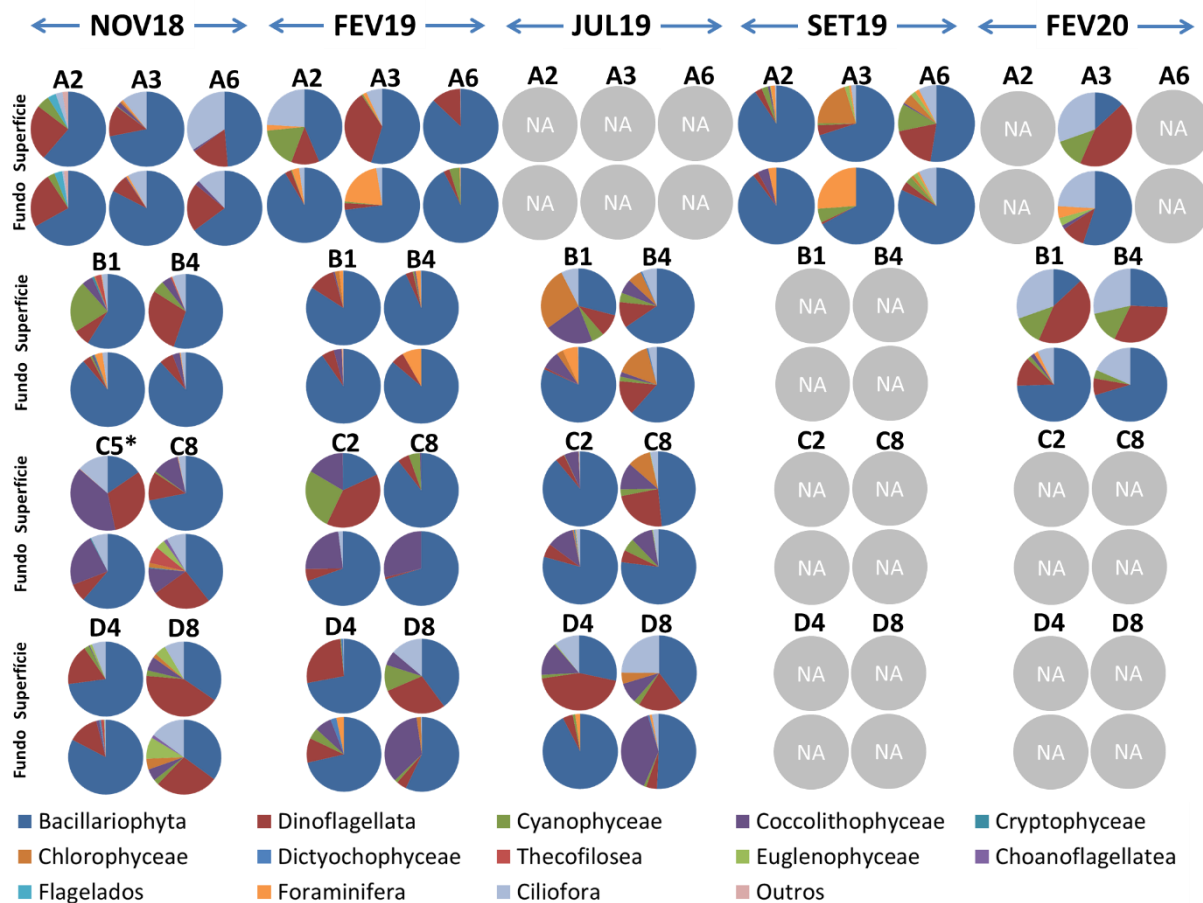


Figura 397: Proporção relativa dos principais grupos do fito e protozooplâncton >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo nas Áreas A, B, C e D nas 7 campanhas entre novembro de 2018 e agosto de 2021. Em algumas campanhas nem todas as áreas foram amostradas. Resultados da última campanha (AGO21) não puderam ser incorporados até o fechamento deste relatório. NA: não amostrado; EA: em análise. (cont.).

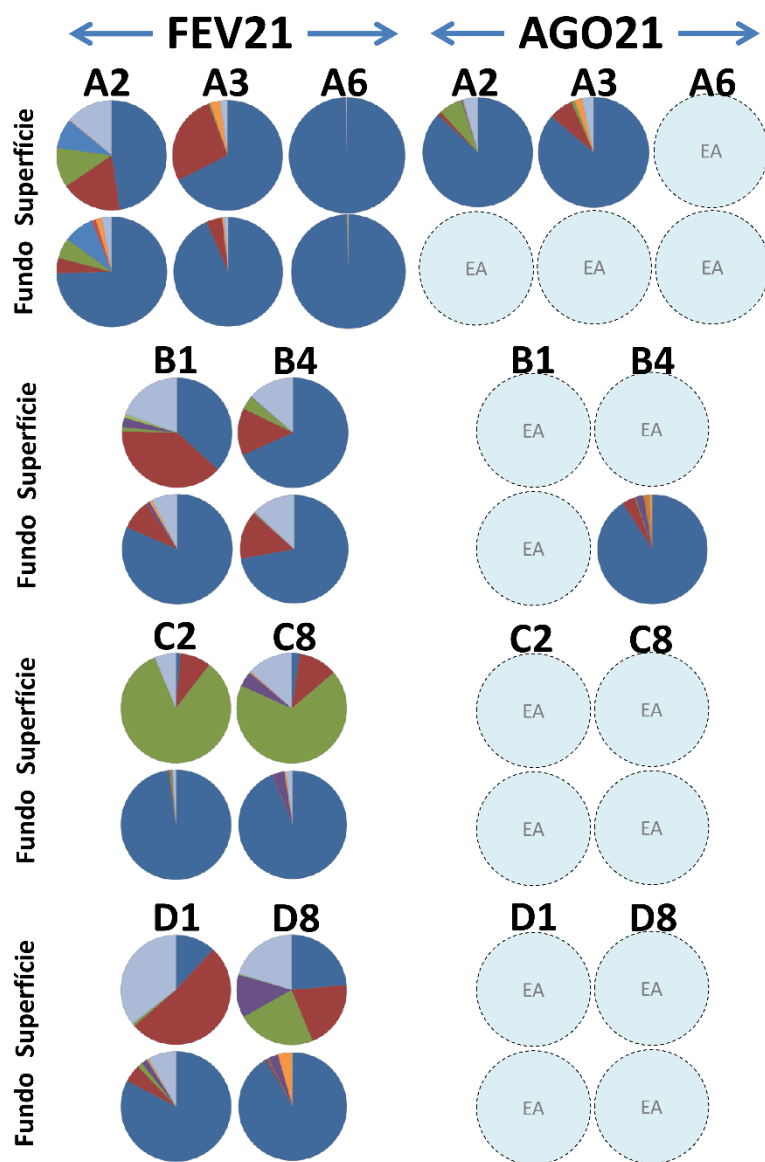


Figura 398: Indivíduos do microfítotoplâncton detectados através de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam) com objetiva de 10X. Pannel superior: sítio A6 (Timbebas, ao norte de Abrolhos) em abril de 2019. Pannel central: sítio B1 (recifes Esquecidos) em abril de 2019. Pannel inferior: sítio B4 (recifes Esquecidos) em junho de 2019. Nota-se a grande variedade e dominância de diatomáceas penadas em A6 e B1, assim como na maioria dos demais sítios amostrados, e a constante presença de cianobactérias filamentosas em B4. Escala: 20µm.

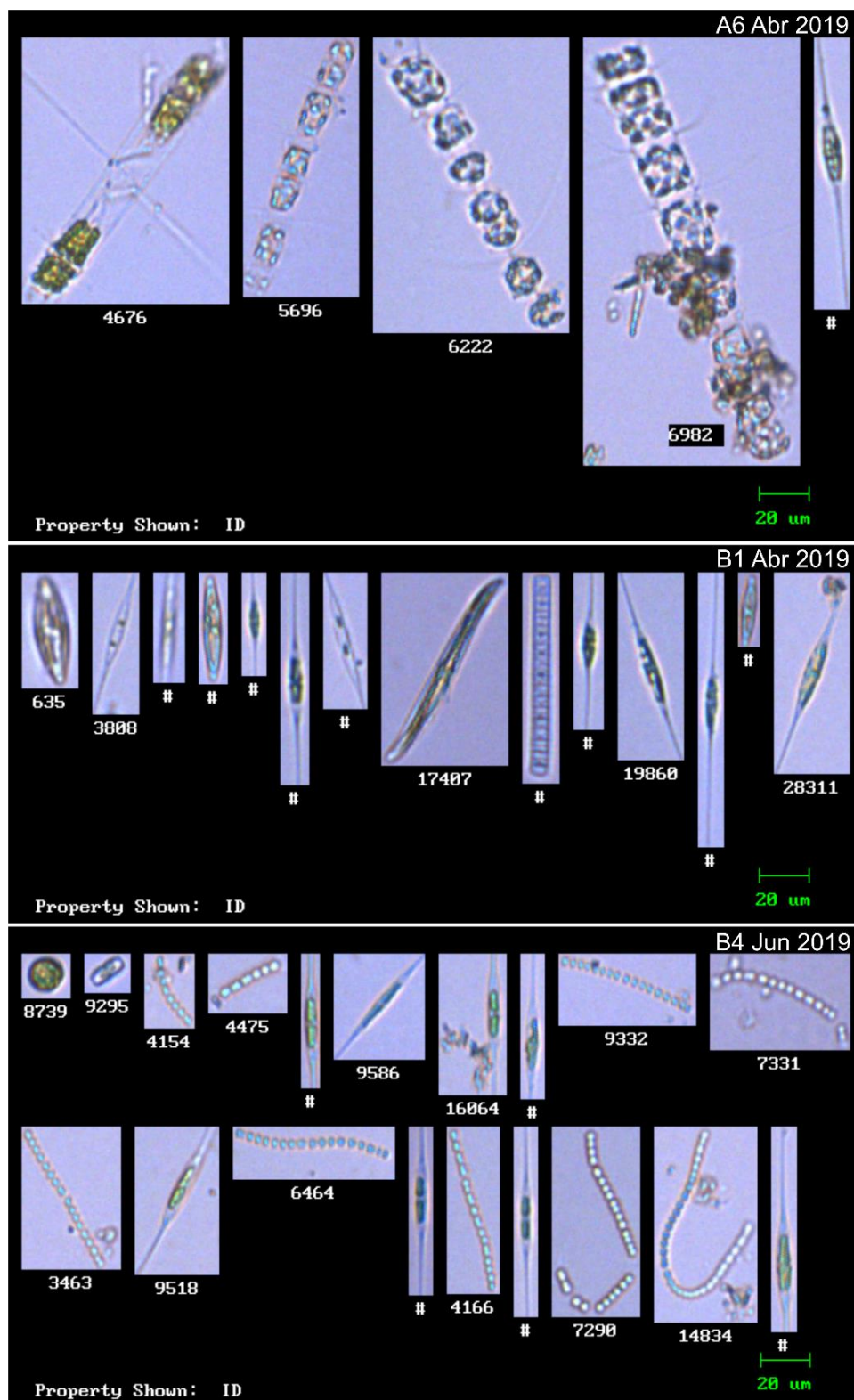


Figura 399: Partículas detriticas amorfas detectadas nas amostras através de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam) usando uma objetiva de 10X. Painei superior: sítio A3 (Parcel dos Abrolhos) em fevereiro de 2020. Painei inferior: sítio A5 (banco de rodolitos em Abrolhos) em fevereiro de 2020. Escala: 20µm.

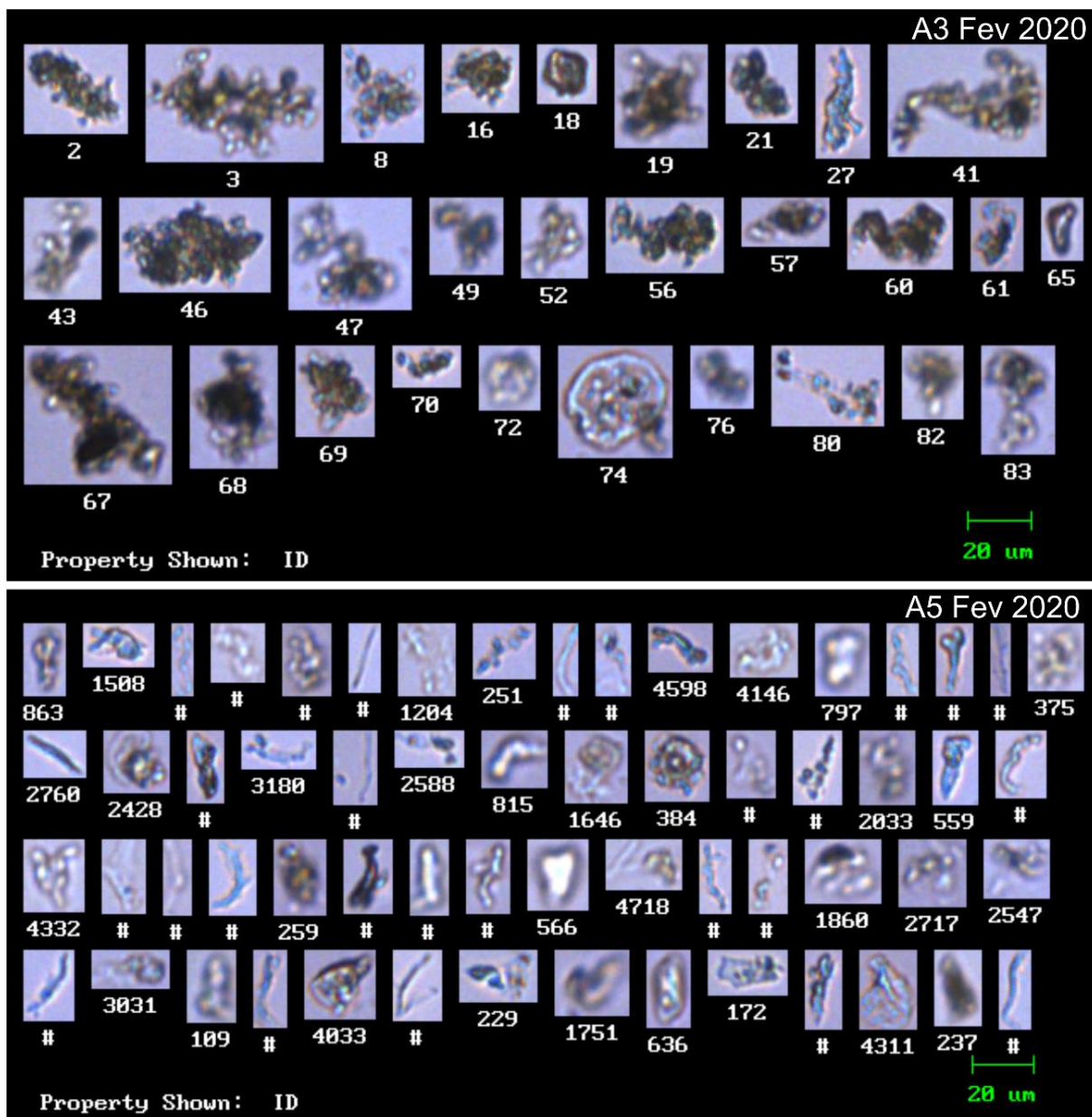




Figura 400: Concentração de protistas auto e heterotróficos na faixa dimensional 5-15µm; fitoplâncton >15µm e partículas detriticas detectados nas amostras do plâncton através do sistema de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam). NA: não analisado pela não coleta de amostras devido a condições climáticas adversas, problemas com embarcações ou pandemia.

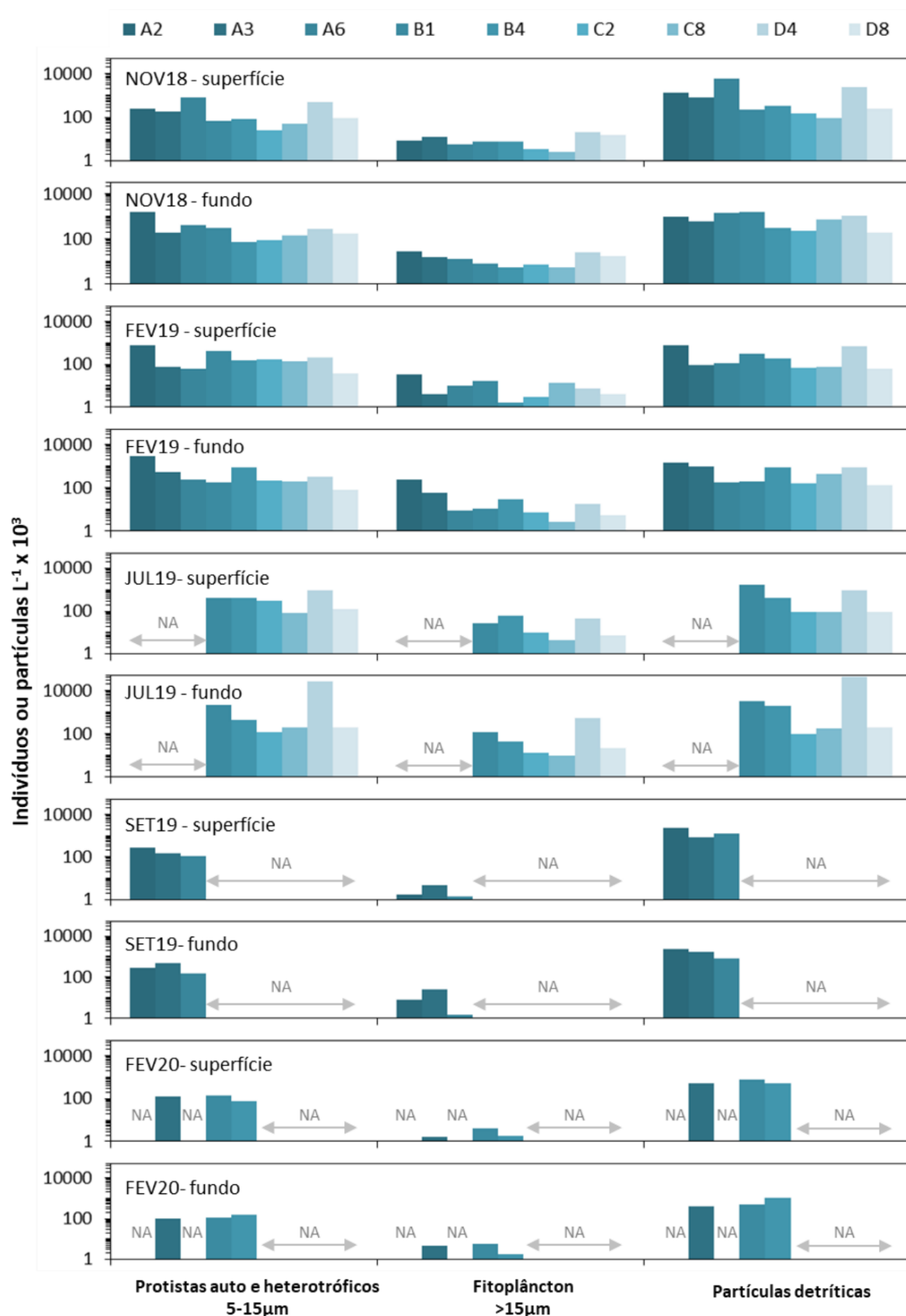
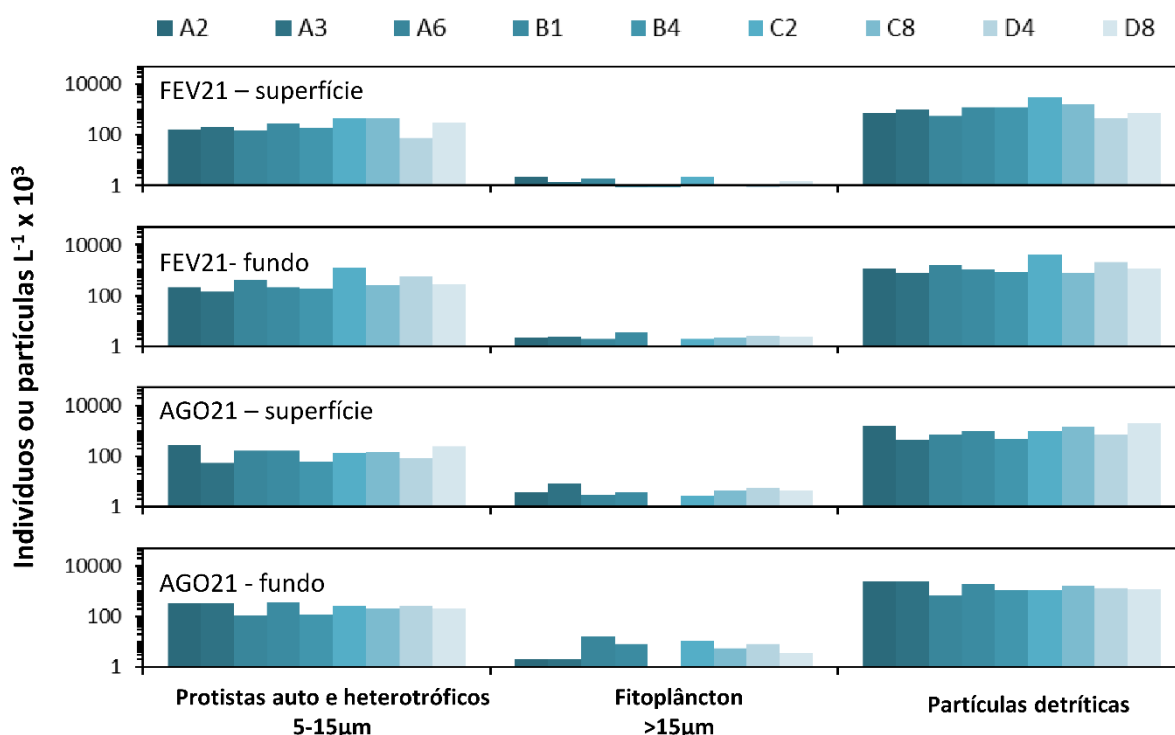




Figura 400: Concentração de protistas auto e heterotróficos na faixa dimensional 5-15µm; fitoplâncton >15µm e partículas detriticas detectados nas amostras do plâncton através do sistema de imageamento dinâmico em fluxo (FlowCam). NA: não analisado pela não coleta de amostras devido a condições climáticas adversas, problemas com embarcações ou pandemia.  
(cont.)



Pigmentos fotossintetizantes (clorofilas *a*, *b*, *c1+c2*, divinil-clorofila *a*) e feopigmentos (feofinina *a* e feoforbídeo *a*) foram quantificados em amostras coletadas na superfície e próximas ao fundo (Figura 401) em estações coincidentes com aquelas onde foram coletadas as amostras analisadas por microscopia. As concentrações de clorofila *a* (proxy para a biomassa fitoplanctônica) variaram entre 0,04 e 1,24 µg.L<sup>-1</sup>, com exceção de uma amostra (estrato de fundo na estação D8 em abril de 2019) cuja concentração chegou a 8,80 µg.L<sup>-1</sup>. Na área C as concentrações foram em geral menores, tanto em superfície quanto no fundo. O predomínio de clorofila *a* sobre divinil-clorofila *a*, na maioria dos sítios, evidencia a maior contribuição de eucariotos em relação à picocianobactérias para a biomassa dos produtores primários pelágicos, um padrão característico de regiões costeiras (TENÓRIO et al., 2005). Em águas oceânicas oligotróficas de regiões tropicais e subtropicais este padrão se inverte e a divinil-clorofila *a* pode representar mais de 50% da biomassa fitoplanctônica (TENÓRIO et al., 2018). Esta característica faz deste pigmento um indicador de massas de água de origem oceânica (NEVEUX et al., 2009). Neste sentido, foi observado contribuições elevadas de divinil-clorofila *a*, especialmente nos sítios analisados das áreas C e D. Este resultado indica alta abundância de picocianobactérias do gênero *Prochlorococcus*, e consequentemente, maior influência de águas oligotróficas, possivelmente com influência da Corrente do Brasil. Nessas águas, também se observou biomassa elevada de cianobactérias na amostragem de abril de 2019 (estação D8). As concentrações de pigmentos acessórios (clorofilas *c1+c2* e clorofila *b*) desta estação estiveram sempre abaixo do limite de detecção, indicando o domínio de cianobactérias (exceto *Prochlorococcus*). As análises microscópicas

confirmaram a presença em densidades elevadas da cianobactéria filamentosa fixadora de nitrogênio *Trichodesmium erythraeum*.

Os feopigmentos *a* (indicador de estado fisiológico) apresentaram concentrações entre 0,004 e 0,46  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , com exceção de abril de 2019 e agosto de 2021 (estação D4, estrato de fundo) cuja concentração alcançou 1,12  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 0,8  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente. A distribuição vertical geralmente mostrou concentrações mais elevadas de feofitina no estrato de fundo sugerindo maior proporção de células senescentes ou mortas nesta camada em relação a superfície, em especial na área D.

As estações na área A (PARNAM e adjacências) e uma na área D estão associadas a maior turbidez, concentração de detritos, com maior contribuição de diatomáceas na comunidade fitoplanctônica (Figura 401). A baixa concentração relativa de *Prochlorococcus* em Abrolhos difere do padrão observado em outros sistemas recifais, onde estas picocianobactérias são abundantes e constituem uma importante fonte de alimento para os corais (CHARPY, 2005). Esta parece ser mais uma particularidade do sistema recifal de Abrolhos (RIBEIRO et al., 2018).

Os resultados da composição pigmentar (Figura 401) corroboram as análises por citometria de fluxo e microscopia. A presença das clorofilas *c1+c2* na maioria das amostras suporta a contribuição significativa de diatomáceas e dinoflagelados, enquanto a clorofila *b* pode estar relacionada às presenças de linhagens de algas verdes (Clorófitas, Euglenófitas, Prasínófitas e Trebouxiofitas) e *Prochlorococcus*, na biomassa dos produtores primários planctônicos (JEFFREY et al., 1997; JEFFREY et al., 2011).

Figura 401: Concentração de pigmentos fotossintetizantes em amostras de água de superfície e fundo coletadas nas Áreas A, B, C e D. NA: amostras não coletadas.

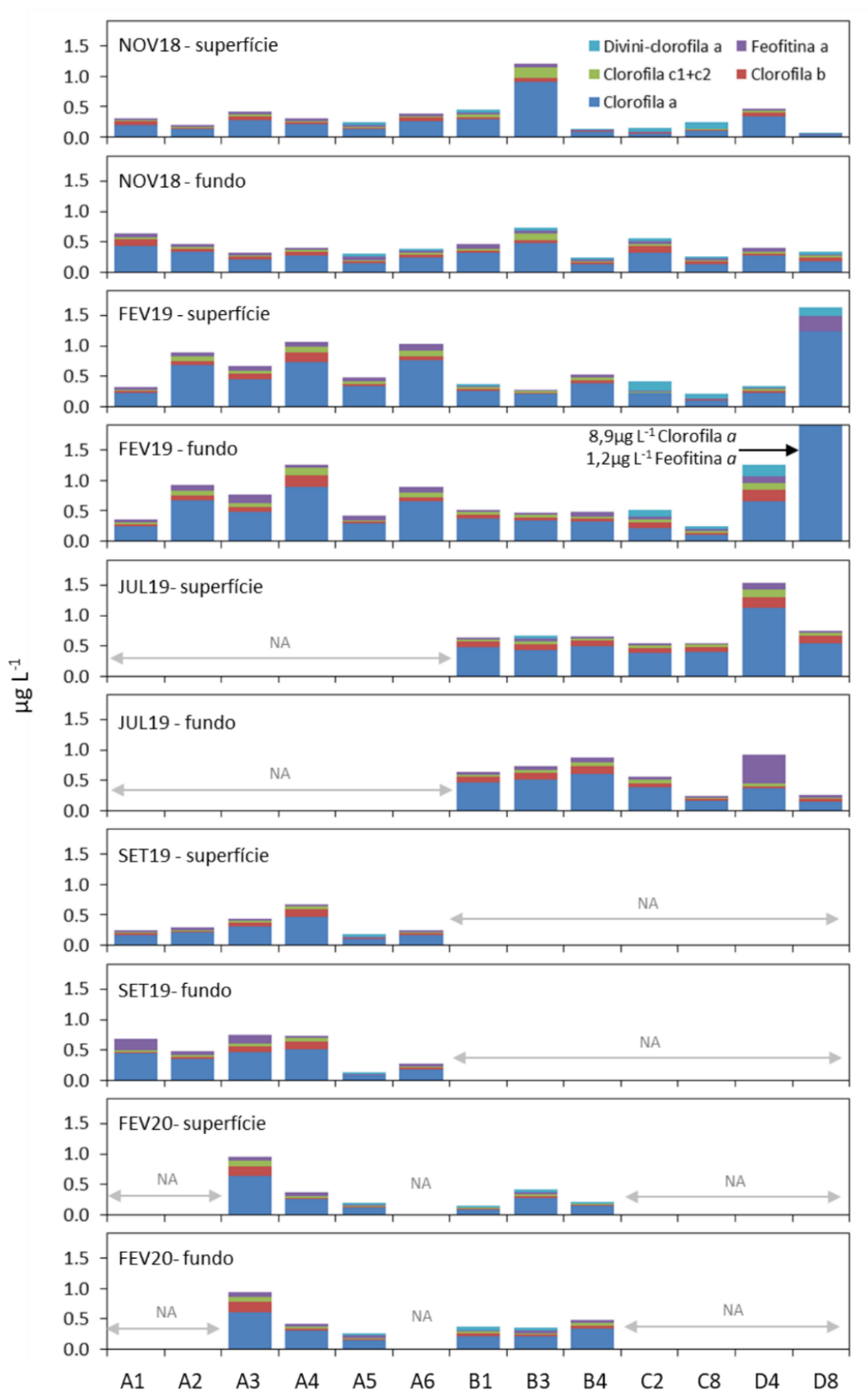
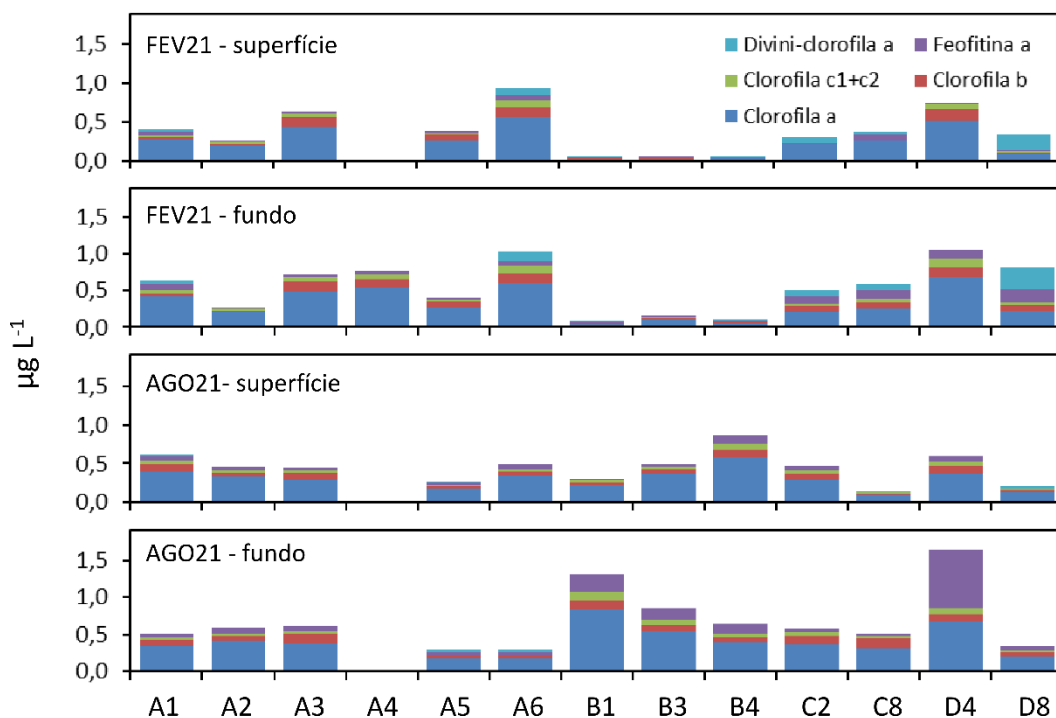


Figura 401: Concentração de pigmentos fotossintetizantes em amostras de água de superfície e fundo coletadas nas Áreas A, B, C e D. NA: amostras não coletadas. (cont).



#### Comunidade microbiana heterotrófica

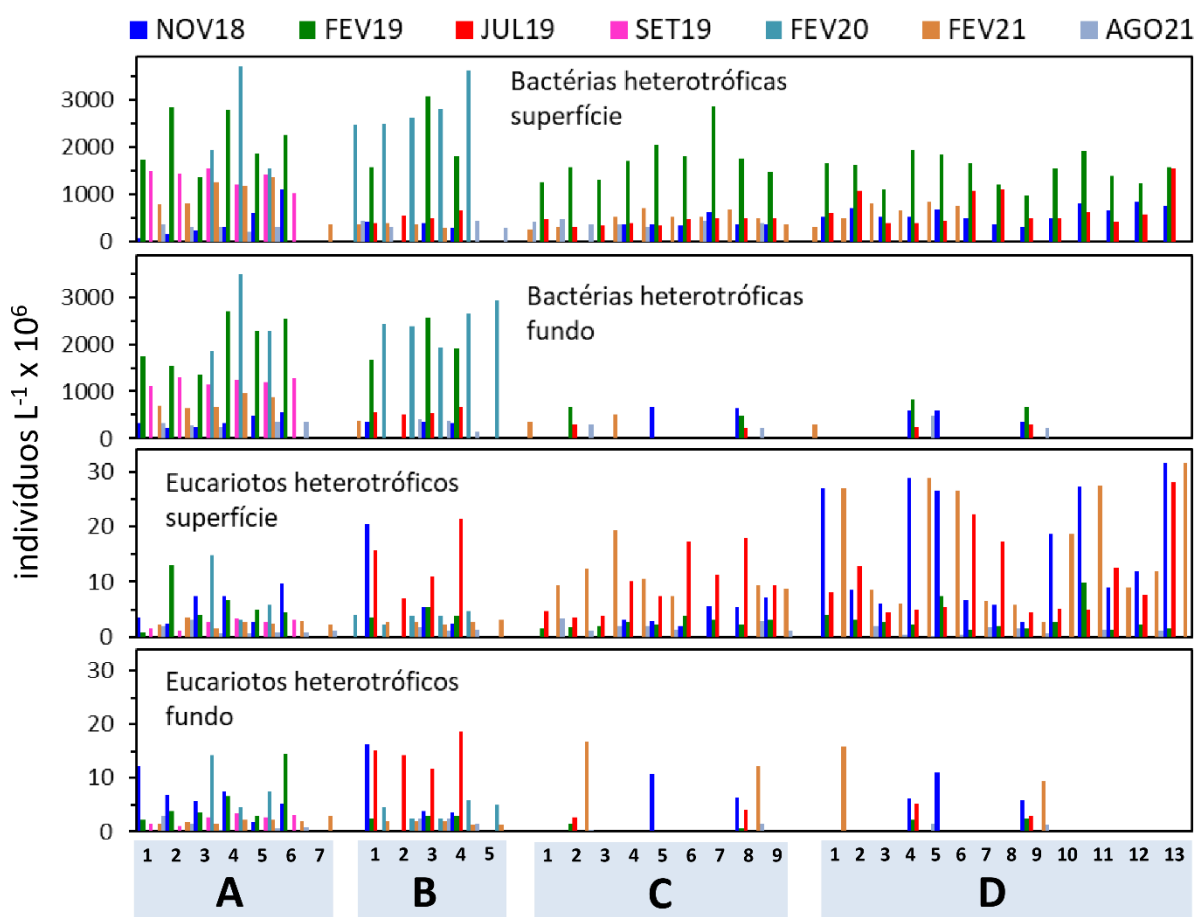
Bactérias heterotróficas de vida livre (bacterioplâncton) e pequenos eucariotos heterotróficos (faixa dimensional do pico e nanoplâncton) também foram quantificados por citometria de fluxo (Figura 402). Assim como a fração autotrófica, a concentração de bactérias heterotróficas apresentou grande variação, tanto entre sítios quanto sazonalmente. As maiores concentração, com valores  $>1000 \cdot 10^6$  e chegando a  $3000 \cdot 10^6$  células. $L^{-1}$ , foram observadas na campanha de fevereiro de 2019 em toda a área de estudo, e em fevereiro de 2020 nos sítios mais externos das áreas A e B. A campanha de fevereiro de 2019 (que durou de fevereiro a abril) ocorreu durante um período turbulento (tempestade) que pode ter favorecido o crescimento do bacterioplâncton pela mistura da coluna d'água e ressuspensão de nutrientes do fundo. As concentrações de pequenos eucariotos heterotróficos detectáveis por citometria de fluxo (tipicamente grupos em concentrações  $>0,5 \cdot 10^6$  células.  $L^{-1}$ ) foram em torno de uma ordem de grandeza menores que as de bactérias heterotróficas. Amostras de superfície em sítios da Área D apresentaram as maiores concentrações deste grupo de protistas (Figura 402). A variação na abundância de bactérias e pequenos eucariotos heterotróficos entre sítios é, provavelmente, resultado de interações (e.g. predação, infecção viral) com outros componentes da teia trófica microbiana pelágica marinha (AZAM et al., 1983). A gama de concentrações encontradas é compatível com níveis esperados em águas marinhas costeiras (KIRCHMAN, 2008).

Observou-se o domínio de protistas (eucariotos unicelulares) na faixa dimensional de 5 a  $15\mu m$ , atingindo até  $3 \times 10^3$  indivíduos. $L^{-1}$  sendo, em média, ca. 20 vezes mais abundantes que a classe  $>15\mu m$

(Figura 400). Este grupo de protistas contém formas autotróficas e heterotróficas e inclui o grupo dos chamados nanoflagelados heterotróficos, importante elo na alça microbiana pelágica marinha (AZAM et al., 1983). As concentrações deste grupo se mantiveram relativamente estáveis ao longo do monitoramento.

Organismos do protozooplâncton na faixa dimensional  $>15\mu\text{m}$  foram esporádicos entre as imagens capturadas no nível de detecção quantitativo da técnica. Membros deste grupo foram quantificados por microscopia invertida, que identificou a dominância de Ciliados (Filo Ciliofora) e foraminíferos para este grupo, nesta fração de tamanho (veja Figura 397). A presença de ciliados foi bem significativa nas coletas de novembro de 2018 e em fevereiro de 2021. Esta abundância de ciliados, somada a dominância de dinoflagelados na superfície nesta mesma coleta pode ser indicativo de uma comunidade mais heterotrófica, já que a maioria dos dinoflagelados é mixotrófico, i.e., são tanto autótrofos como heterótrofos, utilizando mais uma ou outra estratégia dependendo das condições ambientais.

Figura 402: Abundância de bactérias e nanoeucariotos heterotróficos na coluna d'água (em dois estratos: superfície e próximo ao fundo) determinada por citometria de fluxo multiparamétrica. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não foram amostrados devido a condições adversas. As 7 campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); ciano (fevereiro de 2020); laranja (fevereiro de 2021); cinza (agosto 2021).



## Partículas detríticas

A abundância de partículas detríticas com aparência de flocos amorfos (veja Figura 399) foi, em média, 2 vezes maior do que a abundância de células eucarióticas, considerando toda a faixa dimensional analisada (de 5  $\mu\text{m}$  até ca. 100  $\mu\text{m}$ ), chegando a  $5875 \cdot 10^3$  partículas. $\text{L}^{-1}$  na superfície da estação A6, Timbebas, na campanha de novembro de 2018. Um caso excepcional foi a amostragem de julho de 2019 (campanha 3) no estrato de fundo do sítio D4, onde foram observadas  $>40000$  partículas. $\text{L}^{-1}$ . (veja Figura 400). Esta amostra foi coletada sob condições de vento forte e o alto valor certamente reflete ressuspensão de material particulado do fundo. A alta razão feofitina:clorofila nesta amostra (1,21) (veja Figura 401) é indicativo da presença de material vegetal detrítico na coluna d'água adjacente ao fundo. A composição química detalhada destas partículas detríticas é incerta, mas este tipo de material representa biomassa ainda aproveitável por consumidores, sendo normalmente colonizado por grande quantidade de bactérias heterotróficas, além de pequenos protistas (ALLDREDGE; GOTSCHALK, 1990).

## Diversidade

### *Riqueza e diversidade citométrica (morfofuncional)*

A citometria de fluxo multiparamétrica fornece, em curto prazo, uma grande quantidade de informação sobre as células individuais em comunidades planctônicas complexas. Estas informações servem para caracterizar comunidades do pico e nanoplâncton com os mesmos princípios das análises de riqueza e diversidade taxonômicas tradicionais. Com os dados citométricos, indivíduos com características similares de tamanho e fluorescência são agrupados em categorias comuns, representando um grupo singular equivalente a um táxon (LI, 1997). Esta abordagem vem sendo cada vez mais utilizada na caracterização de comunidades microbianas auto e heterotróficas marinhas, envolvendo o uso de algoritmos automatizados de agrupamento (PROPPS et al., 2016). Apesar das grandes variações na biomassa dos componentes do pico e nanoplâncton autotrófico, descritas acima, a riqueza e diversidade citométrica deste grupo foram menos variáveis, espacial e temporalmente (Figura 403). A média da riqueza de grupos citométricos para autótrofos foi de 134, com mínimo e máximo de 50 e 628, respectivamente. Valores extremos mais altos de riqueza foram observados em amostras de fundo nas campanhas de fevereiro e agosto de 2021, especialmente nas áreas B e D. A diversidade citométrica acompanhou a variação da riqueza, com média de 28 e variação de 15 à 74 nats.indiv $^{-1}$ .

### *Riqueza e diversidade taxonômica*

Das contagens por microscopia invertida obtivemos uma riqueza de espécies que variou de 16 a 52. O índice de diversidade de Shannon (Figura 404) variou entre 0,7 a 3,2 na superfície e entre 0,7 e 3,3 no fundo. Os dados indicam uma comunidade diversa e rica, sem um padrão de variação muito evidente, tanto temporal como espacialmente. Também não houve uma diferença muito acentuada, de maneira geral, entre superfícies e fundo. Em conjunto, os resultados das análises qualitativas e quantitativas dos organismos planctônicos e da concentração de pigmentos na água indicam uma comunidade diversa de produtores primários. Em termos numéricos, não de biomassa, as picocianobactérias



atingem uma densidade muito mais elevada que qualquer outro grupo, como observado pelas contagens de citometria (Figura 394). Dentro deste grupo, as densidades foram mais altas nas regiões mais offshore, influenciados por águas oceânicas, do que nas costeiras.

Figura 403: Índices de riqueza e diversidade citométrica de comunidades do fitoplâncton (picocianobactérias e eucariotos unicelulares) em amostras de superfície e próximas ao fundo. Riqueza de grupos citométricos refere-se ao índice  $D_0$  da série de Hill. Diversidade citométrica refere-se ao índice  $D_1$  da série de Hill (HILL, 1973), equivalente ao índice de Shannon-Weaver. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não foram amostrados devido a condições adversas. As 7 campanhas estão representadas pela cor das barras: azul (novembro de 2018); verde (fevereiro de 2019); vermelho (julho de 2019); rosa (setembro de 2019); ciano (fevereiro de 2020); laranja (fevereiro de 2021); cinza (agosto 2021).

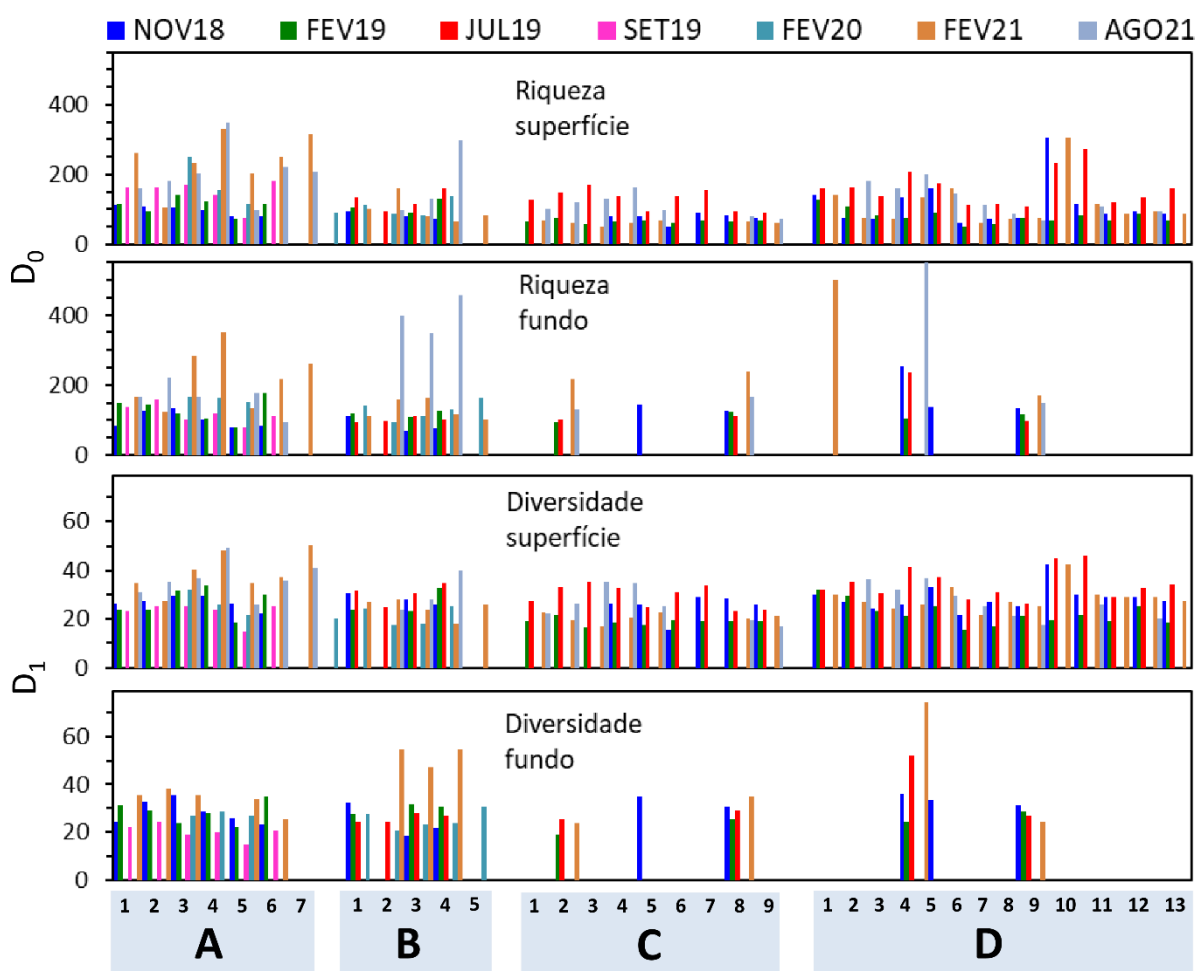


Figura 404: Índices de riqueza (S, número de espécies) e diversidade ( $H'$ , entropia de Shannon-Wiener) para o fitoplâncton >15µm quantificado por microscopia invertida. Os sítios estão representados na escala horizontal do painel inferior. As campanhas estão representadas pelas cores das barras de acordo com a legenda no topo do painel. Sítios sem valores representam locais ou estratos cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas.



#### Interação com o meio físico e comunidades bentônicas

A análise integrada, através de técnicas de estatística multivariada, da composição e abundância dos diferentes componentes do plâncton, juntamente com variáveis físico-químicas ambientais, revelou feições e correlações indetectáveis apenas pela simples observação dos dados brutos. Nestas análises não estão contemplados dados das duas últimas campanhas (FEV21 e AGO21) pois não houve tempo hábil de incluí-las.

Como abordagem inicial, foram feitas duas análises de componentes principais (PCAs), usando dois conjuntos de variáveis distintos em função da quantidade de informação em cada um. A primeira análise (com mais de 28% da variabilidade explicada) buscou contemplar o maior número possível de variáveis do plâncton (obtidas por citometria de fluxo, imageamento em fluxo e microscopia) e dos dois estratos da coluna d'água (superfície e fundo) (Figura 405), em detrimento do número de amostras. A segunda PCA (~50% da variabilidade total) contemplou um conjunto de dados de maior abrangência espacial e temporal, com mais amostras, limitando o conjunto de dados às quantificações e classificações do pico

e nanoplâncton auto e heterotrófico no estrato de superfície, obtidas por citometria de fluxo (Figura 406).

As análises evidenciam diversas associações que ajudam a entender as respostas na composição e abundância das comunidades do plâncton por influência das características do meio físico. A turbidez da água, medida pelo coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm, Kd490, mostra consistente relação inversa com a abundância *Prochlorococcus* spp., picocianobactérias típicas de águas oligotróficas, e com a concentração do pigmento divinil-clorofila *a*, exclusivo e diagnóstico deste grupo de procariontes (CHISHOLM et al., 1992) (Figura 406). Este é um padrão esperado em gradientes “cross-shelf” onde a disponibilidade de nutrientes diminui em direção ao oceano aberto. Corroborando esta feição, diatomáceas foram positivamente relacionadas com Kd490 e a concentração de partículas detriticas na água, características de águas costeiras com aporte de material particulado do continente e por processos de mistura (Figura 405). A diversidade citométrica do componente autotrófico do pico e nanoplâncton relacionou-se positivamente com as maiores abundâncias de diatomáceas e pequenos protistas auto e heterotróficos, e em oposição às maiores concentrações de *Prochlorococcus* spp. Também foi evidente a relação inversa entre *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. Estes últimos também são picocianobactérias mas, diferentemente de *Prochlorococcus* spp., possuem o pigmento acessório ficoeritrina. Estes dois grupos coexistem em águas oligotróficas com certa partição de nicho (FLOMBAUM et al., 2013), refletindo sua relação inversa. Apesar de ter menor contribuição na explicação da componente principal, a distância da costa acompanha inversamente o comportamento da variável turbidez. As feições evidenciadas na análise multivariada indicam a influência de águas costeiras e oceânicas modulando a composição do plâncton unicelular na área de estudo (Figura 405).

A temperatura da superfície do oceano não mostrou forte relação com *Synechococcus*, nanoeucariotos autotróficos, concentração de clorofila *c1+c2* e distância da foz do rio doce. Por outro lado, dinoflagelados e criptofíceas mostram um comportamento oposto ao da temperatura. A relação entre dinoflagelados e criptofíceas pode ser resultado de uma interação interespecífica de cleptoplastia (captura e utilização de cloroplastos de outro organismo), associada a predação (mixotrofia), fenômenos comuns em dinoflagelados marinhos (MINNHAGEN et al., 2008) (Figura 405).

Gradientes espaciais e sazonalidade também foram evidenciados nas análises multivariadas. Por exemplo, *Prochlorococcus* spp. foi mais abundante nas estações da Área C (Figura 394), mais profundas e sob maior influência de águas oceânicas oligotróficas. Por outro lado, estações na Área A (PARNAM e adjacências) se relacionam a maiores concentrações de detritos (Figura 400) e maior contribuição de diatomáceas (Figura 396). A baixa concentração relativa de *Prochlorococcus* e mesmo de *Synechococcus* em Abrolhos difere do padrão observado em outros sistemas recifais arquetípicos, onde estas picocianobactérias são abundantes e constituem uma importante fonte de alimento para os corais (CHARPY, 2005). Esta se revela como mais uma particularidade do sistema recifal de Abrolhos, reconhecidamente mais turvo que os recifes clássicos do Indo-Pacífico (RIBEIRO et al., 2018).

As amostras associadas aos recifes de Abrolhos (área A) se diferenciam das demais por apresentarem maior proporção de *Synechococcus* em relação a *Prochlorococcus*, dois gêneros de picocianobactérias

comuns nos oceanos, que apresentam alguma sobreposição de nichos mas que, normalmente, ocorrem com relação inversa de abundância entre si, sendo *Prochlorococcus* típico de águas mais oligotróficas do que *Synechococcus* (FLOMBAUM et al., 2013). Os recifes Esquecidos (área B) se mostram intermediários entre Abrolhos e as áreas mais ao sul (C e D). As áreas C (próximo a foz do rio Doce) e D (Costa das Algas) foram mais semelhantes entre si. A área C foi notavelmente caracterizada pela baixa turbidez (Kd490) e maior abundância de *Prochlorococcus*, condizente com a predominância de águas com características mais oceânicas, como também observado pelas medidas *in situ* de salinidade e temperatura ao longo do monitoramento. A turbidez da água, medida pelo coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm, Kd490, mostra consistente relação inversa com a abundância *Prochlorococcus* e com a concentração do pigmento divinil-clorofila *a*, este sendo um pigmento diagnóstico para este grupo de procariontes (CHISHOLM et al., 1992). Este é um padrão esperado em gradientes *cross-shelf* onde a disponibilidade de nutrientes diminui em direção ao oceano aberto. Sítios mais rasos da Área D (APA Costa das Algas), especificamente os sítios D1, D4, D9, D10, relacionados com maior turbidez, foram caracterizadas pela maior abundância de nanoeucariotos (tanto auto quanto heterotróficos) e maior diversidade citométrica, refletindo a influência costeira e, possivelmente, processos de ressuspensão local de material do fundo, que trazem nutrientes e promovem maior abundância de eucariotos em relação a procariotos autotróficos.

O predomínio de clorofila *a* sobre divinil-clorofila *a*, na maioria dos sítios da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), evidencia a maior contribuição de eucariotos em relação à *Prochlorococcus* para a biomassa dos produtores primários pelágicos (NOT et al., 2012). Os sítios dos Recifes Esquecidos (Área B) se mostraram intermediários entre as Abrolhos e a Área D (APA Costa das Algas). Os sítios da Área C (Foz do rio Doce) foram mais fortemente relacionados com a dominância de *Prochlorococcus* no picofitoplâncton. Os sítios da Área D foram bastante distintos entre si (maior dispersão na PCA). A sazonalidade ficou evidenciada pela média dos escores da primeira componente principal da PCA com as variáveis citométricas do pico e nanoplâncton (Figura 407), mais relacionada a variáveis físicas (temperatura, turbidez e luz).

Uma análise de redundância baseada em distância (rdRDA) tendo como variáveis explanatórias diversos atributos físicos do ambiente e a data da amostragem mostrou efeitos significativos da turbidez (Kd490), sazonalidade e estrato da coluna d'água (superfície e fundo) na abundância e composição das frações do pico e nanoplâncton (Tabela 55 e Figura 408).

Os efeitos da sazonalidade, também observado na primeira componente da PCA, é esperado, pois reflete a ciclicidade de variáveis que influenciam diretamente o desenvolvimento do plâncton ao longo do ano. Da mesma forma, é sabido que os estratos superfície e fundo apresentam fortes gradientes, principalmente radiação solar, mas também temperatura e turbulência, que influenciam o desenvolvimento das comunidades planctônicas. Além disso, a proximidade do fundo facilita trocas de matéria e energia com comunidades bentônicas o que pode influenciar a composição do plâncton sobrejacente.

O padrão espacial de variação na composição de elementos auto e heterotróficos do pico e nanoplâncton ficou evidente em uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) (Figura 409). As variáveis iPAR, SST e profundidade correlacionam-se positivamente ao eixo MDS 1 (0,54; 0,37 e 0,35, respectivamente) enquanto Kd490 e distância da foz apresentam correlação negativa (-0,53 e -0,42). SST (-0,29) e profundidade (0,28) foram as variáveis com maior correlação com o eixo MDS 2. Sítios nas áreas B, C e sítios mais afastados da costa na área D apresentam claro domínio numérico de *Prochlorococcus* spp. sobre bactérias heterotróficas, refletindo a característica mais oligotrófica e predominantemente autotrófica destes sítios, influenciados por águas oceânicas. Situação intermediária é observada em alguns sítios da área D sobre a plataforma e no sítio A5, sobre banco de rodólitos no complexo recifal de Abrolhos. Em contraste, os sítios nos recifes de Abrolhos e os mais costeiros da área D apresentam domínio das frações heterotróficas, tanto de procariontes (bactérias) quanto de eucariontes.

1 (ver RRDM, 2019; RT 19), dados da campanha 4 da fase de transição.

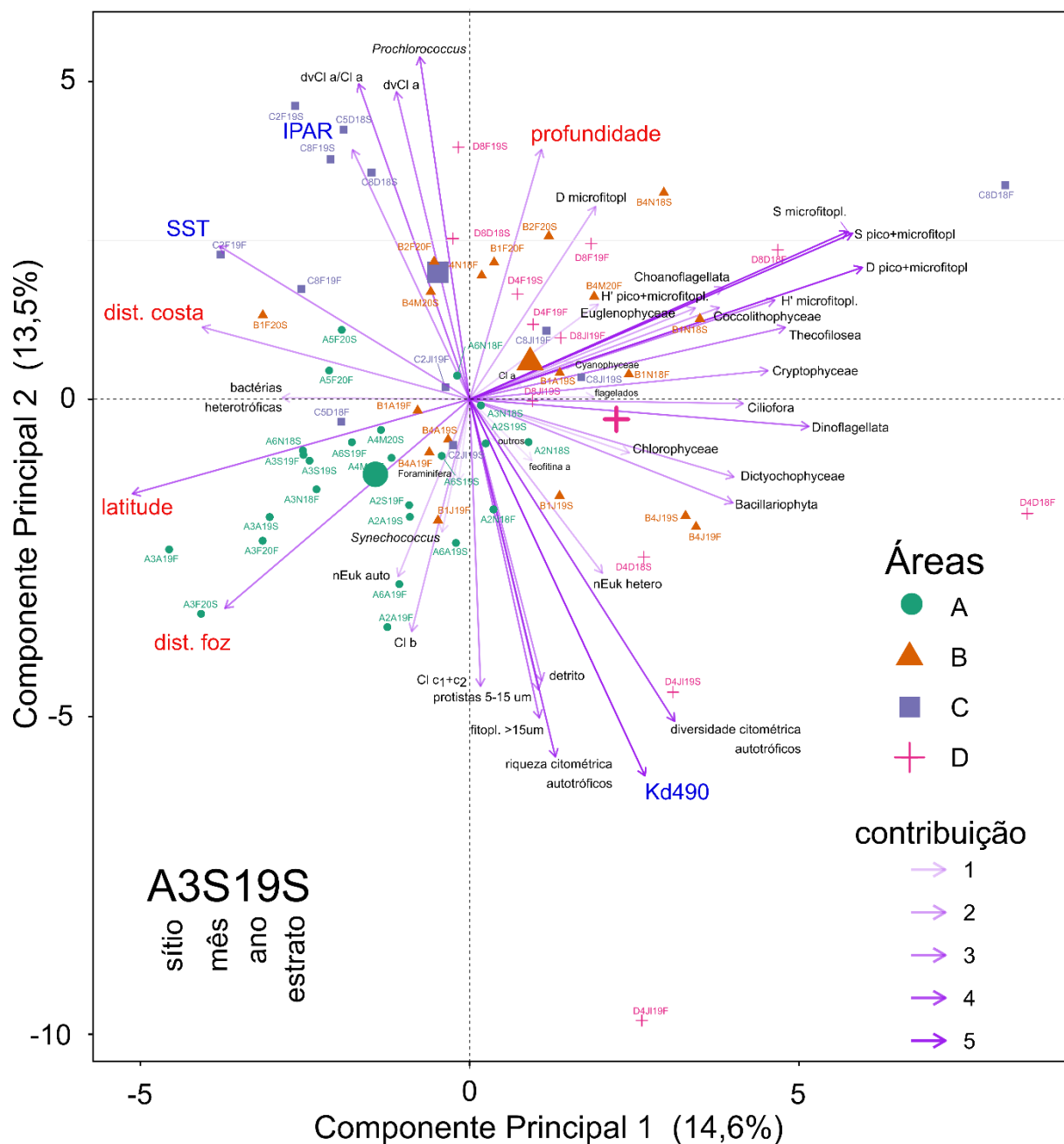




Figura 406: Análise de componentes principais (PCA) com dados padronizados de abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton quantificados por citometria de fluxo multiparamétrica e variáveis abióticas. As amostras estão identificadas por símbolos diferentes para cada Área (A, B, C e D). O sítio, mês e ano de coleta, assim como o estrato da coleta (S=superfície; F=fundo) estão nos rótulos das amostras ao lado dos símbolos. A espessura das setas é proporcional à contribuição de cada variável. Kd490: coeficiente de atenuação difusa da luz em 490nm. SST: temperatura da superfície do oceano. A variável distância da foz indica a distância entre o sítio e a foz do rio Doce.

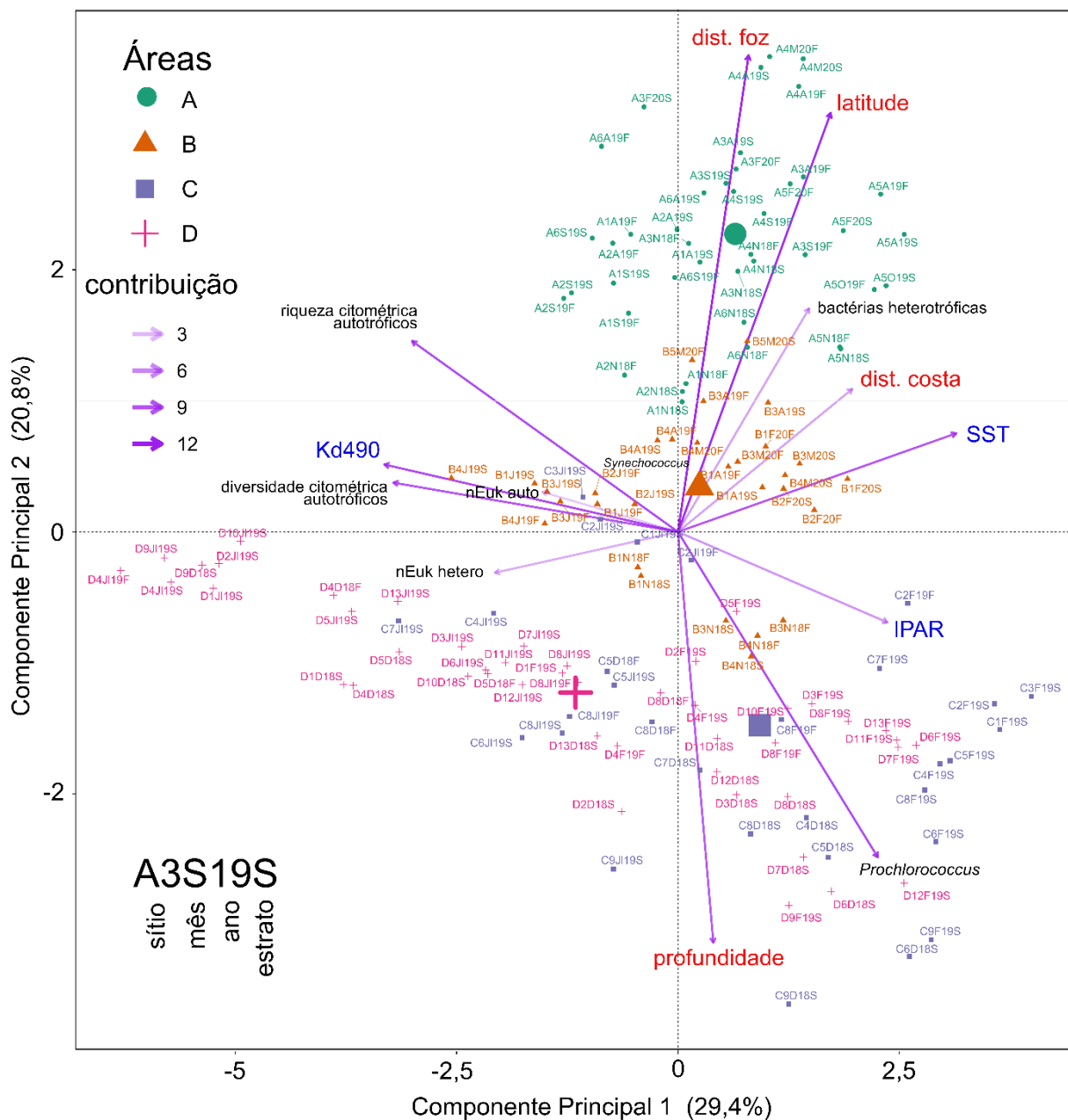


Figura 407: Média e intervalo de confiança de 95% dos escores da componente 1 (da análise de componentes principais com os dados de abundância e composição do pico e nano plâncton obtidos por citometria de fluxo) no eixo y e as datas das campanhas no eixo x. Painel superior: estrato superfície. Painel inferior: estrato fundo.

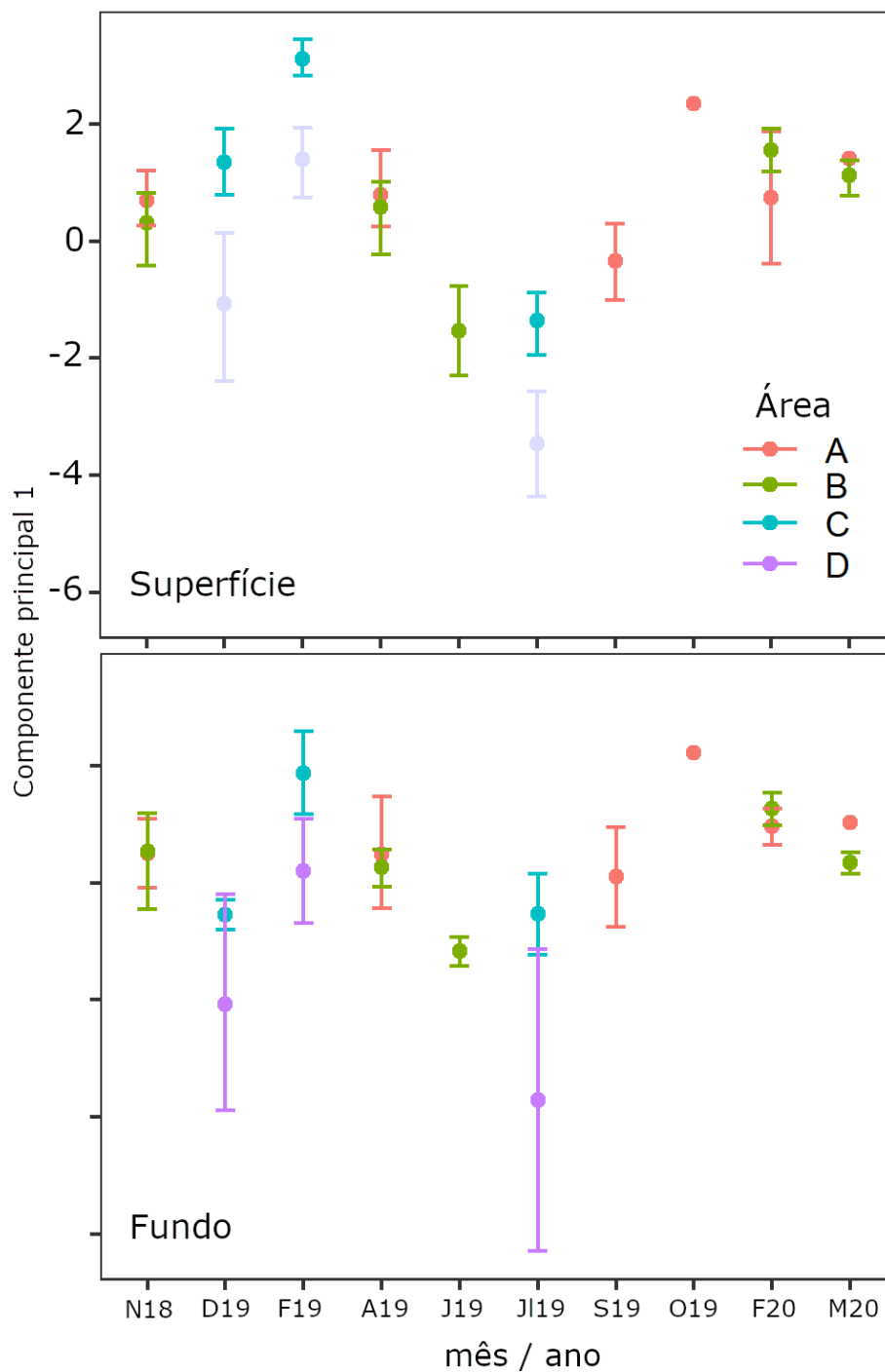


Figura 408: Representação gráfica da análise de redundância baseada em distância (Bray-Curtis) da abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton acessado por citometria de fluxo e variáveis físico-química ambientais. As áreas de amostragem (A, B, C e D) estão representadas em cores. Os símbolos cinzas representam os centroides das variáveis mês/ano de coleta e do estrato da coluna d'água. A influência da variável turbidez (K490) está representada pelo vetor em azul.

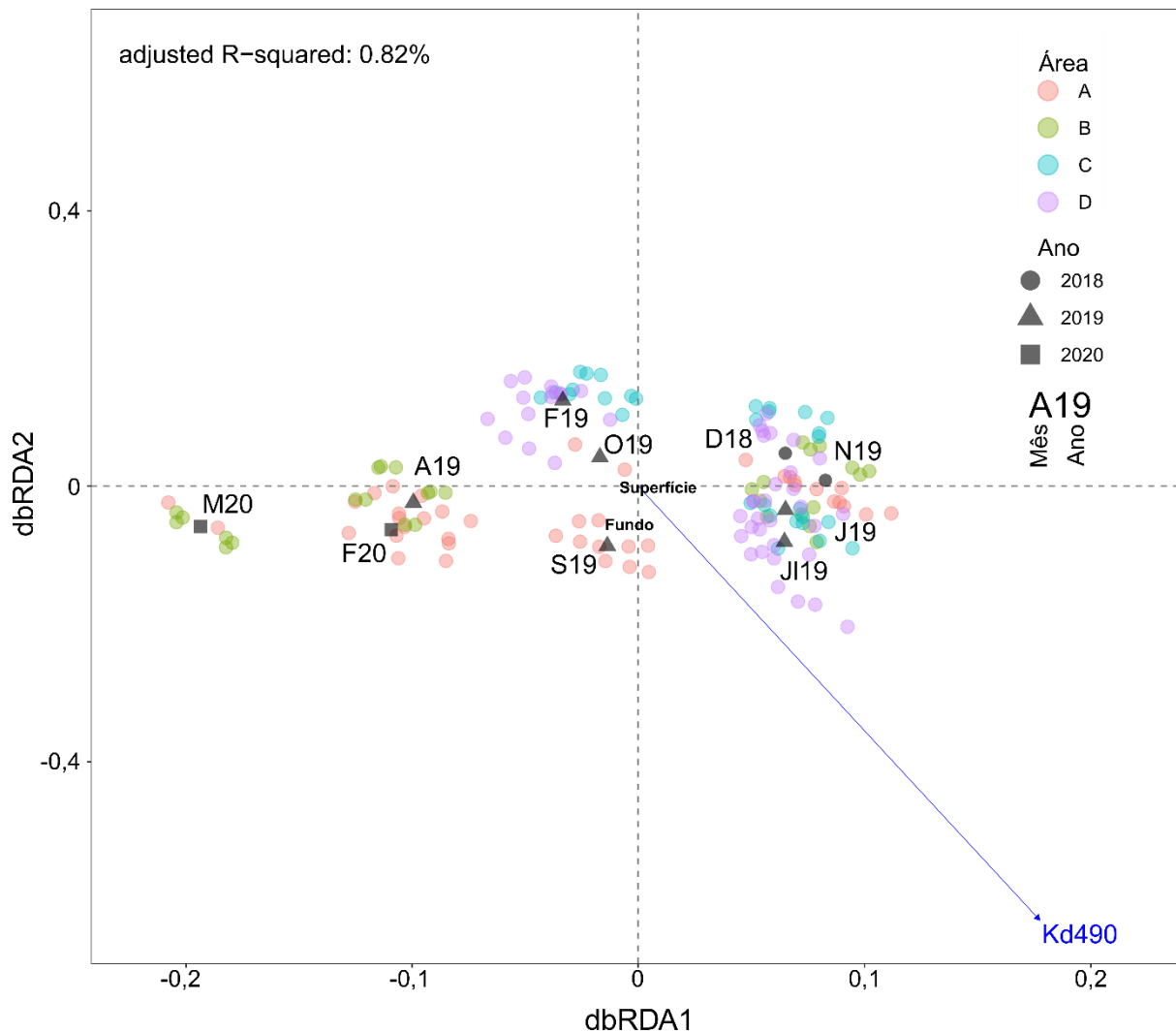
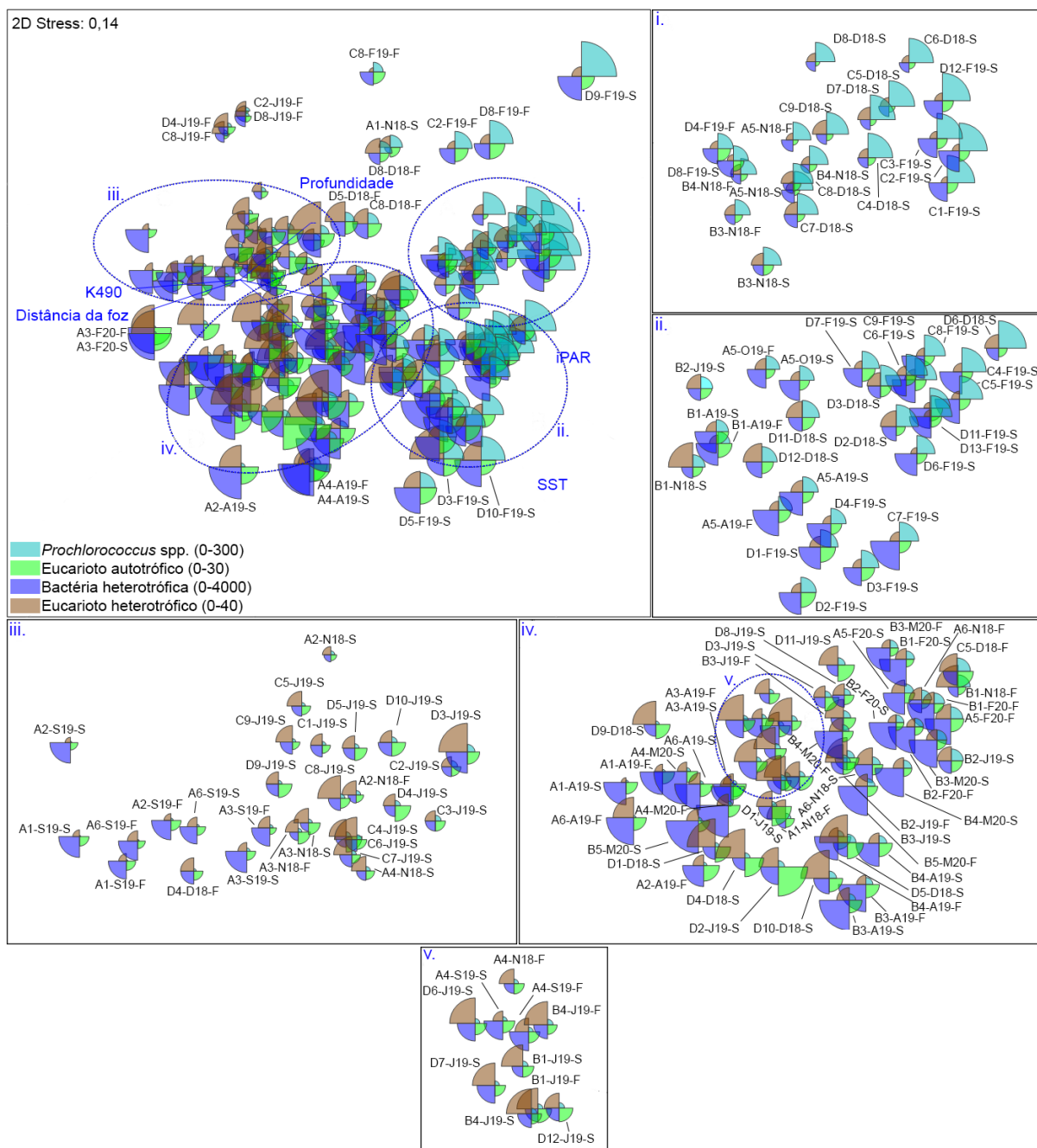


Tabela 55: Sumário dos efeitos marginais dos termos do modelo dbRDA com dados de abundância e diversidade de componentes do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico obtido por citometria de fluxo e oito variáveis ambientais: (1) Distância da Foz do rio Doce; (2) Distância da Costa; (3) K490 (turbidez); (4) iPAR; (5) SST; (6) Tempo e (7) Latitude e (8) Estrato (superfície ou fundo). Em negrito as variáveis que apresentaram efeito significativo.

| Testes Marginais   |          |               |              |              |
|--------------------|----------|---------------|--------------|--------------|
| Variável           | Df       | Variância     | F            | P            |
| iPAR               | 1        | 349           | 0,39         | 0,524        |
| SST                | 1        | 311           | 0,35         | 0,569        |
| <b>Kd490</b>       | <b>1</b> | <b>4806</b>   | <b>5,34</b>  | <b>0,016</b> |
| Distância da costa | 1        | 1662          | 1,84         | 0,171        |
| Distância da foz   | 1        | 883           | 0,98         | 0,315        |
| Latitude           | 1        | 116           | 0,13         | 0,728        |
| Profundidade       | 1        | 2193          | 2,44         | 0,130        |
| <b>Tempo</b>       | <b>9</b> | <b>300522</b> | <b>37,07</b> | <b>0,001</b> |
| <b>Estrato</b>     | <b>1</b> | <b>8330</b>   | <b>9,25</b>  | <b>0,001</b> |
| Resíduo            | 130      | 117107        |              |              |

Figura 409: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico) com todas as amostras coletadas durante o projeto (Áreas A, B, C e D). Variáveis obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do rio Doce) usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como  $\log(x+1)$ . MDS 1 está representada na horizontal e

MDS 2 na vertical. A área dos quadrantes de cada sítio é proporcional à abundância de *Prochlorococcus*, eucariotos autotróficos, bactérias heterotróficas e eucariotos heterotróficos dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo). Os inserts (i a v)) mostram detalhes do diagrama principal.



Uma análise similar (nMDS) contemplando somente os sítios da área B, Recifes Esquecidos, oferece uma visão adicional das fortes oscilações espaço-temporais na composição destas menores frações de tamanho dos elementos teia trófica microbiana (Figura 410). Nesta análise só com os dados da área B, as correlações com as variáveis explanatórias foram mais altas do que na análise com todas as áreas, sendo as variáveis SST (0,83), iPAR (0,25) fortemente correlacionadas positivamente ao eixo MDS 1. A variável distância da foz apresentou baixa correlação (0,05). As variáveis profundidade (-0,27) e Kd490 (-0,13) apresentam correlação com MDS 1. Forte correlação com o eixo MDS 2 foi apresentada pelas variáveis iPAR (-0,78), Kd490 (0,59) e profundidade (-0,28), enquanto SST (-0,16) e distância da foz (0,13) apresentaram menor correlação com este eixo. Fica evidente que esta região está sujeita a mudanças sazonais, com maior contribuição de eucariotos heterotróficos em períodos de maior turbidez (e.g. junho/julho de 2019) e predomínio de bactérias heterotróficas em condições de maior temperatura e menor turbidez. Picocianobactérias (*Prochlorococcus*) predominam em regime de maior radiação solar e alta transparência. Os recifes Esquecidos estão sujeitos à influência dos rejeitos do Desastre quando as condições metaoceanográficas movem a pluma do rio Doce para norte ou quando da ressuspensão do rejeito previamente depositado. Nestas situações, a turbidez é aumentada indicando influência da pluma. A biomassa clorofiliana, representando a totalidade do fitoplâncton, incluindo as frações maiores do microfitoplâncton não contempladas na citometria de fluxo, apresenta menor variação entre sítios e no tempo (Figura 411). Ou seja, apesar das mudanças composicionais, a biomassa de produtores primários é relativamente estável. É também evidente nesta análise a maior abundância de bactérias heterotróficas em situações de menor turbidez e maior temperatura. Os mecanismos por trás deste padrão podem ser múltiplos e não exclusivos. Devemos ter em mente que os dados representam fotografias do momento da coleta. A dinâmica da interação entre o fito e o bacterioplâncton e a predação por nanoflagelados sobre este último podem contribuir para o resultado encontrado. Em condições oligotróficas, em águas mais transparentes, o acoplamento entre a produção primária e a bacteriana é normalmente muito eficiente, o que concorda com os dados apresentados. Ainda, a menor carga bacteriana em situações de alta turbidez pode indicar que a causa da alta turbidez seja mais de origem mineral, como sedimentos da pluma do rio Doce, o que não contribui para o desenvolvimento heterotrófico (ao contrário de turbidez causada por acúmulo de matéria orgânica). Ainda, as mudanças na composição do fitoplâncton com a variação da turbidez podem estar causando um desacoplamento entre este e a comunidade bacteriana. Experimentos controlados com comunidades naturais coletadas nestas regiões são uma forma de investigar mais a fundo estes mecanismos.



Figura 410: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico), concentrações de clorofila a e feotitina dos sítios amostrados na área B (Recifes Esquecidos). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como  $\log(x+1)$ . A área dos quadrantes são proporcionais à abundância de *Prochlorococcus*, eucariotos autotróficos, bactérias heterotróficas e eucariotos heterotróficos dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo).

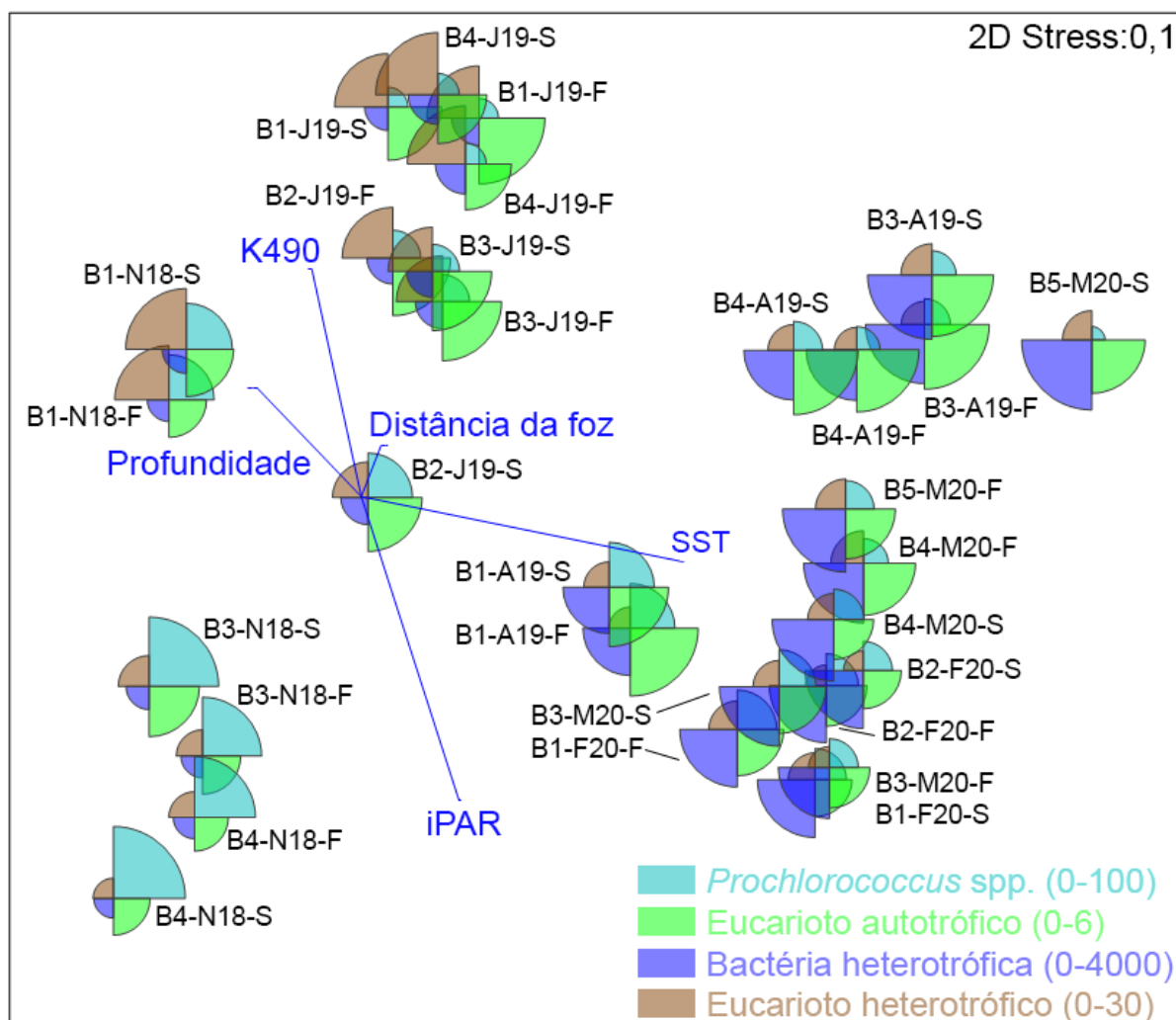
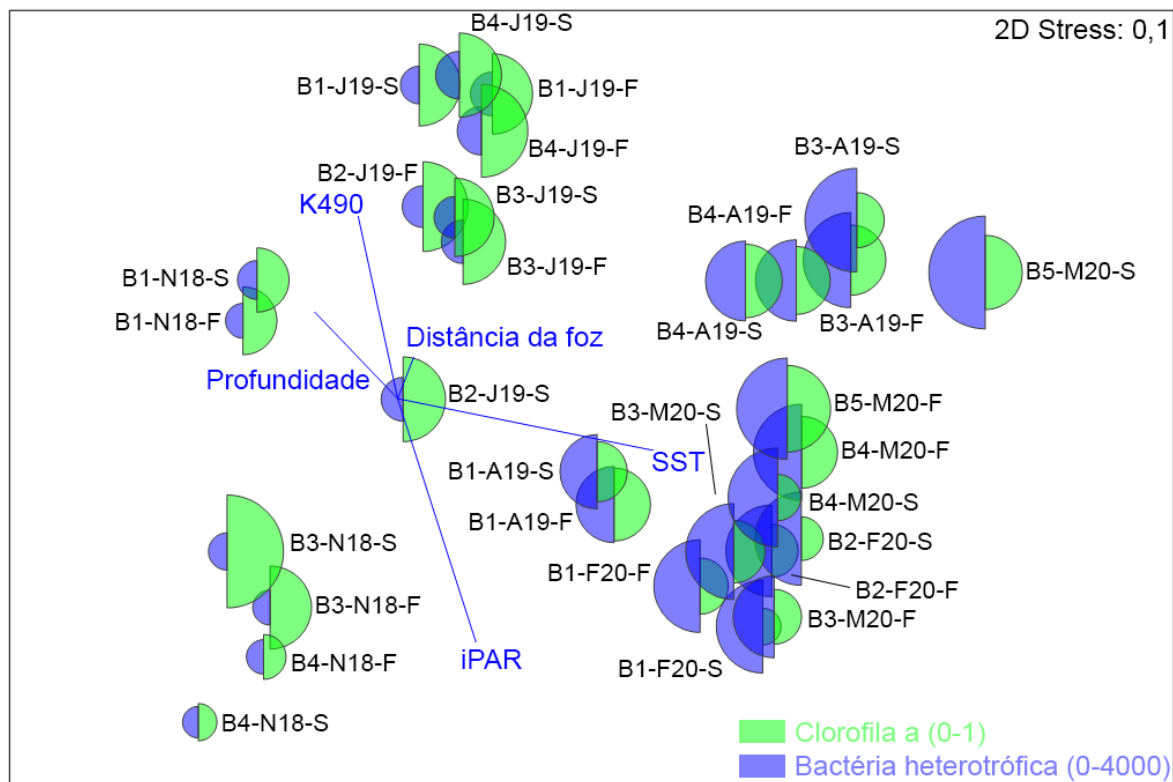


Figura 411: Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) com dados da comunidade planctônica (frações do pico e nanoplâncton auto e heterotrófico), concentrações de clorofila a e feotitina dos sítios amostrados na área B (Recifes Esquecidos). Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto (Kd490, SST e iPAR) e variáveis geográficas (profundidade e distância da foz do rio Doce) foram usadas como variáveis explanatórias. Os dados foram transformados como  $\log(x+1)$ . A área dos quadrantes são proporcionais à concentração de clorofila a e bactérias heterotróficas dentro da faixa indicada na legenda. O código das amostras indica o sítio, mês e ano da coleta e estrato (S: superfície; F: fundo).



Por fim, uma análise (PCA) integrando dados do pico e nanoplâncton com o tipo de cobertura de fundo dos sítios de Abrolhos (Área A) e dos recifes Esquecidos, mais ao sul e mais próximo da foz do rio Doce (Área B), ilustra bem a relação entre o plâncton e a cobertura de fundo (Figura 412). A região dos Recifes Esquecidos apresentou maior contribuição de picocianobactérias do gênero *Prochlorococcus* em relação a Abrolhos. Estas picocianobactérias são importantes produtores primários e contribuem para a demanda de N (através da fixação de  $N_2$ ) em recifes oligotróficos (CHARPY, 2005). Nos sítios relativamente mais rasos e turvos de Abrolhos, na Área A, onde observou-se densidades muito baixas de *Prochlorococcus* e a menor diversidade do fitoplâncton em geral, esta função de fixação de  $N_2$  - e provavelmente uma fração significativa da produção primária - pode estar sendo desempenhada por cianobactérias bentônicas, componentes comuns do turf e dominantes em tapetes de cianobactérias (BCMs), abundantes nos sítios de Abrolhos.

O conjunto de dados e análises aqui apresentados mostra um forte gradiente espacial nos indicadores acerca do fitoplâncton procaríoto e eucaríoto que sobrepuja as variações temporais na escala estudada (coletas trimestrais). As diferenças observadas estão associadas a forçantes oceanográficas (influência

de massas d'água), à proximidade da costa e à distância da foz do rio Doce, bem como ao tipo de comunidade de fundo.

A coerência das associações bióticas e os padrões de distribuição dos diferentes grupos taxonômicos e funcionais frente às variáveis físicas do meio observadas refletem a qualidade dos dados brutos gerados, além de ser um indicativo de normalidade da estrutura e aspectos funcionais do plâncton procarioto e protista, nas faixas dimensionais analisadas (pico, nano e micro) e nas escalas espacial e temporal contempladas no estudo até o momento.

Mesmo que nossa análise não revele inequívoco nexos causal com o Desastre, o efeito significativo da turbidez na estrutura da comunidade planctônica da região estudada evidencia a sensibilidade do sistema a esta forçante. A alteração da transparência da água é um dos principais efeitos da lama decorrente do rompimento da barragem que continua adentrando a zona costeira e é remobilizada em períodos de maior hidrodinamismo (vento e ondas). Estes resultados sugerem que efeitos a médio e longo prazo na composição da teia trófica microbiana não podem ser descartados. As reais consequências de caráter crônico sobre estas comunidades requer a continuidade do monitoramento do ambiente contemplando, no mínimo, as variáveis dos atributos da biota e do meio físico aqui apresentadas.

**Áreas**

- A (green circle)
- B (orange triangle)

**contribuição**

- 2,5 (light purple arrow)
- 5 (medium purple arrow)
- 7,5 (dark purple arrow)
- 10 (very dark purple arrow)

**A3S19S**

- sítio
- mês
- ano
- estrato

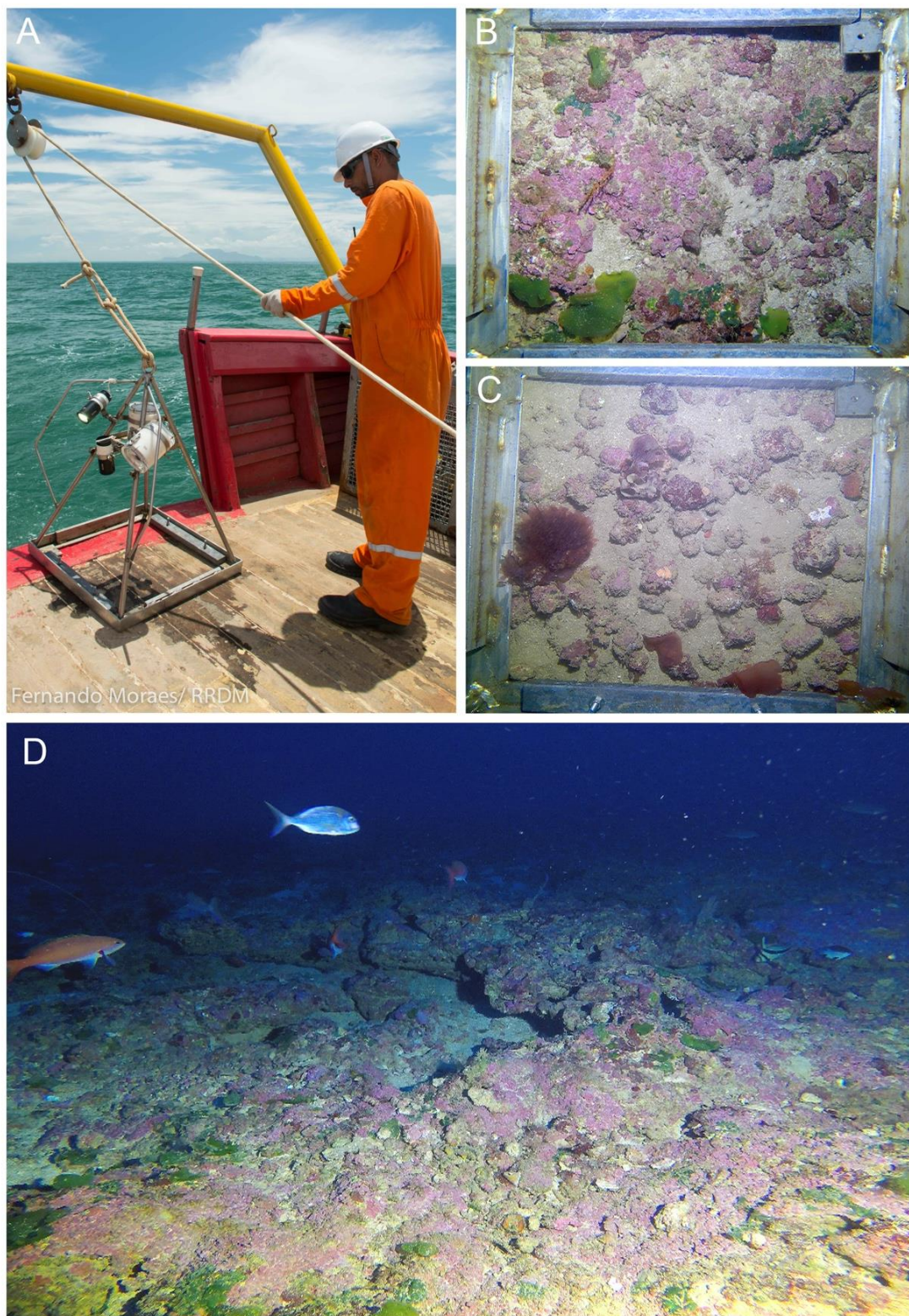
#### 2.9.4.4 Comunidades associadas aos bancos de rodolitos

Apesar de representar um dos ecossistemas mais extensos da plataforma continental brasileira, ocorrendo do Amapá até Santa Catarina, o conhecimento acerca dos bancos de rodolitos ainda é deficiente. Por exemplo, a disponibilidade de dados básicos sobre a distribuição, densidade, vitalidade e cobertura dos nódulos é pontual e fragmentada, e ainda não permite traçar um quadro holístico acerca da estrutura e do funcionamento desses ecossistemas. Apesar de serem apontados como ecossistemas estruturalmente complexos e agregadores de biomassa e biodiversidade, e em muitos sentidos comparáveis aos recifes coralíneos (e.g. biomineralização de  $\text{CaCO}_3$  por fotossintetizantes), são poucos os inventários taxonômicos em bancos de rodolitos. Até mesmo a diversidade e a identidade das algas coralináceas que formam os nódulos, juntamente com as assembleias de macroalgas a elas associadas, ainda é mal reconhecida. Trata-se de um quadro de conhecimento que dificulta a tomada de decisões bem subsidiadas na área da gestão e do licenciamento ambiental, e que tem resultado em uma série de disputas e impasses.

A região afetada pelo rompimento da barragem de Fundão abriga extensos bancos de rodolitos (HOLZ et al., 2020), inclusive o maior banco contínuo do mundo (AMADO-FILHO et al., 2012), compreendendo um sistema ideal para monitorar os efeitos do aporte sedimentar e da contaminação. Além disso, os bancos de rodolitos são um compartimento crucial dentro de qualquer estratégia que vise restaurar e/ou compensar os danos ambientais decorrentes do rompimento da barragem, inclusive pela sua importância para os sistemas pesqueiros. Nesse sentido, apresentamos a seguir um conjunto articulado de dados e informações adquiridas com técnicas complementares (Figura 413), com foco na: i) biodiversidade de grupos chave na região da foz do rio Doce e da APA Costa das Algas (macroalgas, algas formadoras de nódulos e fauna epibionte) e ii) estrutura e dinâmica das comunidades associadas aos bancos de rodolitos de toda a região.



Figura 413: Amostragens com “dropcam”. Legenda: A) Lançamento de uma unidade equipada com duas câmeras (ortogonal e diagonal) e sistema de iluminação; B e C) bancos de rodolitos com diferentes quantidades de sedimento e cobertura dissimilar; D) panorama de referência obtido com a câmera lateral.





## Biodiversidade

### *Macroalgas associadas a rodolitos na foz do Rio Doce e APA Costa das Algas*

As análises de diversidade da flora associada aos bancos de rodolitos estão concluídas. Com base nos dados das campanhas de dezembro de 2018, fevereiro de 2019 e julho de 2019 (Quadro 8) foram identificados 47 táxons de macroalgas associadas a rodolitos nas Áreas C e D (Foz do rio Doce e APA Costa das Algas, respectivamente), sendo que 13 deles correspondem a algas coralináceas incrustantes formadoras de rodolitos.

Quadro 8: Temporalidade das amostragens flora associada à rodolitos.

| Data      | Sítios   |
|-----------|--|
| dez/ 2018 | A5, B1, C4, C10, D8, D11, D13                      |
| fev/ 2019 | A5, B1, C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10, D13           |
| jul/ 2019 | B1, C2, C4, C10, D3, D5, D6, D7, D8, D10, D11, D13 |

O inventário revelou uma flora cerca de três vezes mais pobre do que aquela encontrada em associação a bancos de rodolitos em regiões relativamente próximas, especialmente ao norte da área amostrada (BRASILEIRO et al., 2016). Essa flora menos diversa em relação à do Banco Abrolhos parece ser característica da região com menor extensão da plataforma continental e mais influenciada pelo rio Doce, mas vale lembrar que não existem linhas de base pretéritas ao rompimento da barragem. Portanto, não se pode descartar a influência parcial de contaminantes e/ou sedimentos finos oriundos desse evento. Por exemplo, a macroalga parda de grande porte, *Laminaria abyssalis*, não foi registrada em levantamentos feitos nas Áreas C e D entre 2018-2019, embora tenham sido encontrados indivíduos esparsos em sítios próximos aos do PMBA (HOLZ et al., 2020). Trata-se de uma espécie endêmica de *kelp*, com distribuição entre 19°06'S (sul da Bahia) e 23°09'S (Cabo Frio) entre 45-120 m de profundidade, a qual se fixa prioritariamente a rodolitos (MARINS et al., 2012, 2014; OLIVEIRA-FILHO, 1976, 1978; YONESHIGUE-VALENTIN et al., 2006). No cenário estudado, era esperado encontrar essa espécie conspícua, ao menos no verão, quando a mesma apresenta frondes desenvolvidas e maiores biomassas e densidade (MARINS et al., 2014). Para outras espécies de *kelp*, são conhecidos declínios na taxa de adesão do zoósporo e nas taxas de sobrevivência e crescimento dos gametófitos com o aumento da carga de sedimentos finos (WATANABE et al., 2016). Além disso, partículas de sedimentos menores têm efeitos negativos ainda maiores no estágio inicial de diversas algas formadoras de dossel (e.g., ARAKAWA et al., 2012; CHAPMAN; FLETCHER, 2002; PARK; HWANG, 2011).

**Lista taxonômica das macroalgas associadas a rodolitos nas Áreas C e D** (símbolos correspondem ao ranque taxonômico).

- **RHODOPHYTA**

- **FLORIDEOPHYCEAE**

- **CERAMIALES**

- **Rhodomelaceae**

- ◆ *Bostrychia montagnei* Harvey
        - ◆ *Melanothamnus tongatensis* (Harvey ex Kützinger) Díaz-Tapia & Maggs
        - ◆ *Osmundaria obtusiloba* (C.Agardh) R.E.Norris

- **GIGARTINALES**

- **Phylloporaceae**

- ◆ *Petroglossum undulatum* C.W.Schneider

- **GRACILARIALES**

- **Gracilariaceae**

- ◆ *Crassiphycus caudatus* (J.Agardh) Gurgel et al.
        - ◆ *Gracilaria abyssalis* Gurgel & Yoneshigue-Valentin
        - ◆ *G. domingensis* (Kütz.) Sonder ex Dickie

- **HALYMENIALES**

- **Halymeniaceae**

- ◆ *Cryptonemia crenulata* (J.Agardh) J.Agardh
        - ◆ *Cryptonemia* sp.
        - ◆ *Halymenia brasiliiana* S.M.P.B.Guimarães & M.T.Fujii
        - ◆ *Halymenia* sp. 1
        - ◆ *Halymenia* sp. 2
        - ◆ *Halymenia* sp. 3
        - ◆ cf. *Halymenia*

- **PEYSSONNELIALES**

- **Peyssonneliaceae**

- ◆ *Peyssonnelia* sp.
        - ◆ cf. *Peyssonnelia*

- **RHODYMENIALES**

- **Rhodymeniaceae**

- ◆ *Botryocladia shanksii* E.Y.Dawson
        - ◆ *Rhodymenia divaricata* E.Y.Dawson
        - ◆ *R. pseudopalmata* (J.V.Lamouroux) P.C.Silva
        - ◆ *Rhodymenia* sp.

- **PLOCAMIALES**

- **Plocamiaceae**

- ◆ *Plocamium brasiliense* (Greville) M.Howe & W.R.Taylor

- **HETEROKONTOPHYTA**

- PHAEOPHYCEAE

- DICTYOTALES

- Dictyotaceae

- ◆ *Canistrocarpus cervicornis* (Kütz.) De Paula & De Clerck
        - ◆ *D. justii* J.V.Lamouroux
        - ◆ *Dictyota* sp.
        - ◆ *Lobophora variegata* (J.V. Lamour.) Womersley ex E.C. Oliveira
        - ◆ *Padina* sp.

- **CHLOROPHYTA**

- ULVOPHYCEAE

- ULVALES

- Ulvaceae

- ◆ *Ulva rigida* C.Agardh
        - ◆ *Ulva* sp.

- CLADOPHORALES

- Anadyomenaceae

- ◆ *Microdictyon boergesenii* Setchell

- Cladophoraceae

- ◆ *Chaetomorpha aerea* (Dillwyn) Kützing
        - ◆ *C. linum* (O.F.Müller) Kützing

- Valoniaceae

- ◆ *V. macrophysa* Kützing

- BRYOPSIDALES

- Halimedaceae

- ◆ *Halimeda discoidea* Decne.

### Algas coralináceas formadoras de rodolitos

Com base na integração de dados morfoanatômicos e sequências de DNA plastidial do marcador *psbA* foram identificados 13 táxons de algas coralináceas incrustantes (Tabela 56, Figura 414) nos bancos de rodolitos das Áreas A, B, C e D. Como já esperado para um grupo de organismos perene e de crescimento lento, não foi registrada diferença temporal na composição específica. Cada sítio apresentou, em média, 2 ( $\pm 1,6$ ) espécies. Os sítios com maior riqueza foram C4 (53 m de profundidade, 30 km de distância da foz do rio Doce) e D13 (45 m, 56 km), ao passo que o de menor riqueza foi C10, esse último já discriminado em análises anteriores em função de suas características intermediárias quanto à natureza sedimentar. A maioria dos táxons é conhecida por formar rodolitos no Sudeste e Nordeste do Brasil (e.g. AMADO-FILHO et al., 2017; BRASILEIRO et al., 2016). As duas espécies de algas coralináceas incrustantes mais comuns como formadoras de rodolitos no Brasil (AMADO-FILHO et al., 2017), *Lithothamnion crispatum* e *Melyvonnea erubescens*, foram as espécies com distribuição mais ampla na área de estudo, tendo ocorrido em 50% dos sítios. Destaca-se a publicação de uma nova espécie, *Sporolithon amadoi* (identificada como *Sporolithon* sp. 1 em relatórios anteriores, com ocorrência confirmada nas Áreas A, B, C e D (HOLZ et al., 2020; RICHARDS et al., 2019).

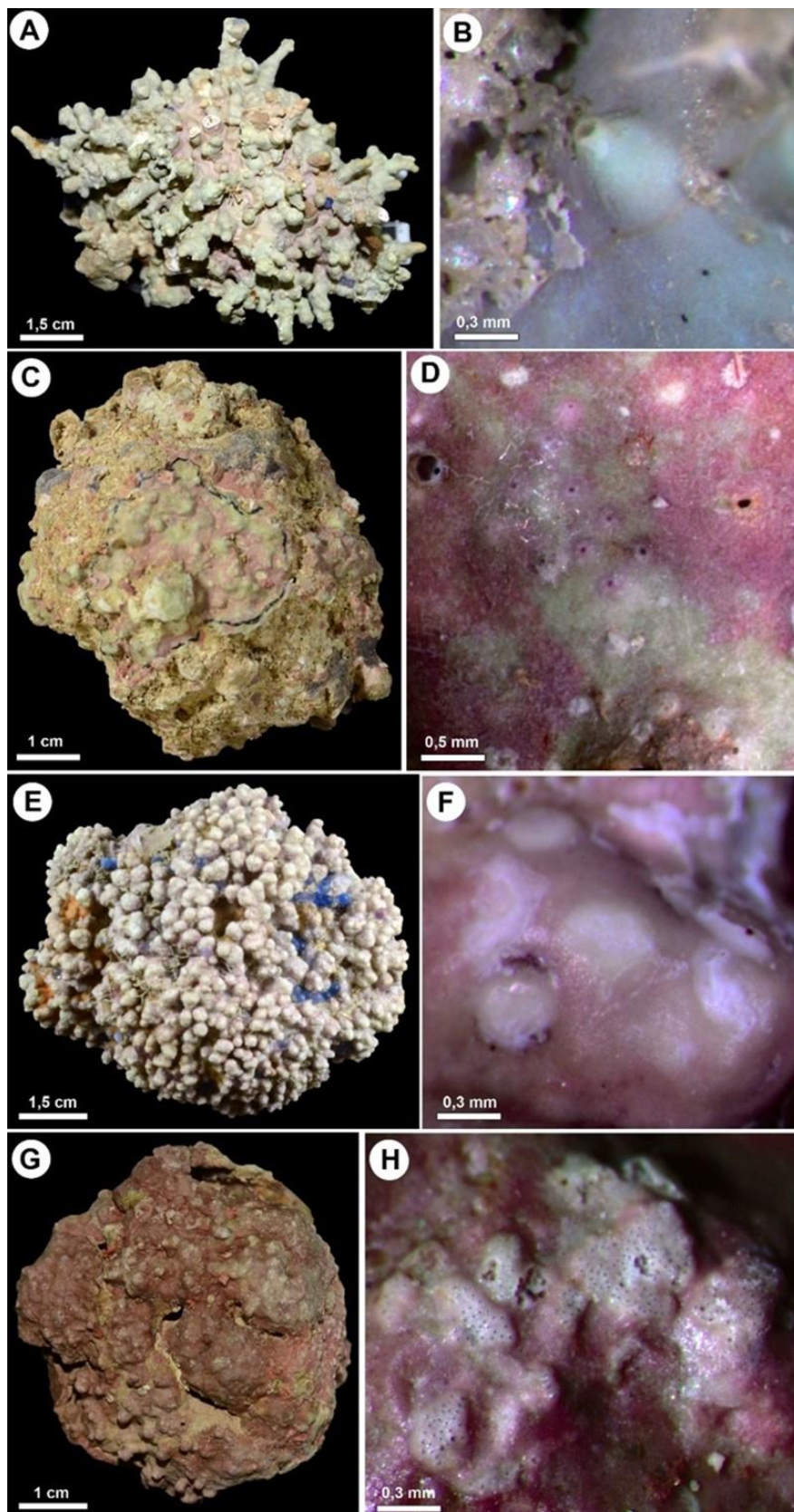
O levantamento de algas coralináceas formadoras de rodolitos na APA-Costa das Algas (Área D) feito por GOLDER (2016a), no âmbito da avaliação dos efeitos do rompimento da barragem de Fundão, reportou 6 táxons, ou seja, menos de 50% da riqueza aqui relatada. Tal discrepância pode estar relacionada às diferenças no esforço amostral e às abordagens utilizadas, uma vez que utilizamos dados morfoanatômicos e moleculares, enquanto que o estudo antecedente se restringiu a dados morfoanatômicos, uma abordagem insuficiente para um grupo com alto nível de diversidade críptica ou pseudo-críptica (HERNANDEZ-KANTUN et al., 2016; SISSINI et al., 2014).

Tabela 56: Algas coralináceas incrustantes registradas nos bancos de rodolitos das Áreas A, B, C e D. O símbolo "+" indica presença e o símbolo "-" indica que a espécie não foi encontrada.

|  | Sítio |    |    |    |     |    |    |    |    |    |     |     |     |
|--|-------|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|
|  | A5    | B1 | C2 | C4 | C10 | D3 | D5 | D6 | D7 | D8 | D10 | D11 | D13 |
| <b>Corallinales</b>                    |       |    |    |    |     |    |    |    |    |    |     |     |     |
| <i>Harveyolithon rupestre</i>          | -     | -  | -  | +  | -   | -  | -  | -  | -  | -  | -   | -   | +   |
| <i>Lithophyllum corallinae</i>         | -     | -  | +  | -  | -   | -  | -  | -  | -  | -  | -   | -   | -   |
| <i>Lithophyllum prototypum</i>         | -     | -  | -  | +  | -   | -  | -  | -  | -  | -  | -   | -   | +   |
| <i>Lithophyllum pustulatum</i>         | -     | -  | -  | -  | -   | -  | -  | -  | -  | -  | +   | +   | -   |
| <i>Lithophyllum</i> sp. 2              | -     | -  | +  | -  | -   | +  | +  | -  | +  | -  | +   | -   | -   |
| <i>Neogoniolithon brassica-florida</i> | -     | -  | -  | +  | -   | -  | -  | -  | -  | +  | -   | +   | +   |
| <b>Hapalidiales</b>                    |       |    |    |    |     |    |    |    |    |    |     |     |     |
| <i>Melyvonnea erubescens</i>           | +     | +  | -  | -  | -   | +  | -  | +  | -  | +  | -   | -   | +   |
| <i>Mesophyllum</i> sp.                 | -     | -  | -  | -  | -   | -  | -  | -  | -  | +  | -   | -   | -   |
| <i>Lithothamnion crispatum</i>         | +     | +  |    | +  |     | +  | +  |    | +  | -  | -   | -   | -   |
| <i>Lithothamnion</i> sp.2              | -     | -  | -  | -  | +   | -  | -  | -  | -  | -  | -   | -   | -   |
| <i>Lithothamnion</i> sp.1              | -     | -  | -  | +  | -   | -  | -  | -  | +  | -  | -   | -   | -   |
| <b>Sporolithales</b>                   |       |    |    |    |     |    |    |    |    |    |     |     |     |
| <i>Sporolithon amadoi</i>              | -     | +  | -  | +  | -   | -  | -  | -  | -  | +  | -   | -   | +   |
| <i>Sporolithon</i> sp. 2               | -     | -  | -  | -  | -   | -  | -  | -  | -  | -  | -   | -   | +   |

Figura 414: Aspecto e estruturas reprodutivas de algas coralináceas formadoras de rodolitos coletadas na região estudada.

Chave: A: *Neogoniolithon brassica-florida*. B: Conceptáculo uniporado, *N. brassica-florida*. C: *Lithophyllum* sp. 2 (crosta demarcada a lápis). D: Conceptáculos uniporados, *Lithophyllum* sp. 2. E: *Melyvonnea erubescens*. F: Conceptáculos tetrasporangiais multiporados, *M. erubescens*. G: *Sporolithon amadoi*. H: Soros, *Sporolithon amadoi*.





### Fauna associada a rodolitos

O assentamento larval e a metamorfose de diversas espécies de invertebrados ocorrem preferencialmente, ou mesmo exclusivamente, na presença de algas coralináceas (e.g. HARRINGTON et al., 2004; MORSE; MORSE, 1991; ROBERTS, 2001). No entanto, a importância dos bancos de rodolitos como habitat de invertebrados ainda é pouco conhecida (e.g. CAVALCANTI et al., 2013; MOURA et al., 2016). Aspectos básicos, tais como a relação entre a diversidade de epibiontes e a complexidade estrutural (e.g. STELLER et al., 2003), ainda permanecem pouco explorados (TÂMEGA et al., 2014). Reportamos aqui o material coletado em 13 sítios com rodolitos, nas quatro Áreas, nas campanhas de dezembro 2018, fevereiro 2019 e julho 2019 (Quadro 9). Esse material foi analisado com base na morfologia dos espécimes (e.g. Figura 414, veja Figura 416) encontrados na superfície dos nódulos (i.e., epibiontes), tendo sido registradas 340 morfoespécies de invertebrados. Os grupos mais abundantes foram Bryozoa (77,7%), Ascidiacea (11,3%), Porifera (4,9%), Mollusca (2,1%), Polychaeta (1,4%) e Sipuncula (1,3%), ao passo que Brachiopoda, Cnidaria, Crustacea, Echinodermata e Nemertea representaram menos de 1 % cada (Tabela 57).

Quadro 9: Temporalidade de coletas da fauna associada à rodolitos.

| Data      | Sítios   |
|-----------|--|
| dez/ 2018 | A5, B1, C4, C10, D8, D11, D13                      |
| fev/ 2019 | A5, B1, C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10, D13           |
| jul/ 2019 | B1, C2, C4, C10, D3, D5, D6, D7, D8, D10, D11, D13 |

Os morfotipos de Bryozoa mais abundantes foram formas incrustantes, geralmente associadas a algas coralináceas (vivas ou mortas), corroborando a hipótese de que esses organismos são importantes contribuidores na formação de estruturas carbonáticas (e.g., BASTOS et al., 2018). Nesse sentido, merecem destaque *Reptadeonella* sp., briozoário mais abundante nos rodolitos, além de *Celleporaria atlantica* e *Stylopoma hastata*, que apresentaram colônias que se desenvolvem em estruturas multi-laminares, também importantes na formação dos nódulos carbonáticos (Figura 415, Figura 416). Dentre Ascidiacea (NELSON et al., 2012), a espécie colonial incrustante *Didemnum galacteum* predominou nas três campanhas, representando 65,8% da abundância total de ascídias. Essa é uma espécie de ascídia comum na costa brasileira, ocorrendo desde o Ceará até o Paraná, da zona entre-marés até 22 m de profundidade (LOTUFO; DIAS, 2007). Os registros de *D. galacteum* aqui apresentados ampliam a distribuição batimétrica conhecida para essa espécie para até 70 m de profundidade. Porifera foi representado majoritariamente por espécies incrustantes (e.g., *Chelonaplysilla erecta*, *Clathria* sp., *Monanchora* sp., Suberitidae e Ancorinidae), seguidas por poucas espécies maciças (e.g., *Aiolochoira crassa*, *Callyspongia* sp. e *Hyattella cavernosa*), conhecidas por aglutinar rodolitos e facilitar a formação de recifes (PEREIRA-FILHO et al., 2015; WULFF; BUSS, 1979). A diversidade de Bryozoa e Porifera tendeu a ser maior em ambientes mesofóticos e mais afastados da costa, possivelmente devido a menor competição com organismos foto-autotróficos (BASTOS et al., 2018; SCIBERRAS et al., 2009). Mollusca foi representado majoritariamente por gastrópodes vermetídeos e bivalves.



A composição da fauna epibionte variou significativamente entre campanhas (*PERMANOVA*:  $F = 13,84$ ;  $p < 0,001$ ), com maior riqueza registrada em fevereiro de 2019. Em dezembro de 2018, o sítio C10 apresentou a menor densidade total de invertebrados, o que pode ser atribuído à menor contribuição de Bryozoa, cuja presença na superfície de fundos duros, recifes ou rodólitos, pode ter uma componente sazonal. O sítio D13 apresentou maior densidade de invertebrados, associada à dominância de ascídias (Figura 417). Em fevereiro de 2019, os sítios D3 e D7 apresentam a maior e menor densidade de invertebrados, respectivamente (Figura 418). Na campanha de julho de 2019 não foram registradas diferenças na abundância de Ascidiacea entre os sítios (Figura 419). Considerando os três grupos mais abundantes (Bryozoa, Ascidiacea e Porifera), a campanha de fevereiro de 2019 (2) apresentou uma abundância total maior que a de julho de 2019 (Figura 420; *PERMANOVA*:  $F = 21,777$ ,  $p < 0,001$ ). Isso pode estar relacionado com a entrada de frentes frias e aumento do hidrodinamismo no inverno, gerando maior movimentação dos nódulos e consequente diminuição de epibiontes (FOSTER, 2001). O cálculo de índices de diversidade e equitabilidade, recomendado no TR, não contribuiu para discriminar as amostras (veja relatórios anteriores).

Figura 415: Epibiontes em rodolitos e concreções calcárias. A: alta concentração de macroalgas (Sítio A5, 8 m); B: Briozoários e esponjas (B1, 33 m); C: algas coralináceas incrustantes (CCA), ascídias e briozoários (C2, 63 m); D: CCA e ascídias (C4, 51 m); E: sedimento lamoso trapeado em meio a CCA (C10, 72 m); F: Briozoário *Stylopoma hastata* e CCA (D3, 50 m).

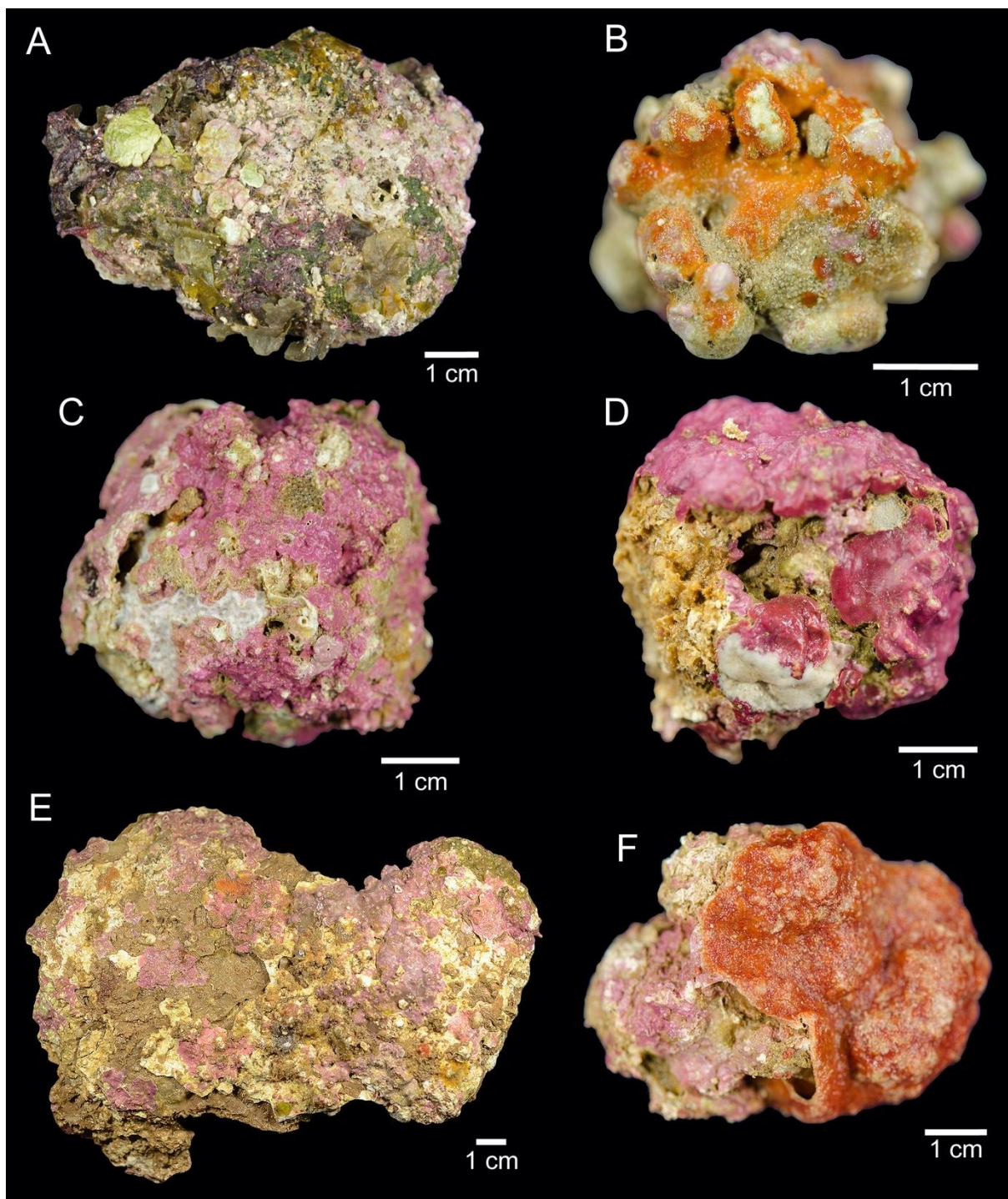




Figura 416: Algumas das principais espécies de Bryozoa, Ascidiacea e Porifera associadas a rodolitos. A, *Reptadeonella* sp.; B, *Stylopoma hastata*; C, *Celleporaria atlantica*. D, *Didemnum galacteum* (Ascidiacea); E, Suberitidae (Porifera).

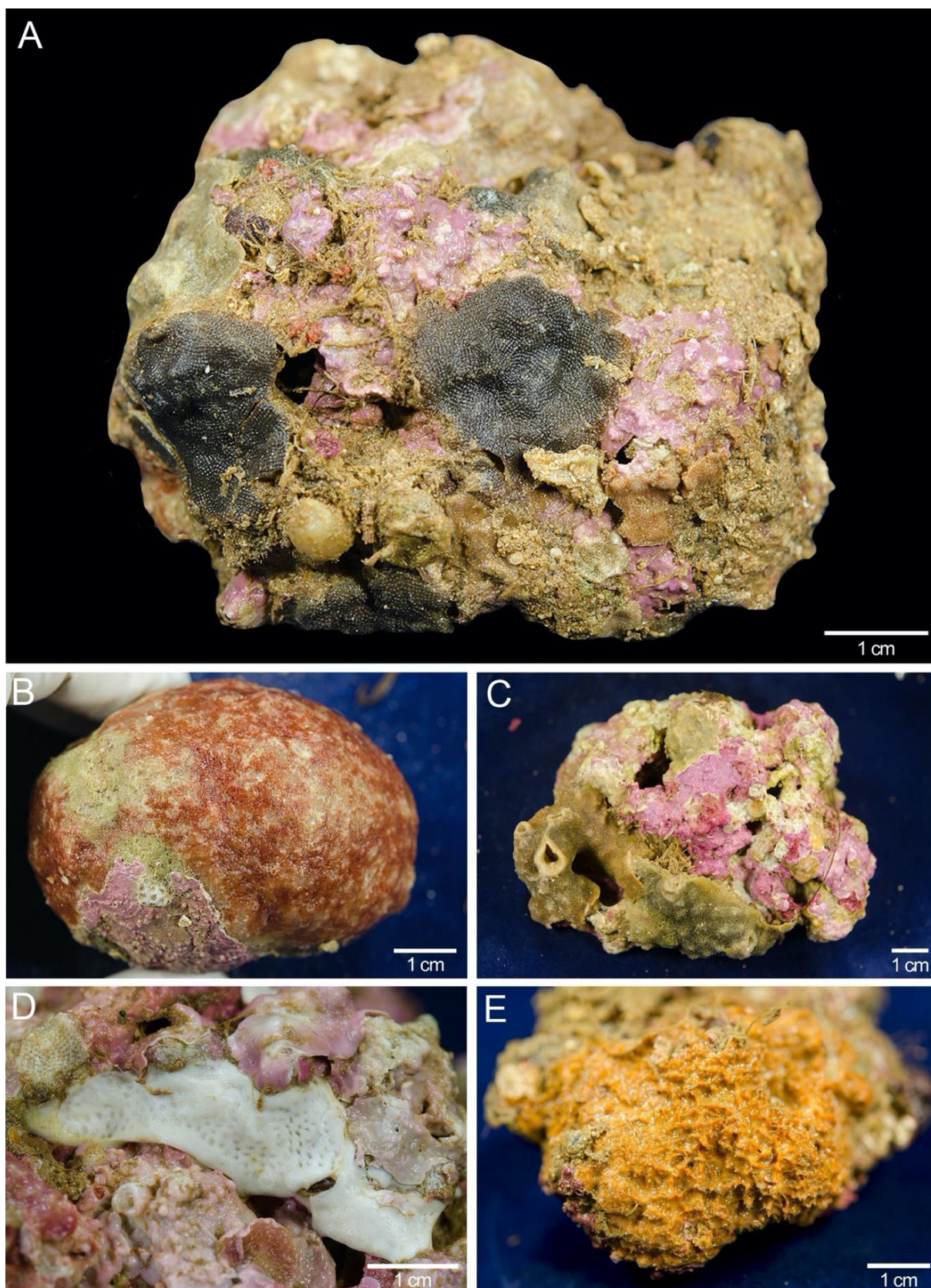


Tabela 57: Valores absolutos e percentuais de abundância (número de indivíduos) e riqueza (número de espécies/morfoespécies) para cada um dos 11 grandes grupos de invertebrados associados aos rodolitos nas campanhas de dezembro de 2018, fevereiro de 2019 e julho de 2019.

|                      | <b>Abundância</b> | <b>% Abundância</b> | <b>Riqueza</b> | <b>% Riqueza</b> |
|----------------------|-------------------|---------------------|----------------|------------------|
| <b>BRYOZOA</b>       | 7012              | 77,7                | 95             | 27,9             |
| <b>ASCIDIACEA</b>    | 1016              | 11,3                | 20             | 5,9              |
| <b>PORIFERA</b>      | 441               | 4,9                 | 122            | 35,9             |
| <b>MOLLUSCA</b>      | 189               | 2,1                 | 26             | 7,6              |
| <b>POLYCHAETA</b>    | 128               | 1,4                 | 30             | 8,8              |
| <b>SIPUNCULA</b>     | 120               | 1,3                 | 1              | 0,3              |
| <b>CNIDARIA</b>      | 39                | 0,4                 | 7              | 2,1              |
| <b>CRUSTACEA</b>     | 36                | 0,4                 | 22             | 6,5              |
| <b>ECHINODERMATA</b> | 29                | 0,3                 | 15             | 4,4              |
| <b>BRACHIOPODA</b>   | 13                | 0,1                 | 1              | 0,3              |
| <b>NEMERTEA</b>      | 1                 | 0,0                 | 1              | 0,3              |
| <b>TOTAL</b>         | 9024              | 100,0               | 340            | 100,0            |

Figura 417: Abundância t (A) dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados a rodolitos (B-F) em dezembro de 2018 nos sítios C4, C10, D8, D11 e D13. A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porífera, E= Sipuncula, F= Mollusca. As letras acima das barras de erro indicam grupos homogêneos.

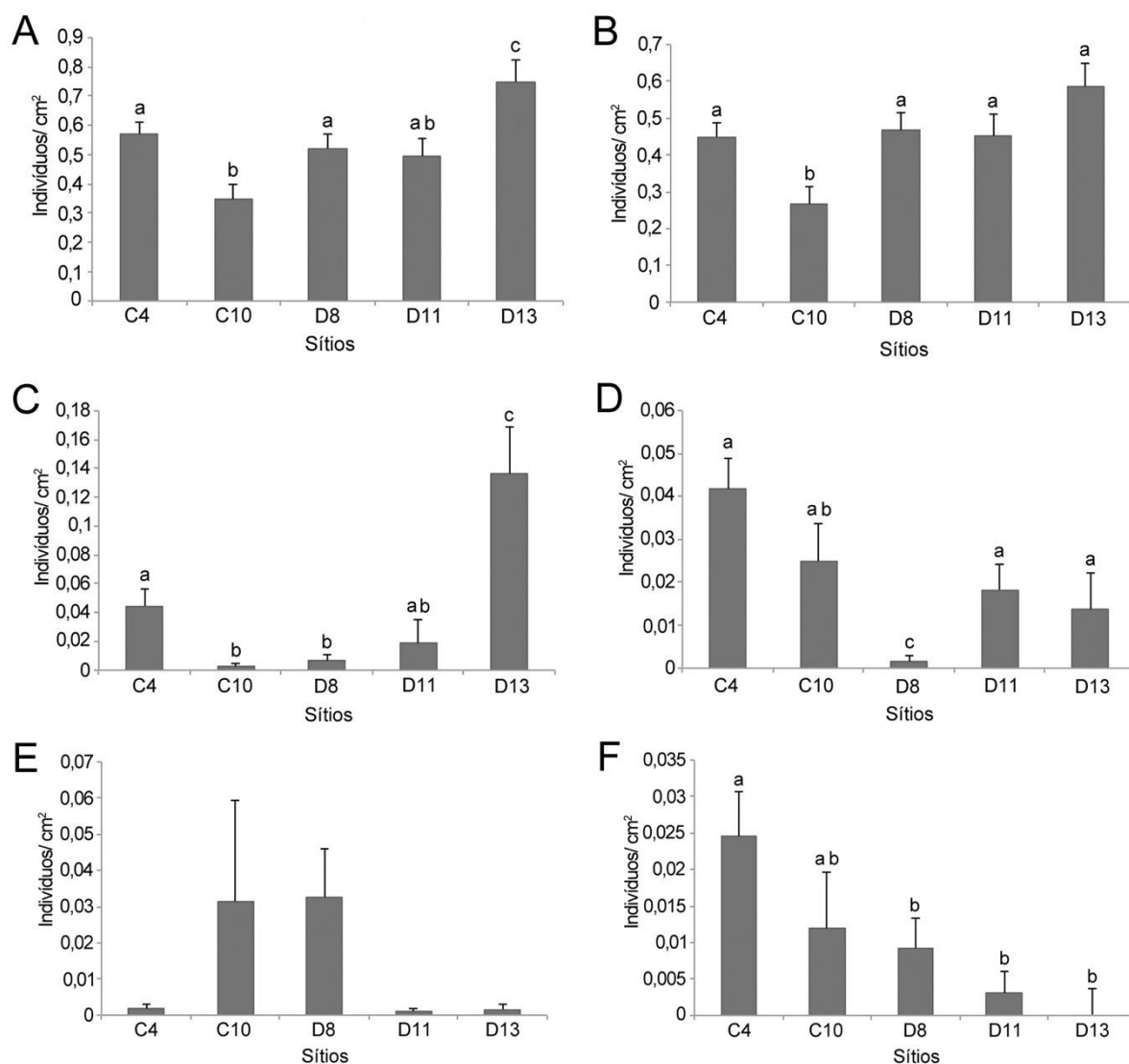


Figura 418: Abundância (A) dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados a rodolitos (B-F) em fevereiro de 2019 (sítios C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10, D13. A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Polychaeta, F= Mollusca. As letras acima das barras de erro indicam grupos homogêneos.

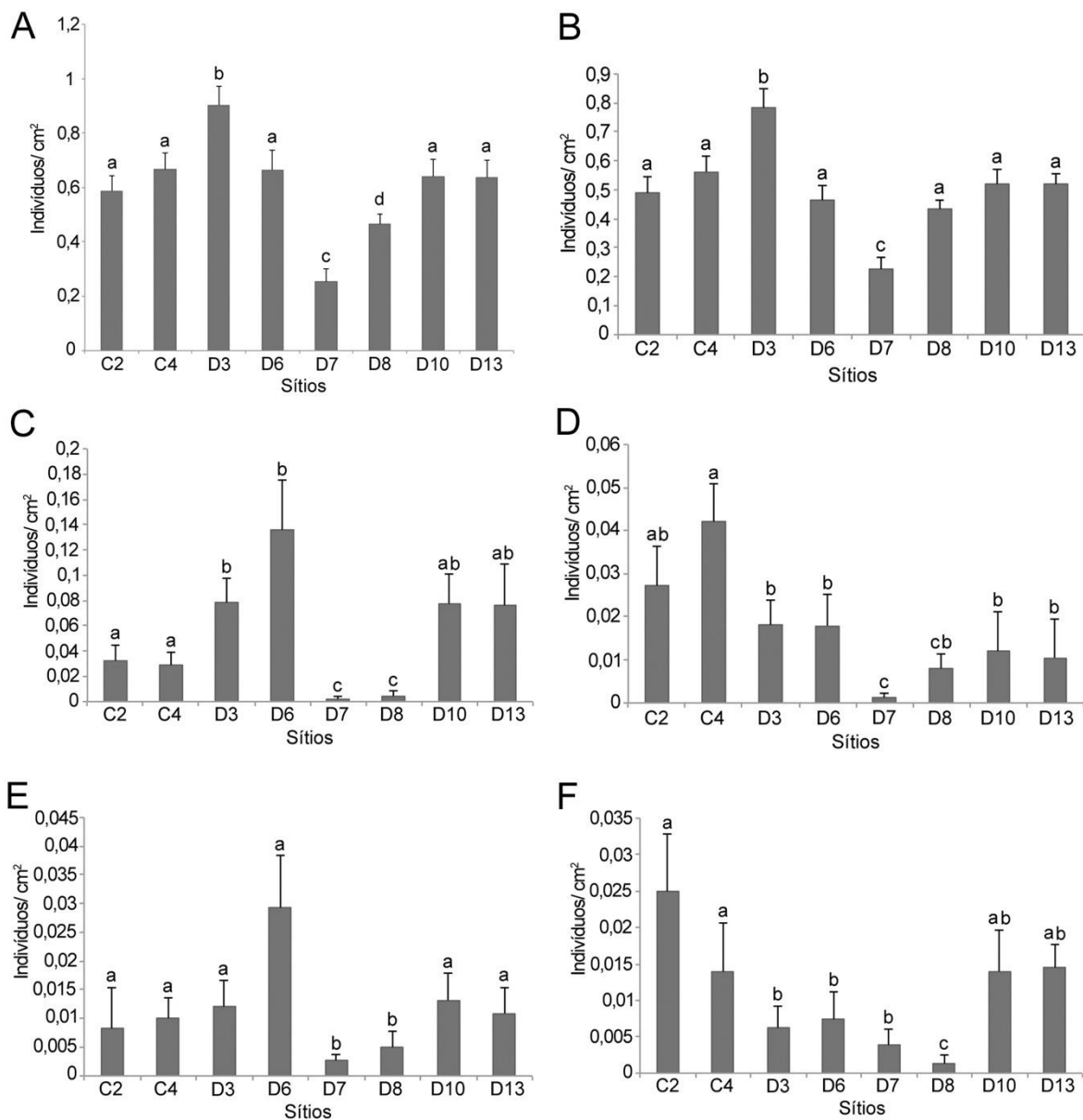




Figura 419: Abundância (A) dos cinco principais grupos de invertebrados bentônicos associados a rodolitos (B-F) em julho de 2019 (sítios C2, C4, C10, D3, D5, D6, D7, D8, D10, D11 e D13). A= Total dos grupos taxonômicos, B= Bryozoa, C= Ascidiacea, D= Porifera, E= Sipuncula, F= Brachiopoda. As letras acima das barras de erro padrão indicam grupos homogêneos.

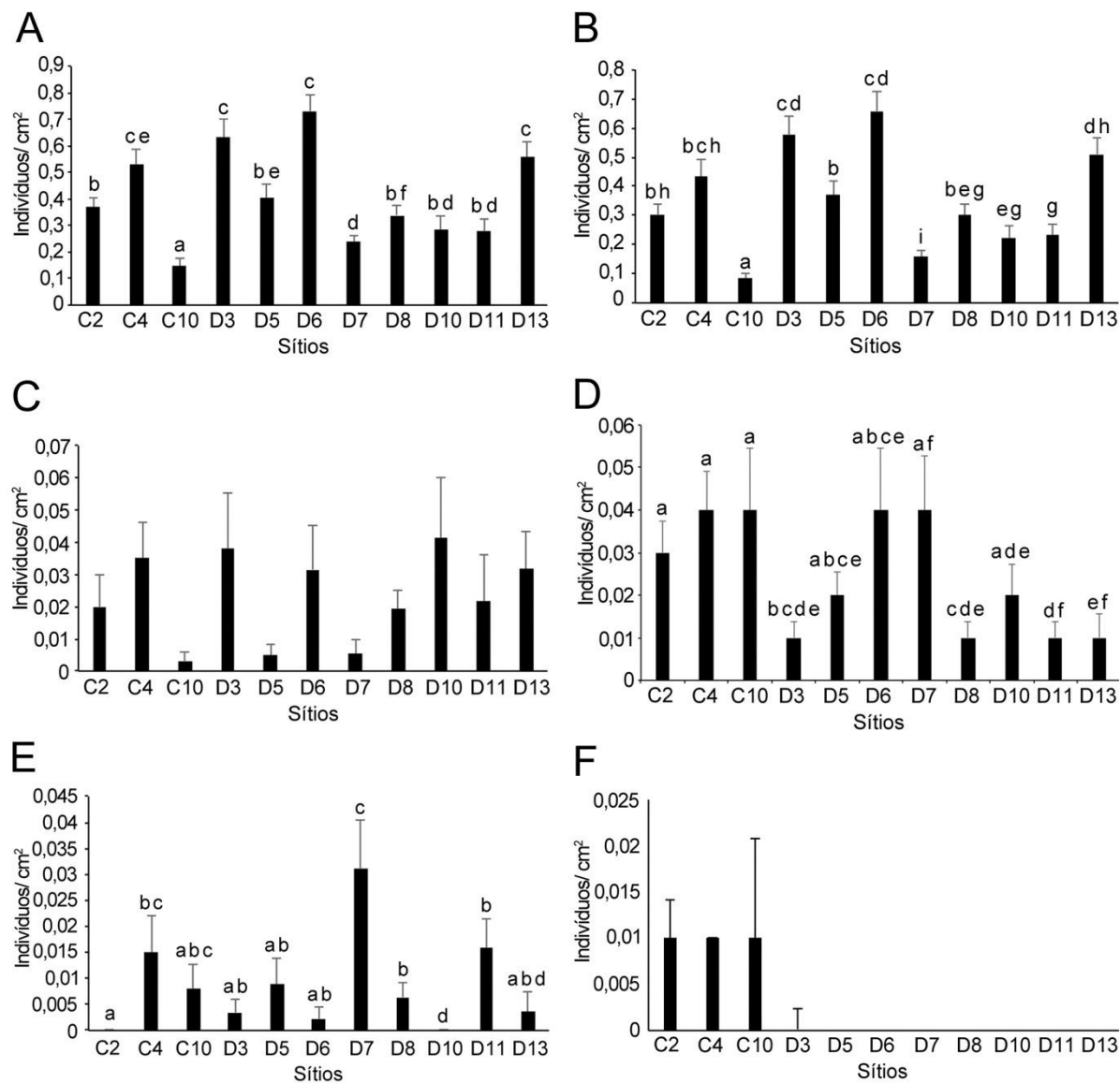
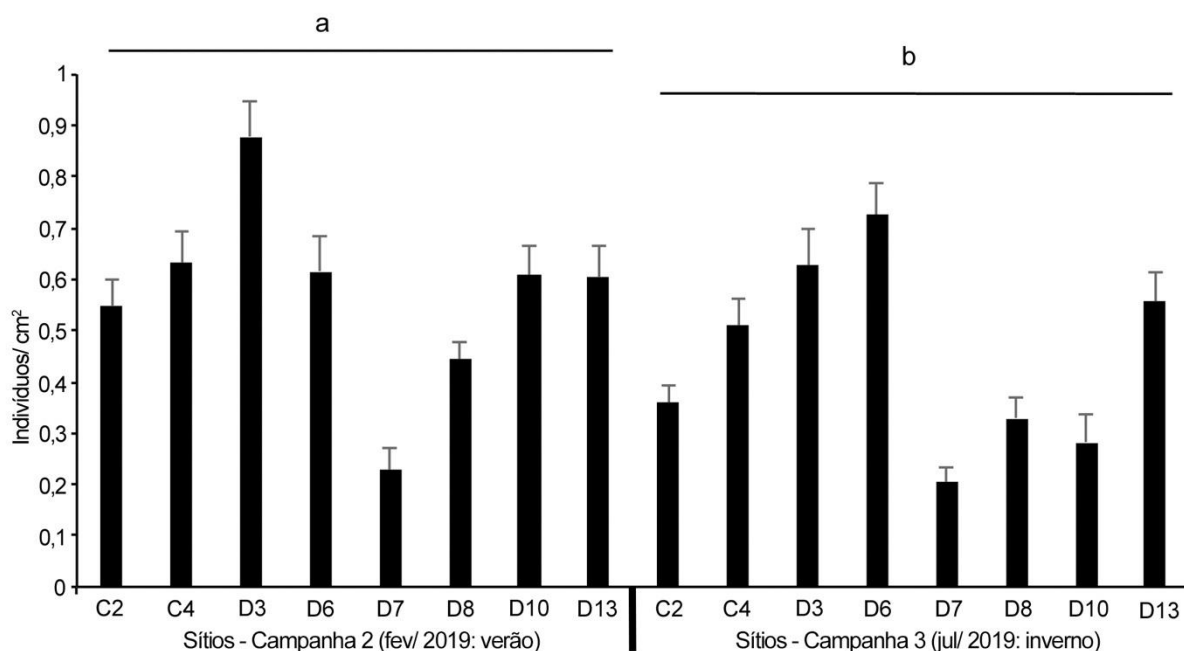


Figura 420: Abundância dos três principais grupos de invertebrados bentônicos associados a rodolitos (Bryozoa, Ascidiacea e Porifera) (sítios C2, C4, D3, D6, D7, D8, D10 e D13) nas campanhas de fevereiro de 2019 e julho de 2019. As letras acima das barras de erro padrão indicam grupos homogêneos.



#### Estrutura e dinâmica das comunidades associadas aos bancos de rodolitos

Além de constituírem um dos maiores depósitos de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) do mundo (AMADO-FILHO et al., 2012), os bancos de rodolitos da região estudada representam uma grande área de substrato consolidado que é utilizada por peixes recifais de importância comercial (MOURA et al. 2021). Os bancos de rodolitos também estão intimamente associados a concreções calcárias na plataforma externa, as quais formam feições com maior complexidade estrutural (HOLZ et al. 2020). Os bancos de rodolitos representam uma lacuna de conservação evidente na região de estudo, devendo ser explicitamente considerados em iniciativas de planejamento espacial marinho (MOURA et al. 2013), inclusive no âmbito de medidas de mitigação e compensação dos danos decorrentes do rompimento da barragem (e.g. criação e implementação de UCs). Para isso, é essencial compreender a distribuição desse megahabitat bêntico e explorar a heterogeneidade espaço-temporal das comunidades associadas (e.g. MOURA et al. 2021), focos dos resultados apresentados a seguir.

Para avaliar a estrutura e dinâmica das comunidades associadas aos bancos de rodolitos utilizamos imagens ortogonais e diagonais do fundo, obtidas com "dropcams" equipadas com 2 câmeras de alta resolução e sistema de iluminação (Figura 421). O imageamento foi complementado por coletas de rodolitos com uso de dragas (Figura 422). As imagens ortogonais, usadas para quantificação do recobrimento, foram processadas com auxílio de softwares específicos, conforme descrito em relatórios

anteriores e documentos complementares, com identificação dos organismos no menor nível taxonômico possível.

Os dados de cobertura obtidos até 2020 foram explorados com escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e Modelos Lineares (DISTLM) associados a análises de redundância baseadas em distâncias (dbRDA), usando dados transformados (log ratio) e matrizes triangulares de similaridade baseadas em distâncias euclidianas. As referências que balizam as análises de dados estão apresentadas no item Fundamentação teórico-conceitual. O tempo não foi incluído como variável preditora nos modelos, dada a cobertura temporal ainda limitada. Indícios de variação temporal, direcional ou sazonal, foram explorados a partir do deslocamento dos scores das amostras das diferentes campanhas, usando diagramas bidimensionais de NMDS (dados até 2021).

As malhas amostrais mais representativas e com maior frequência amostral (trimestral no ano 1 e semestral a partir de então) foram a foz do rio Doce (Área C) e a APA Costa das Algas (Área D). Para as Áreas C (Foz do Rio Doce) e D (APA Costa das Algas), o quadro acerca da distribuição dos bancos de rodolitos e de concreções calcárias a eles associadas está bem consolidado e já pode ser utilizado para subsidiar medidas de manejo (e.g. Plano de Manejo da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz). Na Área B (Recifes Esquecidos), apenas um sítio com bancos de rodolitos (B1) vem sendo monitorado semestralmente (B1). Para a Área A, além de um panorama geral do tipo “snapshot” abrangendo 12 estações, estão disponíveis séries temporais (dados semestrais) para uma linha costa-oceano (“cross-shelf”) no extremo norte da área estudada (sítios A5 e An1-An4), ou seja, na área menos atingida por materiais oriundos do rompimento da barragem. Diante do cenário desfavorável de execução não foram coletados dados em 2020. As amostragens foram retomadas em 2021, quando a malha nas Áreas A, C e D (4, 7 e 10 estações, respectivamente) voltou a ser coberta semestralmente.

Considerando a disponibilidade heterogênea de dados, procuramos apresentar um quadro regional e recortes espaço-temporais para algumas Áreas. Além de abarcar e/ou atualizar informações já apresentadas em relatórios anteriores, foram adicionados os dados adquiridos e processados em 2021. Conforme explicitado na Apresentação essa estratégia visa garantir a integridade dos objetivos iniciais, bem como fornecer um quadro coerente ao leitor, sem demandar a leitura dos relatórios anteriores para compreender o que está sendo aqui apresentado.

.

Figura 421: Amostragens com "dropcam" (A), imagens ortogonais do fundo em áreas com menor (B) e maior (C) acúmulo de sedimentos sobre os nódulos, e concreções calcárias (D) na plataforma externa. O esquema inferior mostra uma generalização da sucessão "cross-shelf" de habitats bênticos amostrados com "dropcams" (adaptado de HOLZ et al., 2020)

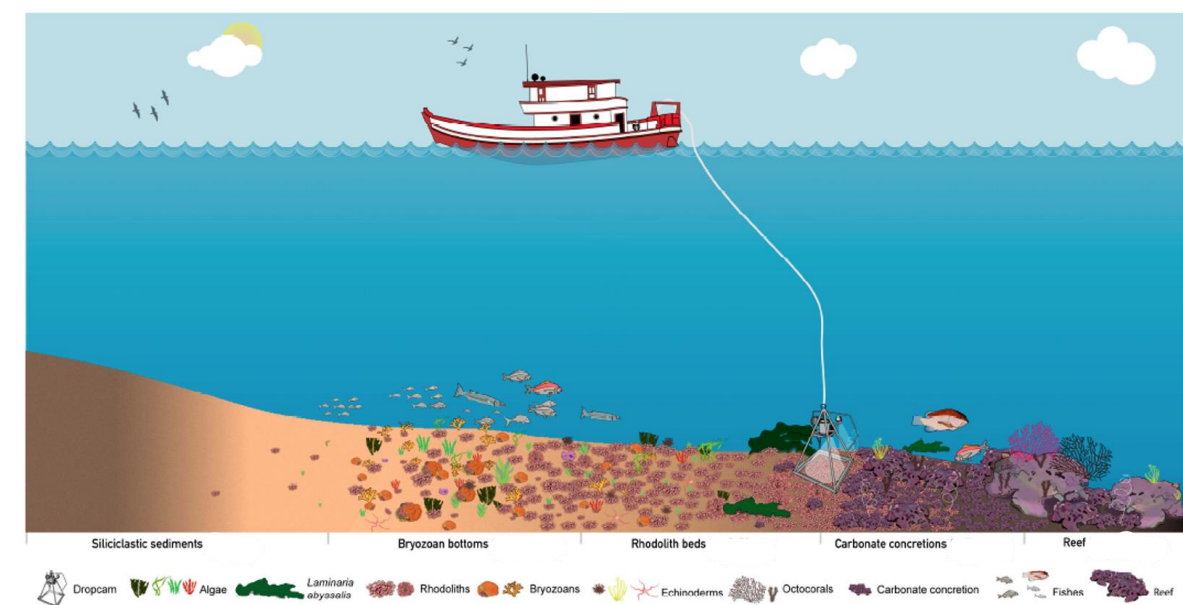
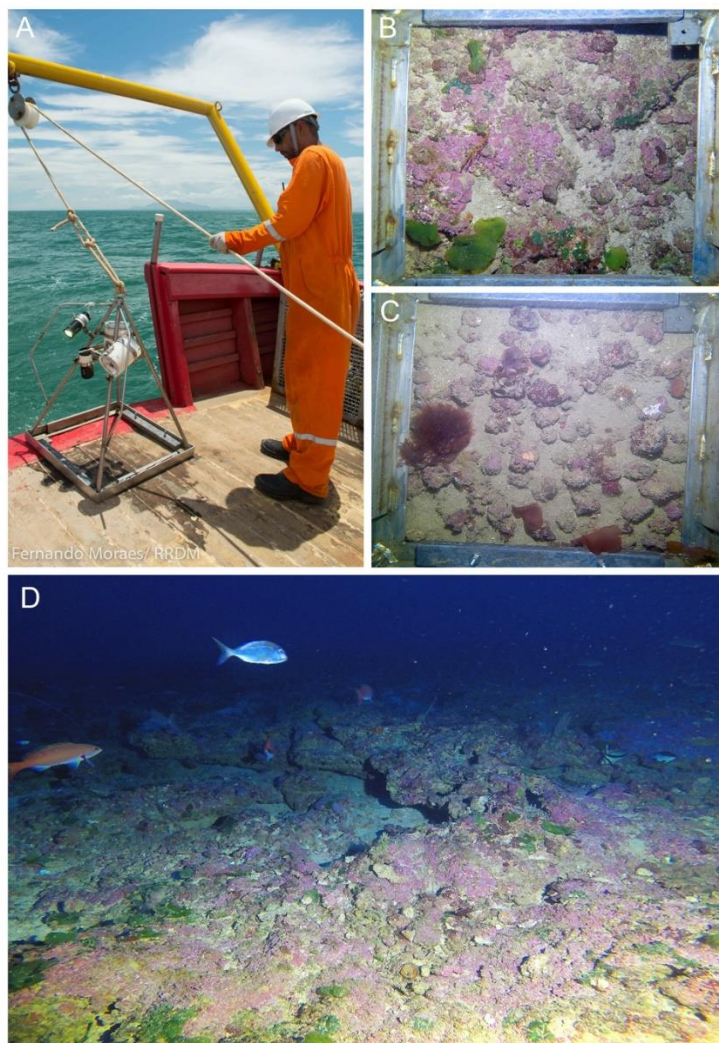




Figura 422: Coleta de rodolitos com dragas (A e B) e triagem a bordo (C, D e E)



A síntese aqui apresentada destaca, como variáveis indutores da estrutura e dinâmica da cobertura dos bancos de rodolitos, a latitude, as distâncias da costa e da foz do rio Doce e a turbidez (Kd490), que compreenderam as variáveis explanatórias com seleção mais recorrente nos modelos construídos com os dados obtidos até 2020.

O modelo global e a dbRDA com todas as amostras (sítios e campanhas) evidenciaram heterogeneidade regional com forte discriminação da Área A (Abrolhos) em relação às demais (B, C e D) (Figura 423; Tabela 58). Essa discriminação foi evidente ao longo do primeiro eixo da dbRDA, associado com a distância da foz do rio Doce que, nessa escala regional, é colinear com a latitude.

A Área A foi a mais heterogênea, com variação associada ao gradiente latitudinal e à distância da costa (Figura 423). A amplitude espacial das amostragens feitas na Área A também pode estar associada a essa maior heterogeneidade. As amostras da Área B tiveram escores intermediários nos dois eixos (Figura 423). As amostras das Áreas C e D foram discriminadas principalmente ao longo do eixo 2 da dbRDA, associado primariamente à turbidez e, secundariamente, à distância da costa (Figura 423).

A Figura 424 traz imagens ortogonais e panorâmicas representativas dos bancos de rodolitos das Áreas A, C e D, dando uma ideia da heterogeneidade na cobertura. Essa heterogeneidade espacial, quando considerada no modelo global, acaba por obscurecer a dinâmica temporal, principalmente aquela relacionada à Área A, onde a maior parte dos sítios foi amostrada uma única vez. A Figura 425 apresenta uma exploração atualizada da variação na cobertura dos bancos de rodolitos das Áreas A, C e D, entre 2018 e 2021 (todas as amostras obtidas até o presente), com detalhamento enfocando as amostras da Área A e B na Figura 426 e das Áreas C e D na Figura 427. A variação na cobertura do único sítio de rodolitos amostrado na Área B está apresentada na Figura 428.



Figura 423: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos (Áreas A, B, C e D) obtidas entre 2018 e 2020. Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

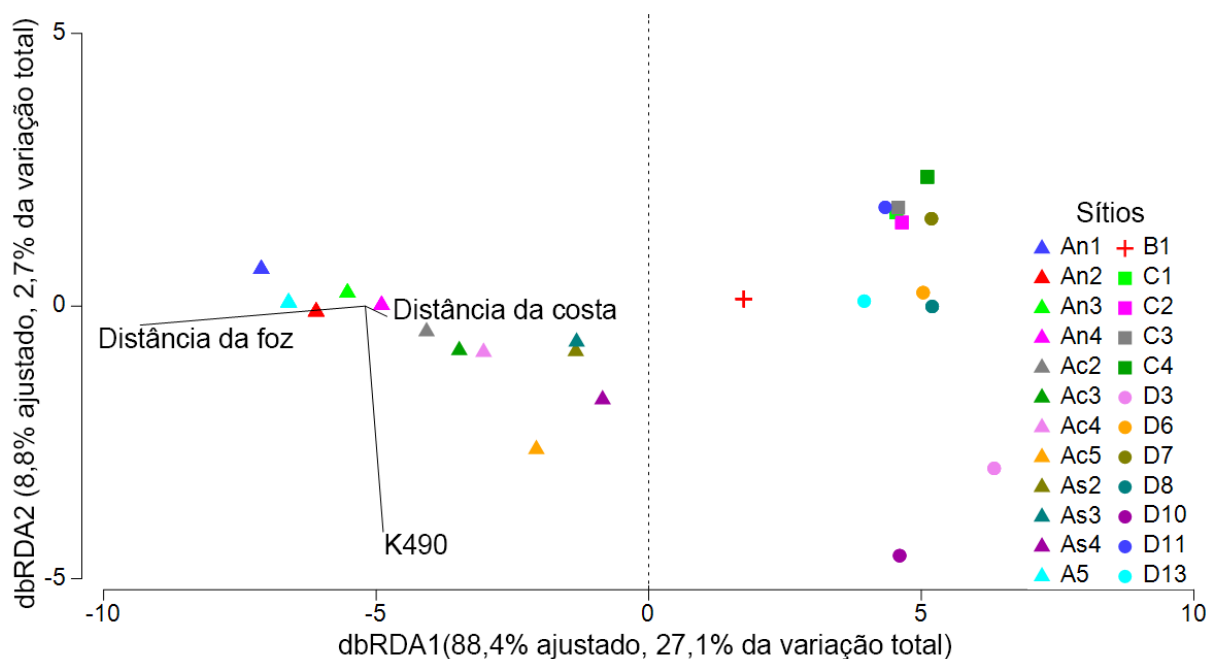


Tabela 58: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com os dados de todas as amostras de cobertura bônica de bancos de rodolitos (Áreas A, B, C e D) obtidas entre 2018 e 2020.

| Testes Marginais          |                |          |          |          |
|---------------------------|----------------|----------|----------|----------|
|                           | SS             | Pseudo-F | P        | Prop.    |
| Longitude (1)             | 999,09         | 12,163   | 0,0001   | 0,17586  |
| Latitude (2)              | 1397,5         | 18,596   | 0,0001   | 0,24599  |
| Batimetria (3)            | 397,53         | 4,2886   | 0,0014   | 0,069974 |
| Distância da costa (4)    | 439,59         | 4,7804   | 0,0007   | 0,077378 |
| Distância da foz (5)      | 1382,6         | 18,335   | 0,0001   | 0,24338  |
| SST (6)                   | 1018,9         | 12,457   | 0,0001   | 0,17935  |
| iPAR (7)                  | 1326,3         | 17,36    | 0,0001   | 0,23346  |
| K490 (8)                  | 382,83         | 4,1186   | 0,0021   | 0,067387 |
| Melhores Soluções Globais |                |          |          |          |
| AIC                       | R <sup>2</sup> | RSS      | No. Vars | Seleções |
| 255,9                     | 0,30623        | 3941,4   | 3        | 4;5;8    |
| 255,94                    | 0,32894        | 3812,4   | 4        | 3-5;8    |
| 256,03                    | 0,3047         | 3950,1   | 3        | 3-5      |
| 256,26                    | 0,27793        | 4102,2   | 2        | 4;5      |
| 256,55                    | 0,34455        | 3723,7   | 5        | 3-5;7;8  |

Figura 424: **Imagens dos bancos de rodólitos. Painel superior: Área A** [da esquerda para direita e de cima para baixo: An1(A), An2(B), An3 (C) e An4 (D), Ac2 (E), Ac3 (F), Ac4 (G), Ac5 (H), As2 (I), As3 (J), As4 (K), A5 (L)]. **Painel inferior esquerdo: Área C** [de cima para baixo: sítios C1 a C4 (panorâmica e ortogonal, A-D)]. **Painel inferior direito: Área D** [de cima para baixo: sítios D3, D6, D7, D8, D10, D11, D13 (panorâmica e ortogonal, A-D)].

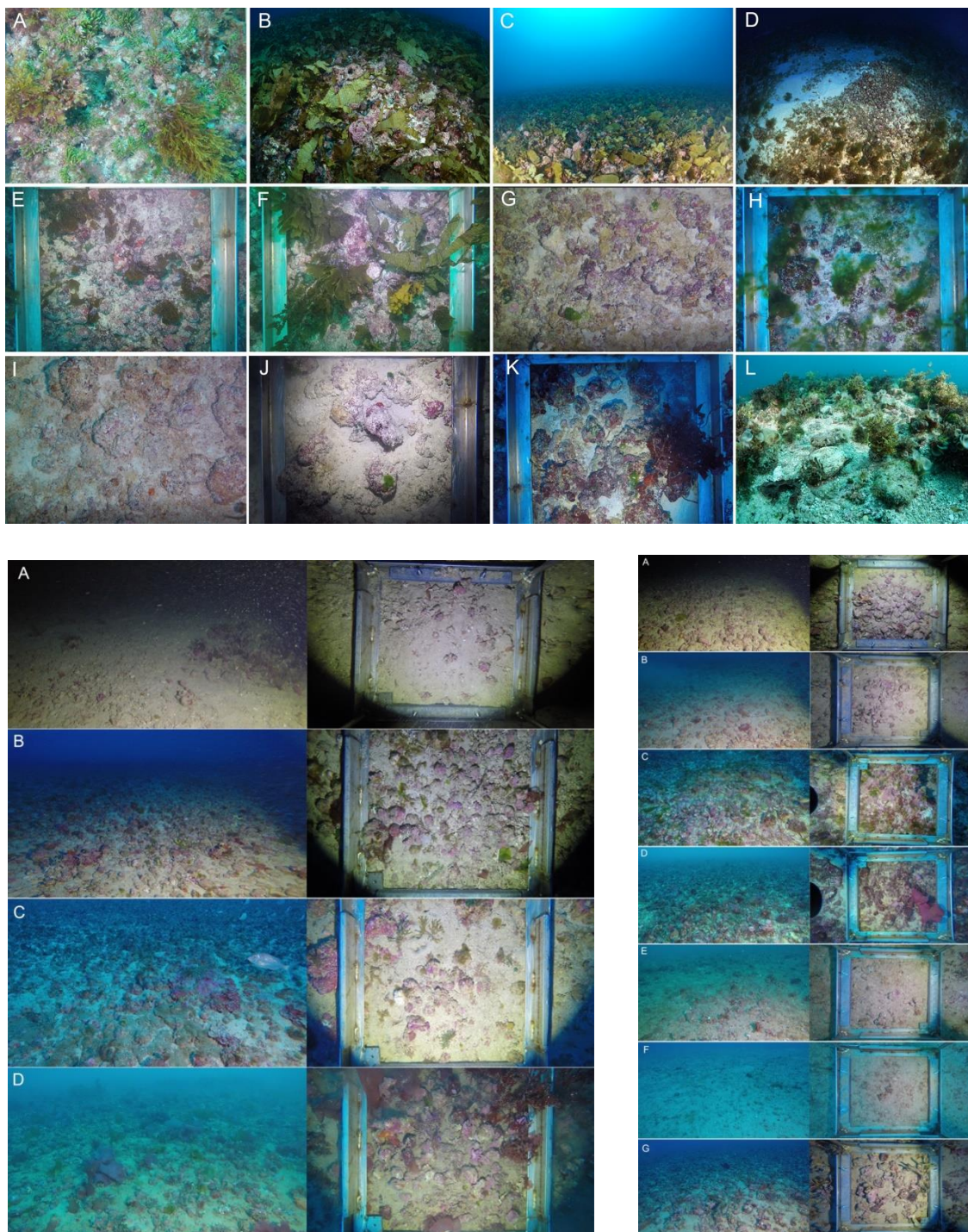


Figura 425: Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com dados de cobertura de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos (2018-2021) das Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (adjacências dos Recifes Esquecidos), C (Foz do Rio Doce) e D (APA Costa das Algas). Os códigos representam o nome do sítio (primeira letra corresponde à Área) seguido pelo código de MêsAno

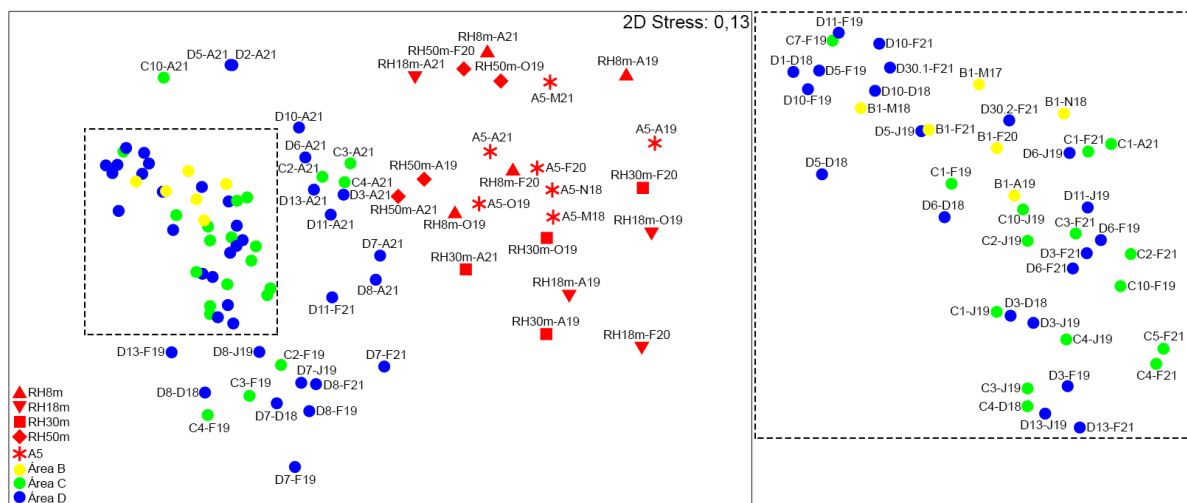


Figura 426: Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com detalhamento da cobertura de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos obtidas entre 2019 e 2021 nas Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (adjacências dos Recifes Esquecidos). Os códigos representam o nome do sítio (primeira letra corresponde à Área) seguido pelo código de MêsAno. Os códigos RH, seguidos por um valor numérico que corresponde à profundidade, se referem à linha cross-shelf amostrada na Área A.

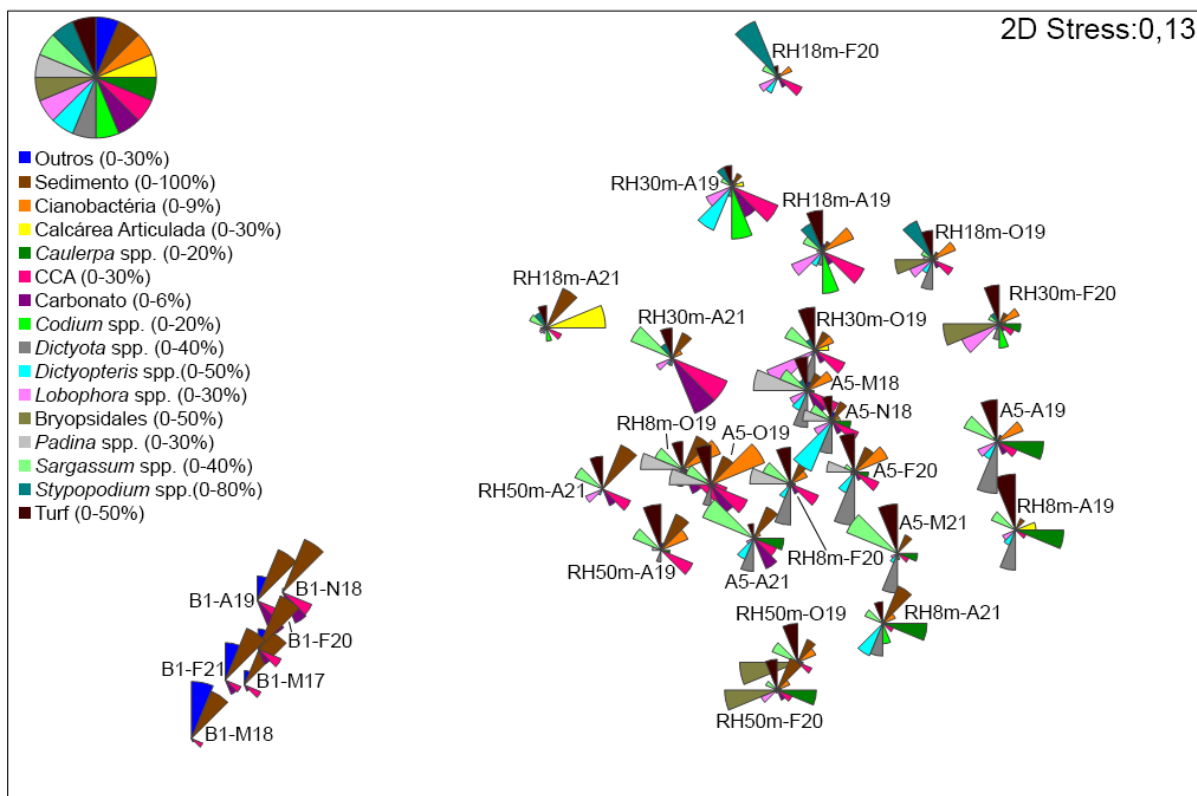




Figura 427: Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com detalhamento da cobertura de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos obtidas entre 2019 e 2021 nas Áreas C (Foz do Rio Doce) e D (APA Costa das Algas). Os códigos representam o nome do sítio (primeira letra corresponde à Área) seguido pelo código de MêsAno.

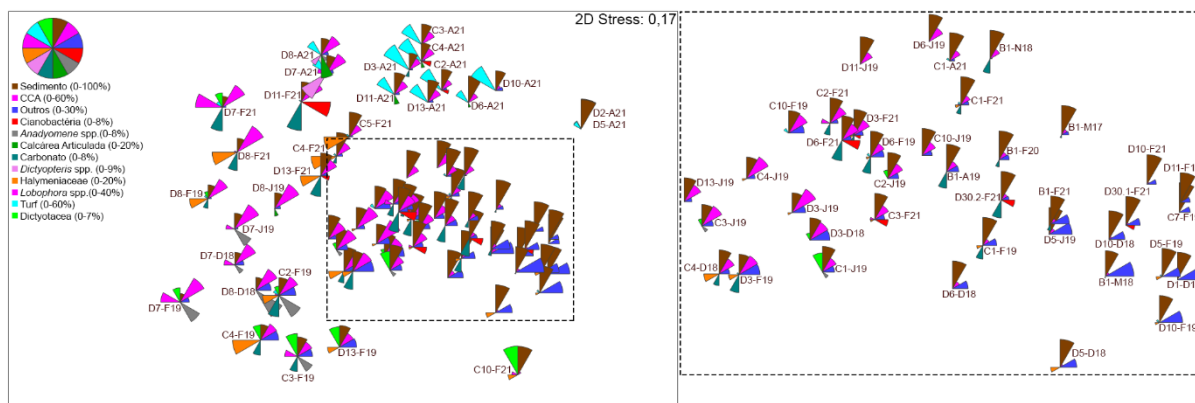
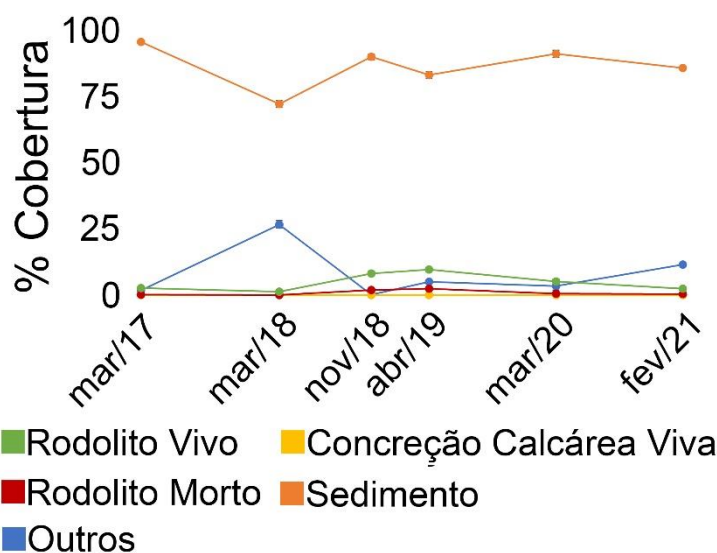


Figura 428: Variação temporal na cobertura do ponto amostral em de bancos de rodolitos na Área B (adjacente aos Recifes Esquecidos) (B1), com predominância persistente de sedimentos



*Recortes espaço-temporais: Área A, Banco dos Abrolhos*

Considerando os dados da Área A coletados até 2020, fica evidente a influência oposta (ortogonal) da latitude em relação à distância da costa, e uma interação dessas duas variáveis com a turbidez (Figura 429; Tabela 59). A turbidez esteve fortemente relacionada com a distância da costa, conforme amplamente explorado ao longo do presente trabalho (veja, por exemplo, item Recifes Coralíneos). No entanto, em bancos de rodolitos, que não ocorrem em áreas de grande turbidez (veja item 2.9.4.1) e cobrem uma amplitude latitudinal e longitudinal muito mais ampla do que os recifes, esses contrastes ficam menos evidentes. Nesse contexto, os sítios amostrais nos bancos de rodolitos da porção centro-sul do Banco Abrolhos, amostrados uma única vez, estiveram associados a maiores valores de

turbidez. Ressalta-se que estes valores mais altos de turbidez não são necessariamente relacionados a fontes terrígenas, podendo estar ligados a ressuspensão de sedimentos autóctones, à natureza sedimentar do fundo e à produtividade primária na coluna d'água. Esses processos poderiam explicar a atuação mais diagonal da turbidez em relação à distância da costa e latitude quando se considera a escala espacial mais abrangente (i.e., cobrindo uma malha regional ao longo de todo o Banco Abrolhos).

Isoladamente, nos testes marginais, fica evidenciada a associação preponderante entre a latitude e a estrutura das comunidades associadas aos rodolitos, possivelmente relacionada à dinâmica oceanográfica próximo ao fundo (e.g. entradas de cunhas frias). A porção sul do Banco Abrolhos recebe influência de ressurgências associadas ao Giro de Vitória, enquanto a porção mais norte está sob influência preponderante da Corrente do Brasil (veja item 2.9.4.1). Um NMDS com caráter exploratório (Figura 430) revelou preponderância de algas ramificadas (e.g. *Codium*) em boa parte dos sítios do norte (A5 e An1-An3) e no sítio mais offshore ao sul (As4), enquanto que algas coriáceas, filamentosas e foliáceas foram mais importantes nos demais sítios. No entanto é importante lembrar que essa análise é exploratória, uma vez que os Ac2-4 3 As2-4 só foram amostrados uma vez, e os sítios An1-4 apresentaram variação temporal importante, relacionada à dinâmica de sedimentação e à senescência massiva de frondes de macroalgas (veja adiante), especialmente no final do verão.

Considerando apenas os quatro sítios da Área A para os quais estão disponíveis dados temporais (A5 e An1-4), todos eles distribuídos ao longo do transecto "costa-oceano" na porção norte da área de estudo (veja Figura 326), fica evidente a maior dinâmica (variabilidade) nos sítios mais costeiros (A5 e An1) e no sítio mais próximo da quebra da plataforma (A4), onde foram registradas maiores flutuações na participação de sedimentos (dinâmica de cobrimento e exposição de nódulos vivos), sempre oposta à abundância de algas filamentosas (Figura 431). Além desse padrão mais evidente, ressaltamos que a variação temporal no recobrimento vivo dos rodolitos da Área A foi complexa e envolveu mudanças de dominância de diversos grupos taxonômicos/funcionais de macroalgas (Figura 431). Apesar desses padrões temporais não estarem completamente claros, a sazonalidade fica evidente ao se explorar a flutuação de biomassa no gradiente costa-oceano (Figura 432), que revela não apenas biomassas baixas em maiores profundidades, mas um processo intenso de perda de biomassa durante o segundo semestre (Figura 433). Esses resultados indicam a exportação de enormes quantidades de biomassa algal, na forma de MOP, a partir dos bancos de rodolitos, que cobrem >20.000 km<sup>2</sup> apenas nessa região. Trata-se de um processo pouco explorado e potencialmente relevante, uma vez que sua influência deve se propagar por todo o ecossistema do Banco Abrolhos. Os resultados aqui apresentados representam um primeiro passo na direção da compreensão desse processo, que pode ter implicações diversas, inclusive no que diz respeito à remediação dos efeitos do rompimento da barragem, uma vez que os talos de boa parte das algas senescentes têm alto potencial de adsorção de metais e outros contaminantes.

Figura 429: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos da Área A até 2020. Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

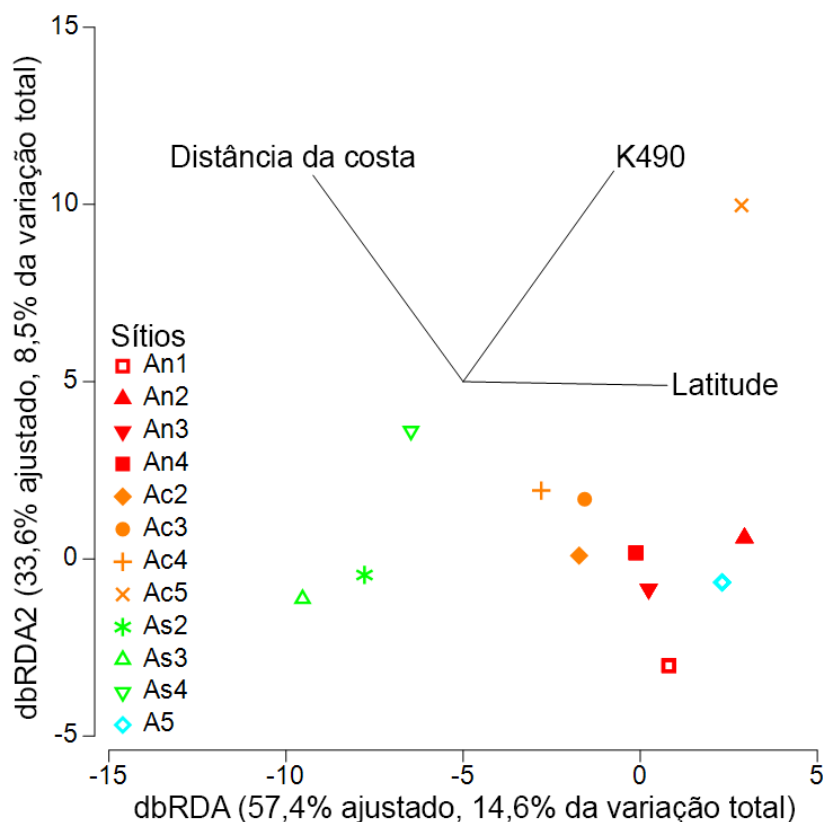


Tabela 59: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com dados de cobertura bêntica até 2020, abrangendo as quatro campanhas realizadas no banco de rodolitos da Área A.

| Testes Marginais          |                |          |          |          |
|---------------------------|----------------|----------|----------|----------|
|                           | SS             | Pseudo-F | P        | Prop.    |
| Batimetria (3)            | 98,977         | 1,4159   | 0,2094   | 0,051646 |
| Distância da costa (4)    | 163,72         | 2,4286   | 0,0304   | 0,085427 |
| K490 (8)                  | 114,3          | 1,649    | 0,1364   | 0,05964  |
| Latitude (2)              | 229,7          | 3,5406   | 0,0072   | 0,11986  |
| Melhores Soluções Globais |                |          |          |          |
| AIC                       | R <sup>2</sup> | RSS      | No. Vars | Seleções |
| 118,13                    | 0,25374        | 1430,2   | 3        | 2;4;8    |
| 118,44                    | 0,29747        | 1346,4   | 4        | 2-4;8    |
| 118,75                    | 0,11986        | 1686,8   | 1        | 2        |
| 119,28                    | 0,16488        | 1600,5   | 2        | 2;4      |
| 119,47                    | 0,15938        | 1611     | 2        | 2;3      |



Figura 430: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área A até 2020, mostrando correlações com os grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos.

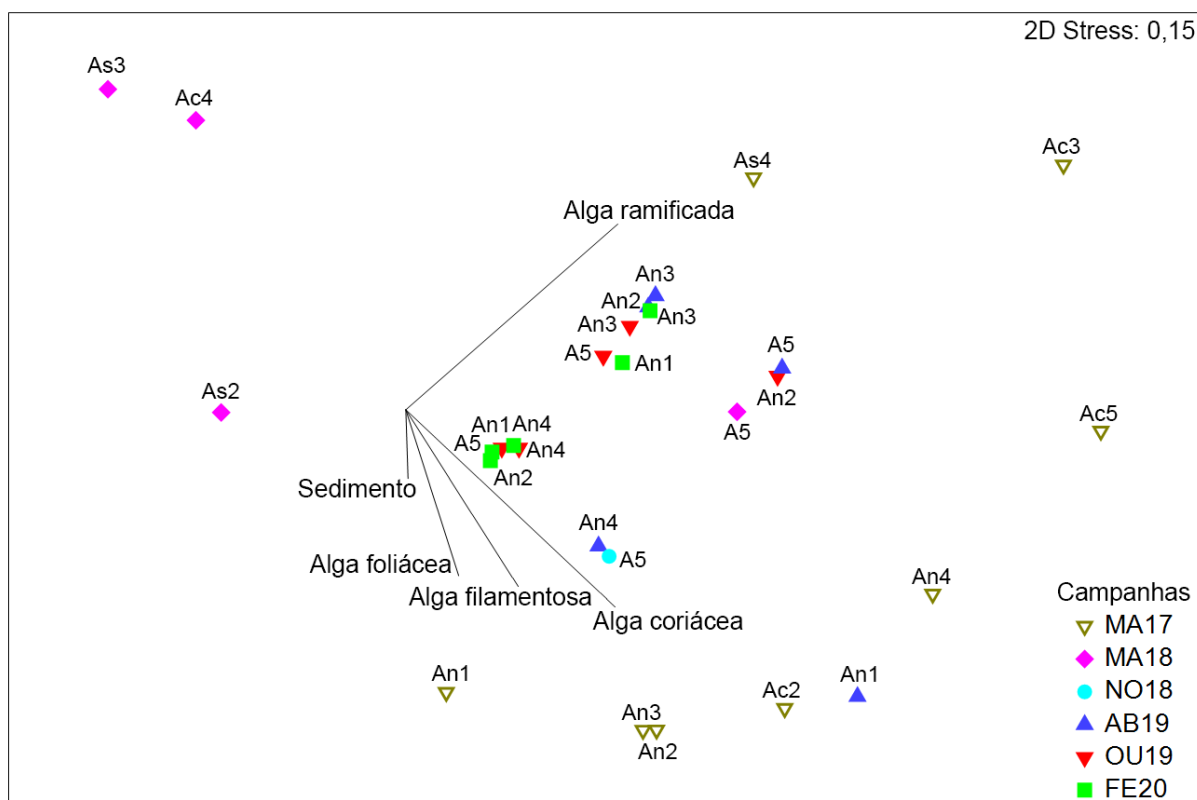


Figura 431: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área A até 2020, mostrando as abundâncias relativas dos diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas.

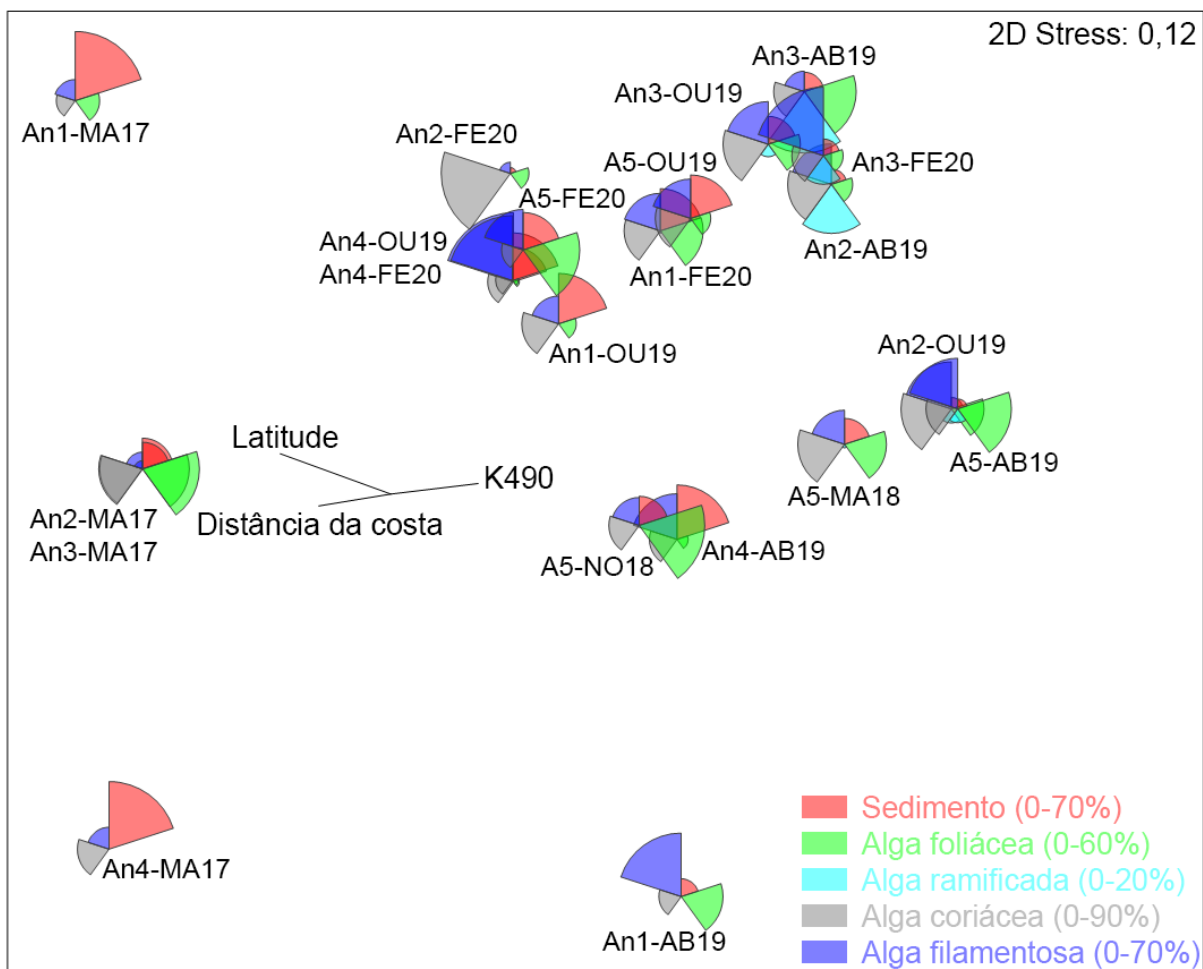


Figura 432: Biomassa sazonal de algas ao longo do transecto “cross-shelf” da linha mais ao norte da Área A.

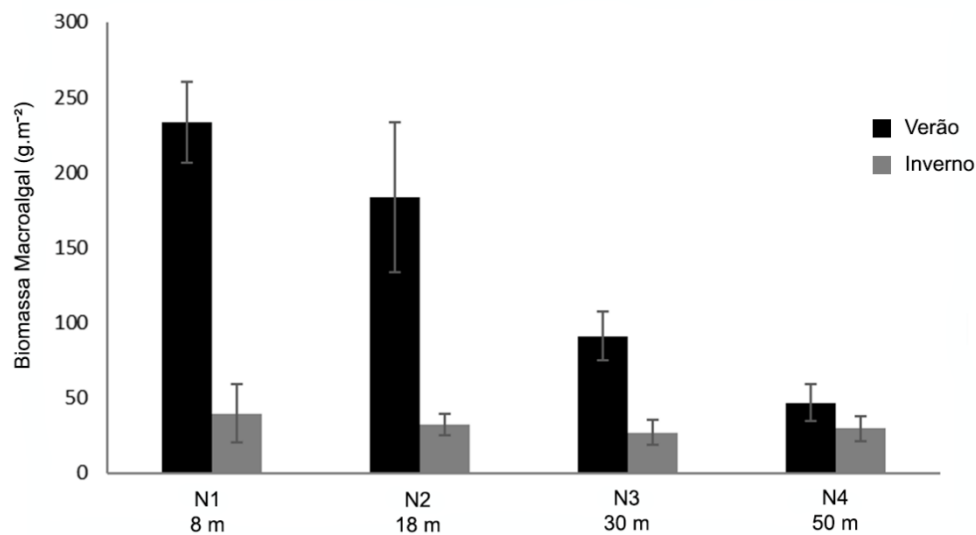
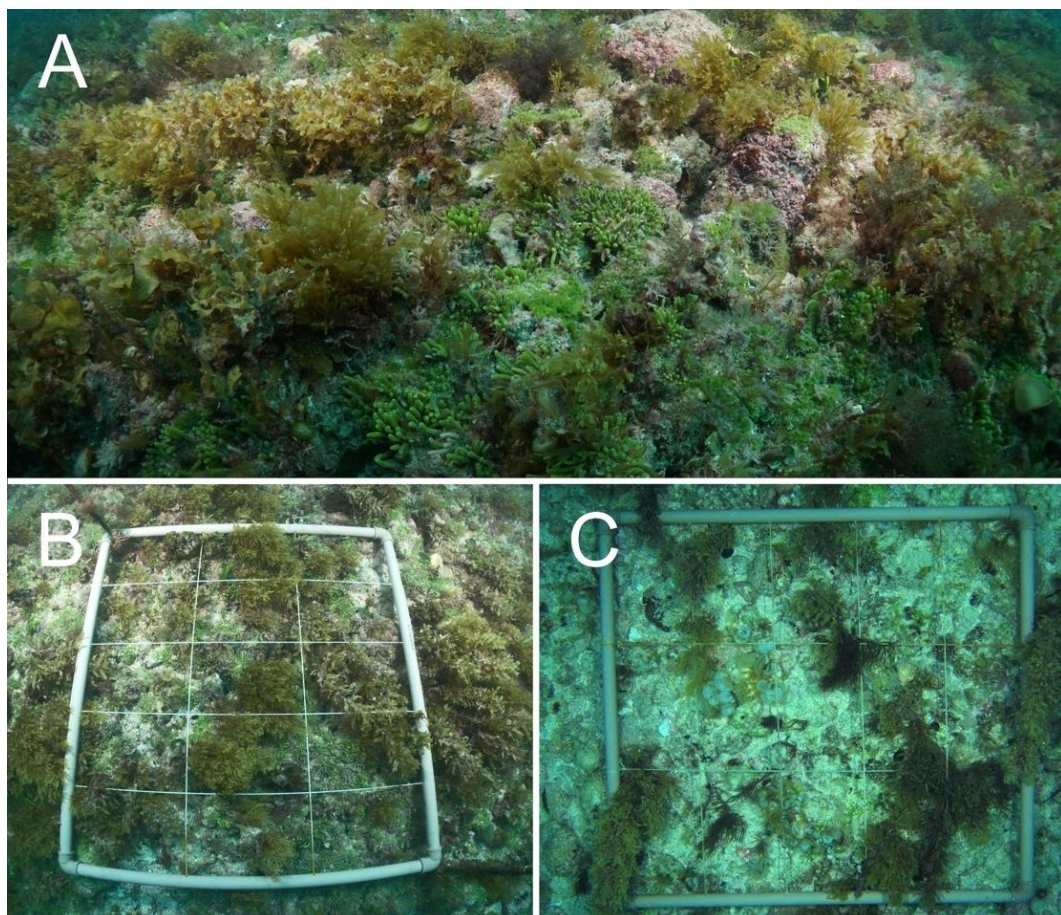


Figura 433: Imagens do fundo mostrando a variação sazonal no dossel de macroalgas na Área A (sítio An1). A= Imagem panorâmica de verão, B) imagem ortogonal de verão, C) imagem ortogonal de inverno.



*Recortes espaço-temporais: Área C (Foz do Rio Doce) e Área D (APA Costa das Algas)*

A distribuição de bancos de rodolitos e concreções calcárias nas Áreas C (Foz do Rio Doce) e D (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz) está bem consolidada (veja HOLZ et al., 2020). O panorama geral da distribuição de bancos de rodolitos e concreções calcárias está apresentado na Figura 434. Esse quadro espacial pode ser prontamente incorporado em medidas de gestão, tal como o Plano de Manejo da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz, ação do ICMBIO em execução com o financiamento da Fundação RENOVA, da qual o subprojeto Fundos Recifais e outros subprojetos vem participando e aportando dados.

Na Área C, ao largo da foz do rio Doce, o baixo número de estações ( $n=4$ ) nas quais ocorreram bancos de rodolitos dificultou a exploração da influência das variáveis ambientais no recobrimento do fundo, que apresenta uma fração maior de sedimentos (Figura 435) do que os bancos de rodolitos da Área A (Figura 424, veja também RRDM, 2019 e RRDM, 2020).

Na APA Costa das Algas (Área D) também ocorreram estações com fração elevada de sedimentos, especialmente nas estações mais próximas da costa (Figura 436). Na Área D (APA Costa das Algas), a relação negativa entre algas foliáceas (especialmente *Anadyomene* spp.) e sedimentos foi marcante (e.g. D7, D8 e D13), tendo incluído variabilidade temporal expressiva em algumas estações (e.g. D8) (Figura 436). Além disso, ficou evidente que o dossel de macroalgas dos bancos de rodolitos na Área D é menos expressivo do que na Área A, como revela a fração elevada de algas crostosas expostas, em praticamente todas as estações. As estações com maior fração de algas foliáceas (e.g. *Anadyomene* spp.) e ramificadas (Halymeniacea) (e.g. D7, D8 e D13) apresentaram dossel algal mais expressivo e menor fração de sedimentos. Os modelos DISTLM revelaram influência marginal da distância costa e da turbidez (Figura 437 e Tabela 60), mas o resultado do modelo global foi instável. O diagrama com o resultado da dbRDA correspondente indica a associação das amostras com as variáveis de interesse e aponta para uma relação dos bancos de rodolitos da APA Costa das Algas com a dinâmica sedimentar e proximidade do rio Doce. Trata-se de uma área complexa cuja dinâmica precisa ser estudada a partir de séries temporais robustas. Ressaltamos também que ainda não foram feitas estimativas de biomassa do dossel algal, um processo que pode ser relevante para um melhor entendimento acerca do funcionamento do ecossistema e para a mitigação de contaminações, dada a afinidade de determinados contaminantes com os talos de macroalgas.

Figura 434: Distribuição de bancos de rodolitos (ESQUERDA) e concreções calcárias (DIREITA) nas Áreas C (Foz do Rio Doce) e B (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz). Adaptado de HOLZ et al. 2020.

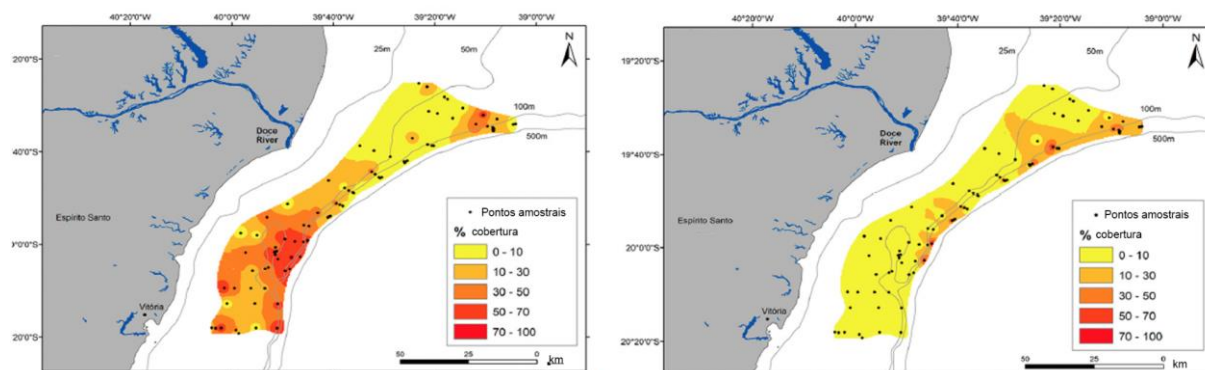


Figura 435: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área C até 2020, mostrando as abundâncias relativas de diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas.

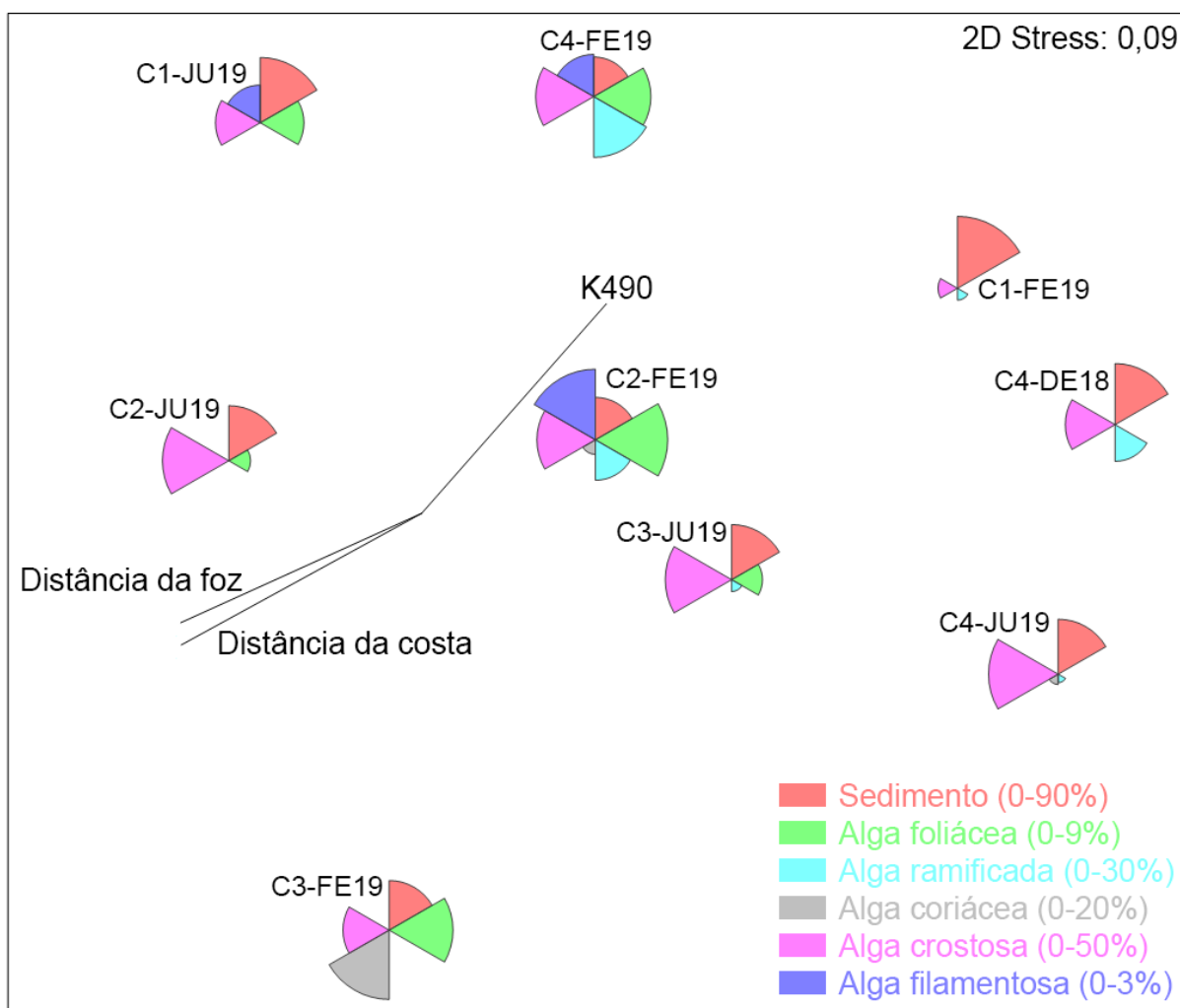




Figura 436: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com dados de cobertura de bancos de rodolitos da Área D até 2020, mostrando as abundâncias relativas de diferentes grupos morfofuncionais de macroalgas e sedimentos, bem como correlações com variáveis ambientais selecionadas.

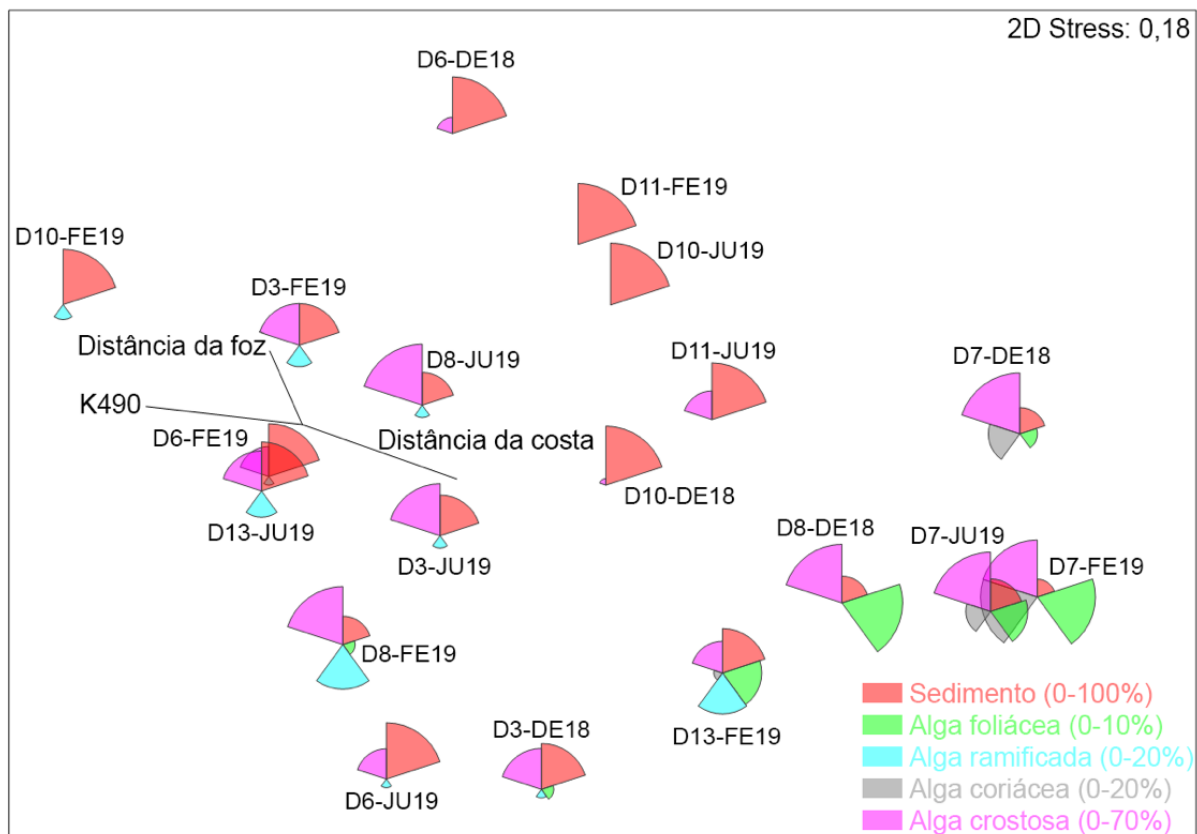




Figura 437: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de com todas as amostras de cobertura de bancos de rodolitos da Áreas D (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz) até 2020. Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

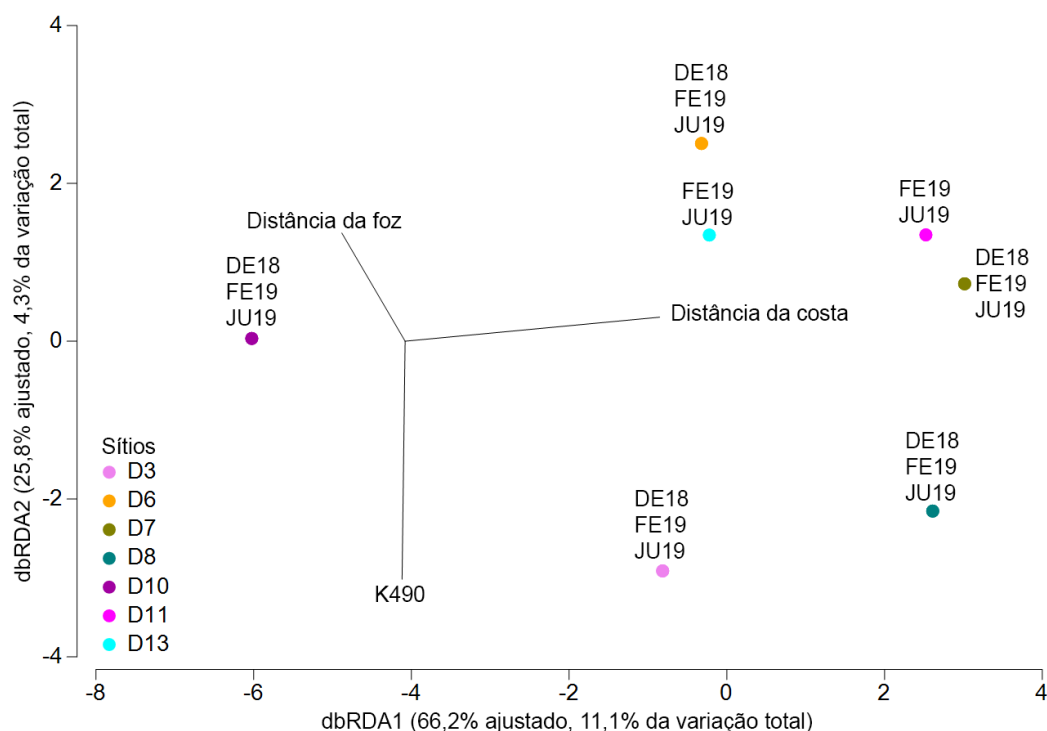


Tabela 60: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) com os dados de cobertura bêntica das três campanhas realizadas no banco de rodolitos da Área D até 2020.

| Testes Marginais       |                |          |          |          |
|------------------------|----------------|----------|----------|----------|
|                        | SS             | Pseudo-F | P        | Prop.    |
| Distância da costa (4) | 171,61         | 2,13     | 0,0506   | 0,11134  |
| Distância da foz (5)   | 49,265         | 0,56134  | 0,7928   | 0,031964 |
| K490 (8)               | 152,91         | 1,8723   | 0,084    | 0,099209 |
| Solução especificada   |                |          |          |          |
| AIC                    | R <sup>2</sup> | RSS      | No. Vars | Seleção  |
| 88,022                 | 0,16824        | 1281,9   | 3        | 4;5;8    |

#### *Tamanho e forma dos nódulos*

O tamanho e a forma de rodolitos podem variar em resposta a forçantes ambientais como luz, sedimentação, profundidade, correntes, regime de ventos e tempestades, além da bioturbação (FOSTER, 2001; MARRACK, 1999). No entanto, não se espera alterações nessas variáveis como resposta imediata a estressores ambientais e antropogênicos, agudos ou crônicos, uma vez que as taxas de crescimento de espécies formadoras de rodolitos são relativamente baixas [e.g. 1-1,5 mm.ano<sup>-1</sup> em Abrolhos (AMADO FILHO et al., 2012), podendo alcançar 2,7 mm.ano<sup>-1</sup> (BÖHM et al., 1978;

FRANTZ et al., 2005). Entretanto, em longo prazo, os nódulos podem apresentar alterações estruturais em resposta a alterações na acreção e erosão, associadas a mudanças nas condições ambientais, o que reforça a importância da construção de um “baseline” acerca da morfologia dos nódulos nas áreas atingidas pelo rompimento da barragem e em regiões controle (e.g. adjacências do PARNAM Abrolhos).

Nas áreas C e D, amostradas no primeiro ciclo de execução do subprojeto, o diâmetro médio dos rodolitos foi similar entre áreas e profundidades, variando entre 4,7 e 6,5 cm, com predominância de formas subesferoidais e esferoidais (RRDM, 2019). Entretanto, a representatividade das formas esferoidais e subesferoidais diminuiu com o aumento da profundidade, com aumento da representatividade das formas subdiscóide-a-discóide e subelipsóide-a-elipsoide. Essa tendência já havia sido registrada na APA Costa das Algas (GOLDER, 2016a).

Na Área A, ao longo do transecto “cross-shelf An1-An4, houve predominância de nódulos com formas esferoidais e sub-esferoidais (Figura 438), tal como observado por BAHIA et al., (2010); HOLZ et al., (2020); PEREIRA-FILHO et al., (2012). O maior nódulo foi coletado em An1 (17,3 cm) e o menor (2,37 cm) em An3, ambos no primeiro semestre. Os rodolitos coletados em An1 no primeiro semestre apresentaram o maior diâmetro médio ( $9,6 \text{ cm} \pm 0,52 \text{ cm}$ ). Em contraste, o sítio An3, no segundo semestre, foi o que apresentou a menor média ( $5,78 \text{ cm} \pm 0,36 \text{ cm}$ ). Entretanto, não foram detectadas diferenças significativas entre sítios e estações (Figura 439), indicando certa homogeneidade nessa área, cuja plataforma é extensa e relativamente plana. A maior variabilidade registrada em outras áreas (e.g. BAHIA et al., 2010) pode estar relacionada a gradientes mais agudos, típicos de plataformas mais estreitas. O aumento da esfericidade com o aumento da profundidade pode ser explicado pela menor abundância de macroalgas epífitas associadas na porção mais funda, uma vez que esses organismos proporcionam maior resistência aos distúrbios turbulentos (MARRACK, 1999).

O percentual de vitalidade variou de  $92\% \pm 1\%$  (An2) a  $80\% \pm 2\%$  (An4) no verão, e de  $93\% \pm 7\%$  (An2) a  $70\% \pm 3\%$  (An4) no inverno (Figura 440). As menores vitalidades foram observadas no ponto mais profundo (50 m).

Figura 438: Diagrama ternário (triplot) para classificação em formas esferoidais, discoidais e elipsoidais dos nódulos (n=30 nódulos por estação de coleta, Área A). Os diagramas superiores são relativos às campanhas do primeiro semestre e os inferiores às do segundo semestre. As estações estão distribuídas do sítio mais raso N1, para o mais fundo N4.

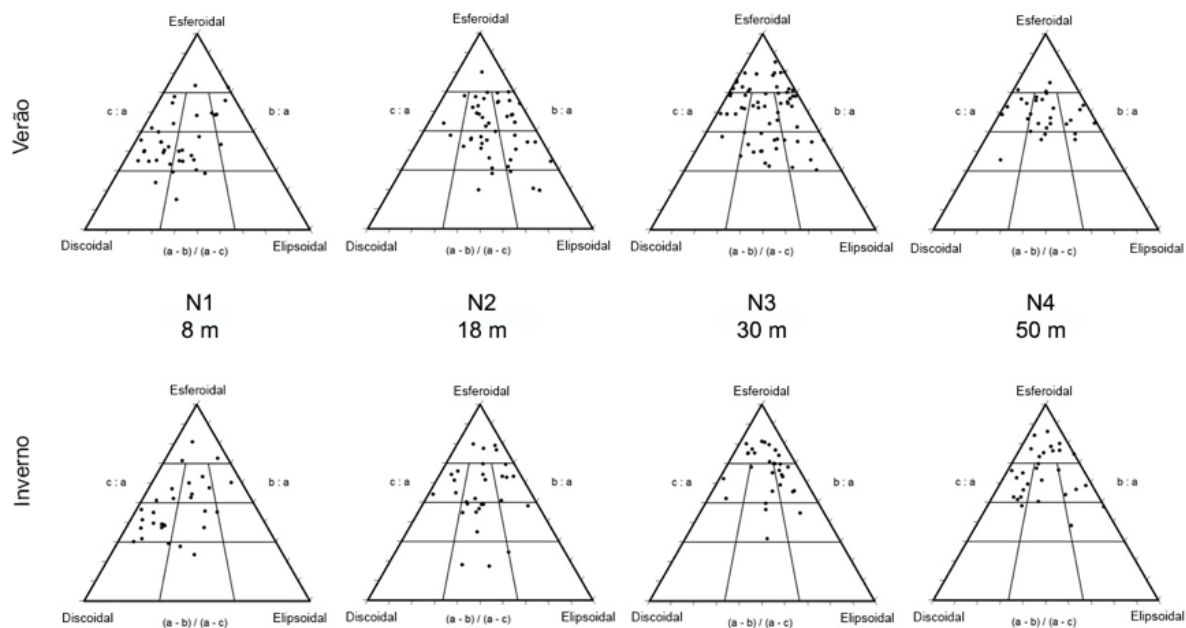


Figura 439: Diâmetro dos nódulos (n=30 por estação de coleta, Área A).

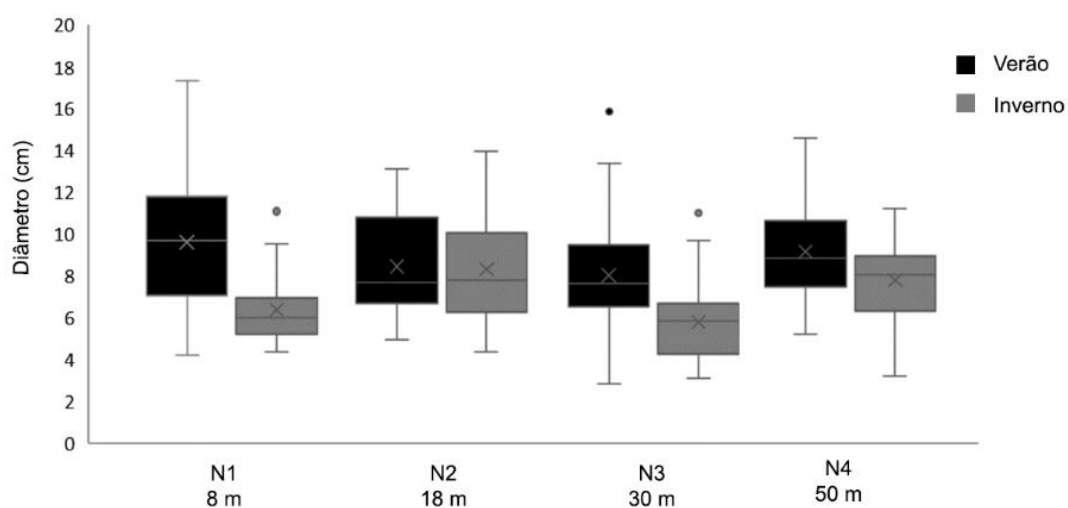
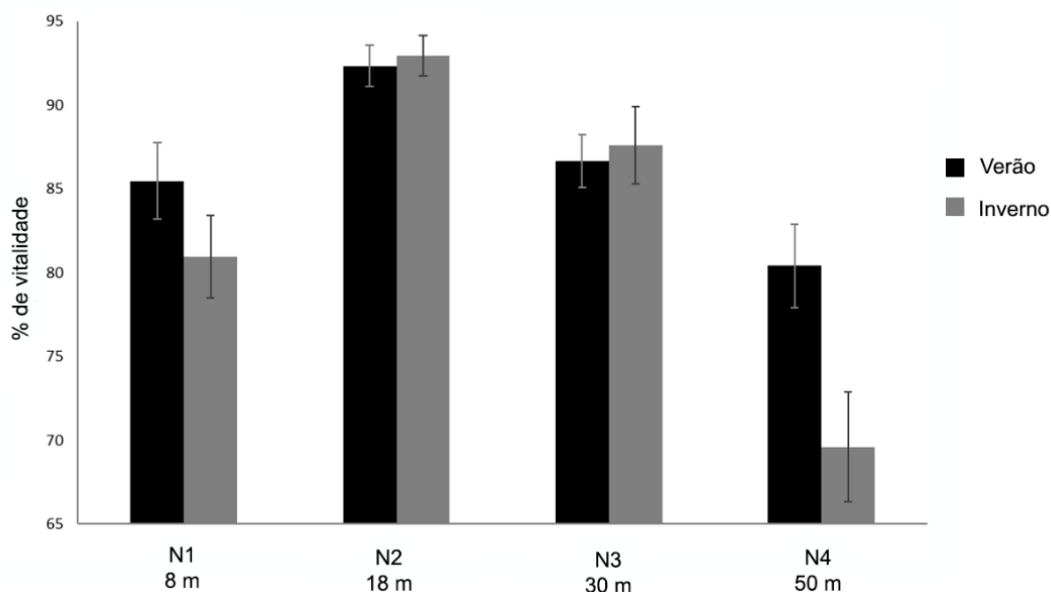


Figura 440: Vitalidade dos nódulos (n=30 por estação de coleta, Área A).



#### 2.9.4.5 Comunidades bentônicas

Da mesma forma como abordamos as comunidades associadas a bancos de rodolitos, procuramos preencher as lacunas mais prementes de conhecimento acerca das comunidades bêmicas associadas aos recifes. Trata-se dos ecossistemas marinhos mais biodiversos do planeta, com diversas vulnerabilidades em relação a estressores climáticos e antropogênicos (veja contextualização mais detalhada no item 2.9.2). Além disso, a região afetada pelo rompimento da barragem de Fundão abriga os maiores e mais diversos recifes do Atlântico Sul (Abrolhos) e UCs cujos objetivos incluem resguardar esses ecossistemas para as futuras gerações (PARNAM Abrolhos). A despeito da relevância dos recifes, e do fato desses ecossistemas serem cruciais dentro de qualquer estratégia que vise restaurar ou compensar os danos decorrentes do rompimento da barragem, faltam informações para apoiar a tomada de decisão por parte dos gestores. Nesse sentido, apresentamos a seguir um conjunto articulado de informações, em dois blocos, um sobre os recifes adjacentes ao litoral que ocorrem ao longo do litoral na região da APA Costa das Algas e da REVIS Santa Cruz (ÁREA C) (item 0), e outro sobre os recifes mais afastados da costa (item 0), os quais estão distribuídos em dois complexos principais, os Recifes Esquecidos (Área B) e o PARNAM Abrolhos e adjacências (Área A).

Em comparação com a região adjacente ao PARNAM Abrolhos, o nível de conhecimento sobre os recifes adjacentes ao litoral da APA/REVIS é relativamente menor, a despeito dessa área abrigar a maior diversidade de macroalgas do país. Nesse contexto, apresentamos inicialmente um inventário das macroalgas, incluindo as algas coralináceas incrustantes, seguido de dados acerca da estrutura e dinâmica de curto prazo das comunidades bêmicas e de contrastes entre dados pretéritos e posteriores ao rompimento da barragem. Para os Recifes Esquecidos (Área B) e os recifes do PARNAM e

adjacências (Área A), mais bem conhecidos, apresentamos uma síntese sobre a dinâmica de suas comunidades e uma exploração das forçantes naturais e antropogênicas que mais influenciam esses sistemas. Trata-se de um esforço de combinação de resultados de projetos de curto prazo (PMBA/FEST) e de iniciativas de mais longa duração (e.g. PELD Abrolhos).

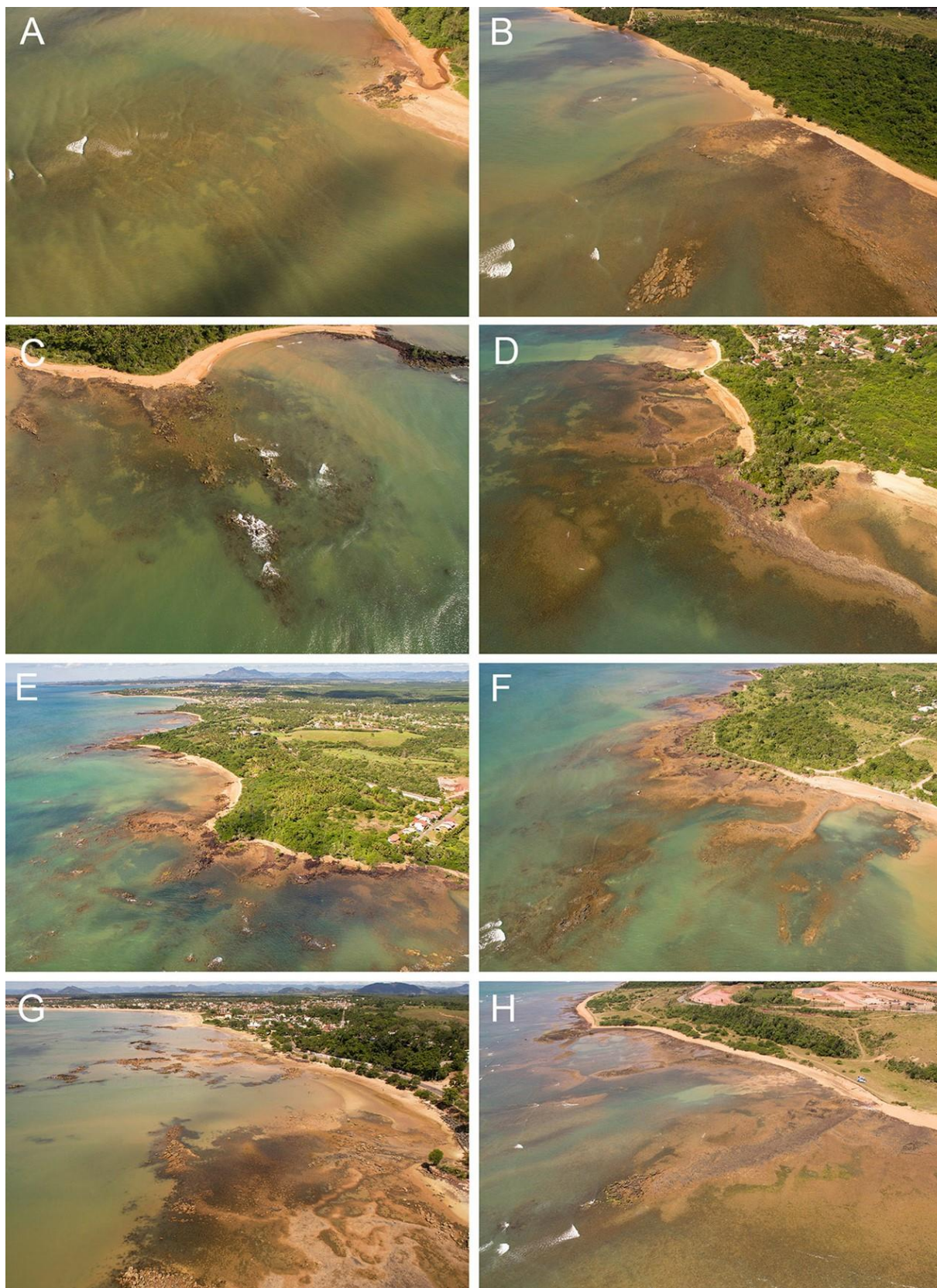
Recifes adjacentes ao litoral

*Caracterização das comunidades de macroalgas e organismos bentônicos nos recifes adjacentes ao litoral na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (APA-REVIS), Área D*

Os recifes adjacentes ao litoral (Figura 441), amostrados em sua porção intertidal (coletas em cinco campanhas, veja Quadro 10), compõem um compartimento de alta diversidade dentro do mosaico de ecossistemas costeiros do centro-sul do Espírito Santo, sendo estruturados na forma de costões rochosos com couraças lateríticas e prateleiras carbonáticas, em interação próxima com sistemas fluviais e estuarinos. Extensos manguezais são encontrados não somente nos estuários, mas também adjacentes às praias e costões de lateritas. No centro desta área peculiar encontra-se a região de Santa Cruz, município de Aracruz, a qual apresenta grande biodiversidade de algas, considerada uma das maiores do Brasil.



Figura 441: Recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D) - I. Imagens aéreas (drone) dos oito sítios costeiros A= D14; B= D15; C= D16; D= D17; E= D18; F= D19; G= D20; H= D21.





Quadro 10: Panorama das amostragens de cobertura bentônica e inventário florístico nos recifes costeiros da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (Área D).

| Atividade             | Data                                   | Sítios                                  |
|-----------------------|--|---|
| Cobertura bentônica   | set/2018, jan/2019, mai/2019, jul/2019 | D14, D15, D16, D17, D18, D19, D20 e D21 |
|                       | fev/2021                               | D14, D15, D17, D19 e D21                |
| Inventário florístico | set/2018, jan/2019, mai/2019, jul/2019 | D14, D15, D16, D17, D18, D19, D20 e D21 |
|                       | fev/2021                               | D14, D15, D17, D19 e D21                |

*Riqueza e diversidade de macroalgas e algas coralináceas incrustantes nos recifes costeiros adjacentes ao litoral da APA-REVIS*

Nos recifes adjacentes ao litoral da APA-REVIS foram identificados 200 taxa de macroalgas (Rhodophyta, 117 taxa; Chlorophyta, 42; Ochrophyta, 41), sendo 12 de algas coralináceas incrustantes (consolidação e revisão dos dados de quatro campanhas: setembro 2018, janeiro 2019, maio 2019, julho 2019 e fevereiro 2021) (Figura 442, Figura 443, Figura 444). Rhodophyta apresentou maior riqueza e abundância, padrão típico do Atlântico ocidental subtropical e tropical (AMADO-FILHO et al., 2010; COSTA et al., 2012; FIGUEIREDO et al., 2008; LÜNING, 1990; YONESHIGUE-VALENTIN et al., 2006). A presença das ordens Bryopsidales (Ulvophyceae), Dictyotales e Fucales (Phaeophyceae), bem como de Ceramiales e Corallinales (Rhodophyta), também é típica da porção tropical do Atlântico Ocidental (COSTA et al., 2012; FIGUEIREDO et al., 2008; MARINS et al., 2008; NUNES; ANDRADE, 2017). As famílias mais representativas foram Rhodomelaceae (24 taxa), Dictyotaceae (22), Corallinaceae (11) e Sargassaceae (11).

A assembleia de macroalgas foi dominada por espécies com talos elaborados, do tipo macrófita corticado (80 espécies), tais como *Bryothamnion seaforthii*, *Cryptonemia crenulata*, *Dichotomaria marginata*, *Gracillaria* spp, *Sargassum* spp., *Meristotheca gelidium*, *Dictyurus occidentalis*, *Enantiocladia duperreyi*, *Plocamium brasiliense* e *Lobophora variegata*, apontando para uma comunidade em estado de clímax sucessional (BOROWITZKA, 1972; STENECK; DETHIER, 1994).

Figura 442: Oito espécies comuns de Rhodophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz-ES (Área D). A, *Amphiroa fragilissima*; B, *Corallina officinalis*; C, *Tricleocarpa cylindrica*; D, *Tricleocarpa fragilis*; E, *Dichotomaria obtusata*; F, *Botryocladia wynnei*; G, *Dichotomaria marginata*; H, *Solieria filiformis*.

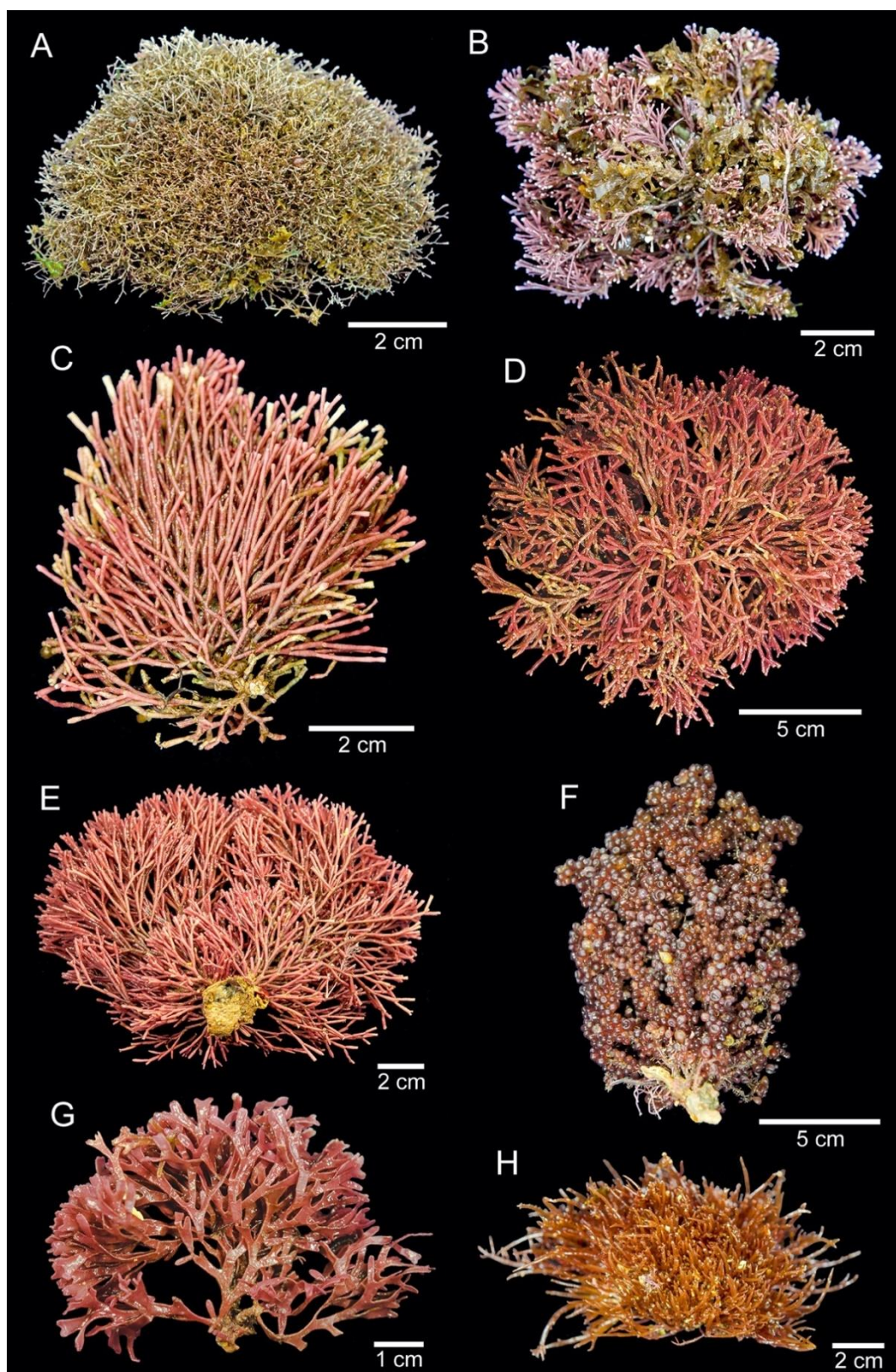




Figura 443: Sete espécies comuns de Chlorophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz-ES (Área D). A, *Anadyomene stellata*; B, *Caulerpa racemosa*; C, *C. cupressoides*; D, *C. prolifera*; E, *Halimeda cuneata*; F, *Cladophora laetevirens*; G, *Ulva lactuca*.

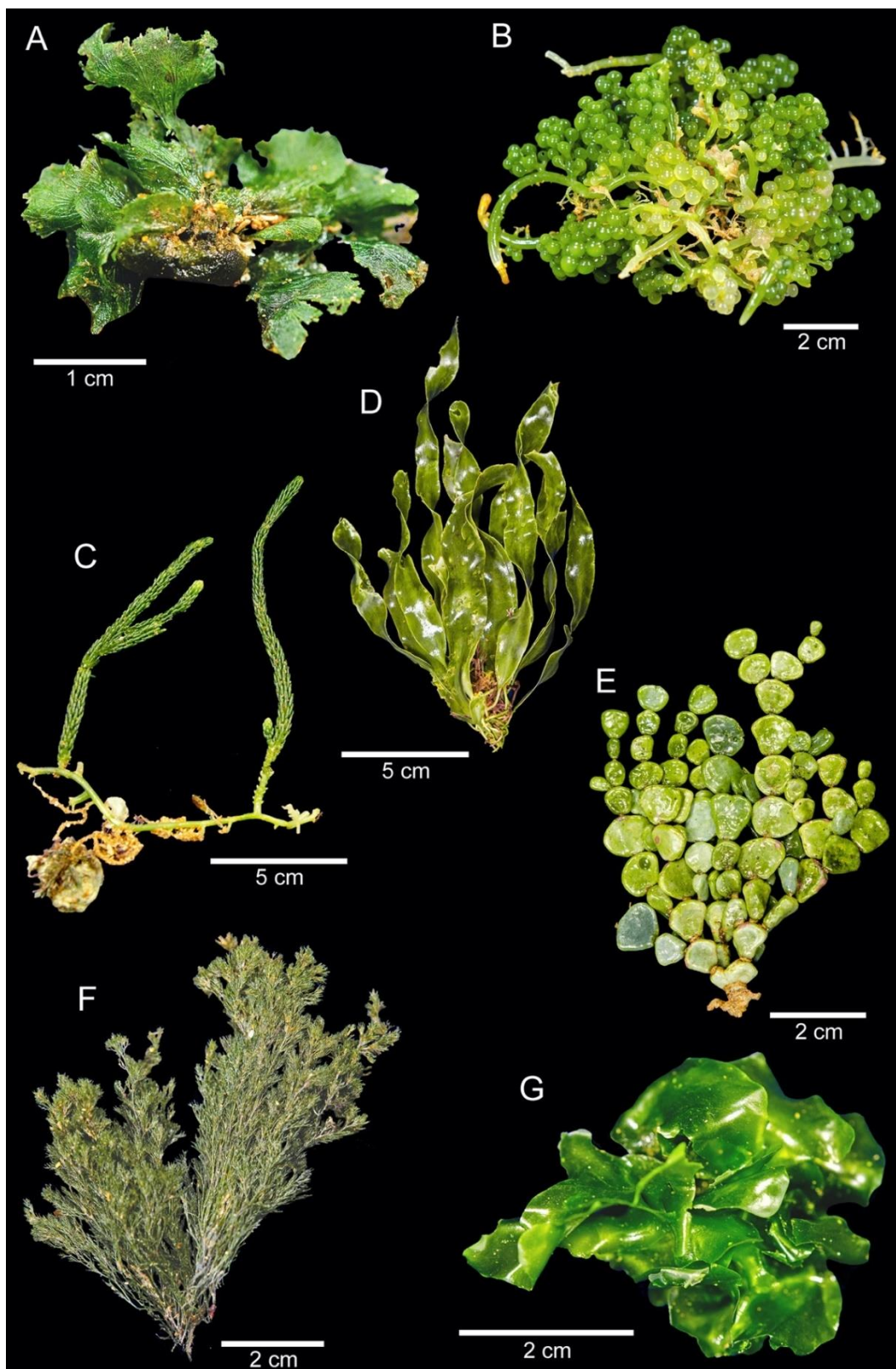
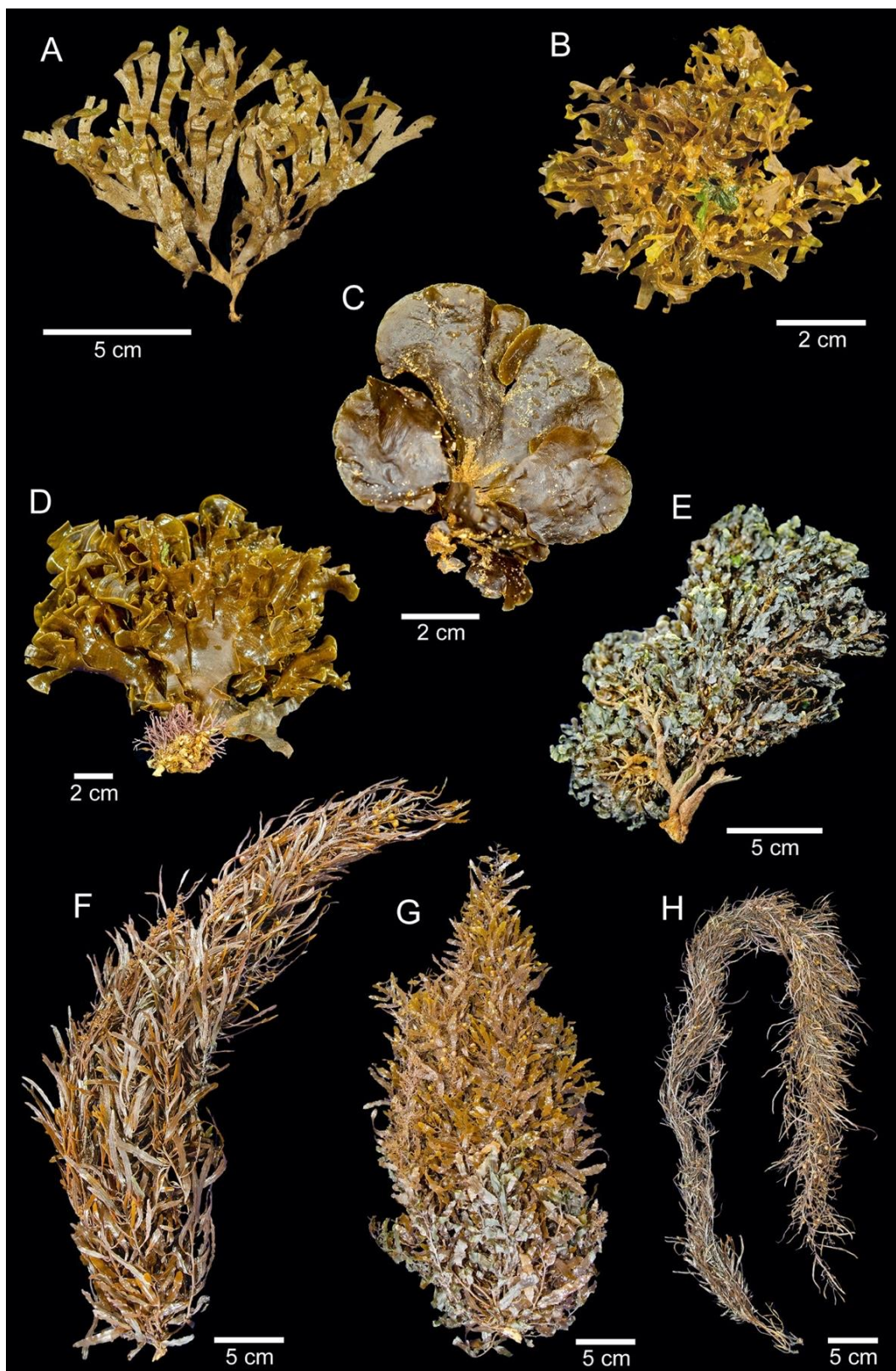


Figura 444: Oito espécies comuns de Ochrophyta coletadas nos recifes costeiros monitorados na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz-ES (Área D). A, *Dictyota ciliolata*; B, *Dictyopteris delicatula*; C, *Lobophora variegata*; D, *Padina gymnospora*; E, *Zonaria tournefortii*; F, *Sargassum filipendula*; G, *S. vulgare*; H, *S. stenophyllum*.





**Lista das macroalgas registradas nos recifes costeiros da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (Área D)** (os símbolos diferentes correspondem ao ranque taxonômico).

❖ RHODOPHYTA

➤ FLORIDEOPHYCEAE

▪ CORALLINALES

• Corallinaceae

- ♦ *Amphiroa anastomosans* Weber Bosse
- ♦ *A. brasiliana* Decaisne
- ♦ *A. fragilissima* (Linnaeus) J.V.Lamouroux
- ♦ *A. rigida* J.V.Lamouroux
- ♦ *Corallina officinalis* Linnaeus
- ♦ *C. panizzoi* R.Schnetter & U.Richter
- ♦ *Jania adhaerens* J.V.Lamouroux
- ♦ *J. cubensis* Montagne ex Kützing
- ♦ *J. rubens* (Linnaeus) J.V.Lamouroux
- ♦ *J. subulata* (Ellis & Solander) Sonder
- ♦ *Jania* sp.

• Hydrolithaceae

- ♦ *Hydrolithon farinosum* (J.V.Lamouroux) Penrose & Y.M.Chamberlain

• Lithophyllaceae

- ♦ *Lithophyllum prototypum* (Foslie) Foslie
- ♦ *Lithophyllum* cf. *corallinae* (P.Crouan & H.Crouan) Heydrich
- ♦ *Lithophyllum* sp.

• Porolithaceae

- ♦ *Harveyolithon roseum* L.-C.Liu & S.-M.Lin in Liu & al.

• Spongitaceae

- ♦ *Neogoniolithon brassica-florida* (Harvey) Setchell

▪ HAPALIDIALES

• Hapalidiaceae

- ♦ *Lithothamnion crispatum* Hauck
- ♦ *Lithothamnion* sp.
- ♦ *Mesophyllum erubescens* (Foslie) Me.Lemoine
- ♦ *Mesophyllum* sp.
- ♦ *Phymatolithon* sp.

▪ SPOROLITHALES

• Sporolithaceae

- ♦ *Sporolithon episporum* (M.Howe) E.Y.Dawson
- ♦ *Sporolithon* sp.

▪ NEMALIALES

- Galaxauraceae
  - ♦ *Dichotomaria marginata* (J.Ellis & Solander) Lamarck
  - ♦ *D. obtusata* (J.Ellis & Solander) Lamarck
  - ♦ *Dichotomaria* sp.
  - ♦ *Galaxaura rugosa* (J.Ellis & Solander) J.V.Lamouroux
  - ♦ *Tricleocarpa cylindrica* (J.Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka
  - ♦ *T. fragilis* (L.) Huisman & R.A.Townsend
- Liagoraceae
  - ♦ *Gloiocallis dendroidea* (P.Crouan & H.Crouan) Showe M.Lin, Huisman & D.L.Ballantine
  - ♦ *Liagora ceranoides* J.V.Lamouroux
- Scinaiceae
  - ♦ *Scinaia halliae* (Setchell) Huisman

▪ CERAMIALES

- Callithamniaceae
  - ♦ *Aglaothamnion herveyi* (M.Howe) N.E.Aponte, D.L.Ballantine, & J.N.Norris
- Ceramiaceae
  - ♦ *Centroceras gasparrinii* (Meneghini) Kützing
  - ♦ *Ceramium brevizonatum* var. *caraibicum* H.E.Petersen & Børgesen
  - ♦ *C. codii* (H.Richards) Mazoyer
  - ♦ *C. dawsonii* A.B.Joly
  - ♦ *C. luetzelburgii* O.C.Schmidt
  - ♦ *Ceramium* sp.
  - ♦ *Gayliella flaccida* (Harvey ex Kützing) T.O.Cho & L.J.Mclvor
- Dasyaceae
  - ♦ *Dasya corymbifera* J.Agardh
  - ♦ *D. rigidula* (Kützing) Ardissonne
- Delesseriaceae
  - ♦ *Acrosorium ciliolatum* (Harvey) Kylin
  - ♦ *Cryptopleura ramosa* (Hudson) L.Newton
  - ♦ *Dictyurus occidentalis* J.Agardh
  - ♦ *Heterosiphonia crispella* (C.Agardh) M.J.Wynne
  - ♦ *H. gibbesii* (Harvey) Falkenberg
  - ♦ *Taenioma perpusillum* (J.Agardh) J.Agardh
  - ♦ *Thuretia bornetii* Vickers
- Rhodomelaceae



- ♦ *Acanthophora spicifera* (M.Vahl) Børgesen
- ♦ *Alsidium seaforthii* (Turner) J.Agardh
- ♦ *Bostrychia binderi* Harvey
- ♦ *B. tenella* (J.V.Lamouroux) J.Agardh
- ♦ *Carradoriella denudata* (Dillwyn) A.M.Savoie & G.W.Saunders
- ♦ *Dipterosiphonia dendritica* (C.Agardh) F.Schmitz
- ♦ *Herposiphonia nuda* Hollenberg
- ♦ *H. secunda* (C.Agardh) Ambronn
- ♦ *H. tenella* (C. Agardh) Ambronn
- ♦ *Laurencia arbuscula* Sonder
- ♦ *L. dendroidea* J.Agardh
- ♦ *L. intricata* J.V.Lamouroux
- ♦ *L. oliveirana* Yoneshigue
- ♦ *Laurencia* sp.
- ♦ *Melanothamnus ferulaceus* (Suhr ex J.Agardh) Díaz-Tapia & Maggs
- ♦ *M. gorgoniae* (Harvey) Díaz-Tapia & Maggs
- ♦ *M. tongatensis* (Harvey ex Kützing) Díaz-Tapia & Maggs
- ♦ *Neosiphonia sertularioides* (Grateloup) K.W.Nam & P.J.Kang
- ♦ *Osmundaria obtusiloba* (C.Agardh) R.E.Norris
- ♦ *Palisada corallopsis* (Montagne) Senties, Fujii & Díaz-Larrea
- ♦ *P. furcata* (Cordeiro-Marino & M.T.Fujii) Cassano & M.T.Fujii
- ♦ *P. perforata* (Bory) K.W.Nam
- ♦ *Polysiphonia subtilissima* Montagne
- Spyridiaceae
  - ♦ *Spyridia clavata* Kützing
  - ♦ *S. filamentosa* (Wulfen) Harvey
- Wrangeliaceae
  - ♦ *Griffithsia globulifera* Harvey ex Kützing
  - ♦ *G. schousboei* Montagne
  - ♦ *Wrangelia argus* (Montagne) Montagne
- GELIDIALES
  - Gelidiaceae
    - ♦ *Gelidium capense* (S.G.Gmelin) P.C.Silva
    - ♦ *G. floridanum* W.R.Taylor
    - ♦ *Gelidium* sp.
  - Gelidiellaceae
    - ♦ *Gelidiella acerosa* (Forsskål) Feldmann & Hamel
    - ♦ *G. ligulata* E.Y.Dawson
    - ♦ *Parviphycus trinitatis* (W.R.Taylor) M.J.Wynne

- Pterocladaceae

- ♦ *Pterocladella bartlettii* (W.R.Taylor) Santelices
- ♦ *P. beachiae* Freshwater
- ♦ *P. capillacea* (S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand

- GIGARTINALES

- Caulacanthaceae

- ♦ *Catenella caespitosa* (Withering) L.M.Irvine

- Cystocloniaceae

- ♦ *Hypnea brasiliensis* P.B.Jesus, Nauer & J.M.C.Nunes
- ♦ *H. cervicornis* J.Agardh
- ♦ *H. pseudomusciformis* Nauer, Cassano & M.C.Oliveira
- ♦ *Hypnea* sp.

- Gigartinaceae

- ♦ *Chondracanthus acicularis* (Roth) Fredericq

- Phylloporaceae

- ♦ *Gymnogongrus griffithsiae* (Turner) C.Martius
- ♦ *Petroglossum undulatum* C.W.Schneider

- Rhizophyllidaceae

- ♦ *Ochtodes secundiramea* (Montagne) M.Howe

- Solieriaceae

- ♦ *Meristotheca gelidium* (J.Agardh) E.J.Faye & M.Masuda
- ♦ *Solieria filiformis* (Kützinger) P.W.Gabrielson

- GRACILARIALES

- Gracilariaceae

- ♦ *G. cearensis* (A.B.Joly & Pinheiro) A.B.Joly & Pinheiro
- ♦ *G. cervicornis* (Turner) J.Agardh
- ♦ *G. cuneata* Areschoug
- ♦ *G. domingensis* (Kütz.) Sonder ex Dickie
- ♦ *G. flabelliformis* subsp. simplex Gurgel, Fredericq & J.N.Norris
- ♦ *Gracilaria* sp.
- ♦ *Hydropuntia rangiferina* (Kützinger) Gurgel & Fredericq

- HALYMENIALES

- Halymeniaceae

- ♦ *Cryptonemia seminervis* (C. Agardh) J. Agardh
- ♦ *Grateloupia filicina* (J.V.Lamouroux) C.Agardh
- ♦ *Halymenia brasiliensis* S.M.P.B.Guimarães & M.T.Fujii
- ♦ *H. floridana* J.Agardh
- ♦ cf. *Halymenia*

- PEYSSONNELIALES

- Peyssonneliaceae

♦ *Peyssonnelia* sp.

▪ RHODYMENIALES

• Champiaceae

♦ *Champia feldmannii* Díaz-Piferrer

♦ *C. vieillardii* Kützing

• Lomentariaceae

♦ *Ceratodictyon planicaule* (W.R.Taylor) M.J.Wynne

♦ *C. variabile* (J.Agardh) R.E.Norris

• Rhodymeniaceae

♦ *Botryocladia occidentalis* (Børgesen) Kylin

♦ *B. wynnei* Ballantine

▪ PLOCAMIALES

• Plocamiaceae

♦ *Plocamium brasiliense* (Greville) M.Howe & W.R.Taylor

❖ HETEROKONTOPHYTA

➤ PHAEOPHYCEAE

▪ ECTOCARPALES

• Acinetosporaceae

♦ *Acinetospora filamentosa* (Noda) Yaegashi, Uwai & Kogame

♦ *Feldmannia irregularis* (Kützing) Hamel

♦ *F. mitchelliae* (Harvey) H.-S.Kim

• Scytosiphonaceae

♦ *Chnoospora minima* (Hering) Papenfuss

♦ *Colpomenia sinuosa* (Mertens ex Roth) Derbès & Solier

♦ *Hydroclathrus clathratus* (C.Agardh) M.Howe

▪ DICTYOTALES

• Dictyotaceae

♦ *Canistrocarpus cervicornis* (Kütz.) De Paula & De Clerck

♦ *C. crispatus* (J.V.Lamouroux) De Paula & De Clerck

♦ *Dictyopteris delicatula* J.V.Lamouroux

♦ *D. plagiogramma* (Mont.) Vickers

♦ *D. polypodioides* (A.P.De Candolle) J.V.Lamouroux

♦ *Dictyota* cf. *caribea*

♦ *D. ciliolata* Sonder ex Kützing

♦ *D. crenulata* J.Agardh

♦ *D. jamaicensis* W.R.Taylor

♦ *D. mertensii* (C.Martius) Kütz.

♦ *D. menstrualis* (Hoyt) Schnetter, Hörning & Weber-Peukert

♦ *Dictyota* sp.

- ♦ *Lobophora variegata* (J.V. Lamour.) Womersley ex E.C. Oliveira
- ♦ *Padina antillarum* (Kützinger) Piccone
- ♦ *P. boergesenii* Allender & Kraft
- ♦ *P. gymnospora* (Kützinger) Sonder
- ♦ *P. sanctae-crucis* Børgesen
- ♦ *Padina* sp.
- ♦ *Spatoglossum schroederi* (C.Agardh) Kützinger
- ♦ *Zonaria tournefortii* (J.V.Lamouroux) Montagne
- ♦ *Z. zonata* C.Agardh
- FUCALES
  - Sargassaceae
    - ♦ *Sargassum cymosum* C.Agardh
    - ♦ *S. cymosum* var. *nanum* E.de Paula & E.C.Oliveira
    - ♦ *S. filipendula* C.Agardh
    - ♦ *S. furcatum* Kützinger
    - ♦ *S. hystrix* J.Agardh
    - ♦ *S. novae-hollandiae* P.C.Silva
    - ♦ *S. polyceratium* Montagne
    - ♦ *S. ramifolium* Kützinger
    - ♦ *S. rigidulum* Kützinger
    - ♦ *S. stenophyllum* C.Martius
    - ♦ *S. vulgare* C.Agardh
- SCYTOTHAMNALES
  - Bachelotiaceae
    - ♦ *Bachelotia antillarum* (Grunow) Gerloff
- SPHACELARIALES
  - Sphacelariaceae
    - ♦ *Sphacelaria rigidula* Kützinger
- ❖ CHLOROPHYTA
  - ULVOPHYCEAE
    - ULVALES
      - Ulvaceae
        - ♦ *Ulva fasciata* Delile
        - ♦ *U. flexuosa* Wulfen
        - ♦ *U. lactuca* Linnaeus
        - ♦ *U. rigida* C.Agardh
        - ♦ *Ulva* sp.
    - CLADOPHORALES
      - Anadyomenaceae

- ♦ *Anadyomene stellata* (Wulfen) C.Agardh
- Boodleaceae
  - ♦ *Boodlea struveoides* M.Howe
  - ♦ *Cladophoropsis membranacea* (Hofman Bang ex C.Agardh) Børgesen
- Cladophoraceae
  - ♦ *Chaetomorpha antennina* (Bory) Kützing
  - ♦ *C. brachygonia* Harvey
  - ♦ *C. minima* Collins & Hervey
  - ♦ *Cladophora coelothrix* Kützing
  - ♦ *C. laetevirens* (Dillwyn) Kützing
  - ♦ *C. prolifera* (Roth) Kützing
  - ♦ *C. vagabunda* (Linnaeus) Hoek
  - ♦ *Cladophora* sp.
  - ♦ *Willeella ordinata* Børgesen
- Siphonocladaceae
  - ♦ *Dictyosphaeria versluysii* Weber Bosse
- Valoniaceae
  - ♦ *Valonia aegagropila* C.Agardh
  - ♦ *V. macrophysa* Kützing
- DASYCLADALES
  - Polyphysaceae
    - ♦ *Parvocaulis myriosporus* (A.B.Joly & Cordeiro-Marino) C.W.Nascimento Moura & J.C.DeAndrade
- BRYOPSIDALES
  - Caulerpaceae
    - ♦ *Caulerpa ambigua* Okamura
    - ♦ *C. chemnitzia* (Esper) J.V.Lamouroux
    - ♦ *C. cupressoides* (Vahl) C.Agardh
    - ♦ *C. cupressoides* var. *lycopodium* Weber Bosse
    - ♦ *C. fastigiata* Montagne
    - ♦ *C. lanuginosa* J.Agardh
    - ♦ *C. mexicana* Sonder ex Kützing
    - ♦ *C. prolifera* (Forssk.) J.V.Lamouroux
    - ♦ *C. racemosa* (Forsskål) J.Agardh
    - ♦ *C. sertularioides* (S.G.Gmel.) M.Howe
    - ♦ *C. verticillata* J.Agardh
    - ♦ *C. webbiana* Montagne
- Codiaceae
  - ♦ *Codium intertextum* Collins & Hervey

- ♦ *C. isthmocladum* Vickers
- ♦ *C. taylorii* P.C.Silva
- Derbesiaceae
  - ♦ *Derbesia marina* (Lyngbye) Solier
- Dichotomosiphonaceae
  - ♦ *Avrainvillea nigricans* Decaisne
- Halimedaceae
  - ♦ *Halimeda discoidea* Decne.
  - ♦ *H. jolyana* Ximenes, Bandeira-Pedrosa, Cassano, Oliveira-Carvalho, Verbruggen & S.M.B.Pereira
- Udoteaceae
  - ♦ *Penicillus capitatus* Lamarck
- ❖ TRACHEOPHYTA
  - MAGNOLIOPSIDA
    - ALISMATALES
      - Cymodoceaceae
        - ♦ *Halodule wrightii* Ascherson
- ❖ CYANOBACTERIA
  - CYANOPHYCEAE
    - OSCILLATORIALES
      - Microcoleaceae
        - ♦ *Microcoleus* sp.



*Algas coralináceas incrustantes registradas nos recifes costeiros da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (Área D)*

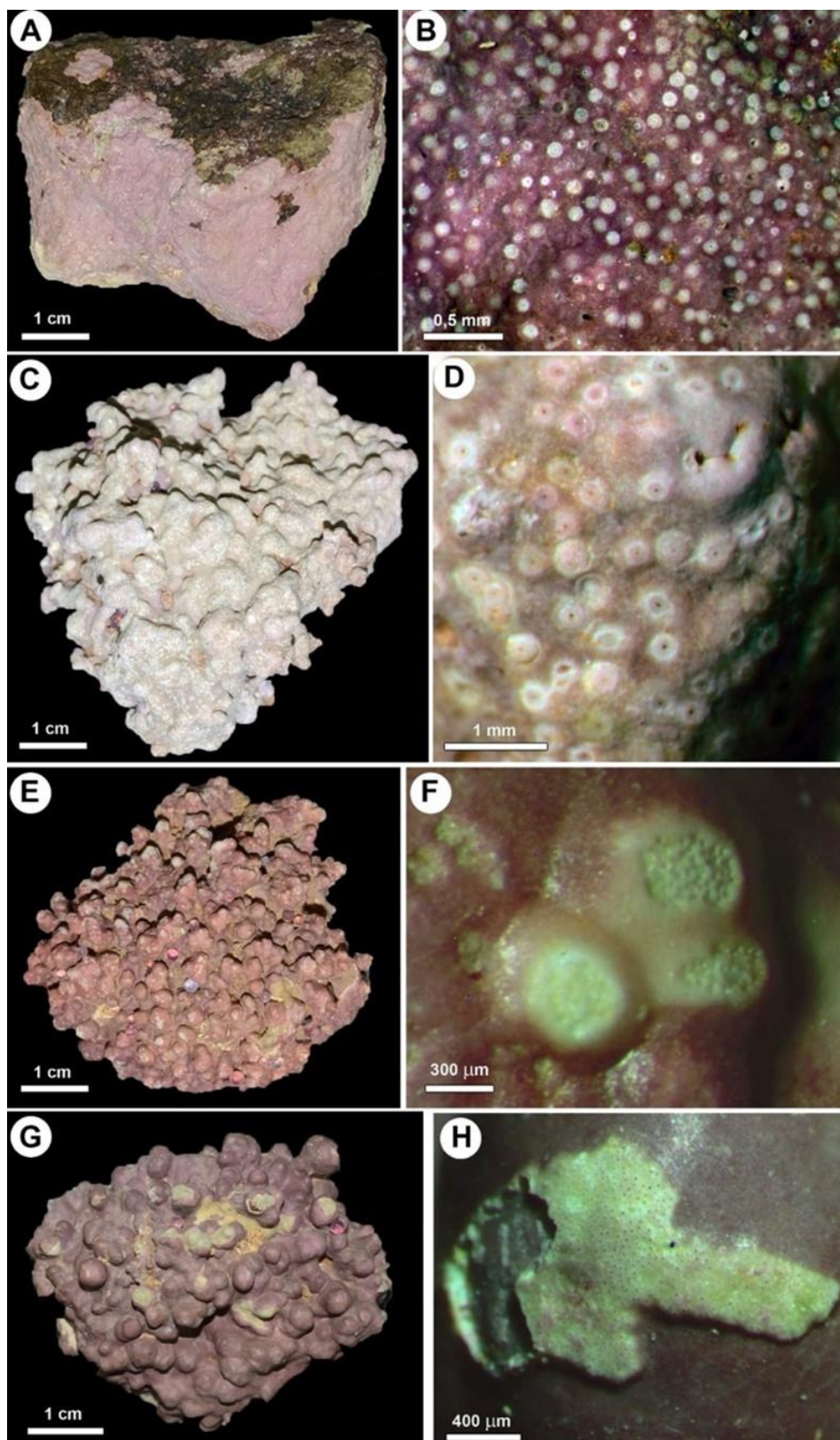
Foram identificados 12 táxons de algas coralináceas incrustantes nos recifes adjacentes ao litoral da Área D (Figura 445), com base na integração de dados morfoanatômicos e sequências de DNA plastidial do marcador *psbA*. Como esperado para um grupo de organismos perene e de crescimento lento, não foi registrada diferença na composição específica ao longo das cinco campanhas (setembro de 2018, janeiro de 2019, maio de 2019, julho de 2019 e fevereiro de 2021). Além disso, não foi registrada variação na riqueza entre sítios de coleta que pudesse estar relacionada ao gradiente de distância da foz do rio Doce.

Destaca-se que *Lithophyllum* sp. 1 constitui espécie nova para a ciência e *Harveyolithon roseum*, recentemente descrita para Taiwan por LIU et al. (2018), teve sua ocorrência conhecida expandida para o Brasil. O estudo de GOLDER (2016a) reportou apenas 5 taxa de algas coralináceas incrustantes para a mesma área: *Hydrolithon* sp., *Lithothamnion* sp. 1, *Lithothamnion* sp. 2, *L. crispatum* e *Sporolithon* sp. Essas diferenças podem estar relacionadas a diferenças no esforço amostral e às abordagens utilizadas, uma vez que utilizamos dados morfoanatômicos e moleculares, enquanto o estudo antecedente se restringiu a dados morfoanatômicos. Esta última abordagem é considerada insuficiente para um grupo com alto nível de diversidade críptica e/ou pseudo-críptica (HERNANDEZ-KANTUN et al., 2016; SISSINI et al., 2014).

Tabela 61: Algas coralináceas incrustantes registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Dados referentes às cinco campanhas. O número "1" indica presença e o número "0" indica que a espécie não foi encontrada.

|  | SÍTIOS |     |     |     |     |     |     |     |
|--|--------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
|  | D14    | D15 | D16 | D17 | D18 | D19 | D20 | D21 |
| <b>Corallinales</b>                    |        |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Harveyolithon roseum</i>            | 1      | 0   | 0   | 1   | 0   | 0   | 0   | 1   |
| <i>Hydrolithon farinosum</i>           | 1      | 1   | 1   | 1   | 1   | 1   | 1   | 1   |
| <i>Lithophyllum corallinae</i>         | 0      | 0   | 0   | 1   | 0   | 0   | 0   | 0   |
| <i>Lithophyllum prototypum</i>         | 0      | 1   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   |
| <i>Lithophyllum</i> sp. 1              | 0      | 1   | 0   | 0   | 1   | 1   | 0   | 1   |
| <i>Neogoniolithon brassica-florida</i> | 0      | 1   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   |
| <b>Hapalidiales</b>                    |        |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Mesophyllum</i> sp.                 | 1      | 1   | 0   | 0   | 0   | 1   | 0   | 0   |
| <i>Phymatolithon</i> sp.               | 0      | 0   | 1   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   |
| <i>Lithothamnion crispatum</i>         | 1      | 1   | 1   | 1   | 0   | 1   | 1   | 1   |
| <i>Lithothamnion</i> sp.1              | 0      | 1   | 0   | 0   | 1   | 1   | 0   | 0   |
| <b>Sporolithales</b>                   |        |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Sporolithon episporum</i>           | 0      | 1   | 1   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   |
| <i>Sporolithon</i> sp. 1               | 0      | 0   | 0   | 0   | 1   | 0   | 0   | 0   |
| <b>Total</b>                           | 4      | 8   | 4   | 4   | 4   | 5   | 2   | 4   |

Figura 445: Aspecto geral e estruturas reprodutivas de algas coralináceas incrustantes coletadas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Chave: A= *Harveylithon roseum*. B= Conceptáculos uniporados de *Harveylithon roseum*. C= *Lithophyllum* sp. 1. D:= Conceptáculos uniporados de *Lithophyllum* sp. 1. E= *Lithothamnion crispatum*. F= Conceptáculos tetrasporangiais multiporados de *L. crispatum* com depressões ao redor dos poros (característica diagnóstica). G= *Sporolithon* *episporum*. H= Soros de *S. episporum*.



## Estrutura das assembléias de macroalgas nos recifes costeiros adjacentes ao litoral da APA-REVIS

*Sargassum* foi o gênero dominante em todos os locais e campanhas, apresentando uma cobertura média de  $33,13 \pm 25,31\%$ , seguido pelas algas coralináceas incrustantes (CCA), com uma média de  $6,58 \pm 9,69\%$ , Dictyotaceae,  $4,83 \pm 6,73\%$ , e as algas calcárias articuladas,  $5,58 \pm 8,89\%$ . Todas as outras macroalgas identificadas apresentaram uma cobertura inferior a 5%.

A porcentagem de cobertura das macroalgas diferiu significativamente entre os sítios (PERMANOVA,  $F = 4,8368$ ,  $p = 0,0002$ ) e campanhas (PERMANOVA,  $F = 10,838$ ,  $p = 0,0002$ ) e houve interação entre sítios e campanha (PERMANOVA,  $F = 2,8292$ ,  $p = 0,0002$ ) (de setembro de 2018 a julho de 2019). Os resultados do SIMPER mostraram que as categorias taxonômicas com maior contribuição percentual para as diferenças nas comunidades macroalgais, nos diferentes sítios, foram *Sargassum* (28-40%), CCA (20%), *Padina gymnospora* (15%) e tufos (12%).

A variação na estrutura das comunidades (Tabela 62, Figura 446) pode estar relacionada à interação entre diferentes forçantes, tais como a natureza sedimentar e a proximidade das fozes de rios locais (Figura 447), incluindo também os estressores associados ao rompimento da barragem de Fundão. Os dados obtidos até 2021 (Figura 448) ainda não foram incorporados nos modelos.

Tabela 62: Sumário da PERMANOVA para avaliar a variação espaço-temporal (sítio e data da campanha) na cobertura de diferentes espécies de macroalgas, dados de 2018 a 2020. Diferenças significativas em negrito.

|                  | GL  | SQ     | MQ     | Pseudo-F | p             |
|------------------|-----|--------|--------|----------|---------------|
| Sítio            | 7   | 46687  | 6669,6 | 4,83     | <b>0,0002</b> |
| Campanha         | 3   | 44834  | 14945  | 10,84    | <b>0,0002</b> |
| Sítio x Campanha | 21  | 81923  | 3901,1 | 2,83     | <b>0,0002</b> |
| Resíduos         | 126 | 1,73E5 | 1378,9 |          |               |

Figura 446: Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado na cobertura média dos taxa de macroalgas dos sítios D14-D21 com dados obtidos até 2020.

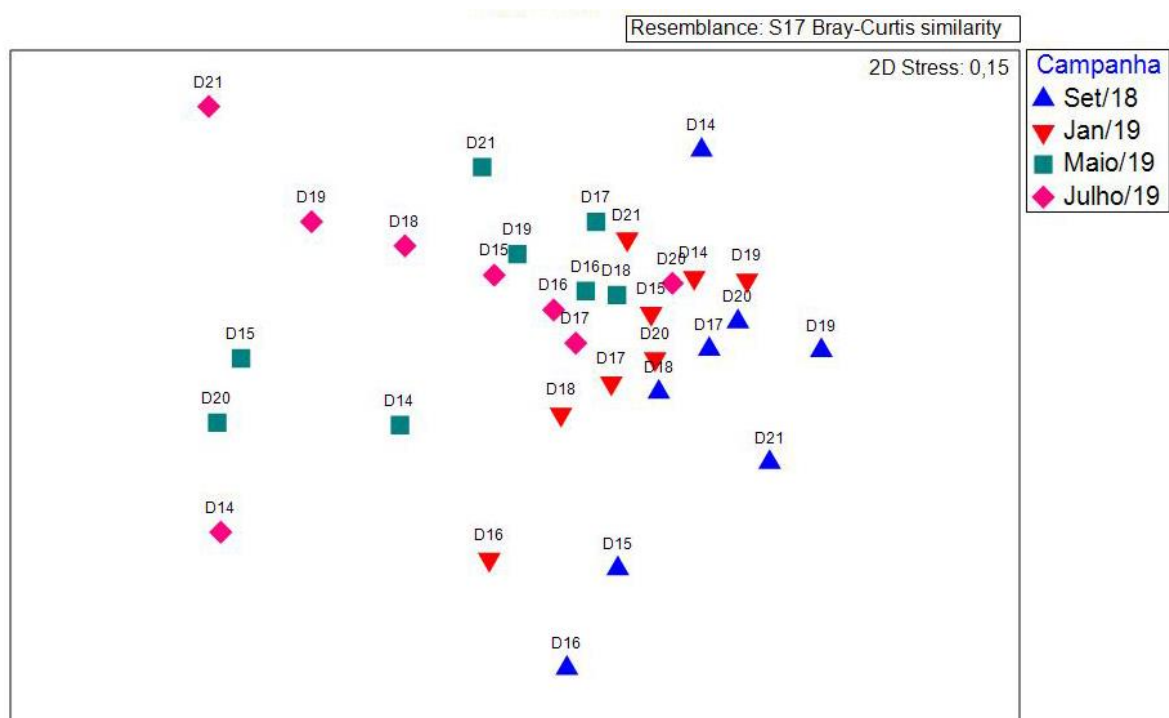


Figura 447: Análise de redundância baseada na distância (dbRDA) demonstrando associação entre variáveis ambientais e estrutura de assembleias de macroalgas no verão (A) e inverno (B) com dados obtidos até 2020

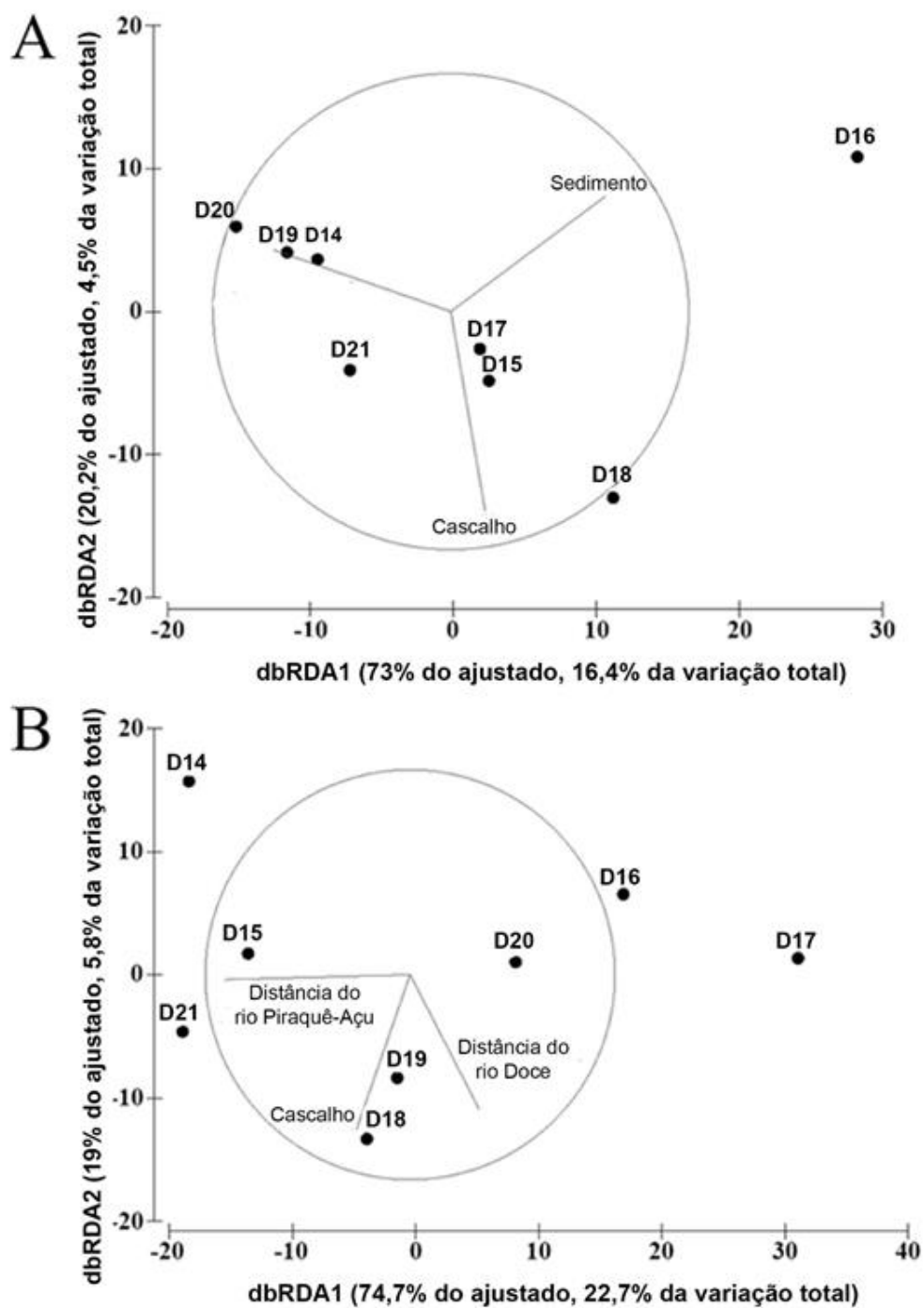
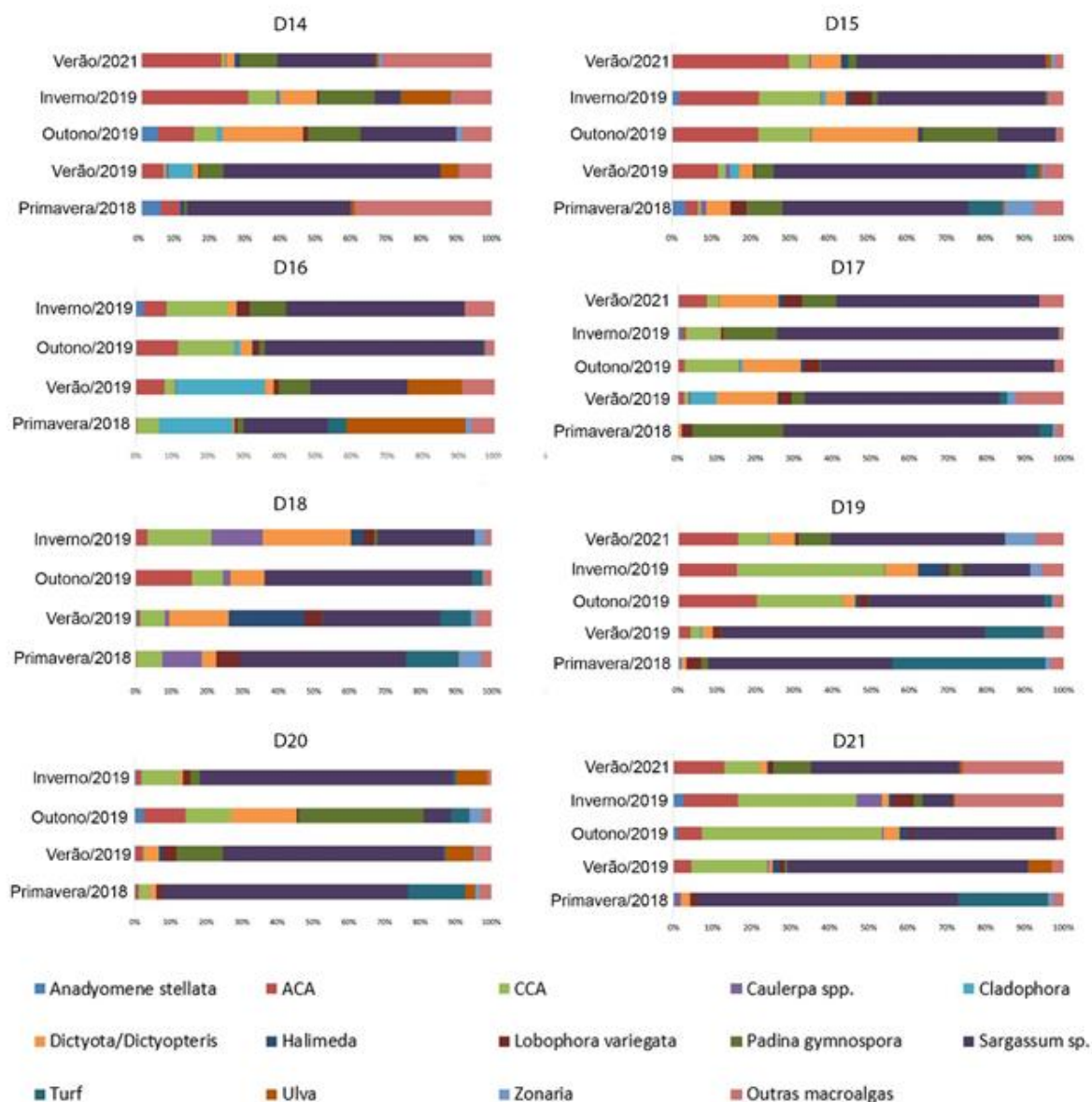




Figura 448: Cobertura bentônica dos principais grupos da macroalgas entre 2018 e 2021.

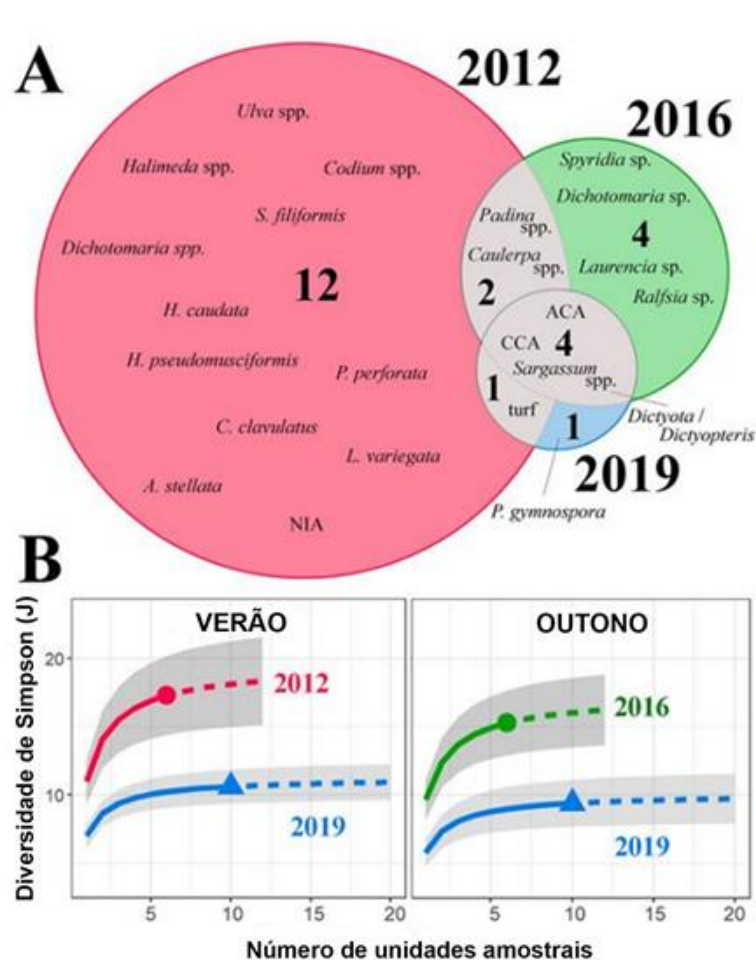




### Contrastes entre dados pré- e pós-rompimento da barragem de Fundão

Dados quantitativos sobre as assembleias de macroalgas da APA Costa das Algas e do REVIS Santa Cruz, pretéritos ao rompimento da barragem, são escassos. Essas assembleias foram alvo de estudos prévios à implementação do PMBA/FEST no verão de 2012 (pré-rompimento) (SCHERNER et al., 2013) e no outono de 2016 (6 meses após o rompimento) (GOLDER, 2016a), em dois dos sítios monitorados durante o PMBA/FEST (D15 e D19). Reconhecendo a possível sazonalidade, foram comparados os dados obtidos no verão de 2019 com dados do verão de 2012, e dados do outono de 2019 com dados do outono de 2016. A assembleia amostrada em 2019 diferiu daquelas amostradas em 2012 (PERMANOVA,  $F = 2,3224$ ,  $p = 0,046$ ) e 2016 (PERMANOVA,  $F = 4,0952$ ,  $p = 0,0026$ ). Apesar das limitações, inerentes à variação sazonal e falta de replicação temporal robusta, o contraste com os estudos prévios revela variações importantes (Tabela 63, Figura 449, Figura 450). Considerando apenas os dois sítios com dados prévios ao rompimento da barragem, a riqueza e a diversidade apresentaram redução de 2012 para 2019 (Figura 449).

Figura 449: Simplificação das assembleias de macroalgas antes e depois do rompimento da barragem (sítios D15 e D19). O painel A mostra o número e a identidade das espécies mais influentes discriminadas pelo SIMPER (contribuição >60%). Cores representam anos e tamanho do círculo representa o número de espécies influentes em cada ano. O painel B mostra a perda de diversidade de 2012 a 2019 e de 2016 a 2019.



O contraste entre os valores médios de cobertura de macroalgas em 2012 e 2016 (SCHERNER et al., 2013; GOLDER, 2016a) e os valores por nós obtidos no verão e outono de 2019 revelam aumento expressivo na cobertura de *Sargassum* spp. (Tabela 63). Embora ainda não completamente incorporados nas análises, os dados obtidos no verão de 2021 apontam para a predominância persistente de *Sargassum* na cobertura bentônica (veja Figura 448; Tabela 63).

As macroalgas benthicas podem refletir os efeitos da exposição de longa duração a poluentes, resultando em modificação na estrutura das assembleias (Balata et al., 2011). Registramos aqui uma mudança significativa na estrutura das assembleias de 2012 para 2019, evidenciada principalmente pelo aumento de cinco vezes na cobertura de *Sargassum* spp. e pela diminuição drástica de *Ulva* spp. e outras algas verdes, resultando em uma dissimilaridade temporal de aproximadamente 50%.

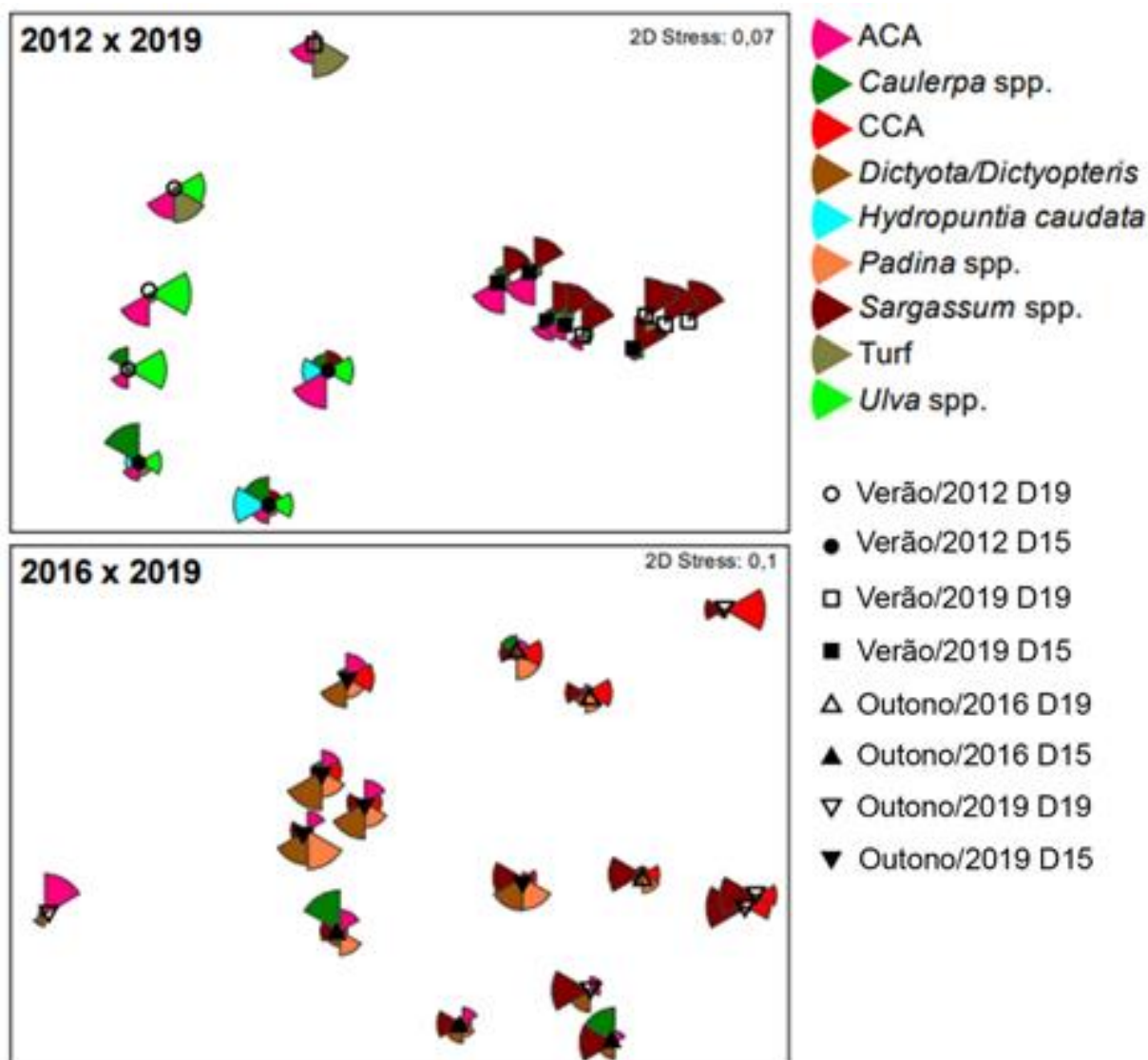
O aumento na cobertura de *Sargassum* spp. e outras espécies de algas pardas (e.g. *Padina* sp.) pode estar relacionado com sua alta tolerância a contaminação por metais-traço (AMADO-FILHO et al., 1997), além de sua capacidade de se desenvolver mesmo em ambientes impactados por distúrbios (SULLAWAY, EDWARDS, 2020). Na Baía de Sepetiba, altamente contaminada por atividades industriais, foi relatada dominância por feofíceas, como *Sargassum* spp. e *Padina gymnospora* (AMADO-FILHO et al., 1999), mais tolerantes a concentrações elevadas de metais-traço do que rodofíceas e clorofíceas (AMADO-FILHO et al., 1997). A predominância crescente de algas pardas nos recifes adjacentes ao litoral da Área D indica modificação associada à poluição por metais-traço (AMADO-FILHO et al., 1997; AMADO-FILHO et al., 1999; ALI et al., 2017). Além da tolerância a poluição por metais, KAWAMATA et al. (2011, 2012) demonstraram que *Sargassum* apresenta alta tolerância a soterramento, prosperando em ambientes com deposição de sedimento fino (0,5-2 mm). Portanto, a deposição de sedimento fino oriundo do rompimento da barragem também pode estar relacionada com o aumento expressivo na abundância de *Sargassum*. A redução na cobertura por *Ulva* spp. no sítio D15 também pode ser resultado deste processo, uma vez que a deposição e ressuspensão de sedimento fino podem afetar sua sobrevivência e biomassa (PARK; HWANG, 2011; SFRISO; MARCOMINI, 1996). Neste sentido, destacamos que o sítio D15 apresentou granulometria mais fina em relação a D19 (dominância por areia e cascalho, respectivamente) e maiores concentrações de minerais ferrosos (hematita) no sedimento superficial. O favorecimento do desenvolvimento de *Sargassum* spp., que possui frondes que crescem até a superfície, também pode estar associado a efeitos secundários na estrutura das assembleias, uma vez que acarreta sombreamento de algas com frondes menores, interferindo no rendimento fotossintético destas (ENGELLEN et al., 2015; MARKS et al., 2020).

O conjunto de resultados aqui apresentados revela perda de diversidade e mudanças na estrutura das assembleias após o rompimento da barragem. A presença de rejeito aderido ao talo das macroalgas, inclusive com detecção de metais-traço associados às partículas, perda de integridade celular e detecção de metais-traço (Fe, Cr, Zn e As) em células de macroalgas da APA-REVIS corroboram estes resultados e confirmam os efeitos do rompimento da barragem nos recifes adjacentes ao litoral.

Tabela 63: Cobertura (%) média e desvio padrão dos principais grupos de macroalgas no verão de 2012 (dados cedidos por Paulo A. Horta, referente ao artigo de SCHERNER et al., 2013), no outono de 2016 (GOLDER, 2016), no verão e outono de 2019 e verão de 2021 (presente estudo) em dois sítios amostrais (D15 e D19) da Área D (APA - REVIS).

|                   | Táxon   | SITIO D15   |             |             |             |             | SITIO D19   |             |             |             |             |
|-------------------|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
|                   |   | mar/12      | mai/16      | fev/19      | mai/19      | fev/21      | mar/12      | mai/16      | fev/19      | mai/19      | fev/21      |
| Rhodophyta        | Calcária articulada                           | 11,7 ± 10,7 | 15,1 ± 8,7  | 8,4 ± 6,9   | 19,1 ± 10,5 | 12,9 ± 6,3  | 13,3 ± 6,4  | 15,8 ± 4,3  | 1,7 ± 2,5   | 5,4 ± 14,4  | 4,4 ± 6,2   |
|                   | Calcária incrustante                          | 3,4 ± 2,9   | 3,1 ± 5,1   | 1,2 ± 1,0   | 11,5 ± 19,9 | 2,1 ± 0,9   | 2,5 ± 3,2   | 0           | 1,9 ± 1,1   | 14,6 ± 17,5 | 4 ± 4,2     |
| Ochrophyta        | <i>Colpomenia</i> spp.                        | 0,2 ± 0,3   | 0,3 ± 0,3   | 0           | 0           | 0,2 ± 0,2   | 1,4 ± 1,8   | 1,4 ± 1,8   | 0           | 0           | 0,8 ± 1,3   |
|                   | <i>Dictyota/Dictyopteris</i>                  | 0           | 0,05 ± 0,09 | 2,3 ± 1,8   | 23,8 ± 5,0  | 3,1 ± 2,6   | 0,8 ± 0,8   | 0,8 ± 0,8   | 2,3 ± 2,3   | 1,2 ± 1,3   | 3,7 ± 3,4   |
|                   | <i>Lobophora</i> spp.                         | 0,1 ± 0,1   | 0,1 ± 0,2   | 0,2 ± 0,2   | 0,2 ± 0,2   | 0           | 0           | 0           | 1,9 ± 2,8   | 1,3 ± 1,5   | 0,4 ± 0,4   |
|                   | <i>Padina</i> spp.                            | 0           | 0           | 3,6 ± 3,6   | 17,1 ± 9,5  | 1,2 ± 2,1   | 5 ± 2,5     | 5 ± 2,5     | 0,3 ± 0,4   | 0,1 ± 0,2   | 4,1 ± 4,3   |
|                   | <i>Sargassum</i> spp.                         | 11,8 ± 9,2  | 11,8 ± 10,8 | 46,7 ± 6,3  | 12,7 ± 13,3 | 30,3 ± 15,4 | 0           | 0           | 62,2 ± 36,5 | 27 ± 25     | 42,6 ± 42,1 |
|                   | <i>Zonaria</i> spp.                           | 0,2 ± 0,3   | 0,2 ± 0,4   | 0,5 ± 1,0   | 0,2 ± 0,2   | 0,7 ± 1,6   | 0           | 0           | 0,4 ± 0,6   | 0,2 ± 0,4   | 6,2 ± 9,1   |
|                   |   |             |             |             |             |             |             |             |             |             |             |
| Chlorophyta       | <i>Anadyomene stellata</i> (Wulfen) C. Agardh | 0,6 ± 0,6   | 0,2 ± 0,6   | 0           | 0,2 ± 0,2   | 0,1 ± 0,2   | 3,8 ± 3,8   | 3,8 ± 3,8   | 0           | 0           | 0           |
|                   | <i>Caulerpa</i> spp.                          | 9,8 ± 7,1   | 9,8 ± 7,1   | 0,2 ± 0,9   | 0,4 ± 0,5   | 0,1 ± 0,2   | 3,8 ± 3,8   | 3,8 ± 3,8   | 0           | 0           | 0           |
|                   | <i>Cladophora</i> spp.                        | 1,9 ± 1,9   | 0           | 2 ± 1,9     | 0           | 0           | 0           | 0,1 ± 0,1   | 0,5 ± 0,9   | 0           | 0,1 ± 0,2   |
|                   | <i>Codium</i> spp.                            | 0,5 ± 0,9   | 0,5 ± 0,9   | 0           | 0           | 0           | 8,5 ± 6,6   | 8,5 ± 6,6   | 0           | 0           | 0,1 ± 0,2   |
|                   | <i>Halimeda</i> spp.                          | 7 ± 7       | 7 ± 7       | 0           | 0,8 ± 0,8   | 0,6 ± 0,9   | 1,1 ± 1,5   | 1,1 ± 1,5   | 0           | 0           | 0,2 ± 0,4   |
|                   | <i>Ulva</i> spp.                              | 13,9 ± 2,8  | 13,9 ± 2,8  | 0,7 ± 0,5   | 0           | 0,5 ± 0,6   | 31,5 ± 9,6  | 0,1 ± 0,1   | 0,2 ± 0,9   | 0           | 0           |
| Tufos*            |   | 4,4 ± 3,1   | 0           | 2,1 ± 1,7   | 0,1 ± 0,2   | 0           | 17 ± 25     | 17 ± 25     | 7,7 ± 12    | 1,4 ± 2,3   | 0           |
| Outras macroalgas |   | 44 ± 12,2   | 37,8 ± 16,6 | 3,5 ± 1,2   | 2 ± 0,7     | 2 ± 0,7     | 18,1 ± 8,7  | 5,6 ± 3,6   | 2,6 ± 2,5   | 2,7 ± 3,3   | 2,7 ± 3,2   |
| Total             |   | 53,9 ± 15,5 | 62,3 ± 18,4 | 67,8 ± 11,2 | 86 ± 3,6    | 54 ± 15,1   | 84,9 ± 12,9 | 57,4 ± 20,1 | 80,9 ± 24,1 | 52 ± 26,1   | 69,4 ± 32   |

Figura 450: Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) entre sítios (D15 e D19) e anos 2012 vs 2019 e 2016 vs 2019 na APA-REVIS baseado no índice de Bray-Curtis. Círculos segmentados representam cobertura de cada táxon predominante nos períodos amostrados. CCA = algas coralináceas incrustantes; ACA = algas calcárias articuladas.



### Recifes coralíneos

As comunidades recifais estão invariavelmente submetidas a indutores de natureza estocástica (e.g., tempestades, flutuações meteo-oceanográficas de grande escala) e de natureza sazonal (e.g., temperatura, luz, turbulência). Além disso, variam em resposta a estressores antropogênicos (e.g., pesca, qualidade de água), os quais podem implicar tanto em ciclos longos de retorno para estados próximos daqueles inicialmente registrados (resiliência) quanto na configuração de estados alternativos (mudança de fase, ou "phase shift") com perda de diversidade e funcionalidades, e comprometimento no provimento de serviços ecossistêmicos. Na região potencialmente afetada pelo rompimento da barragem existem informações prévias sobre a influência de forçantes naturais e antropogênicas sobre comunidades recifais (e.g. FRANCINI-FILHO et al., 2013, TEIXEIRA et al., 2019). No entanto, os

trabalhos antecedentes possuem cobertura temporal limitada (mas veja RIBEIRO et al., 2018 para séries longas referentes a *M. braziliensis*) e/ou foram baseados em metodologias dissimilares (e.g. KIKUCHI et al., 2003), ou são limitados em termos de cobertura/representatividade (e.g. MAZZEI et al., 2017). A maior parte da informação antecedente é limitada à Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e ao período anterior ao rompimento da barragem (mas veja MAZZEI et al., 2017). A despeito da relevância do conjunto de informações prévias, a falta de séries temporais longas e robustas para os recifes da Área B (Recifes Esquecidos), mais sujeita à pluma decorrente do rompimento (veja Figura 330), ainda limita as comparações temporais e o entendimento das interações entre indutores antropogênicos, naturais e climáticos (TEIXEIRA et al., 2019). Com base nesse contexto, as análises apresentadas a seguir incorporam dados prévios comparáveis (i.e. adquiridos com mesma metodologia) e tratados com resolução taxonômica compatível, incluindo:

**1)** um recorte detalhado da dinâmica observada na Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), em mais longo prazo, com dados obtidos anualmente (durante os verões) entre 2006 e 2018 (100 foto-quadrados fixos.ano<sup>-1</sup>), evidenciando como as comunidades recifais se alteraram ao longo da última década e quais foram os potenciais indutores dessas mudanças. A Área A abrange o maior conjunto recifal, com recifes costeiros e offshore, e compreende a área estudada mais distante da foz do rio Doce. Uma contextualização da categorização da Área A como um "controle", ainda que imperfeito, está apresentada no item 2.9.3. Recapitulando brevemente esse contexto, ressaltamos que a Área A, mesmo que em menor magnitude do que as áreas B, C e D, foi alcançada por contaminantes associados ao rompimento da barragem, que os seus recifes costeiros estão sujeitos a estressores locais peculiares (e.g. dragagem de canal de navegação) e que alguns dos seus recifes estão protegidos pela UC mais antiga e bem implementada da região (PARNAM Abrolhos). Por outro lado, a Área B, com interface mais direta com a pluma decorrente do rompimento, possui um conjunto recifal menor, com menor abrangência "cross shelf" (i.e. abrange apenas recifes costeiros), apresenta estruturas recifais com características peculiares (e.g. topos mais fundos e com baixo nível de expansão lateral nos topos), e permanece desprotegida por UC. Portanto, contrastes e inferências sobre indutores dos padrões observados na dinâmica da cobertura devem ser feitos com cautela.

**2)** uma análise contrastando os dados das Área A e B (controle imperfeito vs impacto) entre novembro de 2018 e março de 2021, período em que ambas as áreas foram monitoradas com metodologia e esforço compatíveis, e que inclui amostras sazonais.

Os contrastes temporais foram explorados com ordenações (PCA e/ou MDS), de maneira a facilitar a visualização das afinidades entre as estações amostrais. As ordenações exploratórias não incorporam restrições das variáveis ambientais ("unconstrained"), as quais são mostradas nos diagramas apenas no sentido de mostrar associações entre os escores das amostras e possíveis indutores. Quando possível e pertinente, os dados também foram modelados com restrições (DISTLM e dbRDA), com uso de um conjunto de variáveis ambientais relativamente abrangente, no sentido de evidenciar, com maior robustez quantitativa, aquelas com maior influência relativa.



*Estrutura e dinâmica de longo prazo das comunidades bênticas recifais na Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências)*

Para compor um panorama global sobre a estrutura e dinâmica das comunidades recifais da Área A, os grupos de organismos foram identificados em nove categorias taxonômicas amplas e categorizados em duas classes funcionais: **1)** organismos mais longevos e de crescimento mais lento, construtores [corais, hidrocorais e algas calcáreas incrustantes (CCA)] e **2)** seus antagonistas de crescimento mais rápido e menos longevos [macroalgas frondosas, turf, tapetes de cianobactérias (BCM), zoantídeos, esponjas e outros organismos]. Apenas amostras de recifes com forma de chapeirões ou bancos foram incluídas nesse bloco de resultados (i.e., não foram consideradas as amostras do sítio A5, um recife em franja no Arquipélago dos Abrolhos).

Uma PCA com as abundâncias relativas (transformadas em log-ratio) foi empregada para explorar como as diferentes assembleias se relacionaram no espaço e no tempo (Figura 452). Inicialmente, ressaltamos que a PCA confirmou que as análises subsequentes devem ser feitas separadamente para os topos e paredes dos recifes, uma vez que o habitat representa a fonte de variação preponderante. Dessa forma, os habitats foram analisados nos pontos com as linhas de base mais longas (A1, A2, A3, A6, A7), com o objetivo de acessar a variação temporal. A importância do tipo de habitat na segregação das comunidades já havia sido observada (BASTOS et al., 2018; FRANCINI-FILHO et al., 2013), e as análises complementares aqui apresentadas confirmaram o alto poder de segregação das amostras pelo tipo de habitat (Tabela 64). Um teste de dispersão multivariada por permutação (PERMDISP) não revelou variação significativa na dispersão intragrupo (habitats). Os habitats representam, portanto, grupos homogêneos para segregação das amostras (

Figura 451). Contrariamente, a segregação por sítios, com topos e paredes analisados conjuntamente, produz grupos com dispersões heterogêneas e sobrepostas, o que dificulta a elucidação de padrões e impede o teste de hipóteses com potenciais variáveis explanatórias.



Figura 451: Representação esquemática dos pináculos conhecidos como "chapeirão", evidenciando suas formas mais típicas e a distribuição de alguns dos principais organismos sobre a estrutura. A estrutura representada à esquerda, em forma cogumelar com topos expandidos lateralmente, é típica das áreas mais rasas, onde os topos estão nivelados com o nível do mar (e.g. Área A, Parcel das Paredes) ou situados em profundidades de até cerca de 10 metros (e.g. Área A, Parcel dos Abrolhos). A morfologia do pináculo representado à direita, com topos estreitos, é típica das áreas mais profundas (e.g. Recife Califórnia). Formas intermediárias também são registradas (e.g. Área B, Recifes Esquecidos). Imagem: Rede Abrolhos®.

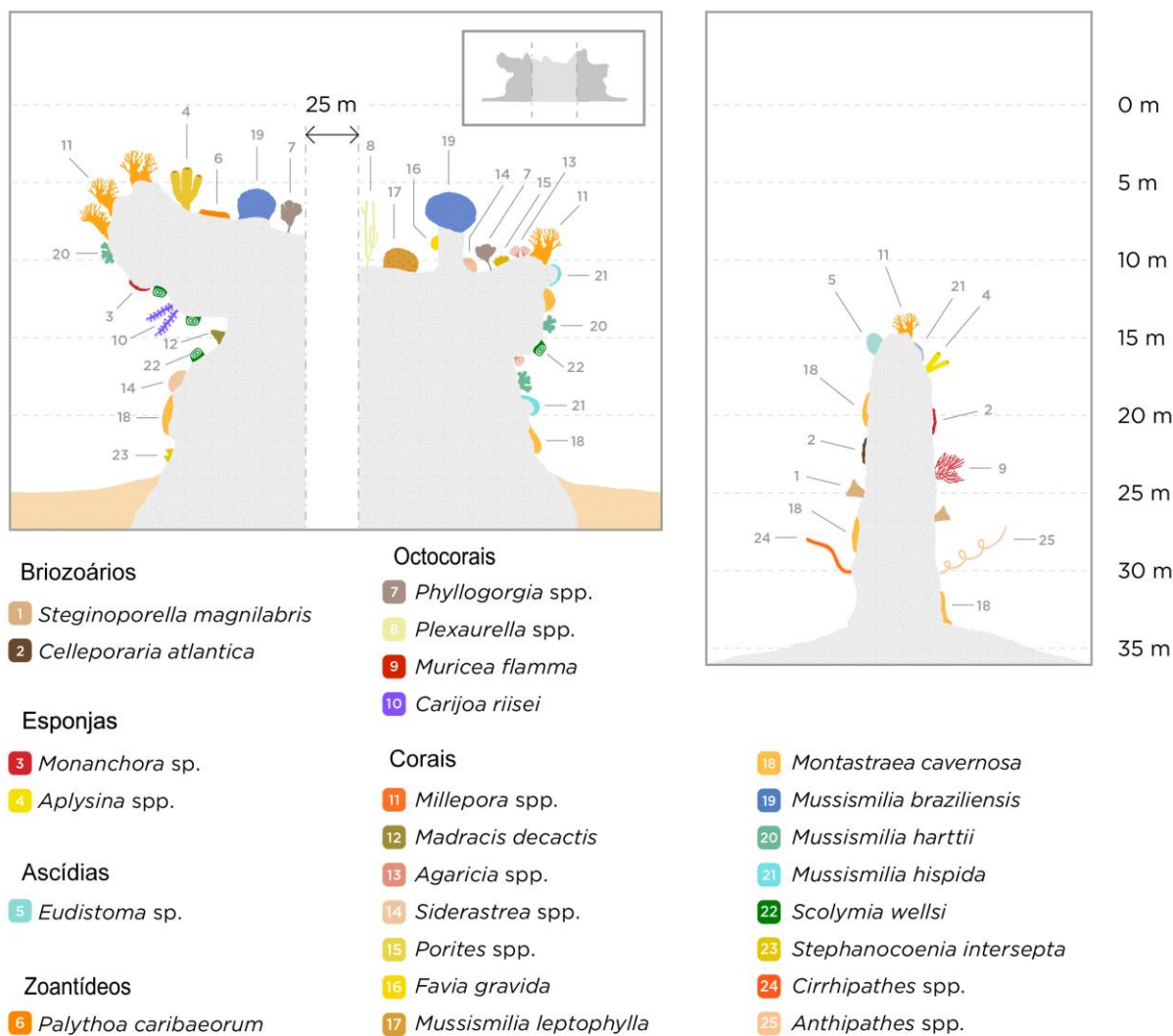


Figura 452: Análise de componentes principais com todos as amostras de topos (esquerda) e parede (direita) obtidas entre 2006 e 2018. Os números do diagrama de ordenação correspondem aos anos das amostragens (Topos: PC1 = 33.7%; PC2 = 25%; paredes: PC1 = 48.1%, PC2 = 21.3%). CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria. Os símbolos pretos maiores representam os centroides dos grupos de amostras.

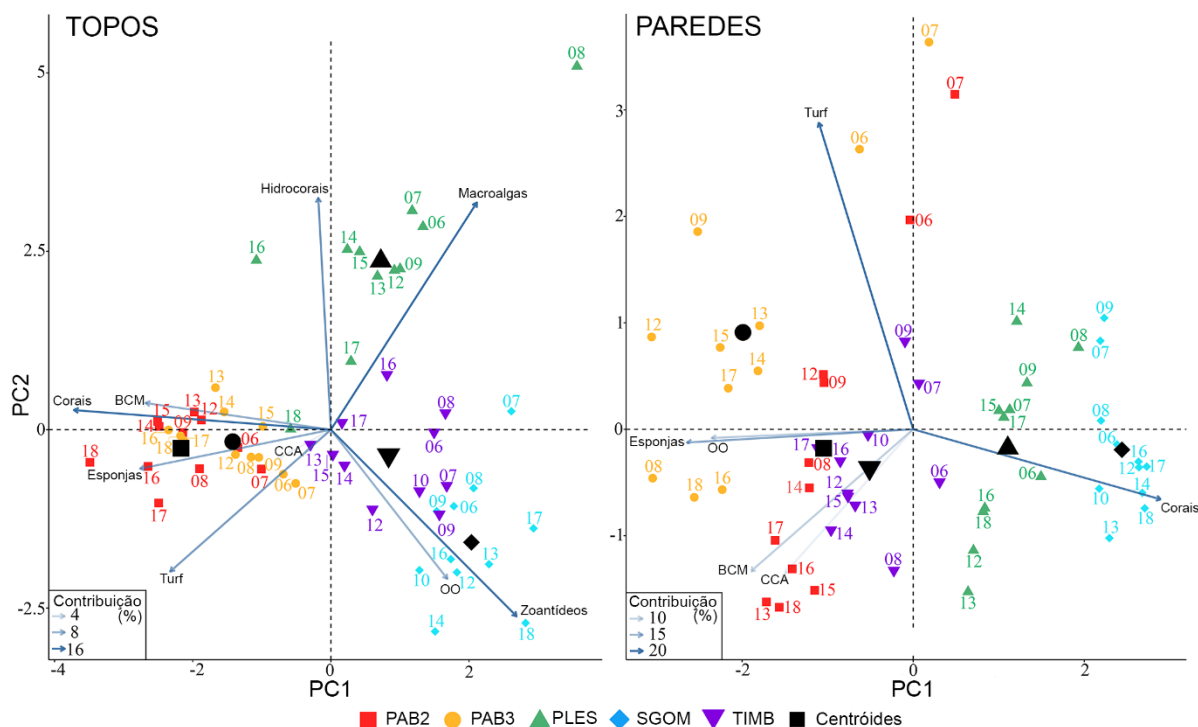


Tabela 64: Resumo dos resultados de uma análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) e do teste de dispersão multivariada por dispersão (PERMDISP) sobre o efeito do habitat e sítio na variação das comunidades bentônicas com os dados obtidos até 2020.

|                  | GL  | SQ      | MQ        | F       | R2      | Pr(>F) |
|------------------|-----|---------|-----------|---------|---------|--------|
| <b>PERMANOVA</b> |     |         |           |         |         |        |
| Habitat          | 1   | 1.4712  | 1.47117   | 148.478 | 0.15835 | *      |
| Sítio            | 10  | 3.9218  | 0.39218   | 39.581  | 0.42213 | *      |
| Habitat: Sítio   | 9   | 2.3024  | 0.25582   | 25.818  | 0.24782 | *      |
| Resíduos         | 161 | 1.5952  | 0.00991   |         | 0.17171 |        |
| Total            | 181 | 9.2905  |           |         | 1.00000 |        |
| <b>PERMDISP</b>  |     |         |           |         |         |        |
| Habitat          | 1   | 0.00371 | 0.0037081 | 0.5083  |         | 0.4768 |
| Sítio            | 10  | 0.36463 | 0.036463  | 13.669  |         | *      |

Valores significativos ( $p \leq 0.05$ ) marcados com asteriscos.

A partir dessa exploração inicial foi avaliada a dinâmica temporal dos diversos grupos, especialmente a relação entre a cobertura dos organismos que tem um papel mais forte na estruturação da comunidade ("foundation species", sensu ANGELINI et al., 2011; DAYTON, 1972) e a dos organismos não construtores. Esses contrastes permitem avaliar potenciais mudanças de fase na dominância das assembleias. Mudanças anuais na cobertura bentônica foram medidas através da comparação entre observações de um dado ano ( $\text{cobertura}_{(t)}$ ) com aquelas do ano anterior ( $\text{cobertura}_{(t-1)}$ ) usando-se o

logaritmo da cobertura (abundância relativa de cada grupo taxonômico):  $[\log(\text{cobertura}_t / \text{cobertura}_{(t-1)})]$ . A estabilidade temporal foi medida através de duas medidas complementares, a sincronia ( $\phi$ ) e o coeficiente de variação (CV) (LAMY et al., 2020). A cobertura em um dado tempo  $t$  [Cobertura( $t$ )] foi representada por  $\sum_{i=1}^S \text{Cobertura}_i(t)$ , onde  $\text{Cobertura}_i(t)$  denota a cobertura no tempo  $t$  da espécie  $i$ . e  $S$  representa a agregação no nível de múltiplas espécies, tendo  $\mu_i$  e  $\sigma^2$  como suas respectivas médias e variância. O termo da sincronia na estabilidade ( $\phi_S$ ) (LOREAU; MAZANCOURT, 2008) é calculado por  $\phi_S = \sigma^2_S / (\sum_{i=1}^S \sigma_i^2)$ . Este termo quantifica a proporção de variação em relação à máxima variância ( $\sigma^2_S$ ), isto é, a variância no nível da assembleia quando as populações são perfeitamente correlacionadas ao longo do tempo. A sincronia é padronizada entre 0 (perfeita assincronia) e 1 (perfeita sincronia). Além disso, o coeficiente de variação (CV) no nível da assembleia  $S(CV_S)$  foi calculado segundo THIBAUT; CONNOLLY (2013) como  $\sigma_S / \mu_S$ , onde  $\mu_S$  e  $\sigma^2_S$  são a média e variância em função da assembleia.

Os resultados mostraram que, considerando todos os estratos (sítios e habitats), os organismos dominantes tiveram menor variação que os mais raros (Figura 453). Os topos do arco interno foram mais variáveis que os do arco externo, devido à mudança de dominância de macroalga para turf em PLES, especialmente a partir de 2010, bem como devido ao incremento e queda consistentes nas coberturas de zoantídeos nos sítios A2 (Sebastião Gomes) e A6 (Timbebas), respectivamente (Figura 454). As paredes dos arcos interno e externo apresentaram dominância por turf mas, após 2010, BCM cresceu no arco externo. Em todos os estratos, a estabilidade foi relacionada ao modo de crescimento do organismo dominante (Figura 453). Nos topos, organismos menos longevos e de crescimento mais rápido foram menos sincrônicos ( $\phi = 0.06 \sim 0.88$ ) do que corais e esponjas, que foram menos variáveis ( $CV = 0.12 \sim 0.34$ ) e mais sincrônicos ( $\phi = 0.91 \sim 0.98$ ), especialmente nos dois recifes monitorados no arco externo (A7/PAB2) e (A3/PAB3) (Figura 453). Nas paredes, os organismos mais longevos também foram menos variáveis ( $CV = 0.09 \sim 0.56$ ) e mais sincrônicos ( $\phi = 0.4 \sim 0.99$ ) do que aqueles com menor longevidade ( $CV = 0.17 \sim 0.32$ ,  $\phi = 0.05 \sim 0.44$ ). Já organismos com longevidade e crescimento intermediários (macroalgas, zoantídeos e CCA) foram mais sincrônicos ( $\phi = 0.69 \sim 0.9$ ), mas variaram mais nas paredes ( $CV = 0.28 \sim 0.74$ ) (Figura 453).

Figura 453: Coeficiente de variação versus sincronia da comunidade ( $\phi$ ) nos topos e paredes de cada sítio (à esquerda) da Área A, entre 2006 e 2018. Organismos de crescimento mais lento e mais longevos e aqueles de crescimento mais rápido e efêmeros estão representados por círculos e quadrados, respectivamente, e organismos com crescimento e duração de vida intermediários como triângulos. As curvas atenuadas (à direita) representam a dinâmica de cobertura de cada categoria (anomalias, transformados em log-ratio). A linha tracejada preta e bandas cinzas representam a média global e desvio padrão, respectivamente. CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactéria; OO = outros organismos.

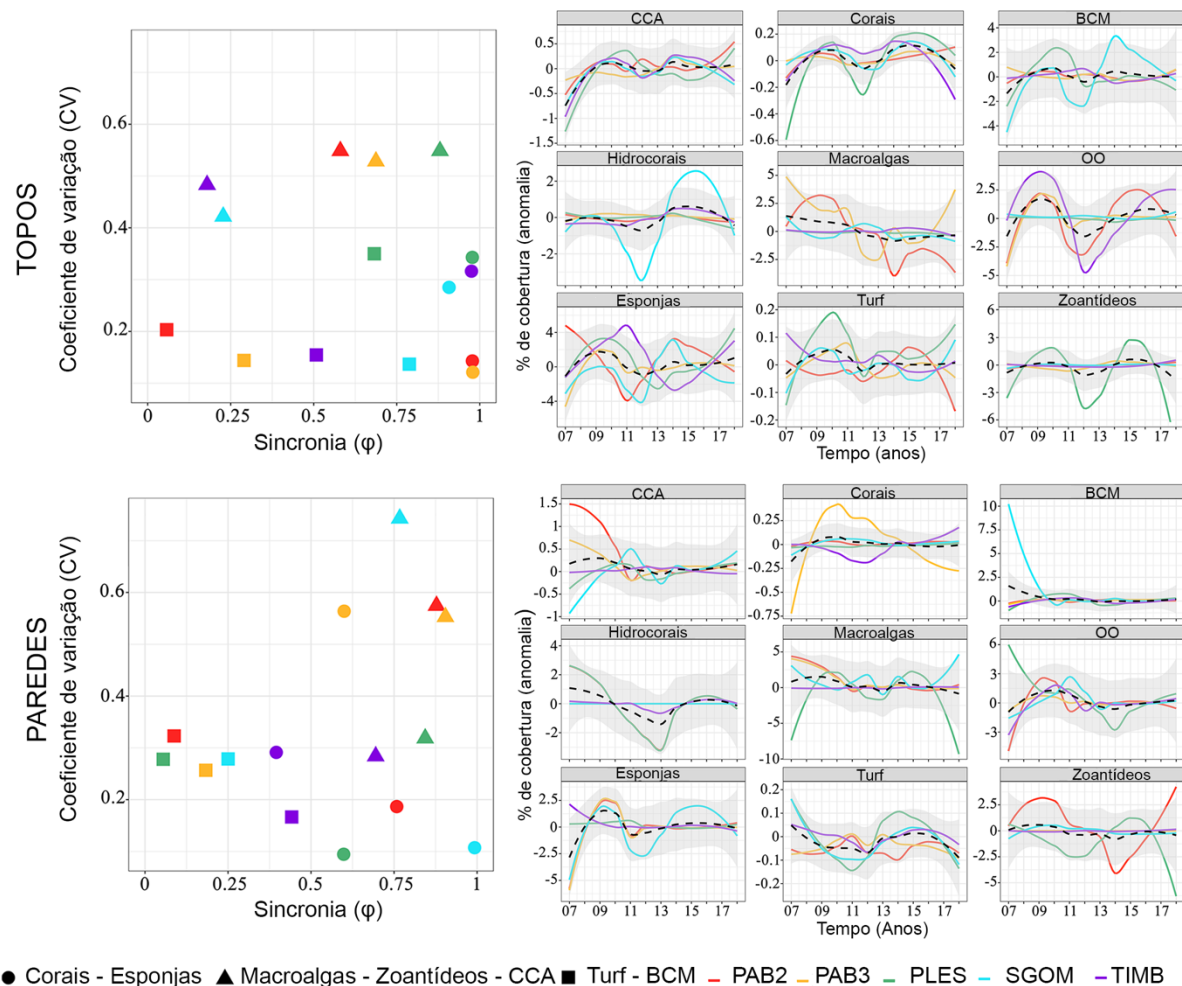
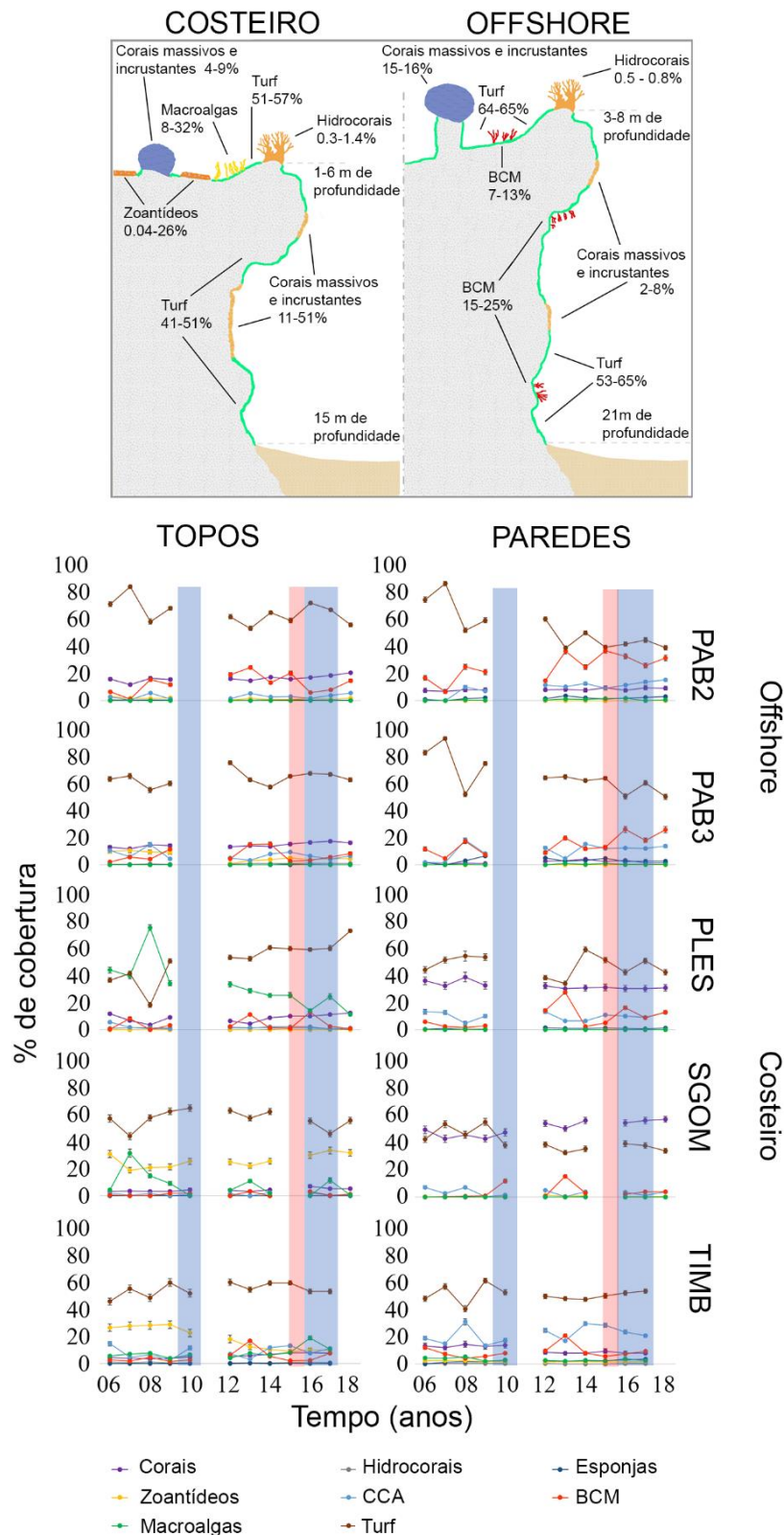


Figura 454: Morfologia dos pináculos e cobertura bentônica recifal dos sítios da área A (PARNAM Abrolhos e adjacências). O painel superior mostra a morfologia única dos pináculos. O painel inferior mostra a cobertura relativa dos nove grupos de organismos sésseis mais abundantes nos 5 sítios (A1, A2, A3, A6, A7) amostrados nos dois habitats entre 2006 e 2018. Barras representam desvios-padrão. CCA = algas calcáreas incrustantes; BCM = tapetes de cianobactérias. A sombra azul representa as duas maiores anomalias térmicas associadas e a sombra vermelha representa o colapso da barragem de Fundão.





A interação temporal entre a cobertura de corais e seus principais competidores por espaço foi avaliada com uso do índice de mudança de fase (*Phase Shift Index* – PSI), calculado segundo BRUNO et al., 2009 para cinco organismos não-construtores, para cada ano em cada sítio [turf e BCM (“benthic cyanobacterial mats”) nos topos e paredes, macroalgas e zoantídeos nos topos e esponjas nas paredes]. O PSI é o primeiro componente (PC1) de uma PCA feita a partir da matriz de correlação entre o inverso da cobertura de coral e a cobertura de cada um dos outros competidores não-construtores. Os valores do PSI são então classificados em seis categorias que refletem o quão intensa foi a mudança ao longo do tempo, seja ela favorável ou desfavorável à cobertura de corais, onde +++ = perda forte de cobertura de corais em favor do competidor (PSI entre 2.469 a 1.647); ++ = perda intermediária de cobertura de corais (1.646 a 0.826); + = perda fraca de cobertura de corais (0.825 a 0.005); - = ganho fraco de cobertura de corais (0.004 a -0.817); -- = ganho de corais intermediário (-0.818 a -1.638); --- = ganho forte de corais (-1.639 a -2.459). Ao analisar a distribuição desses valores nos topos dos diferentes sítios (Figura 455), valores positivos tenderam a ser menos frequentes (i.e. favorável a corais) no arco externo do que no interno, indicando perdas mais frequentes e acentuadas nas coberturas de corais. Para BCM, turf e zoantídeos, valores positivos de PSI foram pervasivos nos topos do arco interno. Portanto, foram observadas mais interações desvantajosas a corais (valores positivos de PSI) no arco interno, que está mais sujeito a maior influência terrígena. Já as paredes apresentaram mais valores positivos de PSI para BCM e esponjas no arco interno, mas a tendência oposta foi observada no arco externo. Valores negativos de PSI (i.e. favoráveis aos corais) foram mais frequentes para turf nas paredes dos recifes do arco externo. No geral (para todos os competidores), os valores de PSI variaram entre -2.5 e +2.5, com as menores margens observadas para macroalgas (Figura 455). Antes de 2010 e após 2016, valores positivos de PSI foram mais frequentes nos topos do arco interno, para turf, enquanto valores negativos foram mais frequentes no arco externo, com a tendência inversa entre esses dois períodos. Os topos em Sebastião Gomes (sítio A2) apresentaram os maiores valores de PSI dentre todos os competidores e em todos os sítios. Trata-se do sítio mais diretamente afetado pelas atividades de dragagem de um canal de navegação ao largo de Caravelas, associadas ao aumento de sedimentação e ao declínio nas condições adequadas ao estabelecimento e crescimento saudável de corais. De forma geral, valores positivos de PSI foram sustentados nos topos do arco interno para macroalgas e BCM, este, especialmente após 2012. A variabilidade foi maior entre 2006 e 2009 para todos os sítios. À exceção dos topos dominados por macroalgas em A1 (Pedra de Leste), os valores de PSI coral-zoantídeo para topos do arco interno foram de forma geral positivos, com os maiores valores em A2 (Sebastião Gomes). Nas paredes, BCM e esponjas sustentaram valores positivos no arco interno, exceto por 2010 e 2013 (para ambos os grupos), e 2015 (para esponjas, somente).



Figura 455: Frequência dos valores do índice de mudança de fase (PSI) nos topos (A) e paredes (B) da Área A entre 2006 e 2018. As barras internas e externas ao círculo interno representam valores positivos e negativos de PSI, respectivamente. A escala radial representa a magnitude das mudanças expressas como contagens de valores de PSI para cada competidor: +++ = perda forte de cobertura de corais em favor do competidor; ++ = perda intermediária de cobertura de corais; + = perda fraca de cobertura de corais; - = ganho fraco de cobertura de corais; -- = ganho de corais intermediário; e --- = ganho forte de corais.



Além da dinâmica temporal, exploramos a variação espacial nas assembleias usando, como medida de diversidade beta, a dispersão (distância média) das amostras em torno dos centróides no espaço multivariado (ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006). Esses centróides podem representar conjuntos específicos de amostras segregadas por uma ou mais variáveis de interesse. Assim, é possível relacionar se a diversidade beta (responde a forçantes específicas, o que esclarece potenciais relações de causa-efeito e/ou correlação entre a estrutura da comunidade e forçantes ambientais. A relação entre a variação espacial nas comunidades (medida pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis das abundâncias relativas transformadas em raiz quarta) e suas potenciais forçantes foi explorada com PERMANOVA (separadamente para topos e paredes, para os mesmos sítios analisados temporalmente). Foi utilizado um conjunto de variáveis ambientais (médias anuais) associado com mudanças em assembleias bentônicas e disponíveis como produtos de sensoriamento remoto.

Para os topos, foi detectado um forte efeito geográfico ( $R^2=0.44$ ;  $p<0.00001$ ), o qual sobrepujou o efeito das outras variáveis (Tabela 65). A identidade do sítio foi uma importante fonte de variação entre as assembleias. A heterogeneidade intragrupo não variou significativamente entre sítios (PERMDISP  $F = 0.43$ ;  $p = 0.79$ ). No entanto, ao excluir "sítios" da PERMANOVA e incorporar a variação temporal, a variação global explicada pelas variáveis ambientais foi superior ( $R^2 = 0.62$ ) (Tabela 65). Estes resultados proporcionam evidências adicionais do forte efeito local nas dinâmicas de ambos habitats, assim como um papel relevante de variações locais de Kd490 e SST, seguidos por um efeito menor (mas ainda significativo) de iPAR e pluviosidade.

Tabela 65: Resumo dos resultados da análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) sobre o efeito de diferentes forçantes ambientais na variação das comunidades bentônicas (medido pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) dos recifes coralíneos da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências) entre 2006 e 2018.

|                | GL | SQ      | MQ     | F     | R2   | Pr(>F) |
|----------------|----|---------|--------|-------|------|--------|
| <b>Topos</b>   |    |         |        |       |      |        |
| Kd490          | 1  | 340.81  | 340.81 | 19.33 | 0.16 | ***    |
| SST            | 1  | 90.55   | 90.55  | 5.14  | 0.04 | **     |
| iPAR           | 1  | 63.03   | 63.03  | 3.58  | 0.03 | *      |
| UV             | 1  | 82.29   | 82.29  | 4.67  | 0.04 | **     |
| Pluviosidade   | 1  | 89.17   | 89.17  | 5.06  | 0.04 | **     |
| Ano            | 10 | 422.20  | 42.22  | 2.39  | 0.2  | **     |
| Kd490:Ano      | 11 | 323.71  | 29.43  | 1.67  | 0.15 | .      |
| SST:Ano        | 10 | 339.55  | 33.95  | 1.93  | 0.16 | *      |
| iPAR:Ano       | 7  | 173.55  | 24.79  | 1.41  | 0.08 | 0.16   |
| Resíduos       | 11 | 193.94  | 17.63  |       | 0.09 |        |
| Total          | 54 | 2118.81 |        |       | 1.00 |        |
| <b>Paredes</b> |    |         |        |       |      |        |
| Kd490          | 1  | 222.80  | 222.80 | 14.75 | 0.11 | ***    |
| SST            | 1  | 92.38   | 92.38  | 6.12  | 0.04 | ***    |
| iPAR           | 1  | 42.60   | 42.60  | 2.82  | 0.02 | *      |
| UV             | 1  | 68.57   | 68.57  | 4.54  | 0.03 | **     |
| Pluviosidade   | 1  | 16.47   | 16.47  | 1.09  | 0.01 | 0.35   |
| Ano            | 10 | 656.41  | 65.64  | 4.35  | 0.31 | ***    |
| Kd490:Ano      | 11 | 260.31  | 23.66  | 1.57  | 0.12 | .      |
| SST:Ano        | 10 | 364.57  | 36.46  | 2.41  | 0.17 | **     |
| iPAR:Ano       | 7  | 208.85  | 29.84  | 1.98  | 0.1  | *      |
| Resíduos       | 11 | 166.12  | 15.10  |       | 0.08 |        |
| Total          | 54 | 2099.07 |        |       | 1.00 |        |

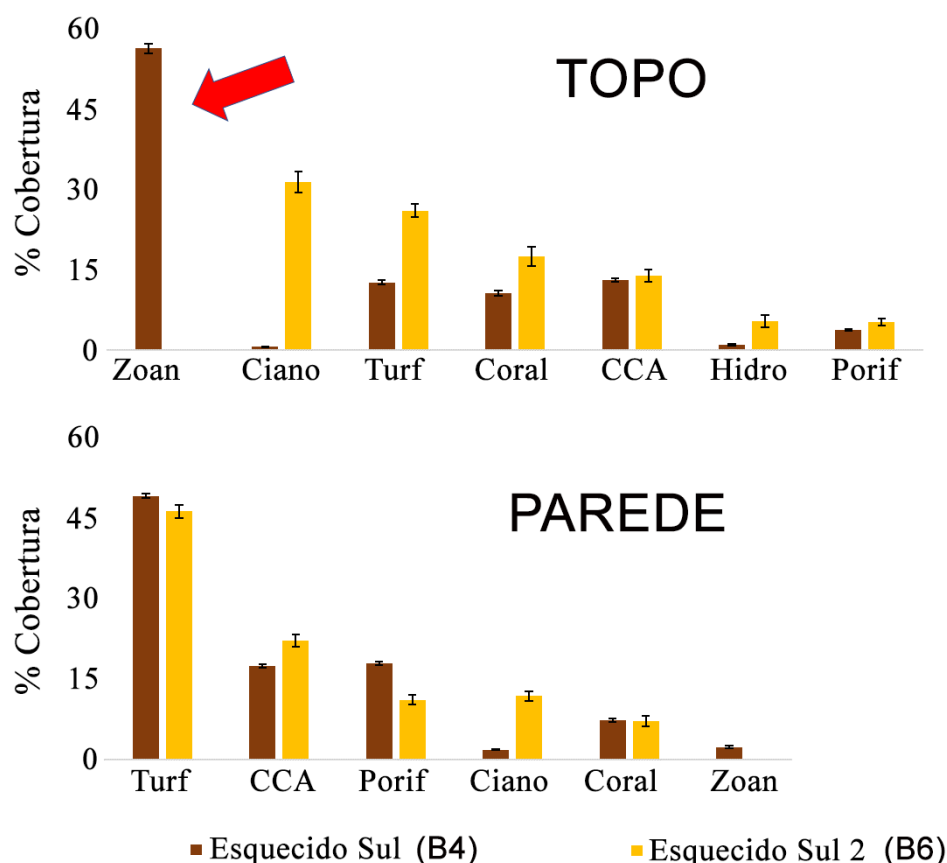
As assembleias variaram significativamente ao longo dos anos ( $R^2=0.20$ ;  $p=0.005$ ) e a influência das variáveis ambientais também teve interação significativa com o tempo, já que a inclusão do termo de interação aumentou significativamente o poder global de explicação. Temperatura da água (SST) e turbidez (Kd490) foram as variáveis mais influentes. Enquanto a turbidez foi a variável mais importante, a alta contribuição de SST, UV e iPAR e, especialmente, suas interações com o tempo ( $R^2 = 0.16$ ,  $p = 0.02$ ), parece se relacionar aos eventos de temperaturas anômalas estudo (e.g. TEIXEIRA et al., 2019).

Nas paredes, a dispersão intragrupo (PERMDISP,  $F=5.21$ ;  $p = 0.001$ ) foi significativamente maior do que aquela observada nos topos. Ainda assim, a identidade de sítio permaneceu como importante fonte de variação. Assim como nos topos, a inclusão dos sítios sobrepujou o efeito de outras variáveis. Mais uma vez, a interação entre variáveis ambientais e o tempo foi significativa e aumentou o valor global de variação explicada. Turbidez e SST se mantiveram como as variáveis mais importantes. Dessa forma, essas duas variáveis parecem ter um papel preponderante na estruturação temporal das comunidades bentônicas de topo e parede na Área A. A dinâmica de ambas as variáveis é alterada por atividades humanas, globais e locais, o que reforça a necessidade de ações de monitoramento e medidas de mitigação. A degradação mais acelerada do recife Sebastião Gomes (A2), em função de aporte crônico de turbidez e sedimentação aumentada ao longo da última década, chama atenção para a necessidade de monitorar os efeitos e controlar as fontes de turbidez na Área B (Recifes Esquecidos), cuja trajetória pode ser mais fortemente influenciada pelas consequências do rompimento da barragem.

*Estrutura e dinâmica de curto prazo nas Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos)*

Esse bloco de resultados contrasta a cobertura de duas áreas [controle imperfeito (A) vs impacto (B)] que possuem estruturas recifais submersas ou semi-submersas (chapeirões e bancos recifais), com base em modelagens feitas com dados obtidos entre novembro de 2018 e março de 2020, juntamente com figuras bivariadas (abundância e tempo) e ordenações (nMDS) com todos os dados obtidos até o segundo semestre de 2021. Assim como no bloco anterior, não foram consideradas as amostras do sítio A5, um recife em franja no Arquipélago dos Abrolhos. Para a Área B, desde o RA 2020, foram incluídos dados de um sítio adicional (B6) localizado na parte sul dos Recifes Esquecidos, que era anteriormente coberta apenas pelo sítio B4. Essa adição, proposta e implementada na chamada etapa de "transição", se mostrou pertinente tanto em função da ampliação no conhecimento acerca da distribuição e da estrutura das comunidades bênticas recifais, quanto para a interpretação dos dados do sítio B4, cujos topos são dominados por zoantídeos. Com a inclusão desse novo sítio (B6) na malha, fica enfraquecida a ideia de que a dominância de zoantídeos nos topos do sul dos Recifes Esquecidos é diretamente relacionada ao rompimento da barragem, uma vez que outros pináculos da porção sul dos Recifes Esquecidos não apresentaram essa característica (Figura 456). As paredes do sítio B6, por outro lado, foram igualmente dominadas (~50%) por turf (Figura 456) e se assemelham às do sítio B4. Além de representar um aprimoramento na malha e na abordagem do monitoramento recifal, esses resultados confirmam a ideia de que contrastes espaciais são mais limitados do que séries temporais para a detecção de impactos sobre assembleias recifais bênticas.

Figura 456: Cobertura dos recifes nos sítios B4 (média e SE, 2017-2020) e B6 (média e SE, 2020), no sul dos Recifes Esquecidos (Área B). A seta indica valores extremos na cobertura por zoantídeos (também reportada por MAZZEI et al., 2017).



Com relação à cobertura dos topos, as amostras da Área B (Recifes Esquecidos) foram notavelmente dissimilares em relação às da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), tendo sido discriminadas principalmente ao longo do primeiro eixo da dbRDA, onde apresentaram menores escores (Figura 457). Ao mesmo tempo, as amostras da Área B apresentam características intermediárias com relação às da Área A, evidenciadas pela segunda dimensão da dbRDA, apresentando escores intermediários com relação àqueles das amostras dos recifes costeiros (menores escores) e offshore (maiores) da Área A. Além disso, a dinâmica temporal dos topos da Área B foi bastante intensa (associada ao segundo eixo da dbRDA), de forma análoga ao observado nos recifes costeiros da Área A (observe deslocamento temporal das amostras dos sítios A1 e A2 e dos sítios da Área B) (Figura 457). Por outro lado, os topos dos recifes offshore (A3 e A4) e Timbebas (A6), protegidos pelo PARNAM e menos submetidos a forçantes terrígenas, apresentaram menor deslocamento temporal relativo em relação aos topos dos Recifes Esquecidos e dos recifes costeiros da Área A. Nessa escala espacial, relativamente ampla, a distância entre os conjuntos recifais (colinear com latitude) e a turbidez se apresentam como as variáveis mais influentes na estruturação e na dinâmica das assembleias de topo (Tabela 66).

A segregação espacial das amostras das paredes das Áreas A e B foi associada ao eixo diagonal da latitude (= distância entre os dois conjuntos recifais) na dbRDA (Figura 458). Vale ressaltar que essa

discriminação é evidenciada pelas duas dimensões da dbRDA, em cujo diagrama as amostras da Área B (Recifes Esquecidos) estão concentradas no quadrante superior esquerdo (i.e., menores e maiores escores nas dimensões 1 e 2, respectivamente) (Figura 458). A magnitude da variação temporal nas paredes tendeu a ser maior do que nos topos, e também foi mais similar entre as áreas. Além disso, esteve associada a um conjunto mais amplo de variáveis explanatórias que, assim como no caso dos topos, incluem a turbidez (Tabela 67).

Com a exceção do sítio B4, no sul dos Recifes Esquecidos, cuja singularidade foi discutida acima, a categoria bêntica dominante nos topos de todos os sítios foi turf, seguido por macroalgas ou zoantídeos nos recifes costeiros da Área A (PARNAM Abrolhos e Adjacências), e por corais e zoantídeos na Área B e nos recifes offshore da Área A (Figura 459). As maiores magnitudes de variação na cobertura bêntica dos topos foram registradas nos dois recifes costeiros da Área A (Figura 459). Nesses sítios, a cobertura de macroalgas e turf oscilou mais fortemente em A1, e os zoantídeos foram preponderantes em A2 (recife Sebastião Gomes), um sítio que interage com a operação de dragagem de um canal de navegação em Caravelas (TEIXEIRA et al., 2021). Os padrões de dominância nas paredes foram mais heterogêneos (Figura 457), destacando-se a contribuição expressiva de corais em diversos sítios, sempre associada à dominância de *Montastraea cavernosa*, e a maior contribuição de esponjas na Área B.

Além dos resultados dos modelos discutidos acima, que empregaram os dados obtidos até 2018, a variabilidade na cobertura recifal nas Áreas A e B, considerando as amostras obtidas até 2021, também foi semelhante (Figura 459, Figura 460). Assim, embora a cobertura coralínea tenha apresentado redução em alguns estratos da Área B (e.g. topos dos sítios B3 e B4) (Figura 461), amostrados apenas após o rompimento da barragem, não é possível apresentar uma conclusão definitiva sobre os possíveis efeitos desse evento na estrutura das comunidades recifais. As análises em nível de organismos apontam para interações fisiológicas com a pluma e com o aporte de contaminantes (EVANGELISTA et al., 2021; CARDOSO et al., 2022). Ressaltamos que, para a Área A, controle imperfeito para os efeitos do rompimento, mudanças significativas no nível de comunidades, inclusive como resposta a estressores antropogênicos (e.g. dragagem), se processaram ao longo de escalas temporais amplas, o que corrobora a necessidade de execução dos monitoramentos de forma consistente e ininterrupta conforme preconiza o TR4.

Figura 457: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados de topos, referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2020 nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

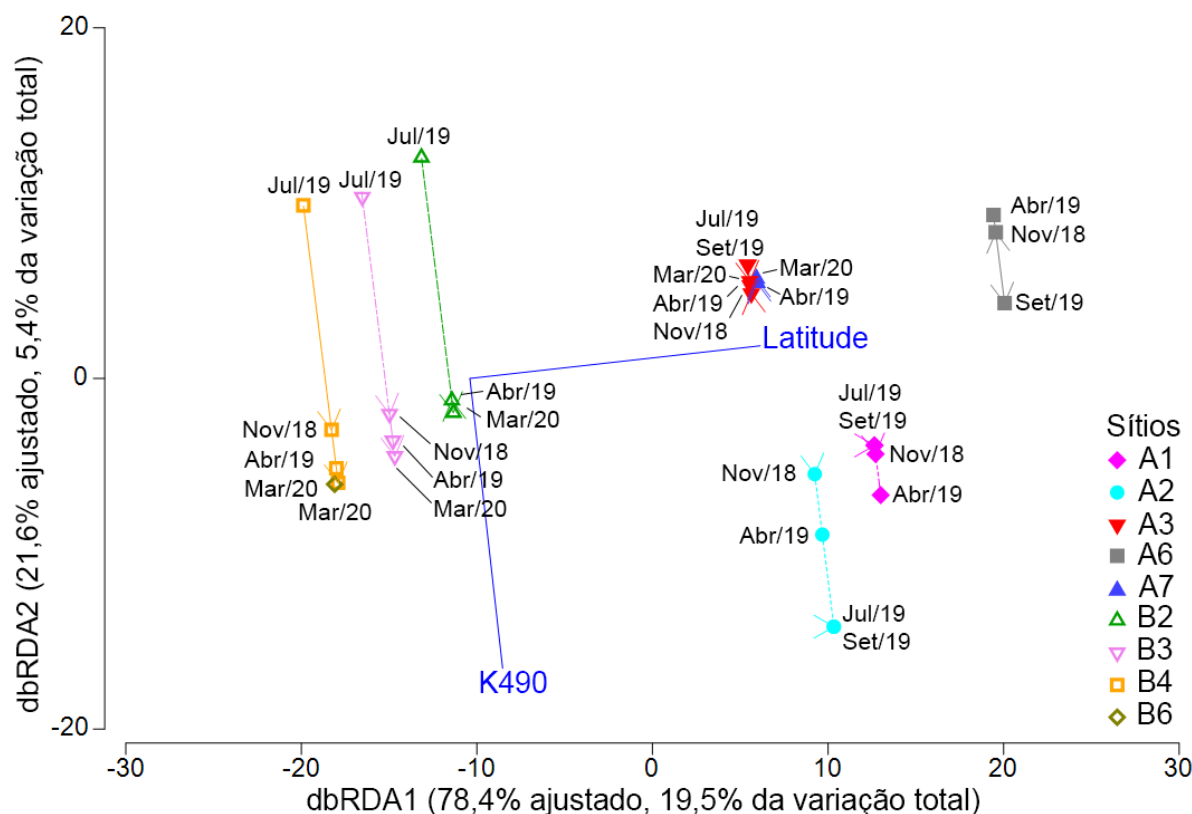


Tabela 66: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DISTLM) com os dados de cobertura dos topos dos recifes amostrados entre 2018 e 2020.

| Testes Marginais          |                |          |         |           |
|---------------------------|----------------|----------|---------|-----------|
|                           | SS             | Pseudo-F | P       | Prop.     |
| K490 (2)                  | 2928,6         | 3,2479   | 0,0365  | 0,10394   |
| Ipar (3)                  | 373,95         | 0,37661  | 0,7702  | 0,013272  |
| SST (4)                   | 157,55         | 0,15744  | 0,9455  | 0,0055915 |
| UV (5)                    | 70,946         | 0,070681 | 0,9936  | 0,002518  |
| Latitude (6)              | 5476,4         | 6,7552   | 0,0017  | 0,19436   |
| Melhores Soluções Globais |                |          |         |           |
| AIC                       | R <sup>2</sup> | RSS      | No.Vars | Seleções  |
| 202,77                    | 0,24879        | 21166    | 2       | 2;6       |
| 202,87                    | 0,19436        | 22700    | 1       | 6         |
| 204,32                    | 0,26           | 20850    | 3       | 2;3;6     |
| 204,47                    | 0,20499        | 22400    | 2       | 3;6       |
| 204,47                    | 0,25618        | 20958    | 3       | 2;4;6     |



Figura 458: Análise de Redundância baseada em Distâncias (dbRDA) com os dados das paredes, referentes às amostragens feitas entre 2018 e 2020 (curto prazo) nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos). Os vetores correspondem às variáveis preditoras selecionadas pelo melhor modelo DISTLM (i.e., menor AIC).

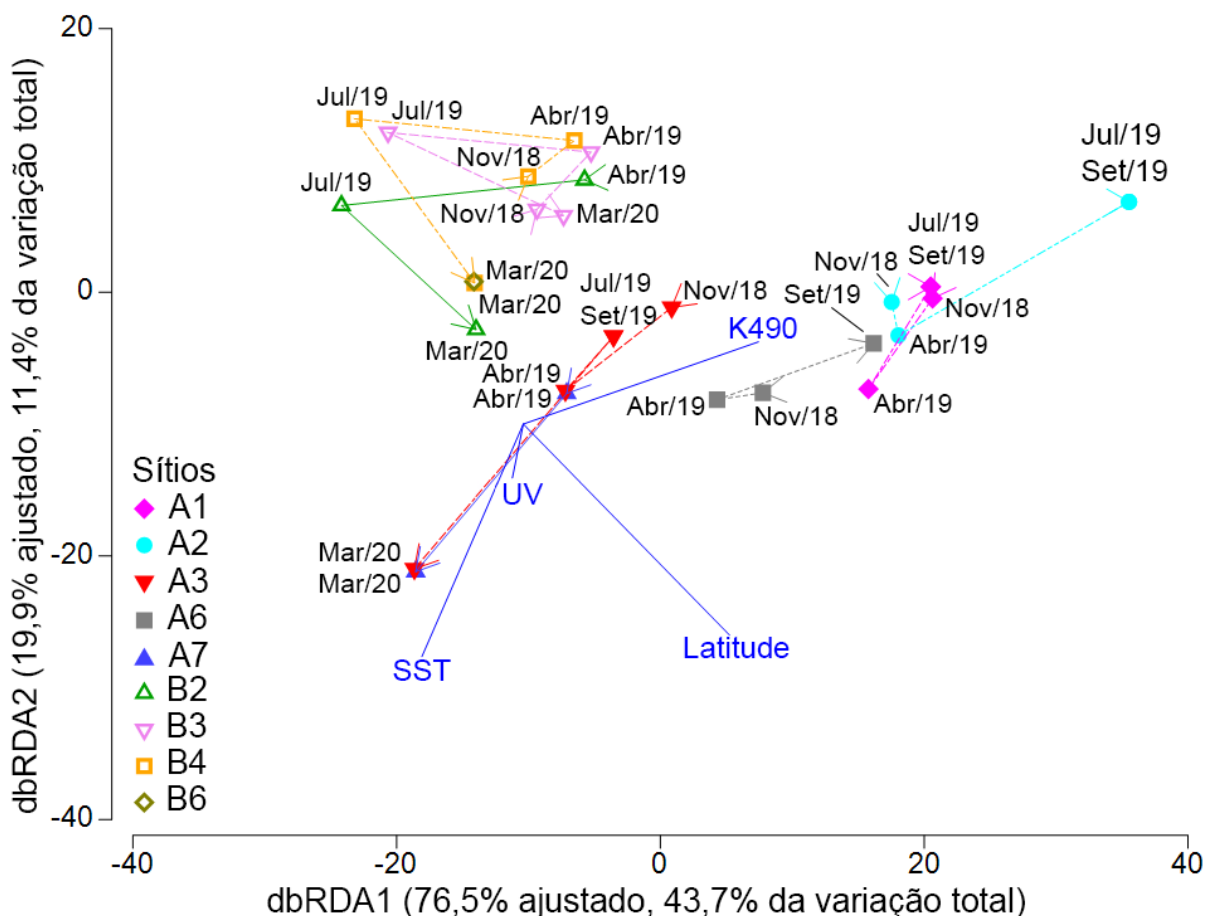


Tabela 67: Sumário do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DISTLM) com os dados de cobertura das paredes dos recifes dos recifes amostrados entre 2018 e 2020.

| Testes Marginais          |                |          |         |           |
|---------------------------|----------------|----------|---------|-----------|
|                           | SS             | Pseudo-F | P       | Prop.     |
| K490 (2)                  | 7025,5         | 16,383   | 0,0001  | 0,36912   |
| lpar (3)                  | 901,23         | 1,3917   | 0,2307  | 0,047351  |
| SST (4)                   | 432,69         | 0,65135  | 0,5449  | 0,022734  |
| UV (5)                    | 102,3          | 0,15132  | 0,9511  | 0,0053751 |
| Latitude (6)              | 4560,4         | 8,8229   | 0,0006  | 0,2396    |
| Melhores Soluções Globais |                |          |         |           |
| AIC                       | R <sup>2</sup> | RSS      | No.Vars | Seleções  |
| 178,14                    | 0,57181        | 8149,7   | 4       | 2;4-6     |
| 179,71                    | 0,57791        | 8033,6   | 5       | 2-6       |
| 180,09                    | 0,54305        | 8697,1   | 4       | 2;3;5;6   |
| 181,16                    | 0,49372        | 9635,9   | 3       | 2;4;5     |
| 181,56                    | 0,48701        | 9763,7   | 3       | 2;3;6     |

Figura 459: Abundância dos principais grupos bentônicos nos topos e paredes dos recifes da Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), referentes às amostragens feitas entre 2006 e 2021.

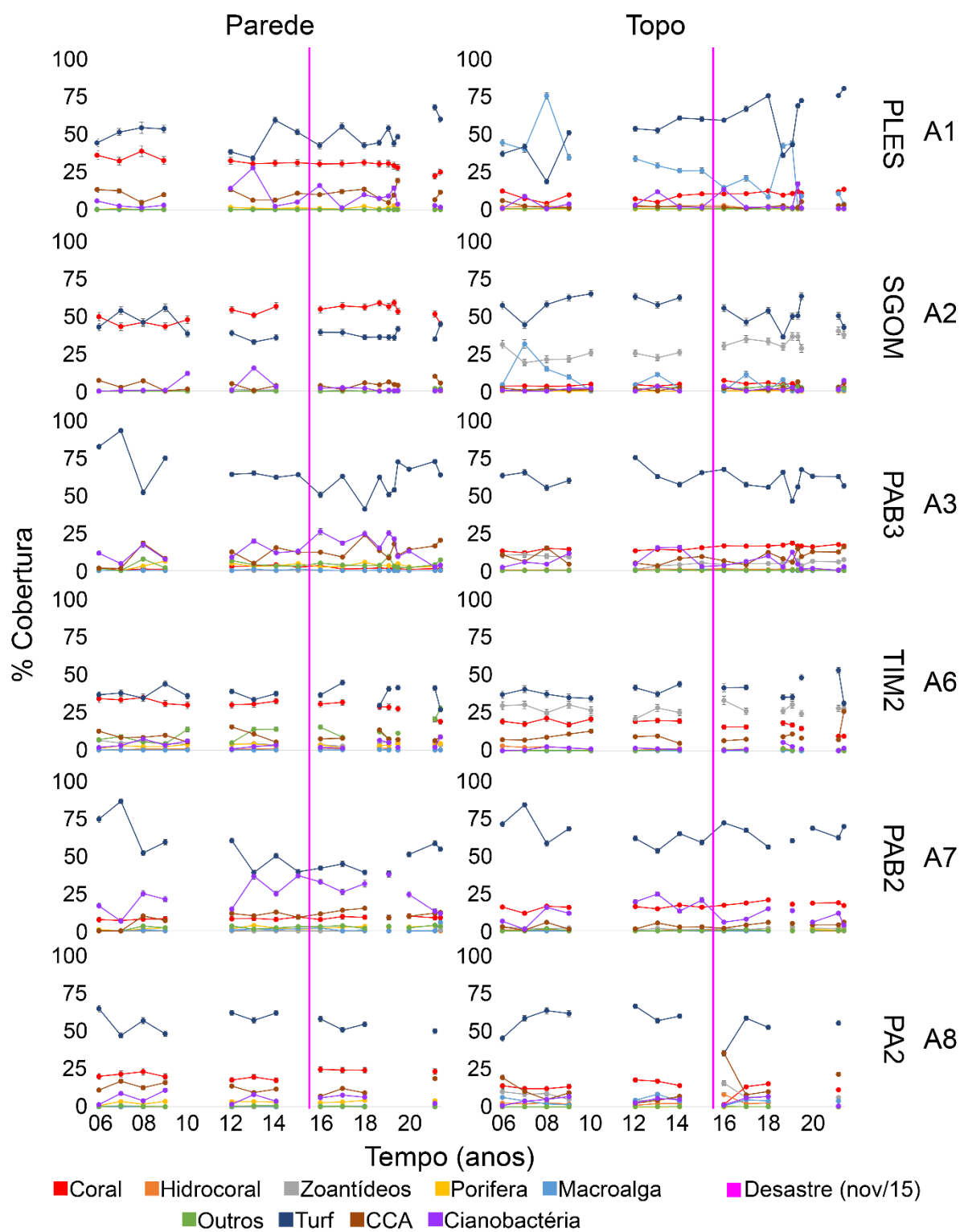


Figura 460: Abundância dos principais grupos bentônicos nos topos e paredes dos recifes da Área B, referentes às amostragens feitas entre 2017 e 2021.

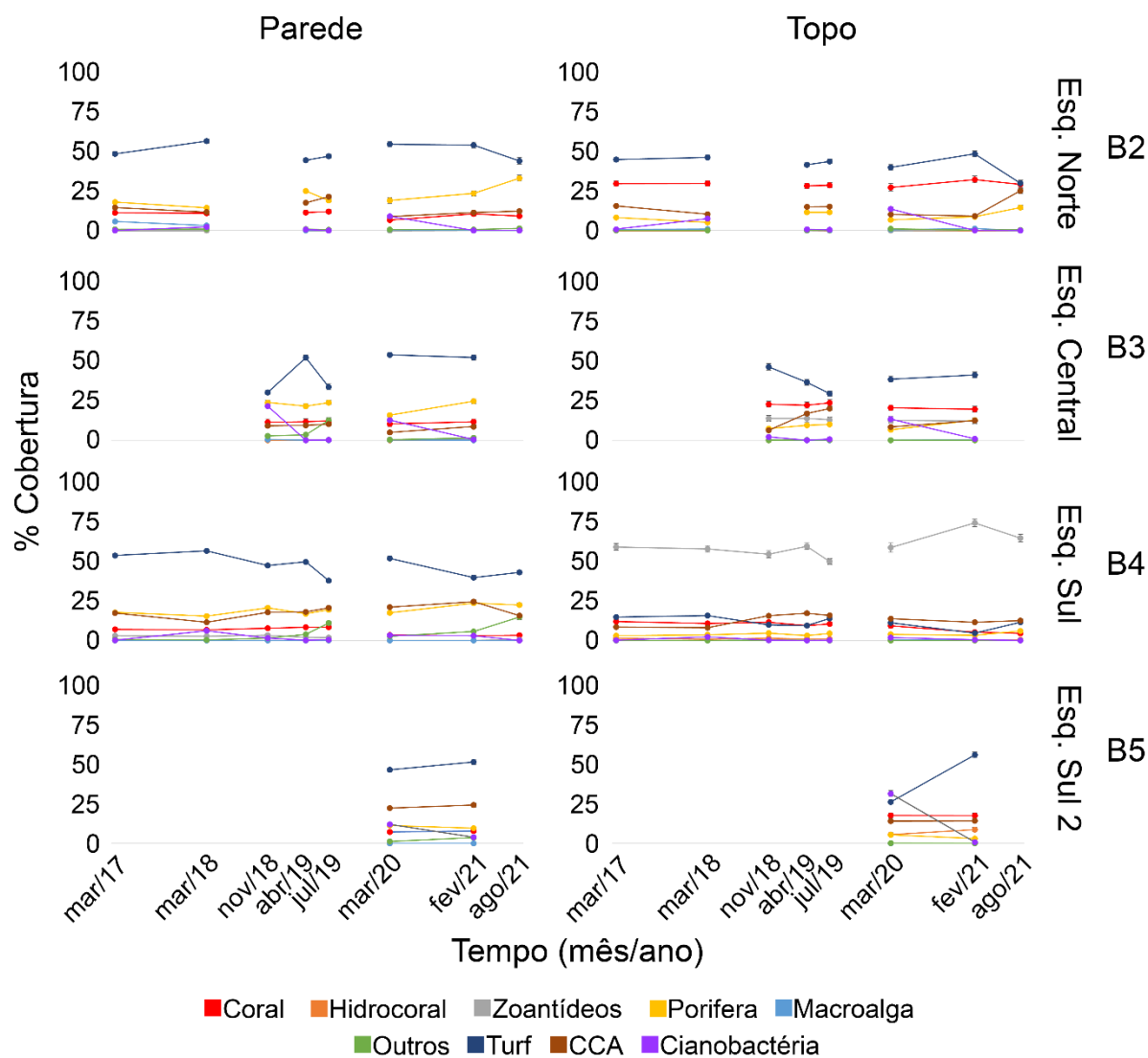
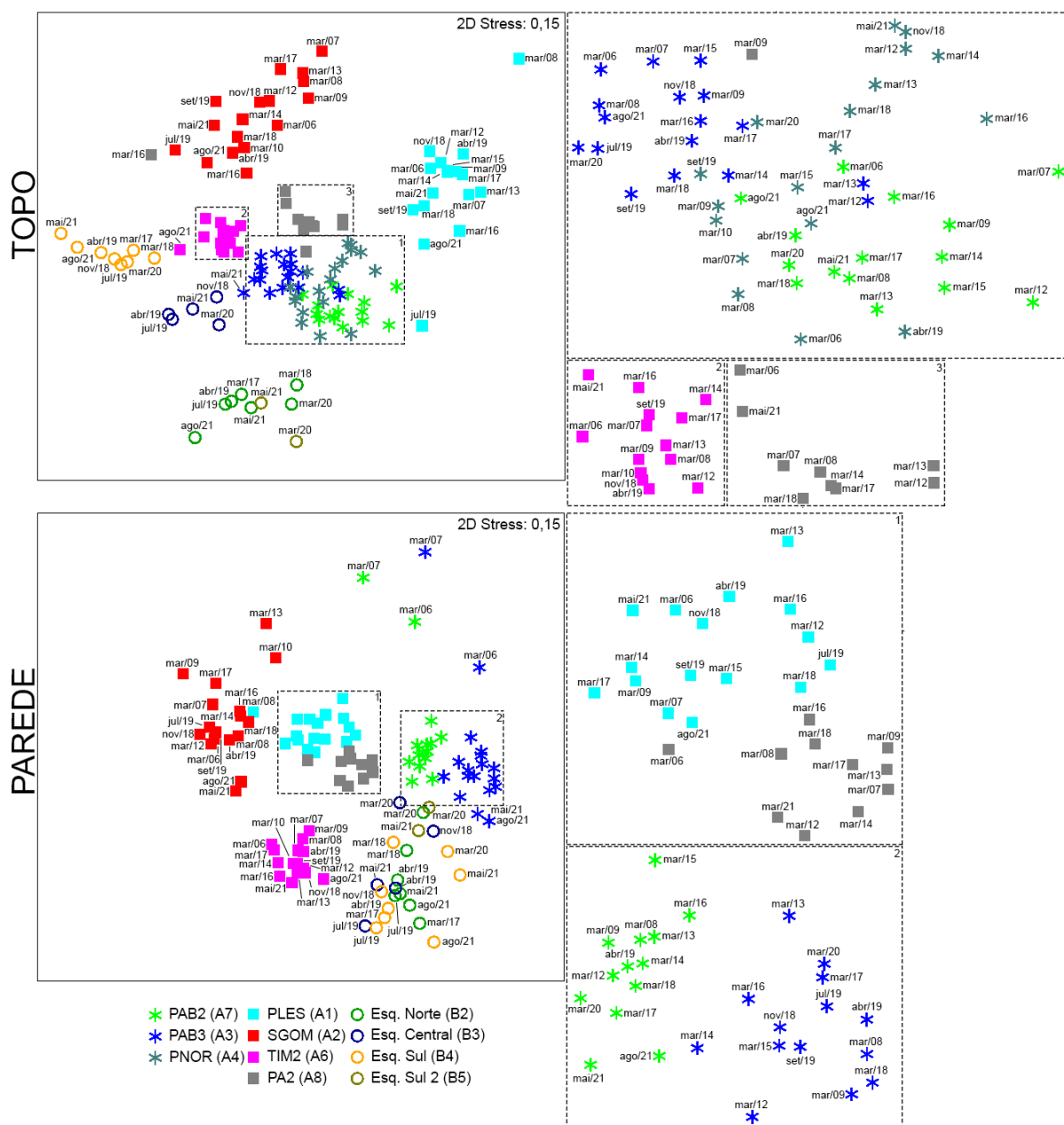


Figura 461: Diagrama de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (nMDS) com dados de abundância dos principais grupos bentônicos nos topos e paredes dos recifes da Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), referentes às amostragens feitas entre 2017 e 2021.



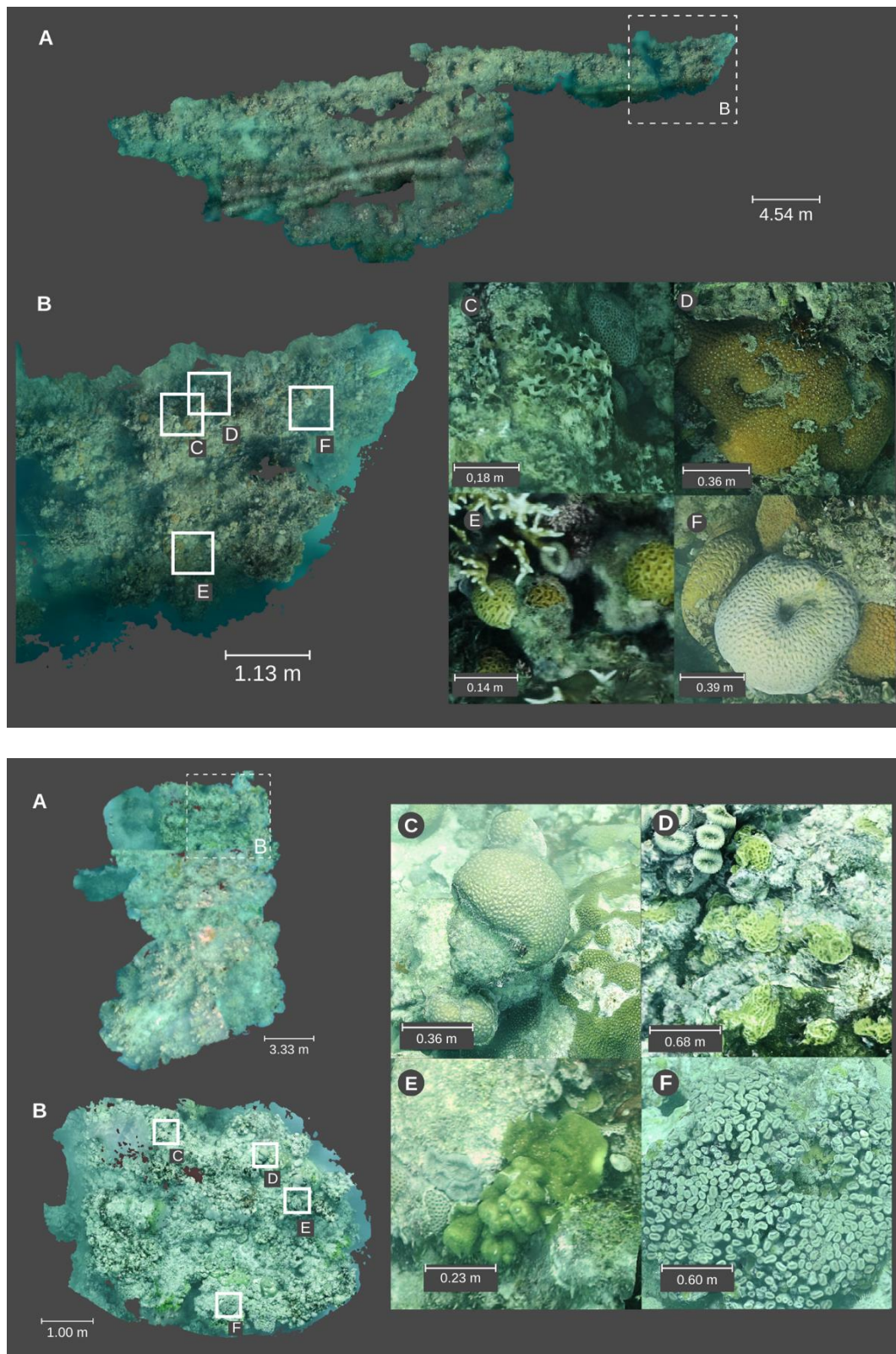
### *Análise espacial de comunidades bênticas em múltiplas escalas - Fotogrametria*

Uma vez que a complexidade do habitat influencia fortemente a dinâmica de suas comunidades (GRAHAM; NASH, 2013), técnicas tradicionais de monitoramento com base em imageamento bidimensional, tais como os fotoquadrados, podem apresentar limitações importantes em ambientes muito tridimensionais. Tal restrição se soma às dificuldades na obtenção de amostras representativas em um ambiente com enorme heterogeneidade espacial. Assim, visando aumentar a precisão e a acurácia do monitoramento dos recifes da área de estudo, foram feitas amostragens piloto baseadas em fotogrametria no âmbito da chamada "transição". A fotogrametria consiste na reconstrução tridimensional de um cenário com fotografias tomadas a partir de diferentes ângulos (FIGUEIRA et al., 2015). Essa técnica, originalmente desenvolvida para aplicações terrestres, foi introduzida para utilização subaquática por arqueólogos (POLLIO, 2006), e mais recentemente começou a ser utilizada por ecólogos, permitindo inclusive avaliar o crescimento de corais (MARRE et al., 2019; REICHERT et al., 2016). Trata-se de técnica com imenso potencial para o monitoramento recifal (DONE, 1997).

As primeiras aplicações de amostragens com fotogrametria foram apresentadas no RA 2020 e permitiram visualizar comunidades recifais de chapeirões em múltiplas escalas, envolvendo um contraste entre um recife costeiro e um recife offshore da Área A (Figura 462). Esses primeiros contrastes permitiram identificar padrões de distribuição dos organismos e destacam a viabilidade de se endereçar processos relacionados à saúde da assembleia de corais, tais como interações coral-alga e coral-sedimento, entre outros.



Figura 462: Fotogrametria de um recife costeiro (Pedra de Leste, A1) (SUPERIOR) e de um recife offshore (Parcel dos Abrolhos, A7) (INFERIOR). Painei A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.





Com base nas duas paisagens apresentadas no RA 2020, reproduzidas acima (Figura 462), foram feitas análises adicionais com potencial para balizar aprimoramentos no esquema de monitoramento do PMBA e outros programas análogos de monitoramento recifal. Essas análises consistiram em contrastes entre estimativas de cobertura recifal feitas com base nos 3 protocolos mais amplamente utilizados em programas de monitoramento, ReefCheck-RC e AGRRA (metodologia e protocolos descritos detalhadamente em HODGSON et al., 2006 e LANG et al., 2010, respectivamente), e fotoquadrados (descrita detalhadamente em documentos complementares do PMBAFEST e em TEIXEIRA et al., 2021), utilizando ortomosaicos como paisagem de referência. Os dados oriundos dos diferentes protocolos foram coletados concomitantemente ao imageamento do fundo para construção da paisagem de referência (ortomosaicos). Por se tratar de dois locais com coberturas bastante diferentes (sítios A1 e A7), os contrastes permitem não apenas comparar estimativas produzidas com protocolos distintos, mas também verificar se e como cada protocolo depende do contexto.

Para os contrastes, reduzimos a resolução taxonômica para as sete categorias utilizadas pelo protocolo RC: “coral”, “macroalgae”, “turf”, “coralline calcareous algae-CCA”, “zoanthid”, “sand”, “other invertebrates”. Os dados foram explorados com PCA e análise de agrupamentos (Ward) baseadas em distâncias euclidianas (HARTIGAN, 1979). A precisão das estimativas foi apresentada através da plotagem dos coeficientes de variação - CV (COCHRAN, 1977) em mapas de calor. Para estimar quão próximas as estimativas estiveram dos valores de referência (i.e., acurácia), calculamos o erro relativo a partir dos ortomosaicos, de acordo com HAMNER et al. (2018). O poder de detecção de mudanças de cada protocolo foi estimado com duas simulações, cada uma com 100 e 500 conjuntos de dados gerados a partir de distribuições Gaussianas baseadas nas médias e desvios padrão obtidos empiricamente. Cada conjunto de dados teve 13 valores simulados que foram sucessivamente perturbados com diminuições nas médias de 2,5, 5, 10, 20 e 30 % nas posições temporais 5, 10, 15, 20 e 25. O método Bayesiano “change point” foi usado para identificar limiares, seguindo o protocolo de EERDMAN & EMERSON (2007).

Apesar das diferenças marcantes entre os sítios, todos os protocolos produziram estimativas similares de cobertura por macroalgas, zoantídeos e areia (Tukey HSD  $p < 0.1$ ). Estimativas com transectos (RC and AGRRA) não diferiram entre protocolos, nem tampouco com relação aos ortomosaicos de referência. Por outro lado, os fotoquadrados produziram estimativas dissimilares para a cobertura por turf, CCA e coral (Figura 463). A cobertura de corais estimada com fotoquadrados foi significativamente menor do que aquelas produzidas com transectos (RC e AGRRA) e com os ortomosaicos de referência, em ambos os locais. As diferenças entre as estimativas de cobertura por macroalgas foram possivelmente mascaradas pela sua distribuição muito heterogênea na paisagem, visto que sua cobertura se aproxima de zero no Sítio A7 e é bastante heterogênea (“patchy”) nas amostras obtidas em A1 (alta variabilidade).

Para ambos os sítios, os diferentes protocolos foram discriminados pelo primeiro eixo da PCA (Figura 464), que também apontou para a maior similaridade entre estimativas produzidas com transectos (RC and AGRRA) em relação às aquelas baseadas em fotoquadrados. A maior dispersão foi constatada nas

amostras dos ortomosaicos de referência, cujos centróides corresponderam ao centro do diagrama da PCA. No entanto, as amostras se agruparam em quatro (*inshore*) e cinco (*offshore*) grupos discretos com similaridade interna maior que 18%, associadas a alguns grupos específicos de organismos. As estimativas de cobertura de macroalgas foram as mais variáveis, seguidas pelas de corais, ao passo que as estimativas de cobertura por turf foram as menos variáveis entre protocolos (Figura 465). Os erros percentuais relativos às médias obtidas com ortomosaicos foram < 50% para a maior parte dos organismos e protocolos (Figura 466). A maior parte dos organismos teve cobertura subestimada pelos fotoquadrados, enquanto que os métodos com transectos (RC e AGRRA) tenderam a gerar médias mais elevadas. As simulações com menores coberturas coralíneas revelaram que os fotoquadrados são mais sensíveis a mudanças relativamente pequenas na cobertura (5-10%), ao passo que os métodos com transectos apenas detectaram mudanças da ordem de 15 a 20% na cobertura por corais (Figura 467).

Esse conjunto de resultados confirma a pertinência da escolha de fotoquadrados em parcelas fixas para a detecção de mudanças temporais na cobertura dos recifes da área atingida por materiais associados ao rompimento da barragem, dada sua maior probabilidade de detecção de mudanças. Além disso, os contrastes entre protocolos permitem que, quando necessário, se faça uma interpretação mais objetiva de dados disponíveis na literatura, muitas vezes baseados em transectos. Confirma-se também que os fotoquadrados em parcelas fixas são adequados como unidade amostral em situações nas quais há limitações na interpretação de contrastes espaciais, tais como no caso dos ambientes recifais enfocados pelo PMBA. Por fim, indicamos que o imageamento com ortomosaicos deva ser considerado para complementação e/ou substituição gradual da amostragem com fotoquadrados, visto que trazem um conjunto muito mais completo de informações.

Figura 463: Cobertura percentual das principais categorias bênticas estimadas a partir de **ortomosaicos (OM)** e dos protocolos **Reef Check**, **AGRRA** e **fotoquadrados** em dois sítios da Area A (PARNAM Abrolhos e adjacências). O painel inferior direito mostra os contrastes com diferenças significativas detectadas com testes *a posteriori* par-a-par (HSD). Inshore= PLES, sítio A1; Offshore= Parcel dos Abrolhos, sítio A7.

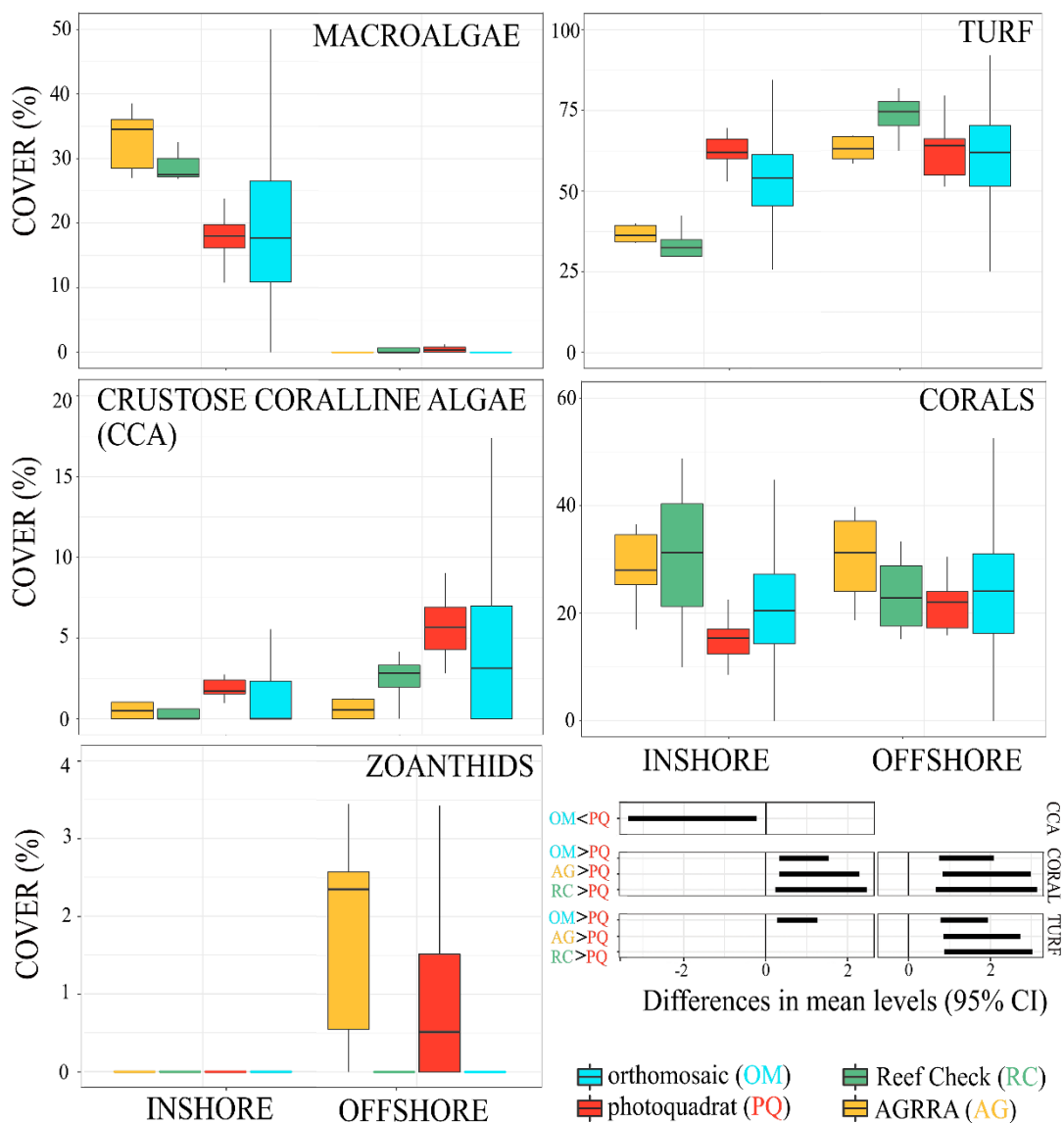


Figura 464: Análise de Componentes Principais (PCA) com todas as amostras obtidas em dois sítios da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências). Símbolos maiores representam os centróides das amostras de cada protocolo. Amostras dos ortomosaicos estão indicadas em azul e os diferentes protocolos amostrais em cores contrastantes. Correlações com cada variável indicadas por vetores (púrpura) usando um gradiente de intensidade que corresponde às contribuições relativas. Grupos de amostras com similaridade interna >18 e >30% estão indicados por polígonos numerados (C1-C7) com linhas sólidas e tracejadas, respectivamente. Inshore= PLES, sítio A1; Offshore= Parcel dos Abrolhos, sítio A7

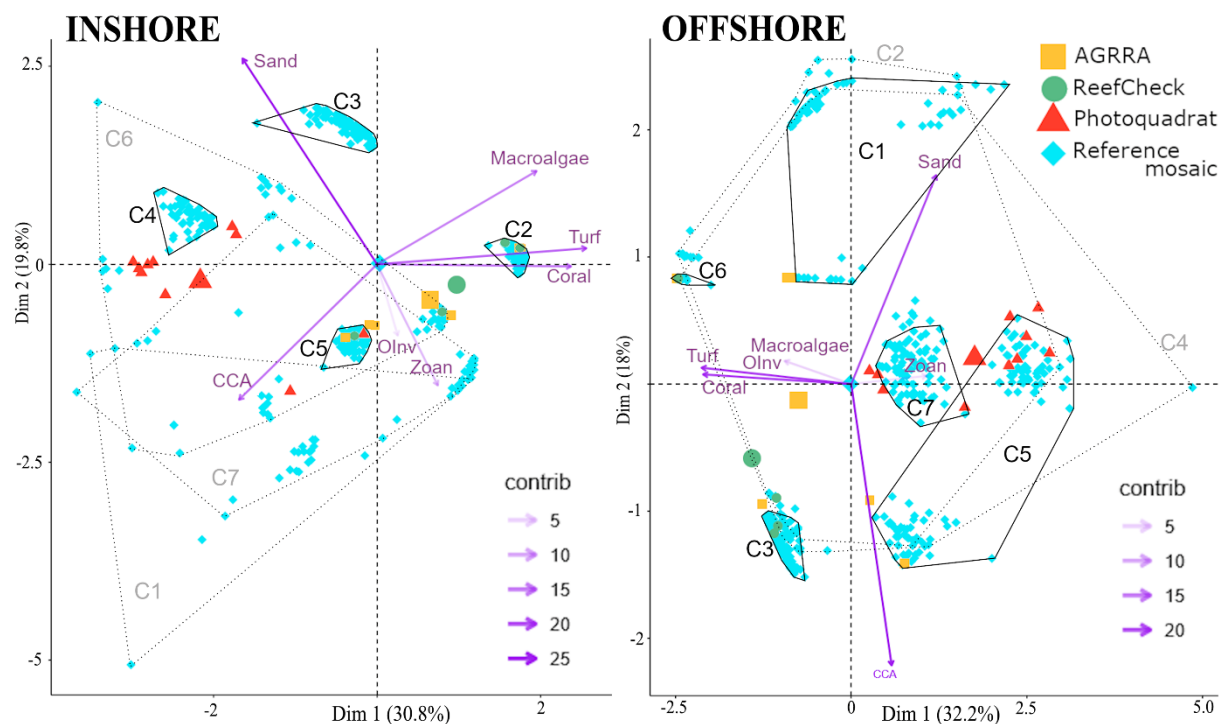


Figura 465: Mapas de calor com os valores do Coeficiente de variação (CV) obtidos com cada protocolo para cada uma das principais categorias de recobrimento dos recifes. ESQUERDA: Inshore= PLES, sítio A1. DIREITA: Offshore= Parcel dos Abrolhos, sítio A7

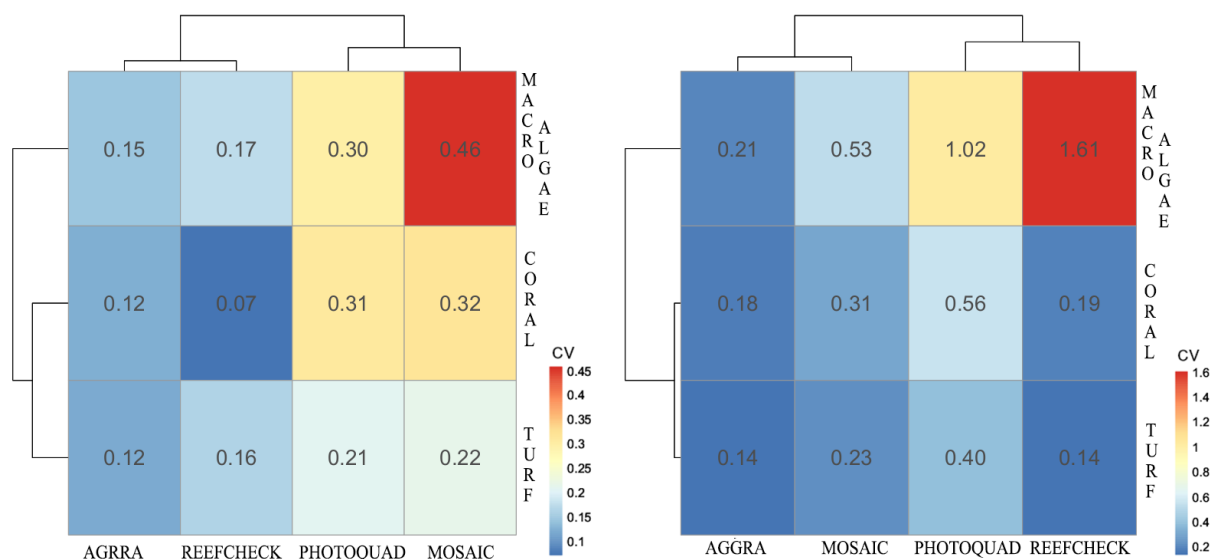


Figura 466: Erros nas estimativas percentuais de cobertura para cada categoria bêntica (linhas) obtidas com diferentes protocolos (símbolos coloridos) relativos ao ortomosaico de referência (linha vertical sólida). As linhas tracejadas representam erro de 50%. Inshore= PLES, sítio A1; Offshore= Parcel dos Abrolhos, sítio A7

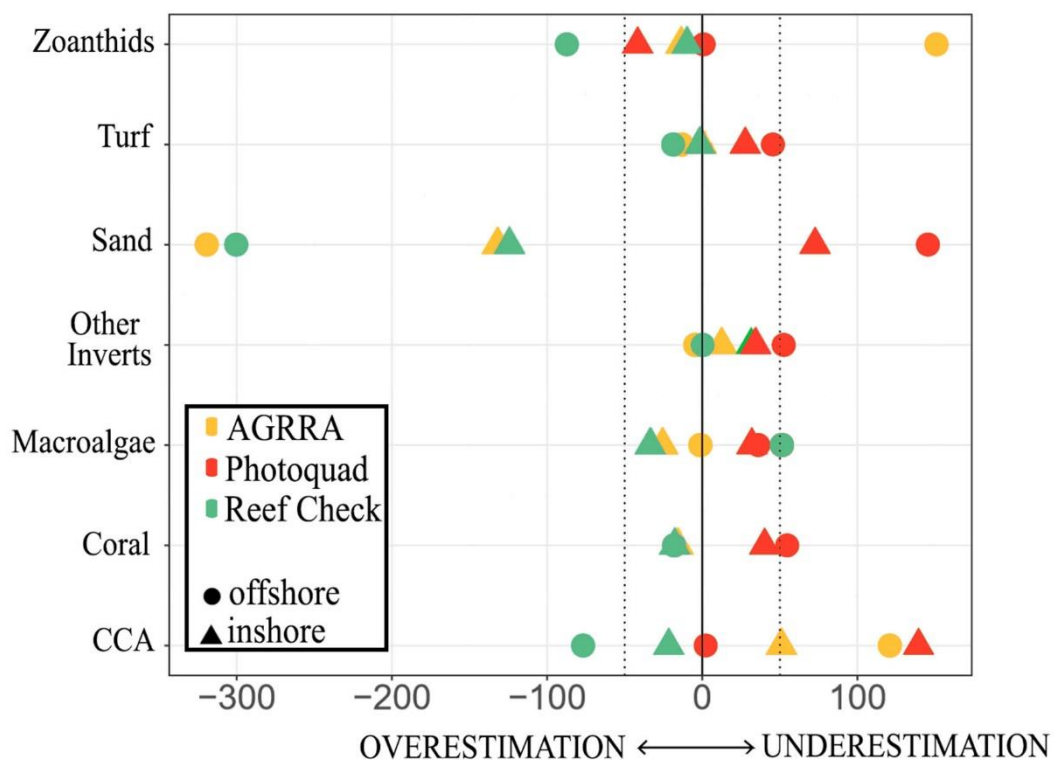
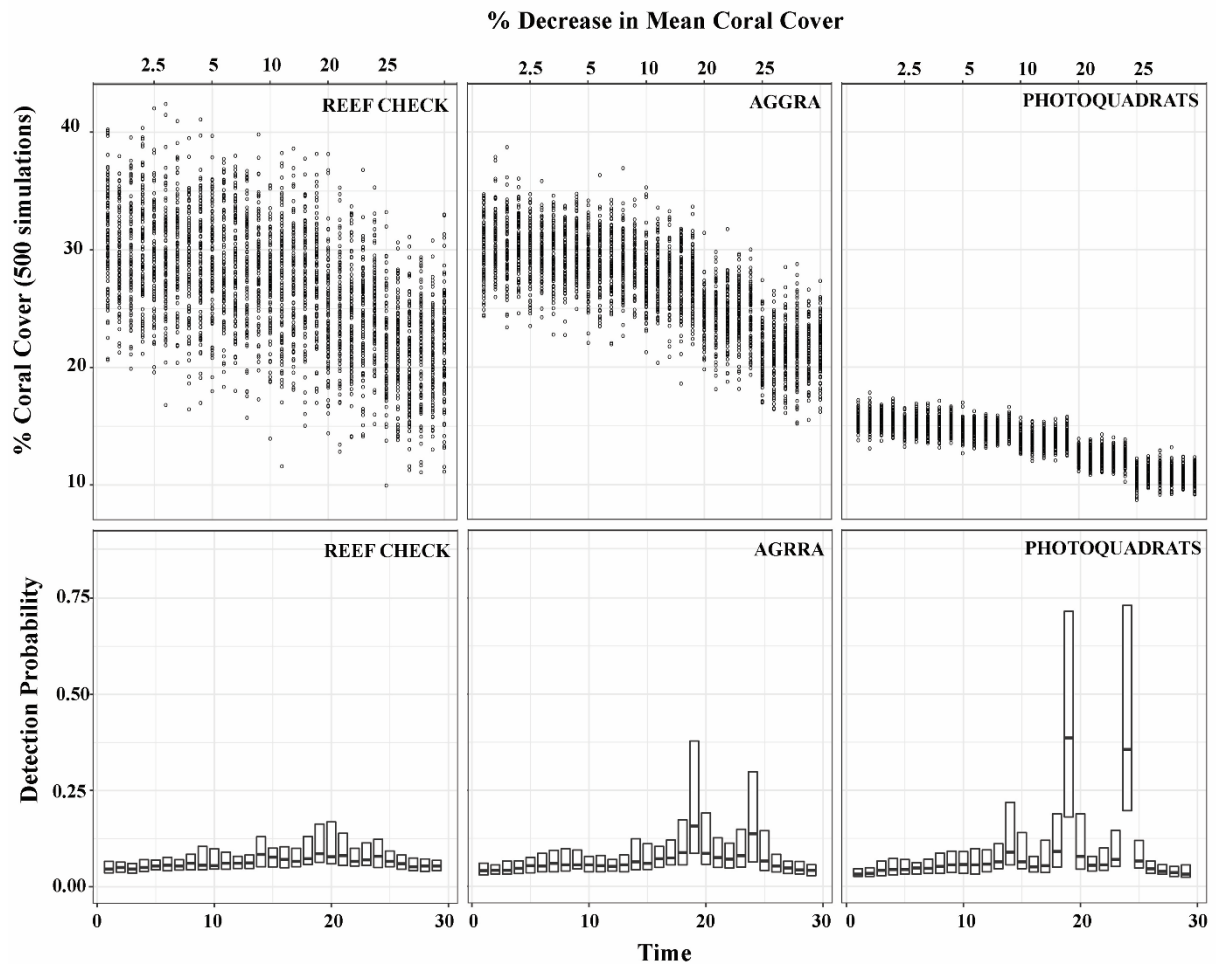


Figura 467: Decréscimos simulados na cobertura coralínea média (linha superior) e probabilidade de detecção para cada protocolo. Reduções na cobertura (2,5, 5, 10, 20 e 25 %) foram introduzidas a cada 5 unidades de tempo.



Além das duas paisagens apresentadas no RA 2020 (Figura 462), discutidas acima, foram adicionadas ao acervo de ortomosaicos: uma paisagem amostrada em março de 2020 (Parcel dos Abrolhos, PAB3, sítio A3) e seis paisagens amostradas em maio de 2021 (sítios B4, A7, A3, A1, A2 e A6) (e.g. Figura 468, Figura 469, Figura 470, Figura 471, Figura 472). A análise desse material deve permitir o desenvolvimento de contrastes temporais utilizando ortomosaicos, uma abordagem inédita e com grande potencial para geração de inovações para o aprimoramento da execução do PMBA.



Figura 468: Fotogrametria de um trecho do topo dos Recifes Esquecidos (B4) Painel A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.

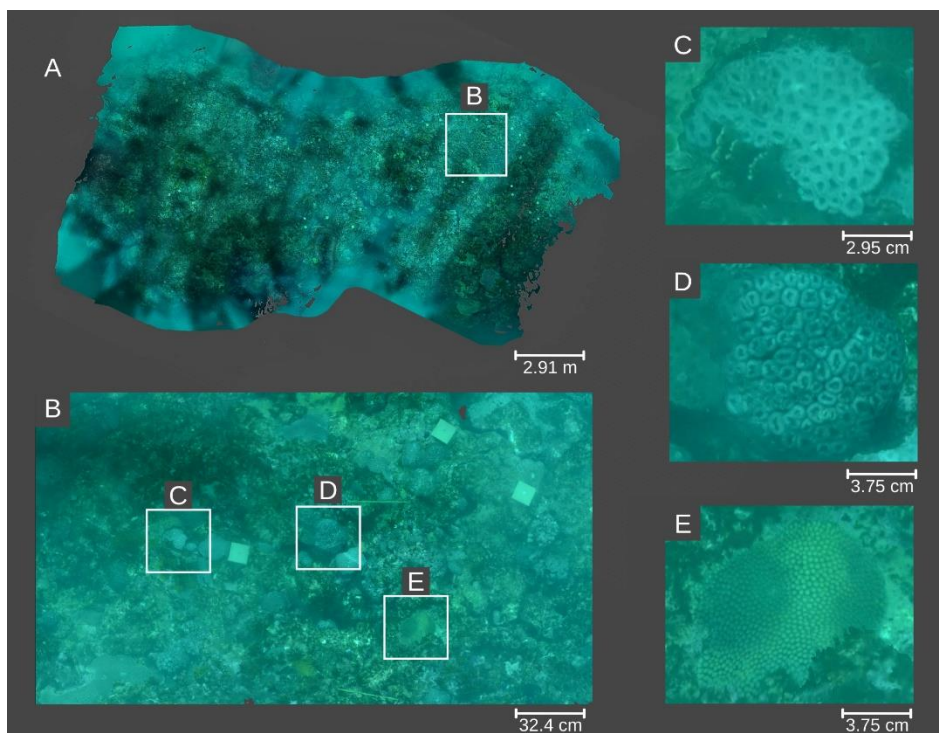


Figura 469: Fotogrametria de um trecho do topo de um chapeirão (PAB3, A3) Painel A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.

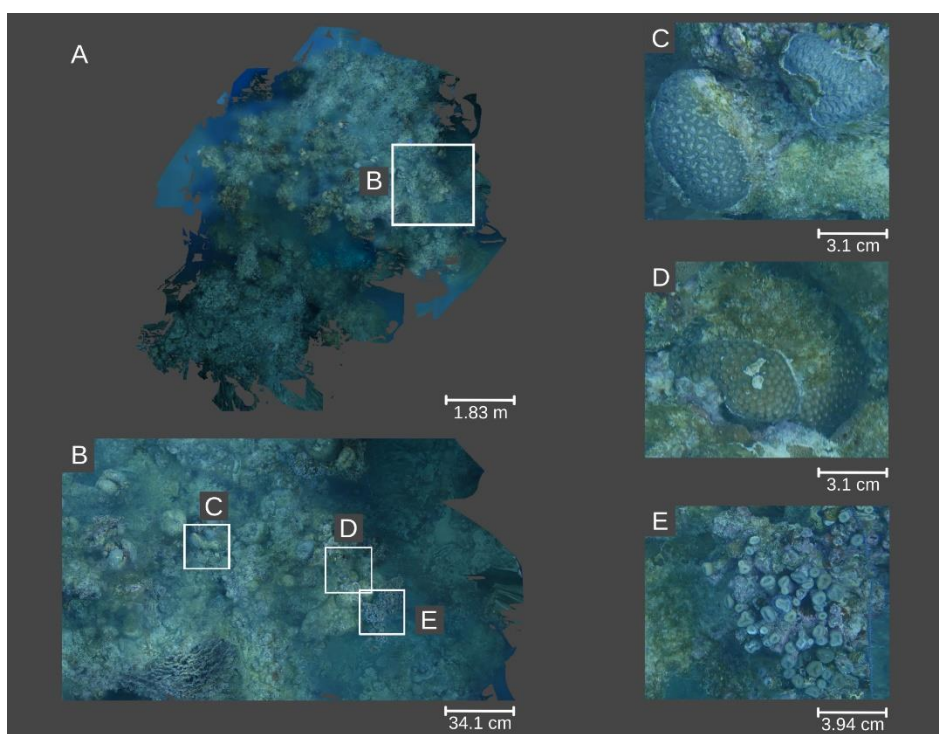


Figura 470: Fotogrametria de um trecho do topo de um chapeirão na Área A (PAB2, A6) Paineis A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.

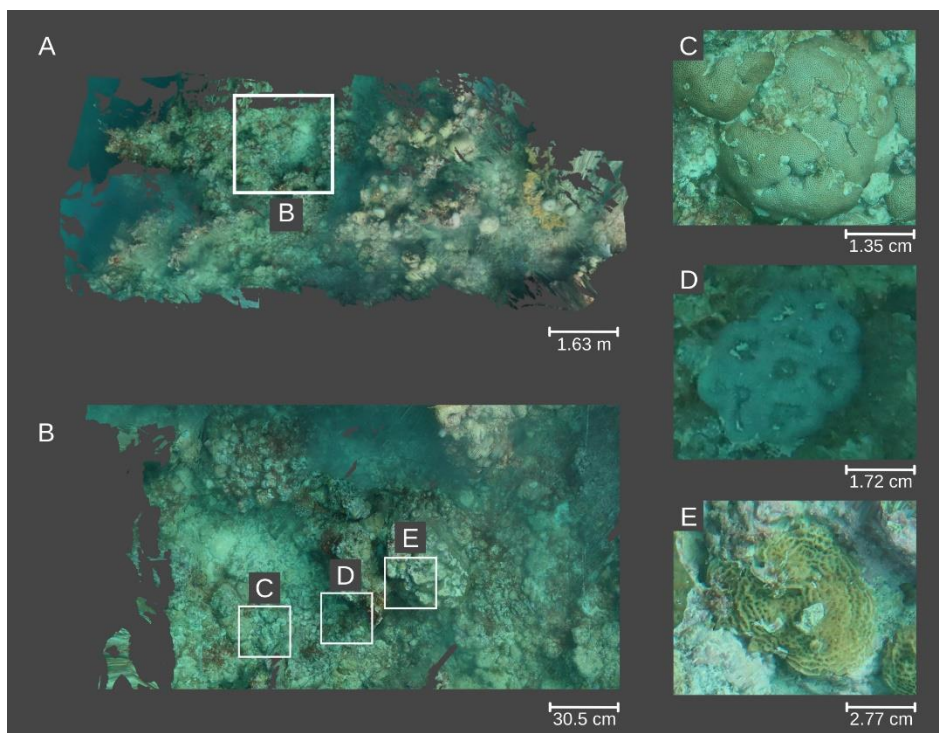


Figura 471: Fotogrametria de um trecho do topo de um chapeirão da Área A (PLES, A1) Paineis A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.

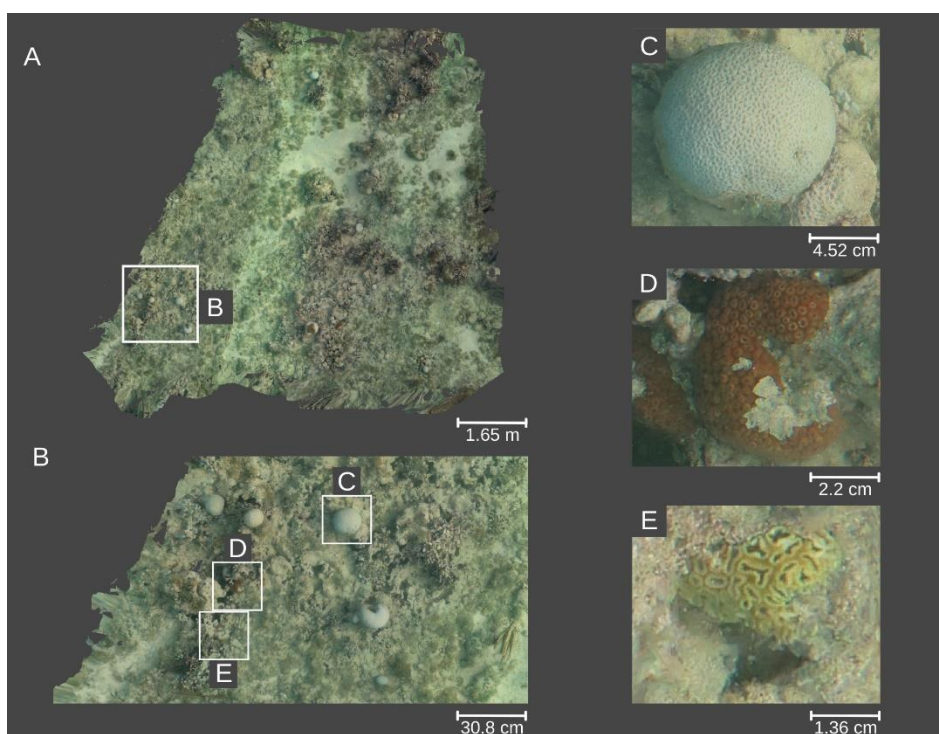
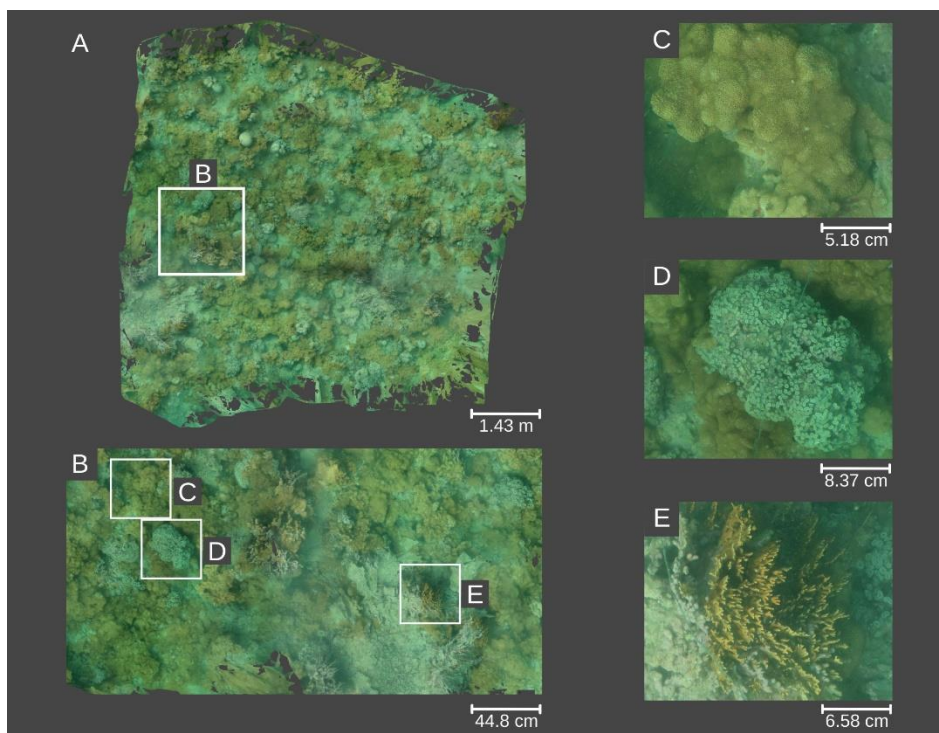




Figura 472: Fotogrametria de um trecho do topo de um chapeirão da Área A (SGOM, A2) Pannel A: imageamento da cobertura em uma extensa área. B: recorte mostrando a possibilidade de análise em diferentes escalas. Paineis C-F: ampliação dos recortes, usando o mesmo ortomosaico.



#### 2.9.4.6 Respostas de organismos ao ambiente

##### Fotobiologia de corais e caracterização de simbiontes

As amostragens para avaliação da saúde de corais através de variáveis da fotobiologia dos corais e da densidade, morfologia e diversidade genética de zooxanteas foram obtidas durante as 7 campanhas do PMBA entre novembro de 2018 e agosto de 2021 (Quadro 11). Por questões de disponibilidade de equipe, alguns resultados da última campanha (agosto 2021) não puderam ser incluídos nas análises deste relatório. As amostras estão coletadas, de acordo com o disposto no Quadro 11, e os dados disponíveis nas planilhas de dados brutos mensais.

Quadro 11: Relação das 7 campanhas com datas de início e fim das coletas de amostras para análise de variáveis acerca da saúde de corais. A área geográfica amostrada está indicada. DZ: quantificação da densidade de zooxantelas por área de coral; determinação da morfologia de zooxantelas associadas a corais; PC: quantificação de pigmentos clorofilianos por área de coral; FB: obtenção de variáveis de fotobiologia dos corais; GEN: caracterização genética de zooxantelas.

| Campanha | Período das coletas     | Código da campanha | Área | Coletado | Análises            | Status     | OBS                                |
|----------|-------------------------|--------------------|------|----------|---------------------|------------|------------------------------------|
| 1        | 18/11/2018 - 29/11/2018 | NOV18              | A    | sim      | DZ, MZ, PC, FB, GEN | finalizada |                                    |
|          |                         |                    | B    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB, GEN | finalizada |                                    |
| 2        | 02/04/2019 - 27/04/2019 | ABR19              | A    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB, GEN | parcial    | GEN em processamento               |
|          |                         |                    | B    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB, GEN | parcial    | GEN em processamento               |
| 3        | 26/06/2019 - 29/06/2019 | JUL19              | A    | Não      | X                   | X          | Clima adverso                      |
|          |                         |                    | B    | Sim      | DZ, MZ, PC          | finalizada |                                    |
| 4        | 12/09/2019 - 20/09/2019 | SET19              | A    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB, GEN | parcial    | GEN em processamento               |
|          |                         |                    | B    | Não      | X                   | X          | Falta de embarcação, Clima adverso |
| 5        | 21/02/2020 - 17/03/2020 | FEV20              | A    | Parcial  | DZ, MZ, PC, FB, GEN | parcial    | COVID, GEN em processamento        |
|          |                         |                    | B    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB, GEN | parcial    | COVID, GEN em processamento        |
| 6        | 21/02/2021 - 19/05/2021 | FEV21              | A    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB      | finalizado |                                    |
|          |                         |                    | B    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB      | finalizado |                                    |
| 7        | 16/08/2021 - 28/09/2021 | AGO21              | A    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB      | finalizado |                                    |
|          |                         |                    | B    | Sim      | DZ, MZ, PC, FB      | finalizado |                                    |

Os corais escleractíneos são reconhecidos por estabelecerem simbiose com microalgas (dinoflagelados da ordem Symbiodiniaceae) genericamente denominadas de zooxantelas. Estas microalgas fornecem fotossintatos ricos em energia para o hospedeiro que, por sua vez, proporciona proteção e nutrientes essenciais (BAKER, 2003). O fluxo de metabólitos entre zooxantela e coral contribui com o processo de calcificação do coral, através de um mecanismo conhecido como calcificação aumentada pela luz. Esse papel catalisador das zooxantelas permite altas taxas de deposição de carbonato de cálcio e a acreção continuada das estruturas recifais (ILUZ; DUBINSKY, 2015). O balanço entre acreção e erosão tem forte influência sobre a evolução da paisagem recifal e, em última instância, assegura a manutenção dos serviços desse ecossistema (PERRY et al., 2012).

A fotoaclimação é um aspecto chave desse bloco de resultados do projeto, e deve ser interpretada como a plasticidade dos organismos, em nível molecular, celular e morfológico, em resposta a diferentes ambientes de luz. Além da plasticidade morfológica dos esqueletos dos corais (e.g. predominância de formas mais tabulares em ambientes de baixa luminosidade), a concentração de pigmentos clorofilianos e da densidade de zooxantelas também pode ser alterada/regulada para captação de mais ou menos energia luminosa (FITT; COOK, 2001; WINTERS et al., 2009). Os pigmentos carotenóides, por exemplo, tem a função de mitigar a sobrecarga do fotossistema, dissipando energia e permitindo a aclimação de organismos a ambientes de alta irradiância. Por outro

lado, quando se trata de pouca luz, a concentração de clorofila celular aumenta, no sentido de maximizar a captação da mesma (ILUZ; DUBINSKY, 2015). A capacidade de fotoaclimação é condicionada, portanto, por características intrínsecas do holobionte (i.e. hospedeiro e simbiontes) e, portanto, é influenciada diretamente pela composição da comunidade de fotossimbiontes (i.e. endossimbiontes fotossintetizantes). As características específicas de cada táxon de zooxantelas determinam boa parte da tolerância do holobionte, como um todo, no que se refere a eficiência na captação da luz, fotoproteção e termotolerância (BAKER, 2003; LAJEUNESSE et al., 2018). Trata-se, portanto, de uma dimensão crítica do conhecimento necessário não apenas para o entendimento da resposta dos corais a plumas de sedimentos e contaminantes, mas também para que se possa embasar medidas de restauração efetivas em ambientes recifais coralíneos.

### *Regimes de luz*

Nas Áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências) e B (Recifes Esquecidos), os recifes estão sujeitos a regimes distintos de turbidez, gerados por plumas de material em suspensão oriundas do aporte continental e da ressuspensão do sedimento (ver mapa regional de turbidez no item 2.9.4.1). Além disso, as estruturas recifais variam quanto à profundidade e morfologia, influenciando diretamente a incidência luminosa sobre os corais (TEIXEIRA et al., 2019). Por exemplo, os chapeirões, típicos do Parcel dos Abrolhos (veja

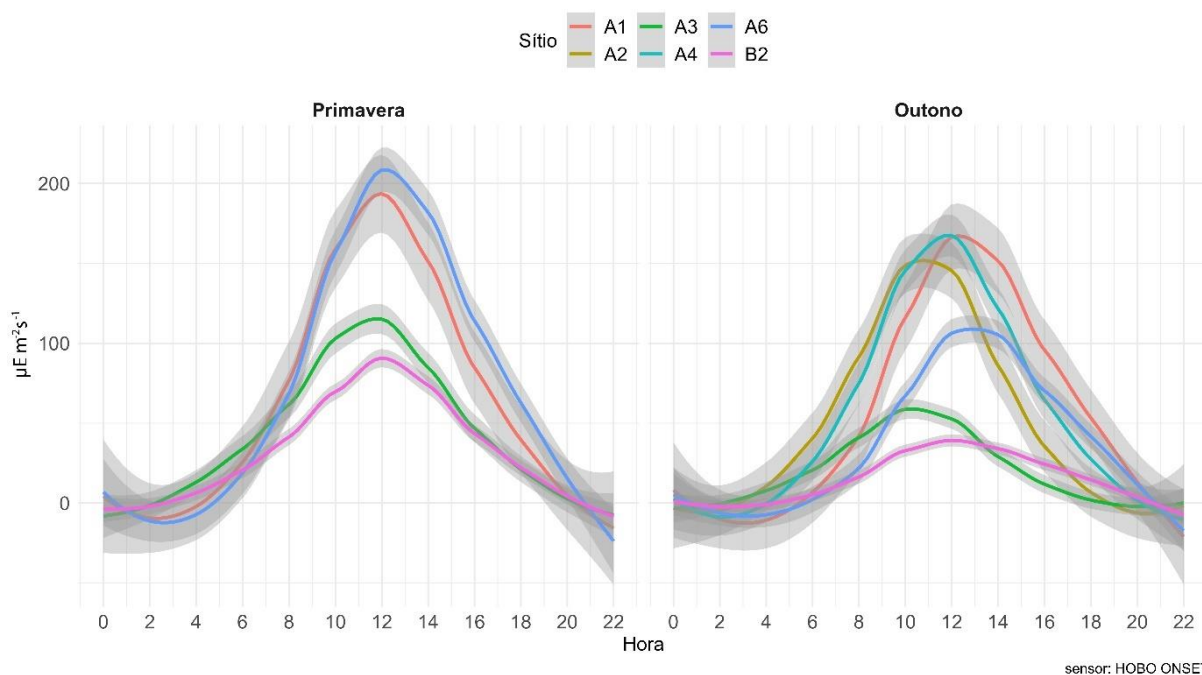
Figura 451), possuem topos iluminados com amplos platôs e paredes sombreadas caracterizadas por superfícies verticais (BASTOS et al., 2018; TEIXEIRA et al., 2019). A combinação entre a morfologia do recife e o regime de turbidez resulta numa enorme diversidade de microambientes de luz na região de estudo. Assim como a temperatura, o ambiente luminoso também varia sazonalmente (maior ou menor ângulo de incidência dos raios solares), com variação nos períodos diários de iluminação.

A caracterização geral do regime de luz nos recifes foi feita através de medidas *in situ* por sensores de luminosidade (HOBO) fundeados em sítios estrategicamente distribuídos na malha amostral (veja item 657). Essas medidas foram agrupadas em valores médios de irradiância.hora<sup>-1</sup>, em dois blocos temporais, e revelaram heterogeneidade espacial relevante. Por exemplo, na primavera/verão os sítios mais rasos e costeiros (A1, A6) apresentaram irradiâncias máximas duas vezes maiores do que aquelas registradas nos sítios mais profundos (A3, B4) (Figura 473). A sazonalidade (primavera/verão vs outono/inverno) também foi intensa nos sítios mais profundos, os quais apresentaram, no outono/inverno, decréscimo da irradiância máxima incidente pela metade, além de diminuição mais intensa no período de irradiância diária acima de 50µmol. m<sup>-2</sup>.s<sup>-2</sup>. Além dos dados dos sensores *in situ*, foram feitas correlações entre a profundidade ótica (K490 \* batimetria) e a irradiância mensal (iPAR), com dados derivados de sensoriamento remoto. A irradiância foi maior em fevereiro de 2020, em todos os sítios, e as menores profundidades óticas foram registradas nos Recifes Esquecidos, na Área B (Figura 474). Os menores valores de irradiância foram observados entre abril e setembro de 2019, e a campanha de novembro de 2018 apresentou valores intermediários. O ambiente de maior luminosidade foi observado no sítio A4, Portinho Norte (Arquipélago dos Abrolhos), ao passo que o sítio menos luminoso foi B4, no sul dos Recifes Esquecidos.

### Fotossistemas e pigmentos

A transformação de energia luminosa em energia fotoquímica representa a força motriz dos ecossistemas. Como as plantas, zooxantelas realizam fotossíntese oxigênica convertendo energia eletromagnética em energia química, em organelas denominadas cloroplastos. O aparato fotossintético de cada uma dessas organelas inclui um conjunto de fotossistemas, compostos por complexos coletores de luz e centros de reação. Este aparato é responsável pela transformação da energia, posteriormente utilizada para a fixação de CO<sub>2</sub> e nutrientes inorgânicos (e.g. NO<sup>3-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), em compostos orgânicos (ILUZ; DUBINSKY, 2015). Assim como a maioria dos fotossintetizantes oxigênicos, as zooxantelas possuem a clorofila a (Chla) como pigmento principal e a clorofila c2 (Chlc2) e carotenóides como pigmentos acessórios. Além de coletar a energia luminosa em regiões do espectro da luz visível, onde a Chla é pouco eficiente, os pigmentos acessórios também podem ter função de fotoproteção. Os carotenóides, pigmentos constituídos por carotenos e xantofilas, possuem um papel de fotoproteção, defendendo as clorofilas contra os efeitos da foto-oxidação e sua consequente degradação (ROWAN, 1989). Os pigmentos e seus derivados fornecem informações importantes sobre a biomassa, identidade, produtividade e estado fisiológico dos fotoautótrofos (NEVEUX et al., 1990).

Figura 473: Caracterização do regime médio de luz ao longo do dia, para os sítios amostrados nas áreas A e B, por duas estações do ano (primavera de 2019, e outono de 2019). Os dados foram coletados por sensores HOBO instalados no topo dos chapeirões.



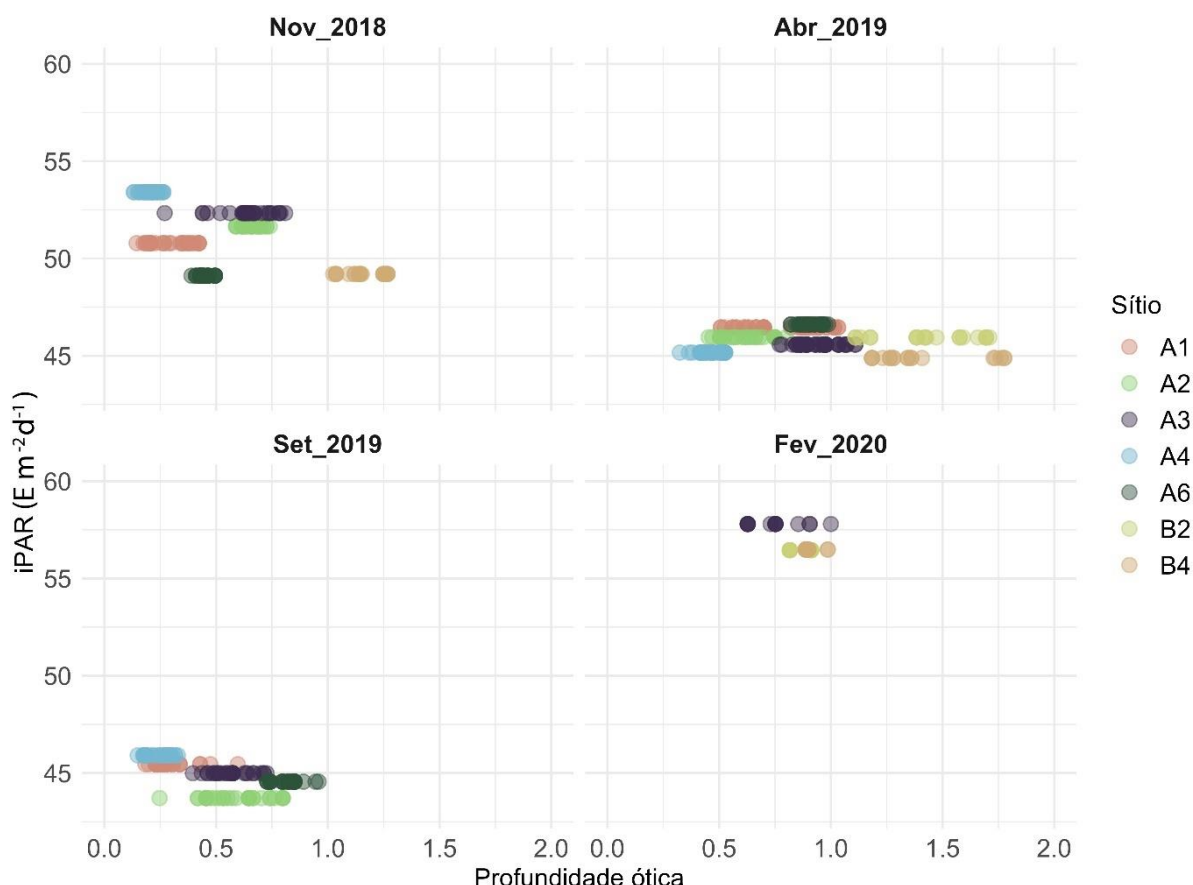
A concentração de Chla é amplamente utilizada na determinação da biomassa total em ambientes aquáticos, pois além de estar presente em todos os organismos marinhos fotoautotróficos produtores de O<sub>2</sub> (com exceções, e.g. *Prochlorococcus marinus*), sua quantificação não necessita da separação das microalgas do material particulado (NEVEUX et al., 1990; NEVEUX; LANTOINE, 1993) ou dos tecidos de corais que abrigam os simbioss. No ambiente marinho, as clorofilas se degradam



principalmente sob efeito da senescência e morte celular, degradação microbiana, herbivoria e foto-oxidação (PORRA et al.; 1997). A primeira etapa da degradação ocorre ou com a perda do átomo central de Mg, ou com a hidrólise do grupo fitol. No primeiro caso, as clorofilas são transformadas em feofitinas, ao passo que no segundo caso elas são convertidas em clorofilidas. A perda dos dois elementos leva à formação de feoforbídeos (ROWAN, 1989). A eliminação do fitol da molécula de clorofila não modifica os espectros de absorção e fluorescência em relação aos pigmentos de origem. Similarmente, as feofitinas e feoforbídeos apresentam espectros quase idênticos. Assim, estes pigmentos de degradação foram aqui agrupados e denominados, coletivamente, de feopigmentos.

Durante o período de estudo, as concentrações de Chla nos corais mostraram importantes variações espaciais e temporais. As maiores e menores biomassas clorofilianas foram observadas em novembro de 2018 e abril de 2019, respectivamente (Figura 475). Esse último período foi caracterizado por uma anomalia térmica positiva severa e pelo branqueamento em massa de corais. A degradação dos fotossistemas nesse período anômalo, refletida nos parâmetros fotossintéticos e na redução pronunciada das concentrações de zooxantelas, resultaram numa drástica redução dos teores de Chla por unidade de área dos corais. Tais reduções nas concentrações de pigmentos clorofilianos (Chla e Chlc<sub>2</sub>) estão associadas a processos de foto-oxidação, redução nas densidades de zooxantelas (AMBARSARI et al., 1997; VENN et al., 2006) e redução na concentração de pigmentos (KLEPPEL et al., 1989). Durante o estresse térmico, as espécies mais afetadas foram *M. cavernosa*, *M. braziliensis* e *P. caribeorum* que, em comparação com a campanha de novembro de 2018, apresentaram decréscimos de 69%, 75% e 84% nas médias de concentração de Chla, respectivamente. As outras espécies de corais apresentaram redução entre 41% e 52% na biomassa clorofiliana das suas zooxantelas. Reduções dessa ordem foram registradas em corais totalmente branqueados, em estudos realizados no Oceano Pacífico (AMBARSARI et al., 1997).

Figura 474: Caracterização do regime de luz dos sítios amostrados nas áreas A e B, nas campanhas de novembro 2018, abril e setembro 2019, e fevereiro 2020. A irradiância média (iPAR), obtida por sensoriamento remoto, foi plotada em função da profundidade ótica da amostra de coral coletada.



Após a anomalia térmica, as médias das concentrações de Chla tenderam a aumentar, mas geralmente sem atingir os níveis de novembro de 2018. Somente os corais *M. hartii* e *M. hispida*, juntamente com o zoantídeo *P. caribaeorum*, apresentaram em alguns sítios, concentrações de Chla médias superiores às registradas em novembro, indicando uma clara recuperação após o branqueamento (abril de 2019). De maneira geral, as variações temporais nas concentrações de Chla são convergentes com os dados de densidades de zooxantelas, que também apresentaram acentuada redução durante o branqueamento, seguidas por aumentos nas campanhas subsequentes, sem alcançar os valores iniciais. Assim como observado nas variações temporais das concentrações de Chla, 90% das médias das razões  $Chlc_1+c_2/Chla$  (exceto em *P. caribaeorum*) decresceram em abril de 2019, durante o branqueamento em massa (Figura 475). Esta redução parece ter sido mais associada à uma queda na densidade de zooxantelas (Figura 476) do que à degradação da  $Chlc_1+c_2$  em relação a Chla, visto que as vias de degradação e os efeitos sobre cada pigmento são os mesmos. Assim, as reduções nas concentrações desses pigmentos pela degradação devem ser equivalentes, o que não alteraria as proporções entre eles.

Figura 475: Razão de clorofilas c1 e c2 de zooxantelas por concentração de clorofila a, em função da clorofila a, incluindo as últimas realizadas no primeiro e segundo semestre de 2021. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*.

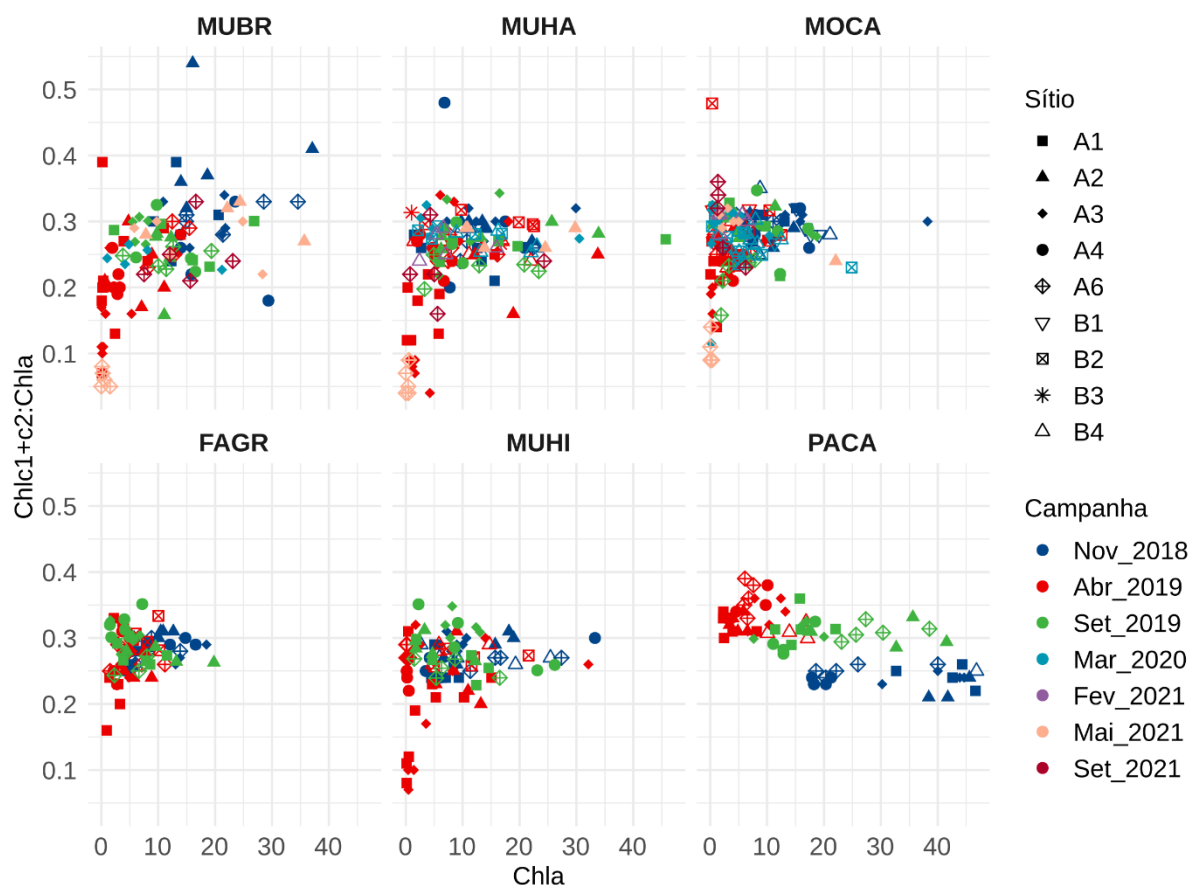
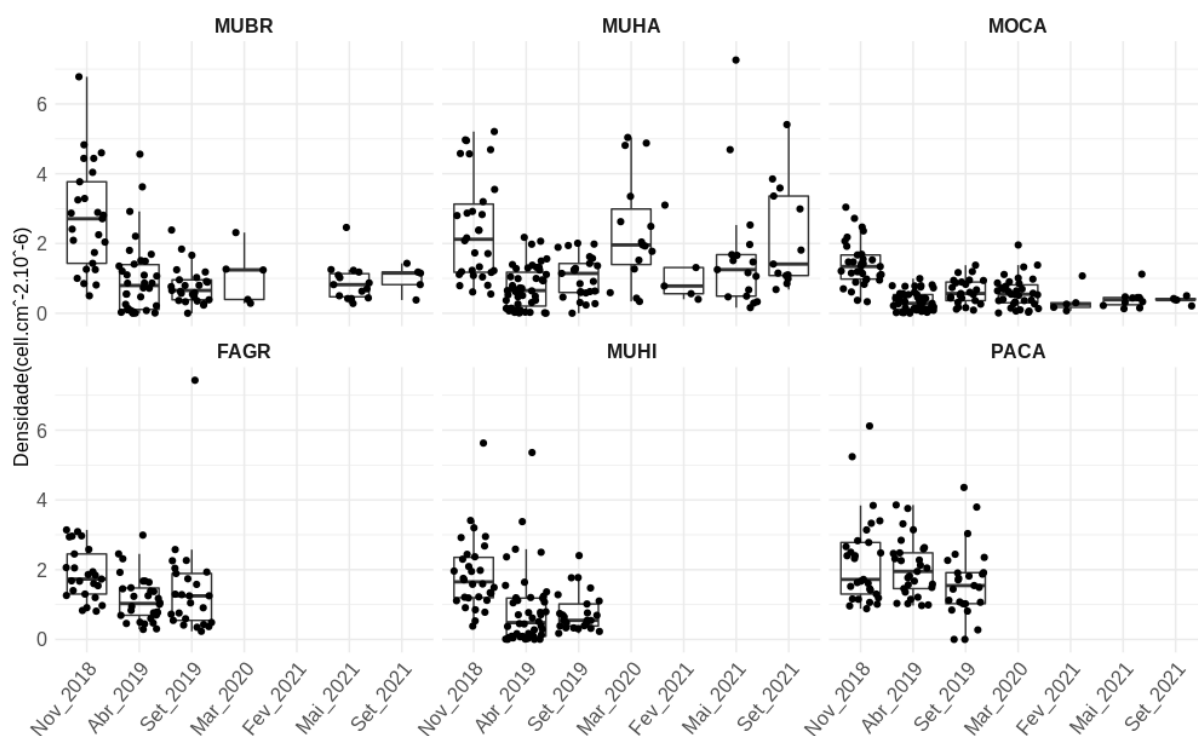


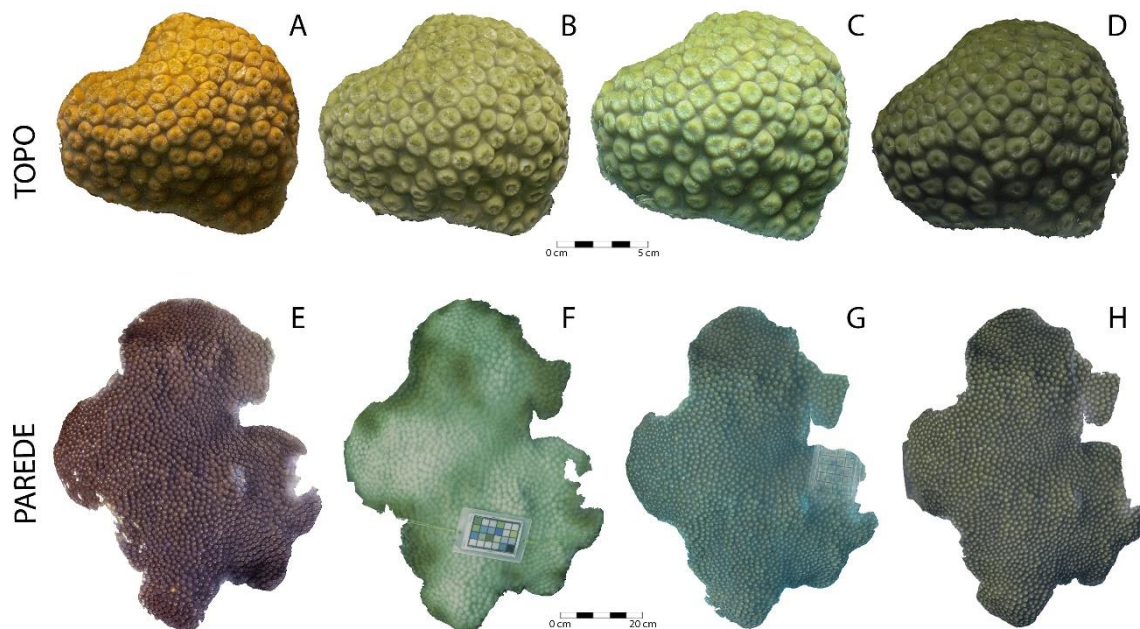
Figura 476: Densidade celular de zooxantelas por área de tecido do hospedeiro por campanha, incluindo as últimas realizadas no primeiro e segundo semestre de 2021. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*. Círculos maiores = outliers, círculos menores = observações.



Na maior parte das amostras de pigmentos provenientes de tecidos de coral foi possível detectar a presença da clorofila *b* (Chl*b*), um pigmento específico de algas verdes. Provavelmente, essa Chl*b* tem origem em clorófitas, sejam elas endolíticas (KLEPPEL et al., 1989) ou fixadas à periferia dos pólipos de coral. Como todos os organismos fotoautotróficos, as clorófitas também possuem a Chl*a* como pigmento principal. Porém, diferentemente das zooxantelas, não possuem clorofilas *c* (ROWAN, 1989). Desta forma, as concentrações de Chl*a* aqui registradas são provenientes tanto de zooxantelas quanto de clorófitas associadas aos corais. No entanto, as baixas concentrações médias de Chl*b* ( $0,74 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ ) em relação à  $\text{Chl}c_1 + c_2$  ( $2,90 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ ), indicam o domínio das zooxantelas na biomassa clorofiliana dos corais. A redução na razão  $\text{Chl}c_1 + c_2 / \text{Chl}a$  em abril de 2019, durante o branqueamento, está relacionada ao aumento da contribuição relativa das clorófitas nas concentrações da Chl*a*. As baixas densidades de zooxantelas nesse período foram responsáveis por uma queda abrupta nas concentrações de Chl*a* e  $\text{Chl}c_1 + c_2$ , enquanto as clorófitas se mantiveram nos mesmos níveis de Chl*a*, o que consequentemente ocasionou a diminuição das razões  $\text{Chl}c_1 + c_2 / \text{Chl}a$ . Essa alteração drástica na pigmentação das colônias de todas as espécies em abril de 2019, foi também captada através da fotogrametria e traduz a variação nos parâmetros de saúde mensurados neste capítulo. O padrão de crescimento da colônia é bem distinto entre os topos iluminados e as paredes sombreadas. Essa

diferença na morfologia está associada à fotoaclimação dos corais à baixa irradiância (ILUZ; DUBINSKY, 2015), e corrobora mais uma vez a resposta desses organismos ao ambiente de luz.

Figura 477: Monitoramento da saúde do coral *M. cavernosa* por fotogrametria e modelagem tridimensional da colônia. Série temporal de um espécimen no TOPO do chapeirão (A-D) e na PAREDE (E-H). Campanhas: novembro de 2018 = A, E; abril de 2019 = B, F; setembro de 2019 = C, G; fevereiro de 2020 = D, H.

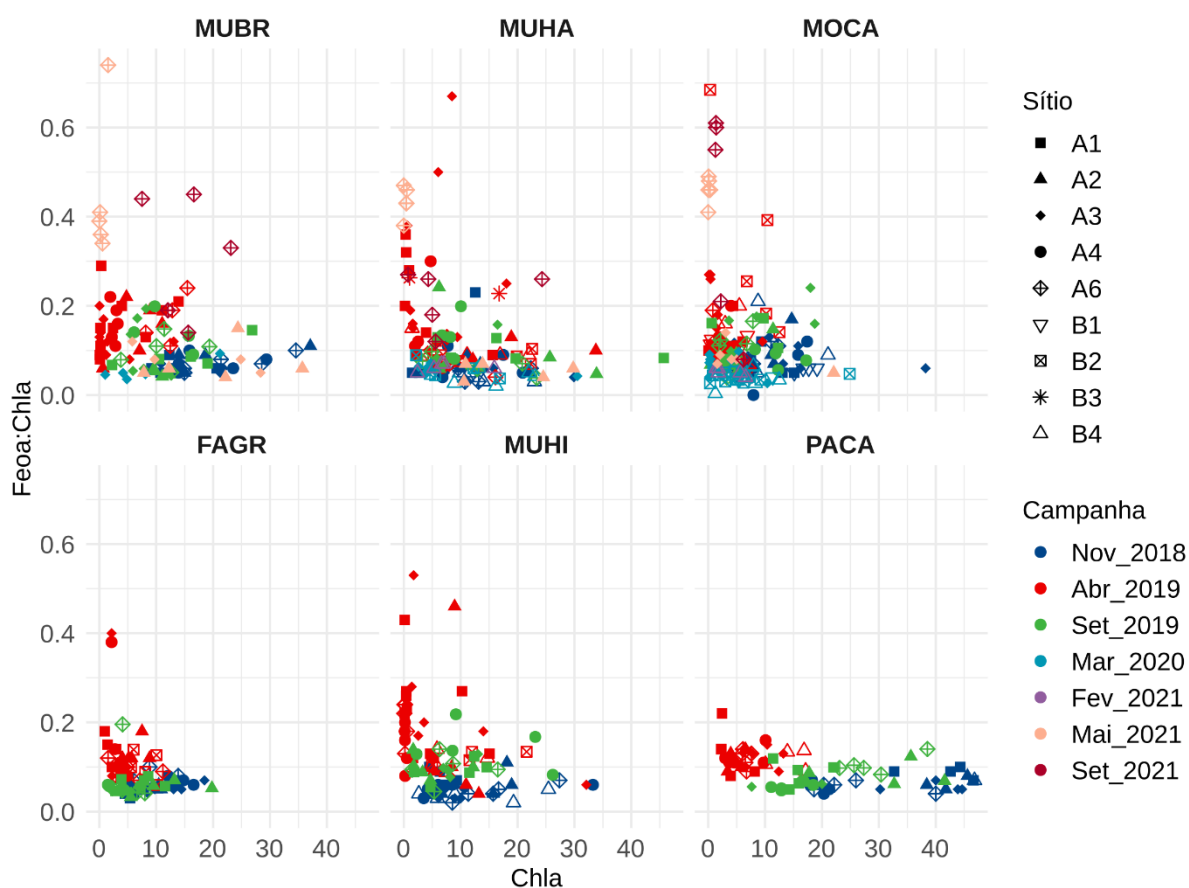


Seguindo um padrão inverso, as razões  $Chl_{c_1+c_2}/Chl_a$  de *P. caribaeorum* apresentaram menores valores no início do monitoramento (novembro de 2018) e maiores valores em abril de 2019. Na campanha seguinte (setembro de 2019), os valores permaneceram ligeiramente abaixo ou similares aos de abril. Diferentemente dos demais corais, não foi possível observar um efeito claro do estresse térmico na razão  $Chl_{c_1+c_2}/Chl_a$ , nem tampouco nas densidades de zooxantelas (Figura 473). As densidades médias de zooxantelas em *P. caribaeorum* também não flutuaram sazonalmente. Este quadro sugere que as variações observadas na razão  $Chl_{c_1+c_2}/Chl_a$  podem estar relacionadas, sobretudo, à fotoaclimação, através do ajuste das concentrações do pigmento acessório em função das variações na quantidade e qualidade da luz. Assim, o aumento das razões  $Chl_{c_1+c_2}/Chl_a$  registrado em abril e setembro de 2019 corresponde a períodos de menor irradiância, ao passo que os valores mais baixos, em novembro de 2019, coincidem com maiores irradiâncias.

As feofitinas e feoforbídeos (feopigmentos), pigmentos de degradação sem capacidade fotossintética, são frequentemente usados como indicadores do estado fisiológico. No início do monitoramento (novembro de 2018), as razões  $Feo_a/Chl_a$  apresentaram valores relativamente baixos ( $< 0,10$ ) em mais de 75% das amostras de tecido de corais (Figura 478), indicando um bom estado fisiológico das zooxantelas. Contudo, em abril de 2019 as razões apresentaram, em média, valores duas vezes maiores do que em novembro de 2018, com os maiores valores associados às menores concentrações de  $Chl_a$ . Este resultado, além de indicar degradação no estado fisiológico das zooxantelas, também

evidencia que a degradação da Chla em feopigmentos a contribuiu com a forte redução da biomassa clorofiliana em abril. Este quadro corrobora as análises de capacidade fotossintética de zooxantelas, que apontam para uma degradação dos fotossistemas durante o período de estresse térmico e branqueamento em massa, em abril de 2019. Em setembro de 2019 e fevereiro de 2020 as razões Feoa/Chla diminuíram e atingiram níveis similares aos observados em novembro. Tal recuperação no estado fisiológico das zooxantelas corrobora os resultados das análises de pigmentos clorofilianos e capacidade fotossintética.

Figura 478: Razão de feopigmentos de zooxantelas por concentração de clorofila a, em função da clorofila a, incluindo as últimas realizadas no primeiro e segundo semestre de 2021. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia hartii*, MUHI = *Mussismilia hispida*, PACA = *Palythoa caribaeorum*.



### Fluorescência e fluorometria

A luz é absorvida pelos complexos coletores de luz na forma de fótons, cuja energia pode ser convertida fotoquimicamente, dissipada na forma de calor ou ser reemitida como fluorescência. Através da fluorimetria é possível mensurar o funcionamento do aparato fotossintético por meio da quantificação da energia reemitida e cálculo do que foi absorvido e dissipado (HUOT; BABIN, 2010). Na avaliação in situ da condição foto-fisiológica dos corais, realizada ao longo de 4 campanhas, foi utilizado o



fluorímetro Diving PAM (Figura 479), que utiliza modulação da amplitude de pulsos, por meio do método não destrutivo de fluorimetria aplicado para construção de curvas rápidas de luz (RLC, "Rapid Light Curves") (COSGROVE; BOROWITZKA, 2011). A fluorimetria fornece um conjunto de parâmetros sensíveis a alterações provocadas por estresses hiposalinos (JONES; KERSEWELL, 2003), sedimentação (PHILIPP; FABRICIUS, 2003), anomalias térmicas (FITT et al., 2001) e exposição aguda a metais e herbicidas (JONES, 2004; JONES; KERSEWELL, 2003). A taxa relativa máxima de transporte elétrons (rETR<sub>m</sub>), obtida por fluorimetria, representando a capacidade fotossintética máxima do fotossistema. Como todo sistema de conversão energética, os fotossistemas estão sujeitos a sobrecarga (e.g. excesso de irradiância), resultando primeiramente na fotoinibição e, em situações de exposição crônica, na fotodegradação do Fotossistema II (PSII), ou seja, implicando na interrupção da fixação dos compostos orgânicos. Os valores de irradiância mínima saturante ( $E_k$ ), também obtidos por fluorimetria, correspondem à capacidade de fotoaclimação, representando o fluxo máximo de energia suportado pelo fotossistema (COSGROVE; BOROWITZKA, 2011). A capacidade fotossintética máxima é diretamente relacionada com a irradiância, e inversamente proporcional à profundidade ótica (ILUZ; DUBINSKY, 2015).

Na campanha de fevereiro de 2020 foram observados os maiores valores de rETR<sub>m</sub>, o que é esperado para verões típicos (Figura 480A), onde se espera observar que capacidades fotossintéticas máximas diretamente relacionadas com a irradiância e inversamente proporcionais à profundidade ótica (ILUZ; DUBINSKY, 2015; SCHEUFEN et al., 2017). No entanto, os valores obtidos em abril e setembro de 2019 apresentaram correlações positivas com a profundidade ótica. Esse padrão parece associado à anomalia térmica positiva severa que, inclusive, implicou no branqueamento em massa de corais (DUARTE et al., 2020). A inversão da correlação, nesse período, portanto, parece relacionada à termodegradação dos fotossistemas e perda de zooxantelas. Esses danos foram claramente mais acentuados nos sítios mais rasos (e.g. A4, abril de 2019) e mais expostos a flutuações do meio, o que foi evidenciado pelos menores valores de rETR<sub>m</sub> em toda nossa série de dados. Além disso, sob condições térmicas mais típicas, com fotossistemas sob menor estresse oxidativo, como em fevereiro de 2020, ficou evidente a menor capacidade fotossintética em maiores profundidades óticas, tal como observado nos Recifes Esquecidos (sítios B2 e B4) (Figura 480B)

Figura 479: Medidas fotofisiológicas in situ, com uso de diving-PAM (A) e registro fotográfico com escala de cor (B).

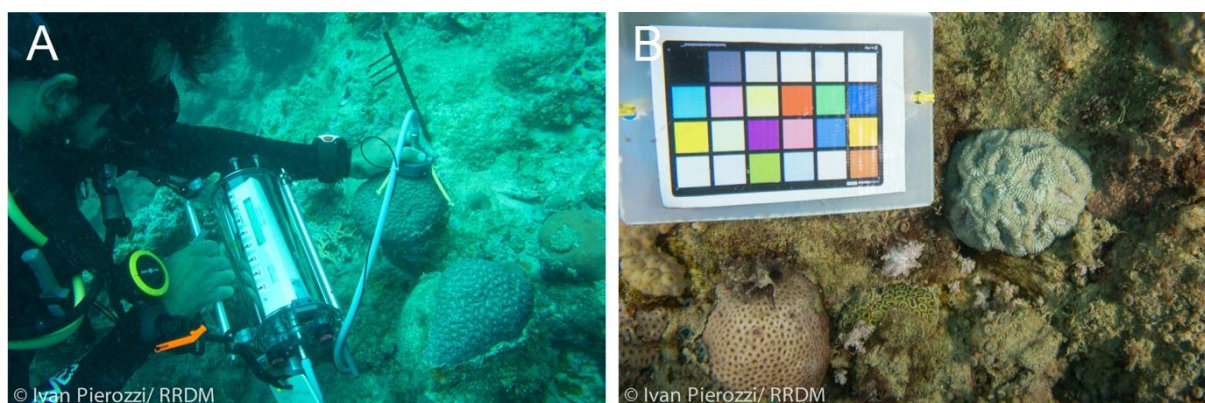
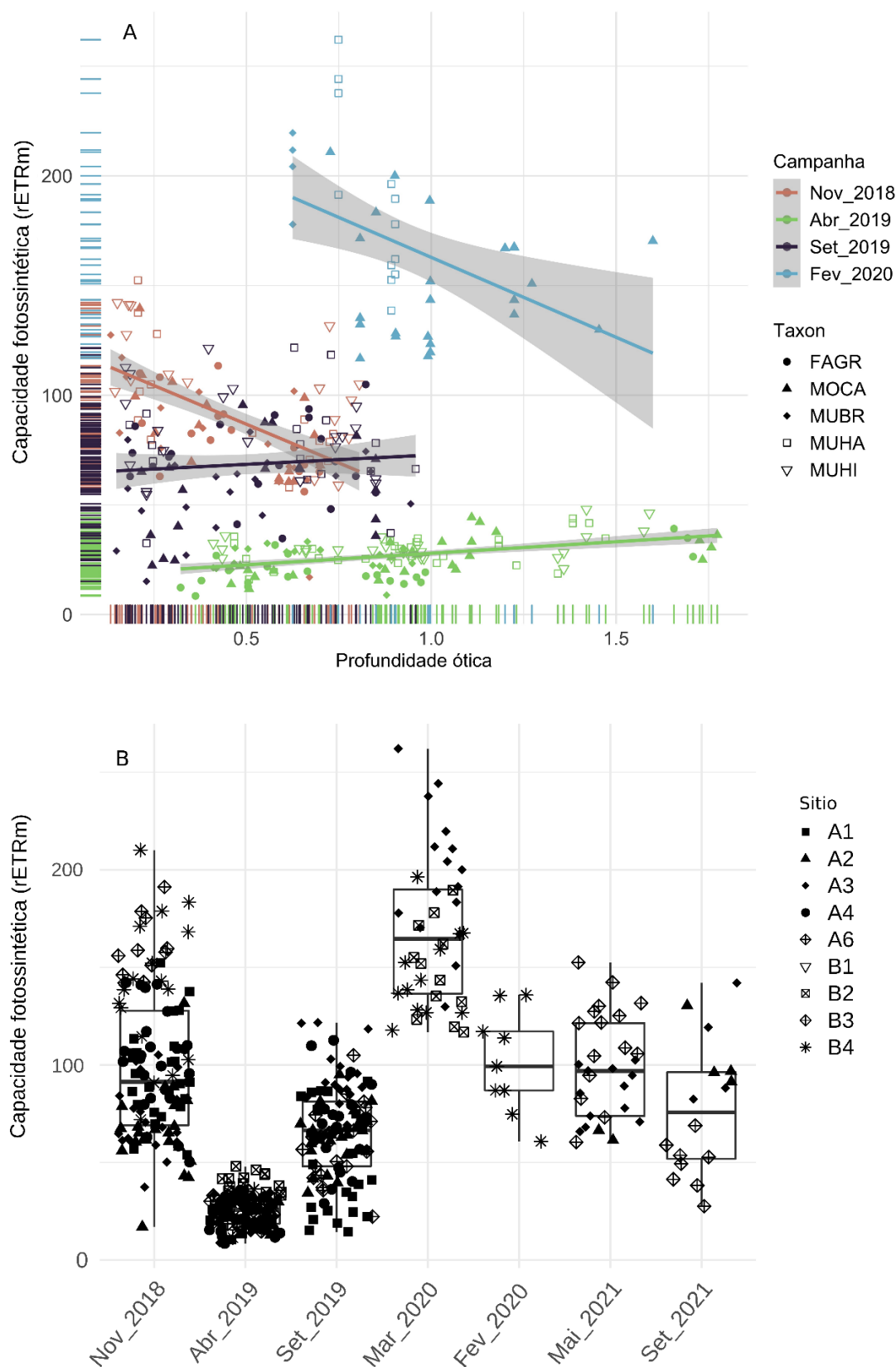
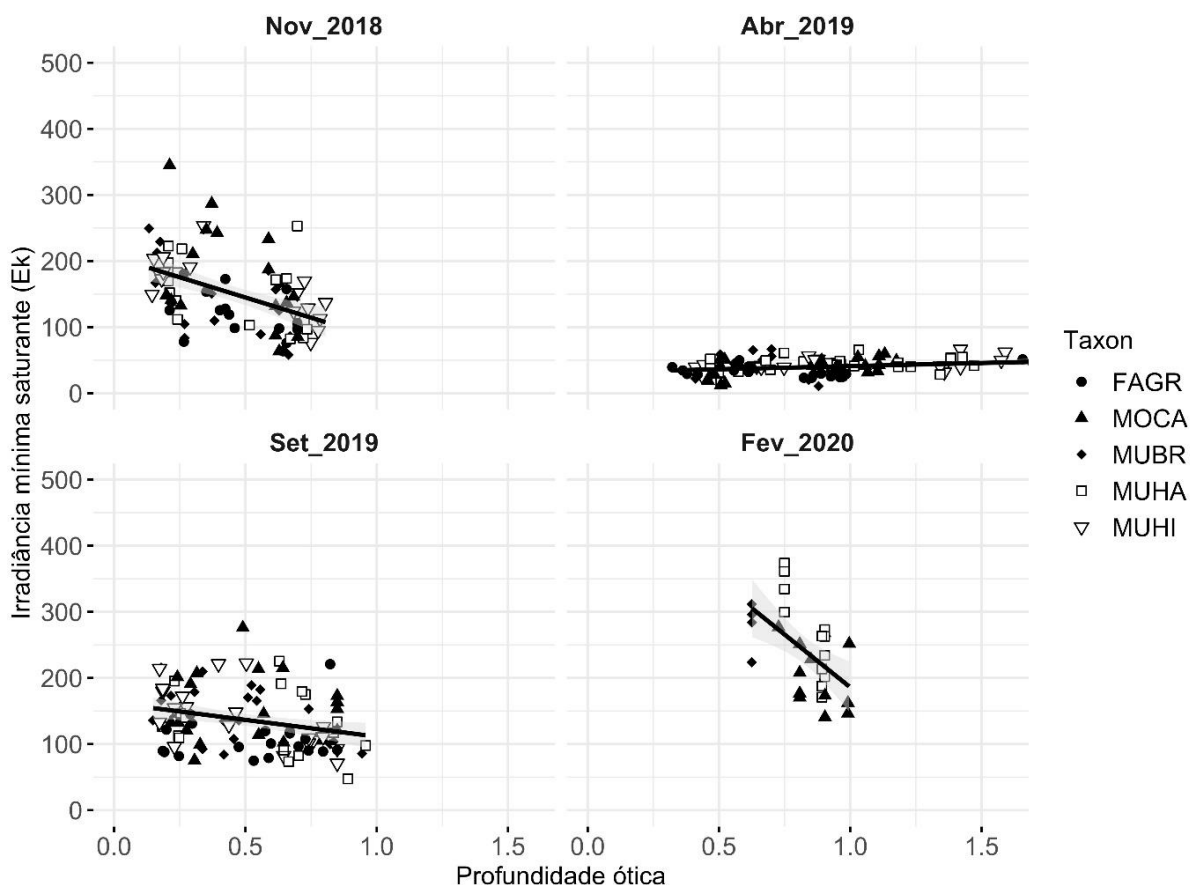


Figura 480: A) Capacidade fotossintética (rETRm) em função da profundidade ótica. Linhas de tendência e respectivos intervalos de confiança correspondem a correlação de Pearson:  $R=-0,6$ ,  $p<0,001$ , novembro de 2018;  $R=0,47$ ,  $p<0,001$ , abril de 2019;  $R=-0,55$ ,  $p<0,01$ , fevereiro de 2020. Cores = campanha e símbolos = sítios. B) Capacidade fotossintética (rETRm) incluindo coletas do primeiro e segundo semestre de 2021.



Os valores mais altos de  $E_k$  são esperados em ambientes mais iluminados devido aos aparatos fotossintéticos estarem constantemente expostos a energia luminosa (ILUZ; DUBINSKY, 2015). Isso foi observado em novembro de 2018 e fevereiro de 2020, nas menores profundidades óticas, para *M. braziliensis* e *M. hispida* (Figura 481). Além disso, houve decréscimo de todos os valores de  $E_k$  em abril de 2019, observado em todos os táxons, quando os corais estavam branqueados. Nesta mesma campanha, valores mais elevados foram observados nas maiores profundidades óticas, o que novamente corrobora um efeito tardio ou amenizado do estresse térmico sobre *M. cavernosa* e *M. harttii* que colonizam locais mais fundos. Os fotossistemas apresentaram leve recuperação na campanha seguinte, em setembro de 2019, quando a relação inversa com o ambiente de luz voltou a ser detectada. Assim como observado nas medidas de  $rETR_m$ , os fotossistemas se recuperaram completamente em fevereiro de 2020. Mesmo com diferenças menores na relação entre irradiância mínima saturante e a profundidade ótica, relacionadas à identidade dos corais hospedeiros, vale ressaltar que o fluxo máximo de energia suportado pelos fotossistemas, que é menor nas maiores profundidades óticas, foi menor nos sítios da Área B (Figura 481). Os novos dados coletados nas campanhas realizadas no primeiro e segundo semestre de 2021, que podem ser relacionadas a saúde dos corais (e.g.  $rETR_m$  (Figura 480) e densidade de zooxantelas (Figura 476) demonstram variações sazonais esperadas (FITT et al., 2000; ULSTRUP et al., 2008), e de menor dimensão comparadas àquelas ocorridas entre novembro de 2018 e a anomalia térmica no primeiro semestre de 2019. Ainda assim, mesmo após 2 anos do evento de branqueamento, a densidade de zooxantelas não demonstra recuperação a valores similares aos anteriores de 2019 para algumas espécies, como *M. braziliensis* e *M. cavernosa*.

Figura 481: Irradiância mínima saturante ( $E_k$ ), ou a capacidade de fotoaclimação, em função da profundidade ótica. Linhas de tendência e respectivos intervalos de confiança correspondem a correlação de Pearson.  $R = -0,46$ ,  $p < 0,001$ , novembro de 2018;  $R = 0,29$ ,  $p < 0,01$ , abril de 2019;  $R = -0,27$ ,  $p < 0,01$ , setembro de 2019,  $R = -0,56$ ,  $p < 0,001$ , fevereiro de 2020. Cores = campanha e símbolos = táxons. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, MUHI = *Mussismilia hispida*.



#### Diversidade taxonômica e fisiológica de zooxantelas

As zooxantelas fazem parte de uma família de dinoflagelados fotossimbiontes amplamente distribuídos em ambientes tropicais e subtropicais, os quais estão estreitamente relacionados com a diversificação e irradiação evolutiva dos corais construtores de recifes (Scleractinia). Uma revisão recente dividiu o grupo em diversos gêneros (LAJEUNESSE et al., 2018), dentre os quais *Breviolum*, *Cladocopium*, *Durisdinium* e *Symbiodinium* são os mais frequentemente associados a corais. Embora esses quatro gêneros ocorram no Oceano Atlântico, a única espécie de *Durisdinium* reportada nessa região (Caribe) é considerada não-indígena e representa uma invasão recente (PETTAY et al., 2015). Os diferentes grupos de zooxantelas apresentam diferentes tolerâncias a variações no ambiente luminoso, concentração de nutrientes e temperatura. O hospedeiro (cnidário) pode se associar a mais de um gênero de zooxantelas, estabelecendo consórcios de fotossimbiontes com características distintas quanto à tolerância a flutuações ambientais (TESCHIMA et al., 2019), e a aquisição constante de simbiontes confere plasticidade fisiológica diante de perturbações ambientais. Ressalta-se que a

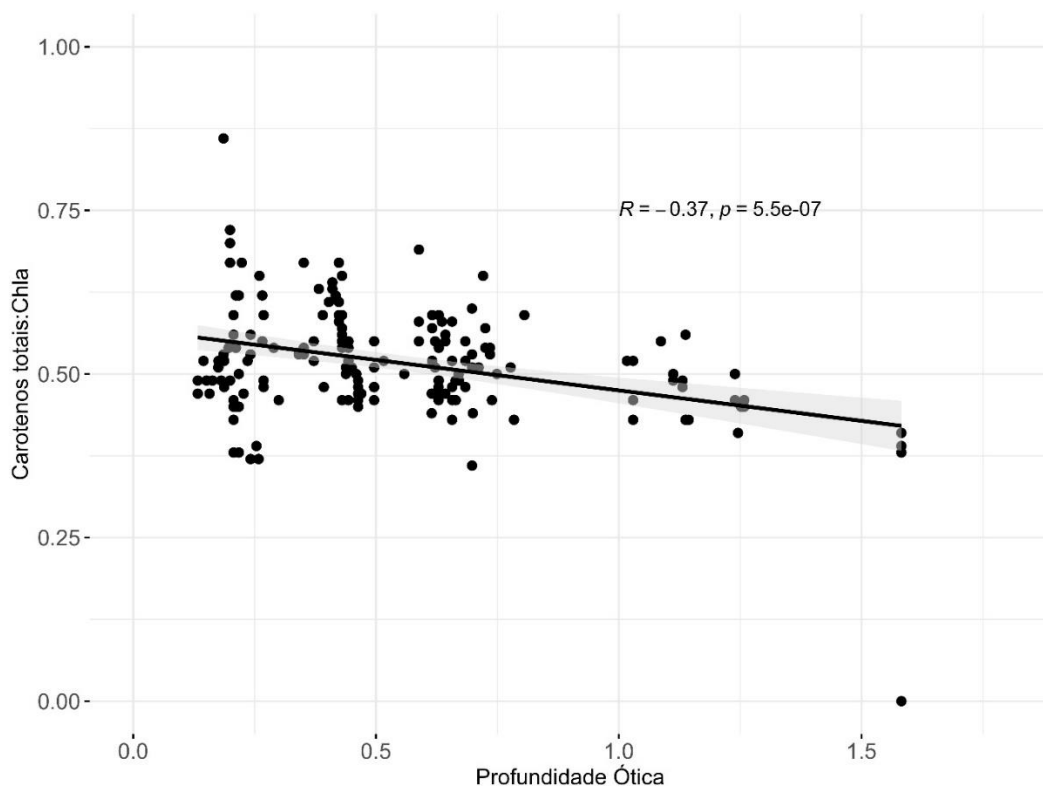
caracterização morfológica dos simbiontes é insuficiente para a discriminação taxonômica dos gêneros, demandando técnicas moleculares e marcadores genéticos para acessar sua diversidade de forma ágil e acurada. Portanto, as inferências sobre padrões espaciais e temporais no consórcio de simbiontes de corais dependem de um aprofundamento no conhecimento acerca da diversidade genética desses organismos, uma das frentes abordadas pelo projeto.

A capacidade de fotoaclimatação das zooxantelas responde às irradiâncias locais e é refletida pelas proporções entre carotenoides e Chla. As estações com menor profundidade ótica (maiores irradiâncias) apresentaram as maiores razões carotenoides/Chla, ao passo que nas estações com maior profundidade ótica (menores irradiâncias) as razões foram mais baixas (Figura 482). Dentre os carotenóides que integram o sistema fotossintético de zooxantelas, as xantofilas diadinoxantina e a diatoxantina possuem função fotoprotetora (AMBARSARI et al., 1997). A abundância destes pigmentos pode apresentar flutuações durante períodos de estresse térmico e de irradiâncias elevadas, mas sua relação com a resistência dos corais ao branqueamento ainda não foi demonstrada (VENN et al., 2006). As maiores razões carotenoides/Chla observadas no presente estudo estiveram associadas às menores profundidades óticas, sugerindo que o aumento nas proporções dos carotenoides tenha sido causado por um incremento nas concentrações de diatoxantina. Sob efeito de irradiâncias elevadas a diadinoxantina sofre de-epoxidação e é transformada em diatoxantina, a qual é reconhecidamente como pigmento fotoprotetor presente nas zooxantelas (AMBARSARI et al., 1997; OLAIZOLA; YAMAMOTO, 1994; OLAIZOLA et al., 1994). Assim, o aumento nas concentrações destes carotenoides pode representar uma vantagem para as zooxantelas em ambientes com irradiância elevada.

As oscilações nas densidades de zooxantelas nos tecidos dos corais ocorrem sazonalmente, representando um mecanismo relacionado tanto ao balanceamento da necessidade energética do hospedeiro quanto à compensação na flutuação sazonal da irradiância. No inverno são esperados maiores valores de densidade em relação ao verão (SCHEUFEN et al., 2017). As ondas de calor provocam estresse oxidativo e levam a disrupções na simbiose e expulsão das microalgas. O decréscimo abrupto no número de simbiontes observado em abril de 2019 (Figura 476) está relacionado com o estresse térmico nesse período, acompanhado por branqueamento em massa (DUARTE et al., 2020). Observamos também diferentes respostas à anomalia térmica em diferentes hospedeiros. A densidade média de zooxantelas não retornou aos valores do início do monitoramento (novembro de 2018) nas espécies *M. braziliensis*, *M. carvenosa* e *F. grvida*, mesmo após a recuperação da coloração dos hospedeiros observada a partir de setembro de 2019. O coral *Mussismilia harttii* apresentou um decréscimo durante a anomalia, e recuperação somente em fevereiro de 2020, enquanto o zoantídeo *Palythoa caribeorum* não foi afetado.



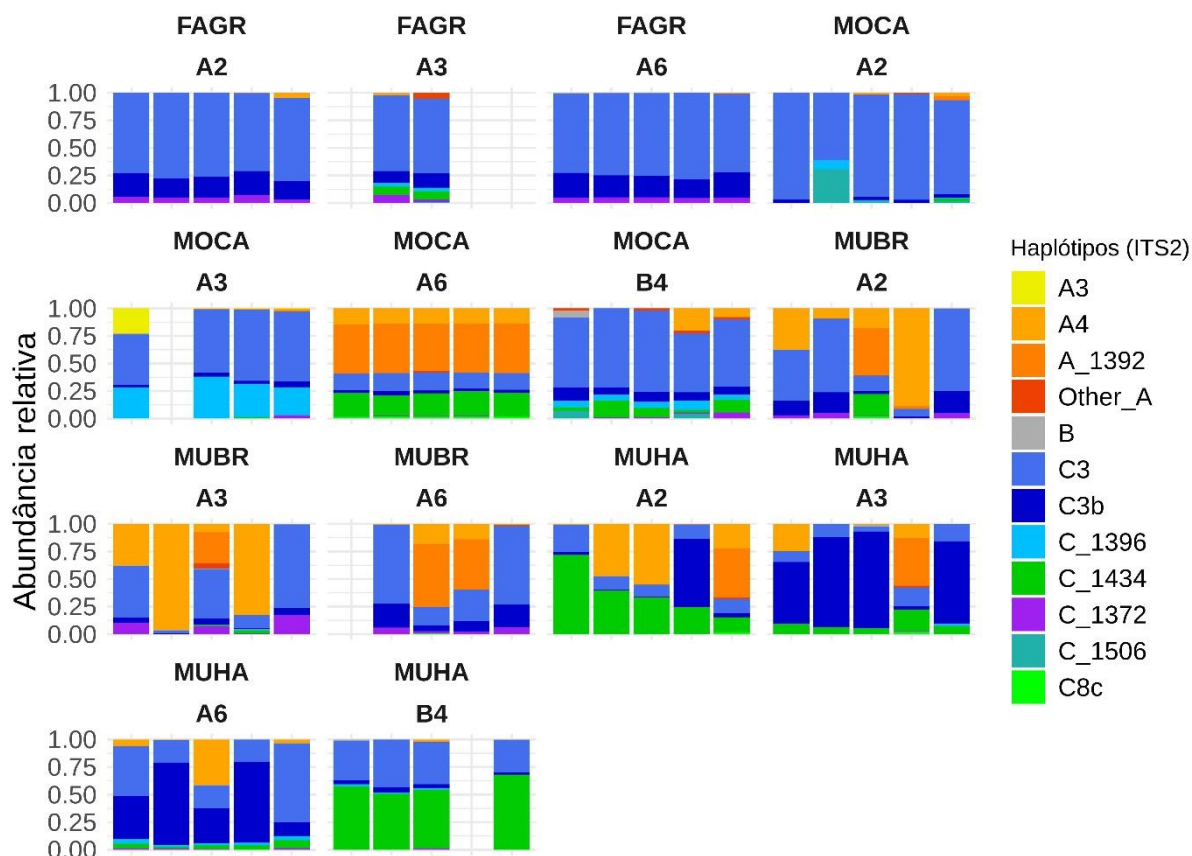
Figura 482: Razão de pigmentos carotenoides totais de zooxantelas por concentração de clorofila a em função da profundidade ótica na campanha de novembro de 2018. Valor da correlação de Pearson representado no gráfico.



A diversidade genética de zooxantelas foi determinada em 64 espécimes de corais, pertencentes a quatro espécies: *Mussismilia braziliensis*, *M. hartii*, *Montastrea cavernosa* e *Favia gravida*. A caracterização foi feita pela amplificação por PCR da região ITS2 (~300bp), com marcadores desenhados para a família Symbiodiniaceae (HUME et al., 2019) e adaptados para sequenciamento na plataforma Illumina (ARIF et al., 2014). Foram sequenciados ca. 100 mil amplicons por espécime (50.000: *pair-end*) e os dados foram processados com o programa Symportal (HUME et al., 2019). As unidades taxonômicas observadas (haplótipos) foram caracterizadas e visualizadas como abundancias relativas (Figura 483). Também foi realizada uma análise multivariada buscando compreender a influência do hospedeiro e dos locais de coleta na estruturação da comunidade de simbioses.

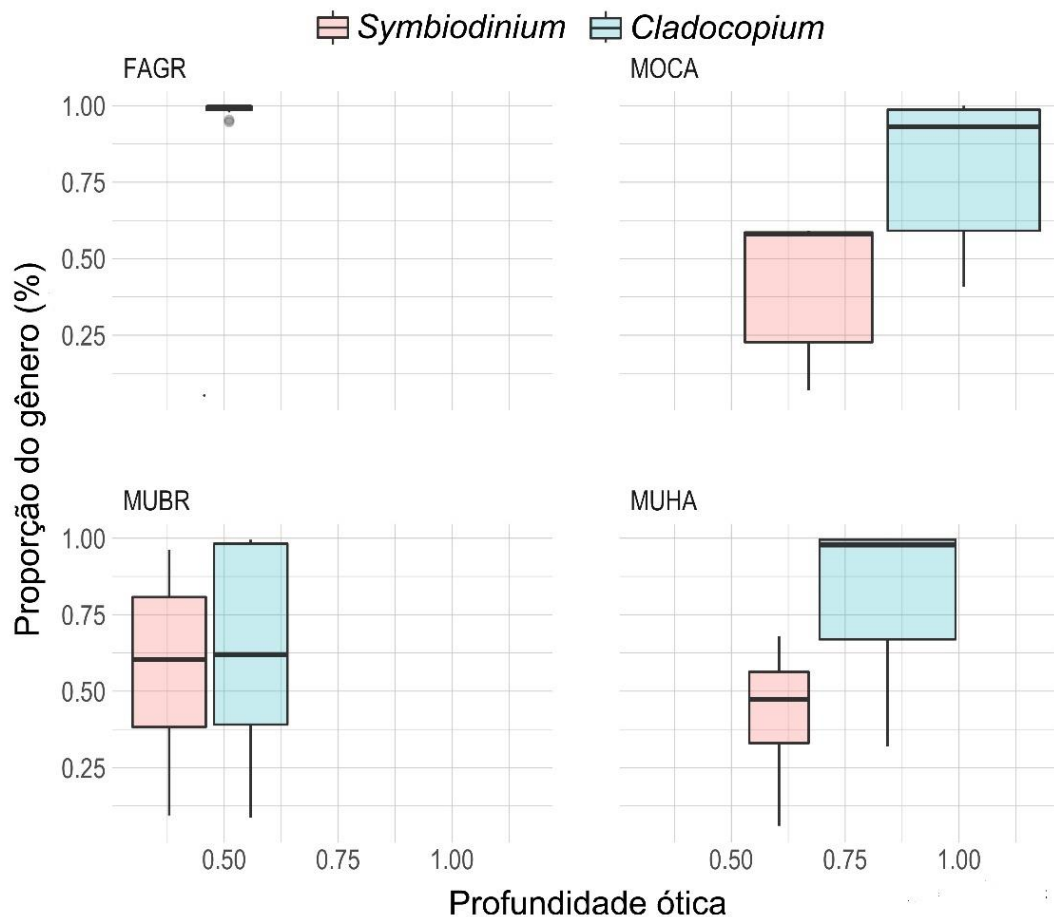


Figura 483: Composição relativa da comunidade de zooxantelas em nível da haplótipos do marcador molecular ITS2, agrupados por espécie e sítio. Na legenda códigos contendo: letra A = Gênero *Symbiodinium*, B= *Breviolum*, C= *Cladocopium*.  
Espécies de corais: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia hartii*.



Simbiontes do gênero *Symbiodinium* predominaram nos corais *M. hartii* e *M. cavernosa* em sítios com menores profundidades óticas (Figura 484). O coral *M. braziliensis* não apresentou variação nas abundâncias relativas de simbiontes em função do ambiente de luz, ao passo que *F. gravida* foi dominado por *Cladocopium*, e *M. cavernosa* apresentou proporções altas de *Symbiodinium* somente em um sítio (A6). Os resultados indicam haplótipos de *Cladocopium* ainda não caracterizados na literatura e sem similares nos bancos de dados, alguns deles aparentemente importantes em sítios mais profundos (e.g. C\_1434, em *M. hartii*). Foram registradas novas ocorrências de haplótipos de *Symbiodinium* para a região e para determinados hospedeiros (e.g. *M. cavernosa*).

Figura 484: Composição relativa média dos gêneros de zooxantela mais abundantes, em relação à profundidade ótica. FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*.



Foi realizada uma análise de PERMANOVA com as distâncias composicionais da comunidade de zooxantelas (BrayCurtys) entre as amostras de corais, buscando avaliar os principais fatores que influenciam na composição das mesmas. O táxon do hospedeiro ( $r^2:0,31$ ), sítio ( $r^2:0,10$ ), e a interação entre táxon do hospedeiro e o sítio ( $r^2:0,29$ ) foram significativos ( $p,0,05$ ).

A análise multivariada dessas distâncias foi plotada em escalonamento multidimensional (MDS) (Figura 485). Essa análise revelou padrões específicos relativos à influência do hospedeiro e do sítio na composição dessas comunidades. Na espécie *M. cavernosa* por exemplo, houve uma tendência de as comunidades serem estruturadas de acordo com o sítio, onde é possível observar, menores dispersões entre amostras do mesmo local. As amostras de *M. harttii* também se agruparam com uma tendência espacial, porém mais dispersas entre si do que em comparação a espécie *M. cavernosa*. As comunidades associadas à espécie *F. gravida*, apresentaram a menor dispersão entre si, o que denota baixa variabilidade dos simbiontes. Nenhum padrão espacial foi observado para *M. braziliensis*, no entanto foi observada alta variabilidade nas associações simbióticas. A menor variação da comunidade simbiote espécie *F. gravida* pode ser uma maior especificidade desse táxon por esses simbiontes na região, ou pela transmissão vertical (hereditária) de zooxantelas para as larvas. Essa característica

pode diminuir e limitar a aquisição de novos simbiontes disponíveis no local de assentamento da nova colônia (BAKER, 2003). As amostras dos Recifes Esquecidos, mais profundos e mais próximos a foz do rio Doce, tiveram também uma menor dispersão entre si. A redução do ambiente de luz parece ser uma forçante que reduz a variabilidade e diversidade da comunidade nesse sítio (IGLESIAS-PIRETRO, et al., 2004), o que pode ser relacionado a um ambiente mais homogêneo ou mais seletivo (BAKER, 2003). Esse resultado foi corroborado pela modelagem das distancias contra as variáveis ambientais em uma análise de redundância baseada em distância (dbRDA) (Figura 486) que encontrou a profundidade ótica como uma das variáveis explicativas de 13,4 % dos dados, além da maior concentração de alguns nutrientes na água (amônia e fósforo).

Figura 485: Escalonamento Multidimensional (MDS) das distâncias de comunidade de zooxantelas a nível de haplotipos. Cores = espécies de hospedeiros: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, e símbolos = sítios. Valor de Stress indicado no gráfico.

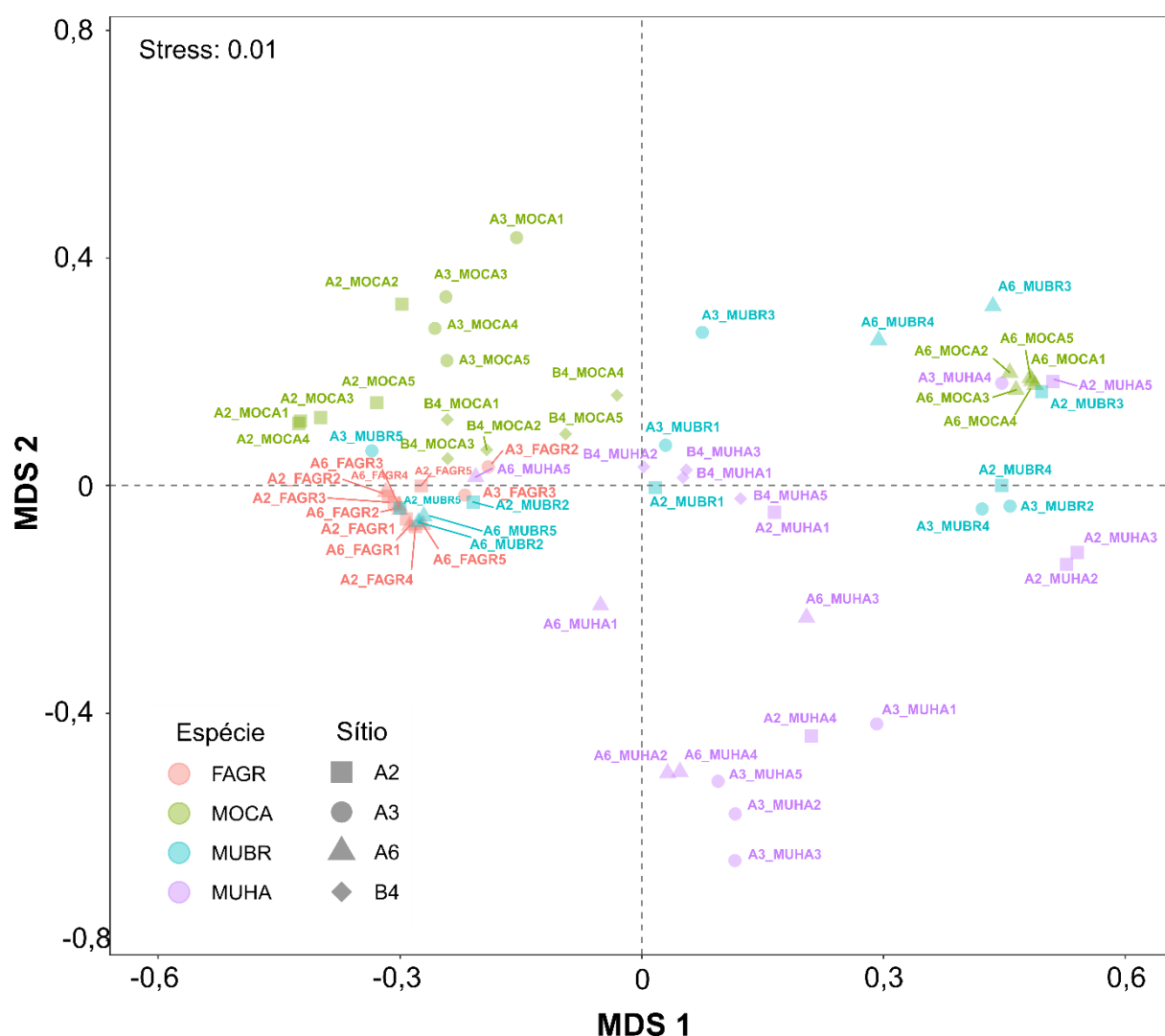
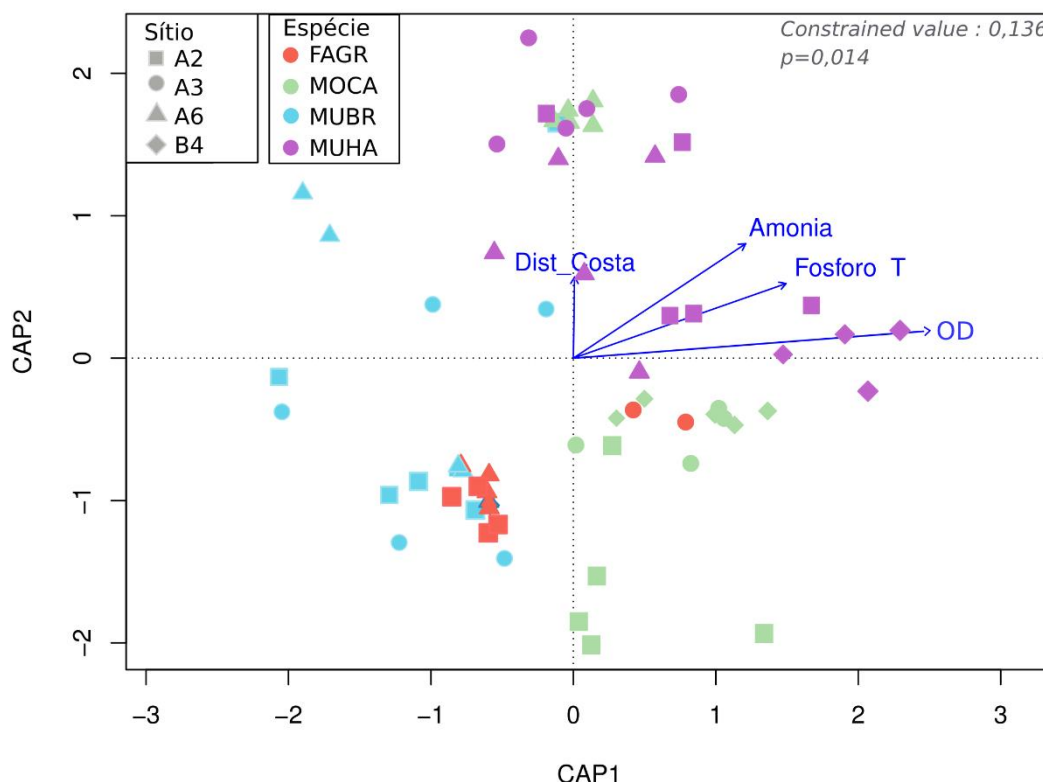


Figura 486: Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) da estrutura da comunidade de zooxantelas a nível de haplotipos. Cores = espécies de hospedeiros: FAGR = *Favia gravida*, MOCA = *Montastrea cavernosa*, MUBR = *Mussismilia braziliensis*, MUHA = *Mussismilia harttii*, e símbolos = sítios. Valor explicativo das variáveis indicado no gráfico.



Na região do Banco dos Abrolhos e adjacências, já foi reportada uma associação preferencial com simbiontes do gênero *Cladocopium*, que se mostrou correlacionado com uma maior turbidez (PICCIANI et al., 2016; TESCHIMA et al., 2019). Esses resultados demonstram a existência de associações em diferentes graus de especificidade dos hospedeiros em relação a comunidade simbiote, e indicam respostas ao ambiente luminoso como limitante da sua estruturação.

O habitat e a turbidez são os principais moduladores da luz em ambientes costeiros (ANTHONY et al., 2004). Os parâmetros fotossintéticos, celulares e moleculares acessados durante nosso estudo corroboram a influência preponderante da luz e da temperatura, na estrutura taxonômica e no metabolismo do holobionte. Observamos redução na capacidade fotossintética na medida em que os corais se fotoaclimataram a menores irradiancias, o que significa menos energia convertida fotoquimicamente (ILUZ; DUBINSKY, 2015; SCHEUFEN et al., 2017). Esse processo implica em menor produção primária líquida e desacoplamento entre processos fotossintéticos bentônicos e fluxos locais de nutrientes (ANTHONY et al., 2004). Nos Recifes Esquecidos, onde foram registradas as menores profundidades óticas, o menor aporte energético pelas zooxantelas (e.g., Ek e rETRm) pode estar associado com as menores taxas de calcificação registradas naquela área (veja item 2.9.4.7), tal como evidenciado em estudos recentes realizados em outras regiões, relacionando energia com calcificação (ILUZ; DUBINSKY, 2015; PERRY et al., 2012).

Na região do estudo, os fortes gradientes *cross-shelf* e *longshore* de turbidez, temporalmente variáveis, juntamente com a alta heterogeneidade morfológica dos chapeirões (veja

Figura 451), proporcionam uma enorme diversidade de microhabitats e microambientes de luz na região de estudo. Assim, a plasticidade fisiológica do holobionte, associada inclusive a simbiontes de gêneros distintos (e.g. dominância de *Symbiodinium* em profundidades óticas menores), contribui com a fotoaclimação a microambientes muitas vezes extremos e próximos a limiares de sobrevivência (IGLESIAS-PRieto et al., 2004).

O consórcio de simbiontes tem papel chave na tolerância ao estresse térmico, influenciando as variações na densidade de zooxantelas, eficiência fotossintética e concentração de pigmentos (BAKER, 2003; LAJEUNESSE et al., 2018). Esses processos foram registrados no presente estudo, em resposta a onda de calor de abril 2019, e serão mais bem explorados na medida em que os estudos sobre diversidade genética progredirem. A identificação de holobiontes mais resistentes é chave para o delineamento de um programa de restauração de recifes degradados.

Os corais se confirmaram como indicadores eficientes das flutuações ambientais durante anomalias térmicas, quando apresentaram estresse oxidativo e débito energético. Além disso, diversos parâmetros foto-fisiológicos responderam à heterogeneidade espaço-temporal do ambiente de luz. Assim, incrementos agudos na turbidez, especialmente quando consorciados com anomalias térmicas, impactam a fisiologia e ampliam a vulnerabilidade dos corais. Plumas de suspensão, tal como aquela oriunda do rompimento da barragem, condicionam um ambiente de menor irradiância por períodos prolongados (RUDORFF et al., 2018), caracterizando uma fonte crônica (e.g. ressuspensão e pulsos) de estresse agudo (presença de pluma intensa). A recorrência dessas plumas, com ou sem contaminantes, implica em um impacto crônico sobre os organismos recifais, podendo suplantam a capacidade de fotoaclimação e desencadear processos desestabilizadores no ecossistema (e.g. menor produção primária bêntica).

#### Integridade celular de macroalgas

A integridade celular de macroalgas foi avaliada a partir da observação da ultraestrutura das células e morfometria de algumas organelas, com base amostras de *Anadyomene* sp. (Chlorophyta) e *Padina gymnospora* (Heterokontophyta) coletadas nos sítios A4 e A5 (PARNAM Abrolhos e adjacências), B1 (banco de rodólitos, Recifes Esquecidos) e D18 (APA Costa das Algas) em 2020.

Algas do gênero *Padina* são especialmente relevantes no contexto da contaminação marinho-costeira, uma vez que são capazes de sobreviver com elevadas concentrações de metais pesados em compartimentos sub-celulares, podendo também apresentar alterações ultraestruturais (AMADO-FILHO et al., 1997; ANDRADE et al., 2010; KAREZ et al., 1994; VILLARES; PUENTE; CARBALLEIRA, 2002). Assim, a partir de 2020, e baseados nos resultados iniciais, demos continuidade às análises de integridade celular utilizando apenas *P. gymnospora* consorciadas com análises com detector EDS acoplado ao microscópio eletrônico de transmissão (MET) (Quadro 12).

Quadro 12: Temporalidade, localização das coletas e análises de integridade celular de macroalgas das áreas A (Abrolhos), B (Recifes Esquecidos) e D (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz).

| Data           | Sítios | Espécies                                     | Análises                               |
|----------------|--------|--|--|
| Fevereiro 2020 | B1     | <i>Anadyomene</i> sp. e <i>P. gymnospora</i> | Análise ultraestrutural<br>Morfometria |
| Março 2020     | A5     |  |  |
| Fevereiro 2021 | D18    | <i>P. gymnospora</i>                         | Análise ultraestrutural<br>Morfometria |
|                | B1     |  |  |
| Maio 2021      | A4     |  | Análise elementar por EDS              |

A observação da ultraestrutura celular foi feita em amostras fixadas em campo e processadas para MET conforme SALGADO et al. (2005). As imagens foram analisadas qualitativamente, considerando o aspecto geral da célula e de organelas e estruturas específicas, tais como cloroplasto, parede celular, fisóides (no caso de *Padina* sp.) e mitocôndrias. Essas estruturas foram escolhidas por serem indicadoras de dano celular e presença de metais pesados (ANDRADE; FARINA; AMADO FILHO, 2002; BAKEEVA; DZYUBINSKAYA; SAMUILOV, 2005; DOS SANTOS et al., 2014; HILL et al., 2019; HOLZINGER; LUTZ, 2006; LEONARDI; VASQUEZ, 1999; PELLEGRINI et al., 1991) (Quadro 13). Comparações quantitativas foram feitas a partir da morfometria de cloroplastos, plastoglôbulos e fisóides (em *Padina* sp.), com uso do software ImageJ (SCHINDELIN et al., 2012; SCHNEIDER et al., 2012). A composição elementar em nível subcelular foi acessada com espectroscopia de energia dispersiva de raios-X associada à MET, visando detectar e mapear elementos químicos de interesse nas estruturas celulares.

Nos sítios A4 e A5 (Arquipélago e Banco de Rodolitos, Abrolhos), as células das duas espécies apresentaram cloroplastos íntegros com membranas tilacóides organizadas e plastoglôbulos eletrondensos e eletronlucoscentes, mitocôndrias íntegras, gotas lipídicas com conteúdo eletrondenso, parede celular com fibrilas organizadas, membranas celulares levemente descoladas das paredes e vacúolo íntegro (Figura 487, Figura 488, Figura 490 A e B). Nas amostras do sítio B1 (rodolitos, Recifes Esquecidos) alguns cloroplastos se apresentaram com a área do estroma expandida e membranas tilacóides desorganizadas (Figura 489 B, Figura 490 D), enquanto que outros apresentaram membranas tilacóides organizadas e íntegras, porém, com plastoglôbulos aumentados em relação à área do cloroplasto (Figura 489 C). Além disso, as paredes celulares de algumas células das amostras de B1 apresentaram-se onduladas e com fibrilas desorganizadas (Figura 489 C, Figura 490 C). Núcleos, fisóides e membranas plasmáticas de células de *Padina* sp. não apresentaram sinais frequentes de danos (Figura 490 C).

As amostras do sítio mais próximo a foz do rio Doce, D18 (APA-REVIS) apresentaram alterações nas paredes celulares (redução de espessura e afrouxamento das fibrilas), cloroplastos com a área do estroma expandida, eventualmente rompidos e com tilacóides desorganizadas, significativo aumento no número de plastoglôbulos nos cloroplastos, “debris” de membrana no citoplasma, indicando ruptura de organelas, bem como mitocôndrias com membranas internas desorganizadas (Figura 490 E-G).



Quadro 13: Características das estruturas celulares que representam dano ou integridade celular.

| Estrutura      | Dano celular   | Estrutura íntegra  | Referência  |
|----------------|--|--|---|
| Parede celular | Parede com sinais de rompimento e/ou fibrilas desorganizadas e onduladas                       | Parede íntegra com fibrilas organizadas  | ANDRADE et al. (2002)   |
| Cloroplastos   | Tilacóides desorganizadas, estroma expandido e com vesiculação                                 | Cloroplastos íntegros com tilacóides organizadas e sem sinais de vesiculação           | DOS SANTOS et al. (2014); HILL et al. (2019); LEONARDI e VASQUEZ (1999)                   |
| Mitocôndrias   | Membranas internas vesiculadas e/ou desorganizadas   | Mitocôndrias íntegras com membranas internas organizadas                               | DOS SANTOS et al. (2014); HOLZINGER et al. (2006)   |
| Fisóides       | Fisóides fusionados ocupando grande área do citoplasma, com granulos eletrondensos no interior | Fisóides separados e individualizados, sem presença de grânulos eletrondensos no lumén | COSTA et al., (2017); LI et al., (2020); PELLEGRINI et al. (1991); SALGADO et al., (2005) |
| Núcleo         | Envelope nuclear rompido   | Núcleo íntegro com conteúdo típico (cromatina)   | BAKEEVA et al., (2005)  |

Figura 487: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice do talo de *Anadyomene* sp. coletadas no Sítio A5. A - Visão geral das células; cloroplastos (cabecinhas de seta), gotas lipídicas (GL) e vacúolo (V). B - Detalhe de cloroplasto com plastoglôbulos eletrondensos e eletronlúscidos (P) e membranas tilacóides organizadas próximo às fibrilas da parede celular (PC). C - Cloroplastos (C) com plastoglôbulos próximos às fibrilas da parede celular (PC) e mitocôndrias (cabecinhas de seta) próximas. D - Detalhe de cloroplasto com plastoglôbulos eletrondensos e eletronlúscidos (P) e membranas tilacóides organizadas próximo às fibrilas da parede celular (PC), note presença de gota lipídica adjacente ao cloroplasto.

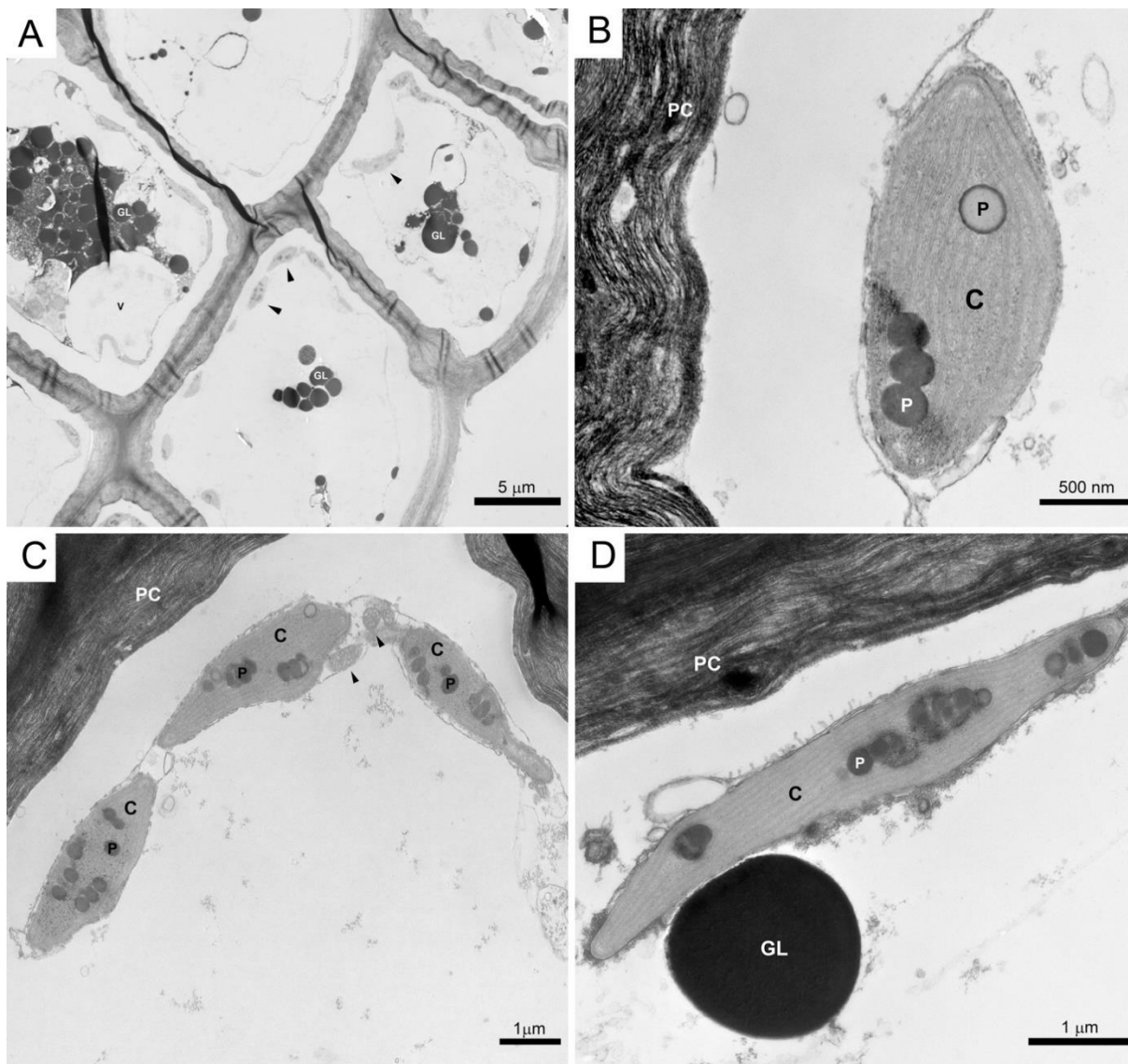


Figura 488: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice e da base do talo de *Padina* sp. coletadas no Sítio A5. A e B - Células com cloroplastos íntegros (setas) próximos à parede celular e fisóides (F). C - Detalhe de cloroplasto íntegro (c) com presença de plastoglóbulo (cabeça de seta) e membranas tilacóides organizadas - note presença da mitocôndria (m) próxima ao cloroplasto. D - Detalhe de duas células separadas pela parede celular (seta) com cloroplastos íntegros (c), plastoglóbulo (cabeças de seta), mitocôndrias (m) com membranas internas organizadas e gotas lipídicas (GL).

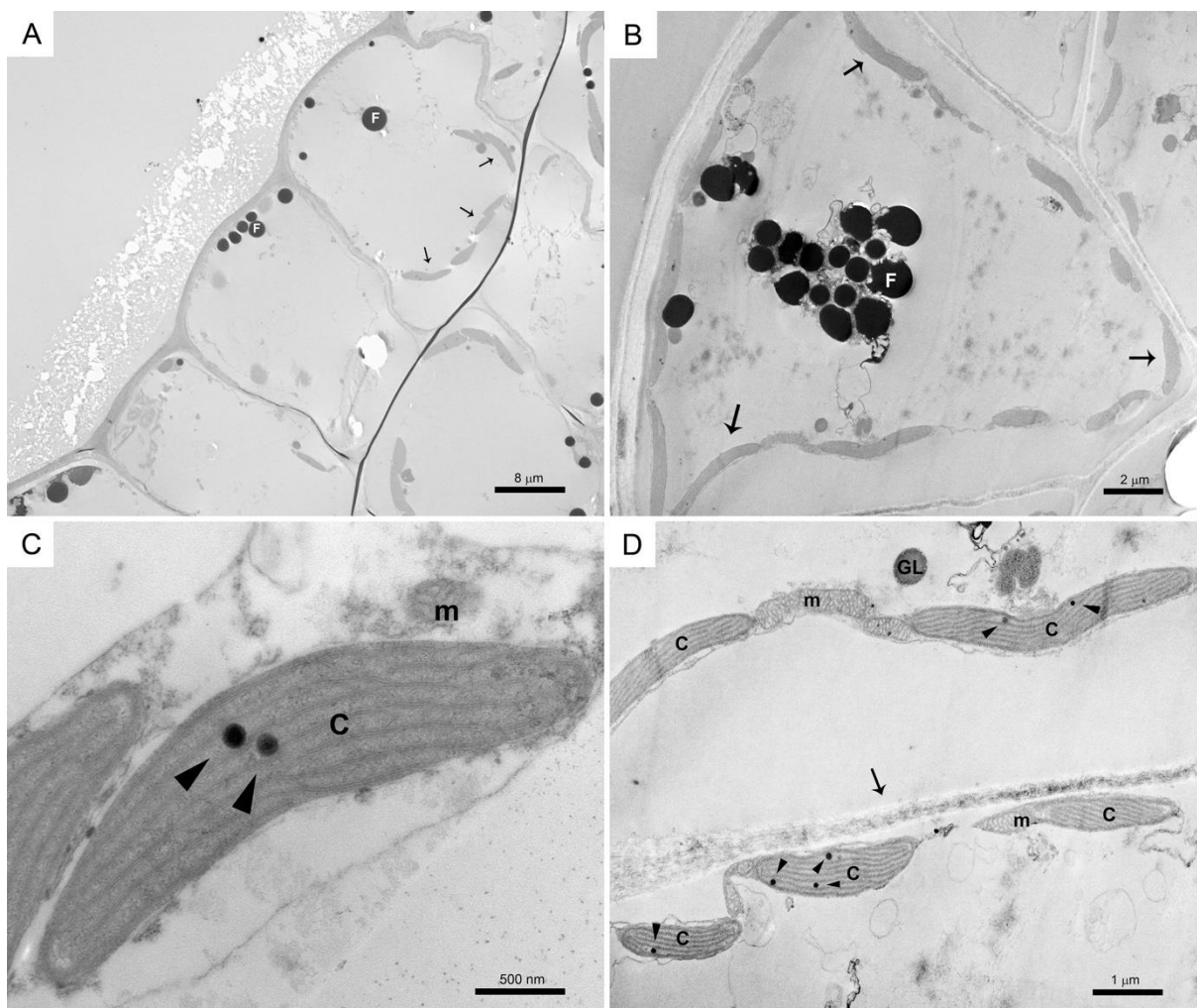




Figura 489: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do ápice e da base do talo de *Padina gymnosopora* coletadas no Sítio B1. A – Visão geral; núcleo (N) íntegro com presença de cromatina, fisóides (F) e cloroplastos (setas). B – Detalhe de duas células separadas pela parede celular (PC), a da esquerda com cloroplastos (C) dilatados e membrana tilacóide desorganizada, e plastoglóbulo (cabeça de seta); note membrana plasmática levemente descolada da parede celular. C e D – Detalhes células com cloroplastos (C) com plastoglóbulos aumentados (P).

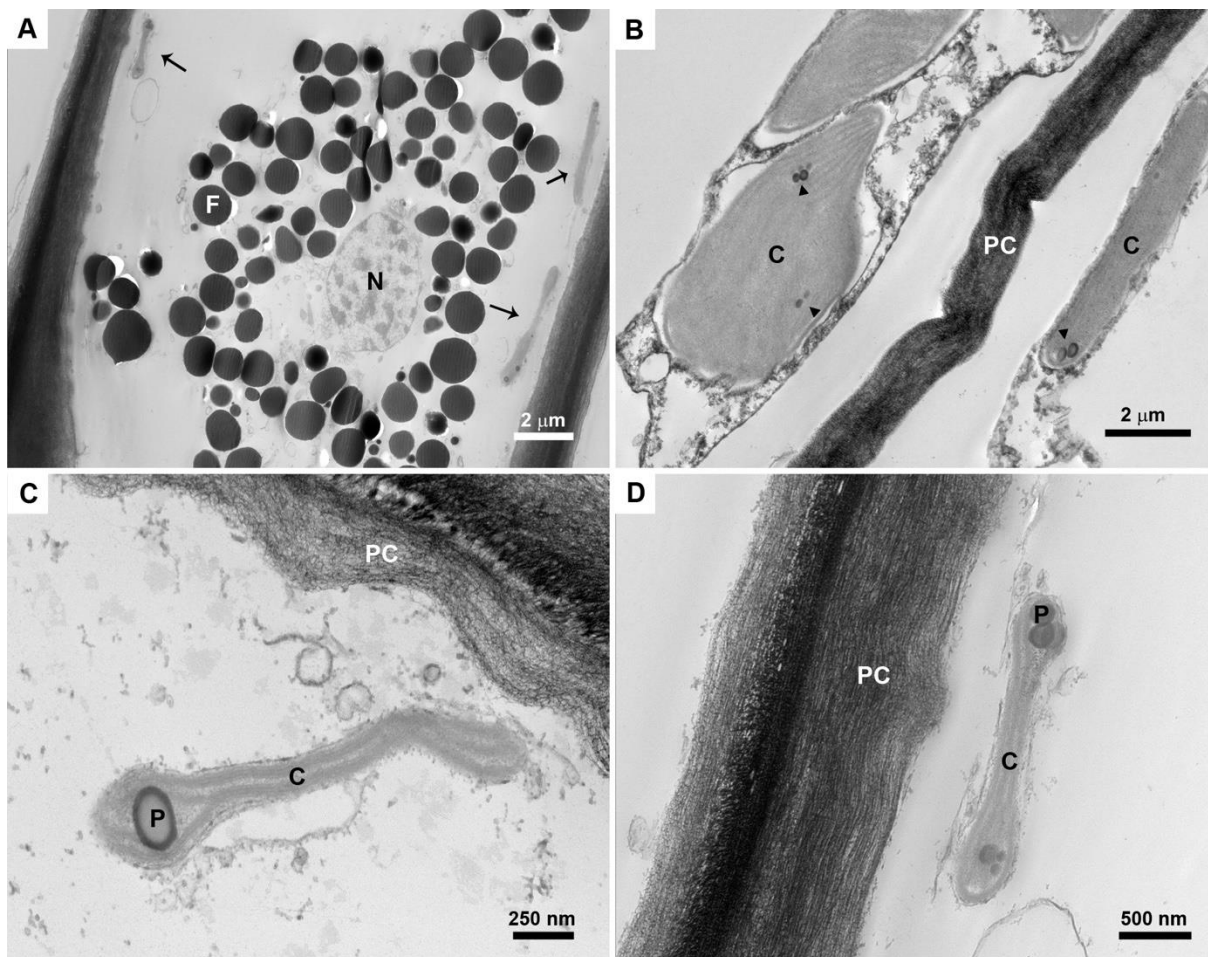
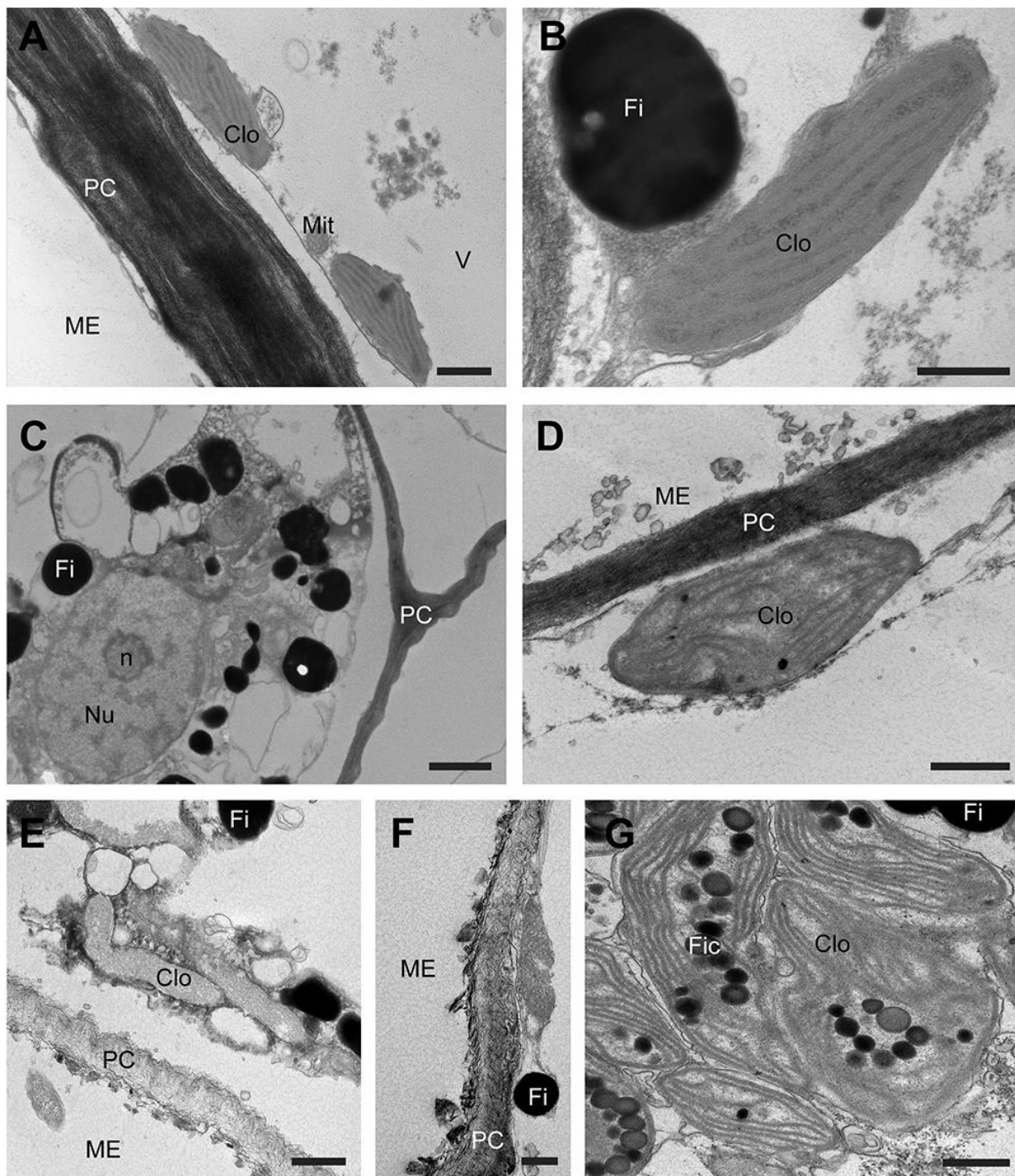


Figura 490: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do talo de *Padina gymnosopora* coletadas nos sítios A4, B1 e D18 em 2021. A e B – amostras coletadas em A4. C e D – amostras coletadas em B1, com cloroplasto dilatado e tilacóides parcialmente desorganizados. E à G - células de algas coletadas em D18, com parede celular com fibrilas desorganizadas e cloroplastos consideravelmente dilatados. Legenda: Parede celular (PC), meio extracelular (ME), cloroplastos (Clo), mitocôndria (Mit), vacúolo (V), fisóide (Fi), núcleo (Nu), nucléolo (n). Barras de escala: 500 nm (A), 800 nm (B), 2000 nm (C), 400 nm (D), 700 nm (E), 300 nm (F) e 800 nm (H).

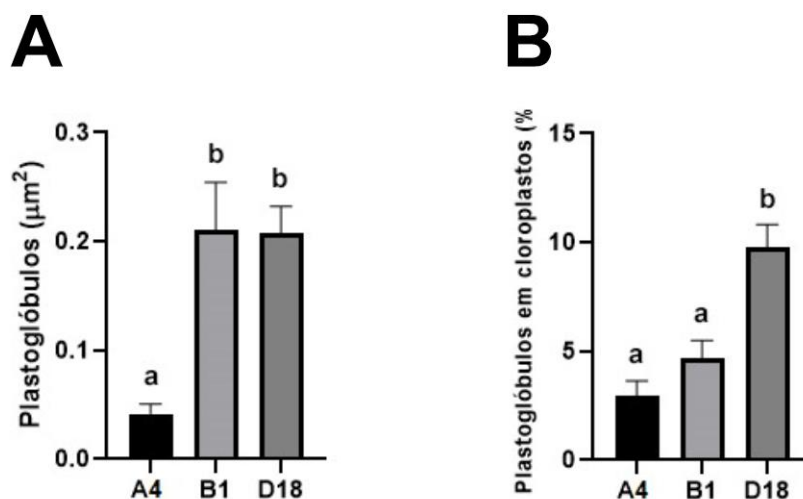


A análise morfométrica permitiu quantificar maior incidência de alterações celulares em células de *P. gymnospora* provenientes de B1 e D18 (Esquecidos e APA/REVIS) (Figura 491), indicado maior estresse celular nestes dois sítios mais próximos a Foz do Rio Doce do que nos mais distantes, A4 e A5 (PARNAM Abrolhos e adjacências). Nesse sentido, além das alterações na ultraestrutura (tilacóides desorganizados, estroma expandido, vesiculação), os cloroplastos de algas dos sítios B1 e 18 também sofreram alterações nos plastoglóbulos (Figura 491). Os plastoglóbulos são estruturas conhecidas por proteger membranas tilacóides contra estresse oxidativo gerado por fatores diversos (BRÉHÉLIN; KESSLER, 2008; VIDI et al., 2006), tais como estresse osmótico (EYMERY; REY, 1999; LOCY et al., 1996), alta irradiância luminosa (SZYMAŃSKA; KRUK, 2010) e privação de nitrogênio (GAUDE et al., 2007). No entanto, alterações similares às registradas nas amostras do sítio B1 e D18 (Esquecidos e APA/REVIS) têm sido associadas à exposição a Cd, Mn e outros elementos traço (COSTA et al., 2017; JIN et al., 2008; SANDALIO et al., 2001). Outras alterações nos cloroplastos (também em B1 e D18), tais como a variação de suas dimensões, podem tanto estar relacionadas à exposição a metais traço quanto a outros estressores (ELHITI et al., 2012; PARMAR et al., 2013; SALGADO et al., 2007; YING et al., 2010; WANG et al., 2011; WILD & WOLF, 1980). No entanto, o amplo conjunto de alterações na integridade celular de *P. gymnospora* nos sítios B1 e D18 é semelhante a alterações conhecidas em algas pardas (*Laminaria saccharina* e *P. gymnospora*) e decorrentes da contaminação por metais traço (AMADO FILHO et al., 1996; ANDRADE et al., 2002; ANDRADE et al., 2010; BRINKHUIS; CHUNG, 1986), indicando exposição e efeitos negativos da pluma oriunda do rompimento da barragem.

As mudanças ultraestruturais observadas em B1 e D18 apontaram para a necessidade de aprofundamento na temática celular, principalmente por terem sido mais evidentes nos sítios mais próximos a foz do rio Doce. Desta forma, estudos com abordagens microanalíticas (espectroscopia de energia dispersiva de raios-X, EDS) foram executados concomitantemente às análises ultraestruturais e morfométricas para avaliar a composição elementar subcelular das algas de A4, B1 e D18.



Figura 491: Médias e erro padrão das medidas de plastoglóbulo e percentual de plastoglóbulo em cloroplastos nas amostras de *Padina gymnospora* coletadas nos sítios A4, B1 e D18 em 2021. A – Área de plastoglóbulo. Amostras de A4 apresentaram menor área de plastoglóbulo em comparação à B1 e D18 ( $p < 0,05$ ). B – Percentuais de ocupação de plastoglóbulo em cloroplastos. Amostras de D18 com maior percentual médio em comparação à A4 e B1 ( $p < 0,05$ ).



A parede celular foi uma das estruturas sub-celulares mais investigadas, pois compreende uma matriz rica em polisacarídeos sulfatados e carboxilados, a qual lhe confere propriedades polianiónicas essenciais para a nucleação de cátions metálicos e subsequente mineralização, na forma de grânulos de dimensões nanométricas (AMADO-FILHO et al., 1996; SALGADO et al., 2005). Nas células de algas coletadas em A4 não foram observados grânulos metálicos nas paredes celulares (Figura 492 A e B), enquanto que nas amostras de D18 foram localizados pequenos grânulos eletrondensos mineralizados na camada superficial das paredes celulares externas (Figura 492 E). Em amostras do sítio B1, foram observadas nanopartículas eletrondensas adsorvidas a face externa da parede celular de *P. gymnospora* (Figura 492 C e D). A análise dos grânulos, por EDS, revelou que estes são compostos majoritariamente por Fe, com presença de Cr, Zn e As (Figura 492 H). A ocorrência de metais traço (Fe e demais) nos grânulos mineralizados pode estar relacionada à ocorrência destes elementos nas partículas sedimentares ferrosas encontradas aderidas ao talo das macroalgas da APA-REVIS (descrita no item 0). A distribuição dos grânulos metálicos na parede celular de *P. gymnospora* pôde ser melhor evidenciado a partir dos mapas elementares, nos quais é possível confirmar que ocorrem na camada mais superficial da parede externa de células corticais (Figura 493).

A composição, a morfologia e a distribuição dos grânulos nas células de algas coletadas mais próximas a foz do rio Doce foram similares aos padrões descritos em trabalhos que caracterizaram macroalgas como indicadores de poluição por metais tóxicos (ANDRADE; FARINA; AMADO FILHO, 2002; LEONARDI; VASQUEZ, 1999; SALGADO et al., 2005), representando evidências adicionais de efeitos negativos mais fortes, associados ao rompimento da barragem, nos sítios mais próximos à foz do rio Doce, especialmente na APA-REVIS.

Figura 492: Micrografias eletrônicas de transmissão de células do talo de *Padina gymnospora* coletadas nos sítios A4, B1 e D18 em 2021. A e B – células de algas coletadas em A4. C e D – células de algas coletadas em B1, com partículas aderidas à superfície da parede celular externa (C) e nanogrânulos eletrondensos dispersos (D). E e F – células de algas coletadas em D18 com grânulos nanométricos (cabeças de seta) mineralizados na camada superficial da parede celular (E). G e H – espectros de EDS de uma área da matriz da parede celular sem grânulos (G, sítio B1) e de grânulos da superfície da parede celular (sítio D18), onde Fe, Cr, Zn e As foram detectados (H). Os elementos Ni e Cu são provenientes da grade onde os cortes ultrafinos foram apoiados e da coluna do microscópio, respectivamente. Legenda: Parede celular (PC), meio extracelular (ME), cloroplastos (Clo), citoplasma (Cit), vacúolo (V), aparato de Golgi (G). Barras de escala: 500 nm (A), 800 nm (B), 2000 nm (C), 400 nm (D), 700 nm (E), 300 nm (F) e 800 nm (H).

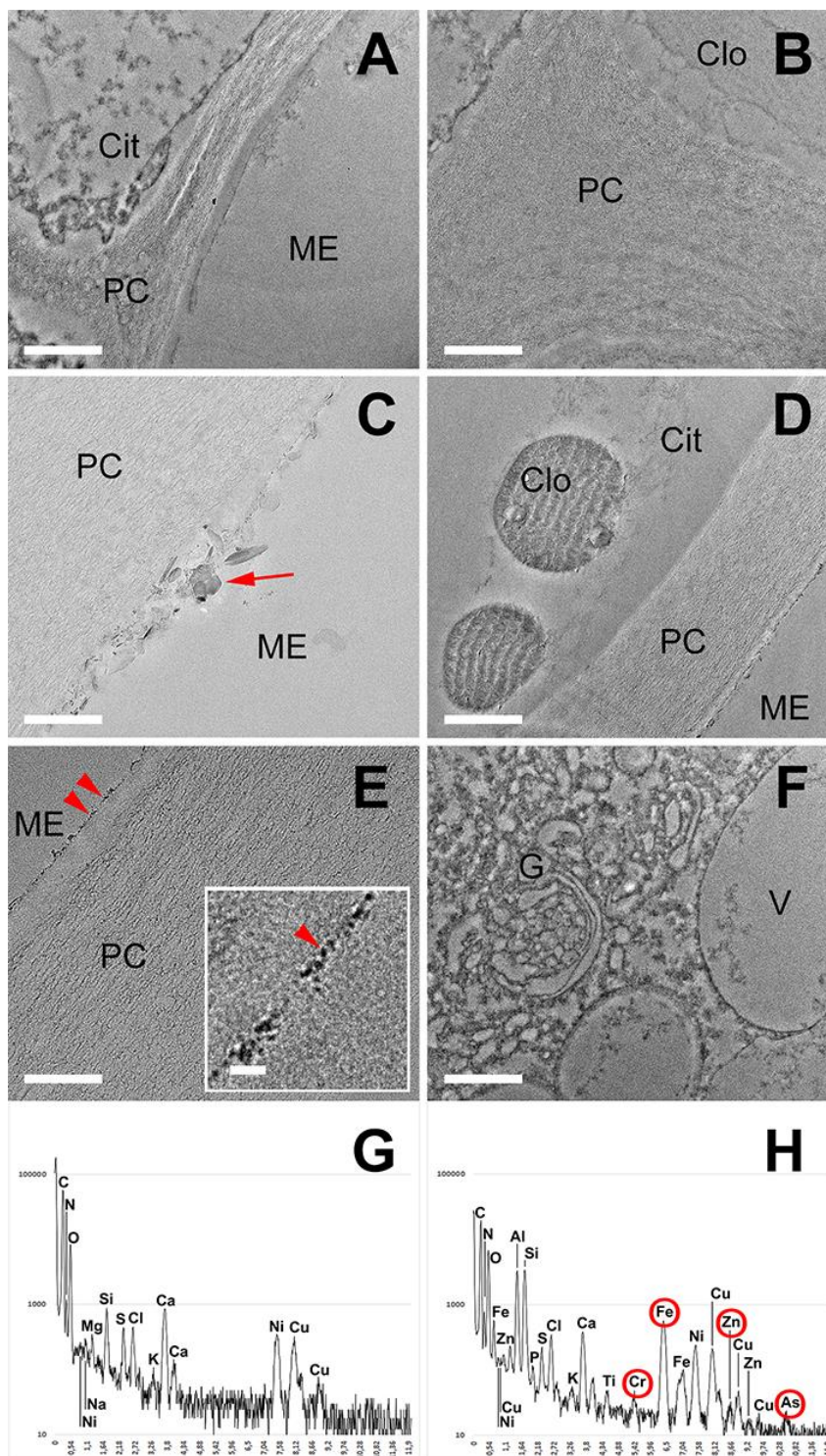
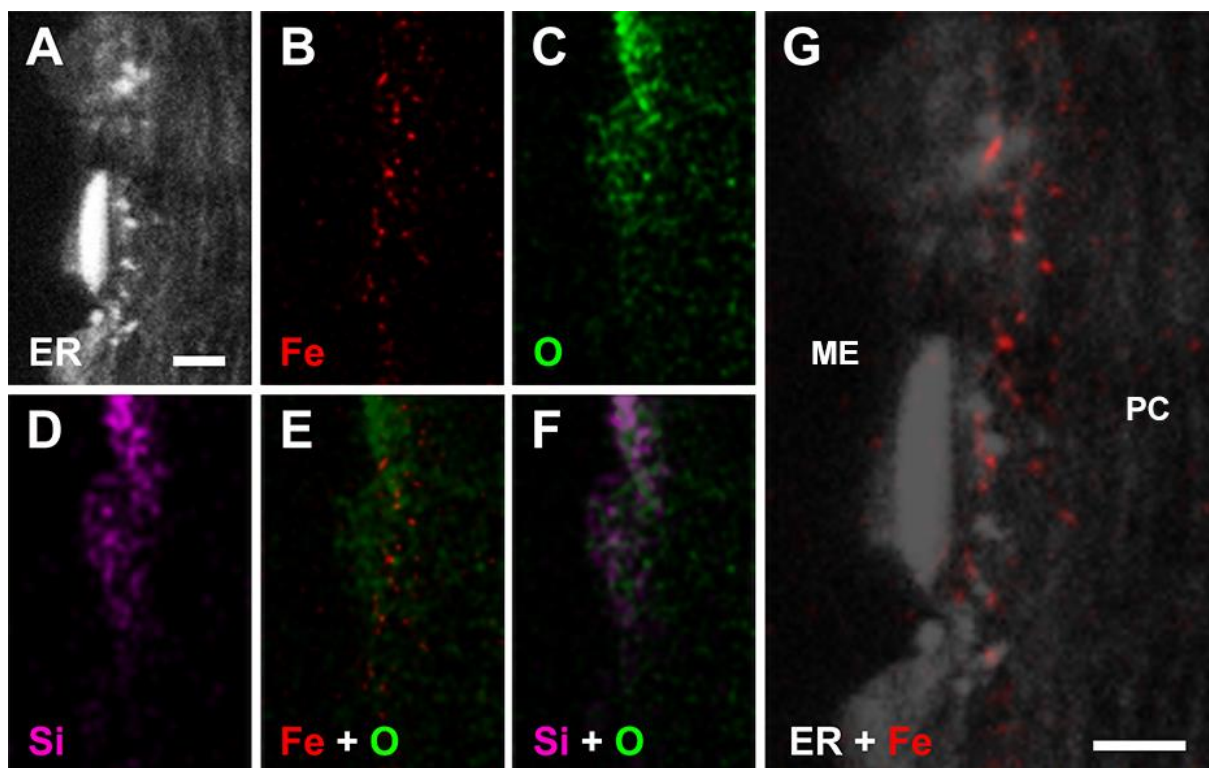


Figura 493: Mapas de distribuição elemental obtidos por espectroscopia de energia dispersiva de raios-X associada ao microscópio eletrônico de transmissão de alta resolução. Todas as imagens correspondem a uma mesma área da parede celular de *P. gymnospora* onde são apresentadas a imagem geral da amostra por HAADF (*high angle angular darfield*) (em A) e mapas das distribuições dos elementos Fe (B), O (C) e Si (D). E à F: Imagens compostas indicando a sobreposição dos elementos Fe e O (E), Si e O (F) e Fe com a imagem de HAADF (G). Barras = 40 nm.



#### Crescimento e contaminação de algas coralináceas incrustantes

As algas coralináceas incrustantes (CCA) biomineralizam  $\text{CaCO}_3$  principalmente na forma de calcita magnesiana (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008; FOSTER, 2001), ocorrendo aderidas ao substrato ou formando rodolitos (AMADO-FILHO et al., 2010, 2012, 2017; FOSTER, 2001). A região ao largo da foz do rio Doce, juntamente com a plataforma mais ao sul, na APA Costa das Algas, abriga bancos de rodolitos expressivos (HOLZ et al., 2020), em um *continuum* associado aos extensos bancos da plataforma de Abrolhos (veja Figura 326, Figura 328). Conhecer as taxas de crescimento das CCA formadoras de rodolitos é fundamental para reconhecer a heterogeneidade regional de um dos principais serviços ecossistêmicos fornecidos pelos bancos de rodolitos (biomineralização), bem como para avaliar possíveis efeitos do rompimento da barragem sobre esses organismos (e.g. incorporação de contaminantes no esqueleto carbonático).

Ao longo de 2020, analisamos ramos de seis rodolitos do tipo *maerl*, formados apenas por algas calcáreas, coletados em julho de 2019 nos sítios A5 (Abrolhos) e D8 (APA Costa das Algas), a 8 e 56 m de profundidade, respectivamente (n=3 por localidade). Os rodolitos do tipo *maerl* são frequentemente monoespecíficos e altamente ramificados, com ramos que chegam a 2 cm de comprimento. Essa característica é importante para estudos sobre taxas de crescimento e registros



geoquímicos, uma vez que um único ramo de 2 cm pode guardar registros climáticos de pelo menos 10 anos, mesmo sob taxas elevadas de crescimento (de 2 mm.ano<sup>-1</sup>).

As análises aqui apresentadas foram feitas com Microscopia Eletrônica de Varredura associada à espectroscopia de energia dispersiva de raios-X (MEV-EDS), utilizando um microscópio SEM-FEG Jeol JSM-7100F equipado com um detector EDS Oxford, do LabNano, do CBPF.

Uma vez que rodolitos do tipo *maerl* não foram encontrados no sítio B1, a estimativa da taxa de crescimento neste sítio foi baseada em protocolo alternativo com marcação pelo corante vital vermelho de alizarina, o qual apresenta afinidade pelo cálcio mineralizado (REIS et al., 2016). Para isso, rodolitos dos sítios A5 e B1 foram incubados com esse corante durante 24 h, em 2020, tendo permanecido no ambiente durante 1 ano. Após a incubação, os rodolitos foram coletados, secos e trazidos para o laboratório, onde foram seccionados para estimativa das taxas de crescimento no período 2020-2021.

### *Crescimento*

Taxas de crescimento de CCA podem ser acessadas através da razão Mg/Ca em bandas de crescimento (HALFAR et al., 2000; SLETTEN et al., 2017), a qual funciona como “proxy” da temperatura superficial do mar. A substituição endotérmica de Ca por Mg é maior sob maiores temperaturas (HETZINGER et al., 2011; LEA, 2003), implicando em alinhamento das razões Mg/Ca com ciclos anuais de temperatura e bandas de crescimento. As razões Mg/Ca aqui apresentadas foram obtidas por MEV-EDS no modo “line-scan” (escaneamento linear), com análises de pontos equidistantes (10 µm) desde o ápice até a base do ramo. Cada ponto gerou um espectro EDS com tempo de contagem de 20000 ms (duas varreduras de 10000 ms cada). A quantificação do Ca e Mg, processada no programa AZtec Live Oxford, correspondem ao percentual de peso atômico (*atomic weight %*) de cada elemento.

Foram registrados cinco ciclos verão-inverno nas amostras das duas áreas, correspondendo aos períodos de 2014-15, 2015-16, 2016-17, 2017-18 e 2018-19 (Figura 494, Figura 495, respectivamente). As taxas de crescimento anual (2014-19) nas amostras de A5 (Abrolhos) e D8 (APA Costa das Algas) variaram entre 462,5-1240 e 260-340 µm.ano<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 497). Esses valores estão dentro das taxas de crescimento conhecidas para CCAs formadoras de rodolitos (50-2700 µm.ano<sup>-1</sup>) (BLAKE; MAGGS, 2003; BÖHM et al., 1978; FRANTZ et al., 2005; PAYRI, 1995; WILSON et al., 2004), sendo que AMADO-FILHO et al. (2012) registraram taxas de crescimento entre 1000 e 1500 µm.ano<sup>-1</sup> para a região de Abrolhos, congruentes com os valores aqui apresentados.

As médias dos crescimentos foram menores em D8 do que em A5 (286,7 e 734,2 µm.ano<sup>-1</sup>, respectivamente) (Figura 498). Tal diferença pode estar associada à quantidade de luz que alcança o fundo, ou seja, à interação entre profundidade e turbidez. As taxas de crescimento em A5 e D8 variaram entre 450-1400 e 462,5-1200 µm.ano<sup>-1</sup> (anteriores ao rompimento) e entre 250-500 e 250-300 µm.ano<sup>-1</sup> (posteriores), respectivamente. Os rodolitos incubados com vermelho de alizarina foram seccionados de forma a permitir a visualização de ramos de CCA, onde as bandas em tom vináceo correspondem à marcação com o corante (Figura 496). As médias de crescimento anual nos sítios A5 e B1 foram semelhantes, correspondendo a 473 (± 340) e 302 (± 209) µm.ano<sup>-1</sup>.

Figura 494: Razão Mg/Ca em um dos ramos de rodolitos analisados (sítio A5), evidenciando ciclos definidos de verão-inverno (2019- 2014). Abaixo, imagem de MEV do ramo analisado, com uma linha pontilhada indicando o caminho do feixe de elétrons da análise por EDS.

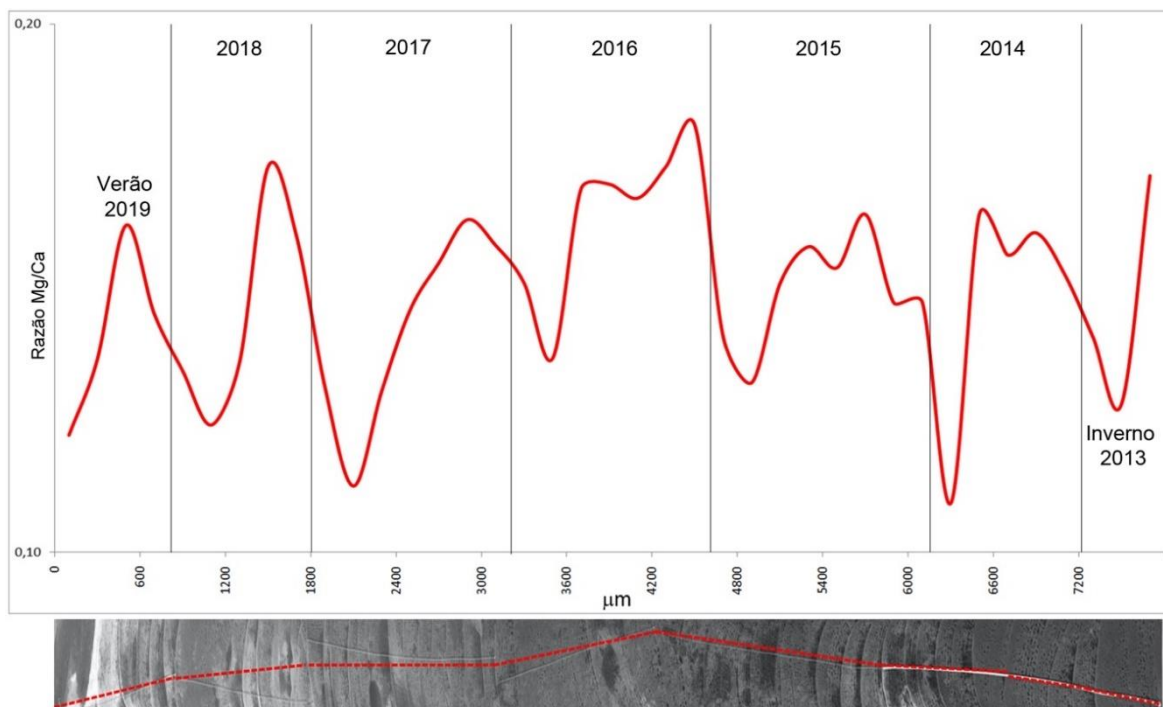


Figura 495: Razão Mg/Ca em um dos ramos de rodolitos analisados (sítio D8), evidenciando ciclos definidos de verão-inverno (2019- 2013). Abaixo, imagem de MEV do ramo do analisado, com linha pontilhada indicando o caminho do feixe de elétrons para a análise linear por EDS.

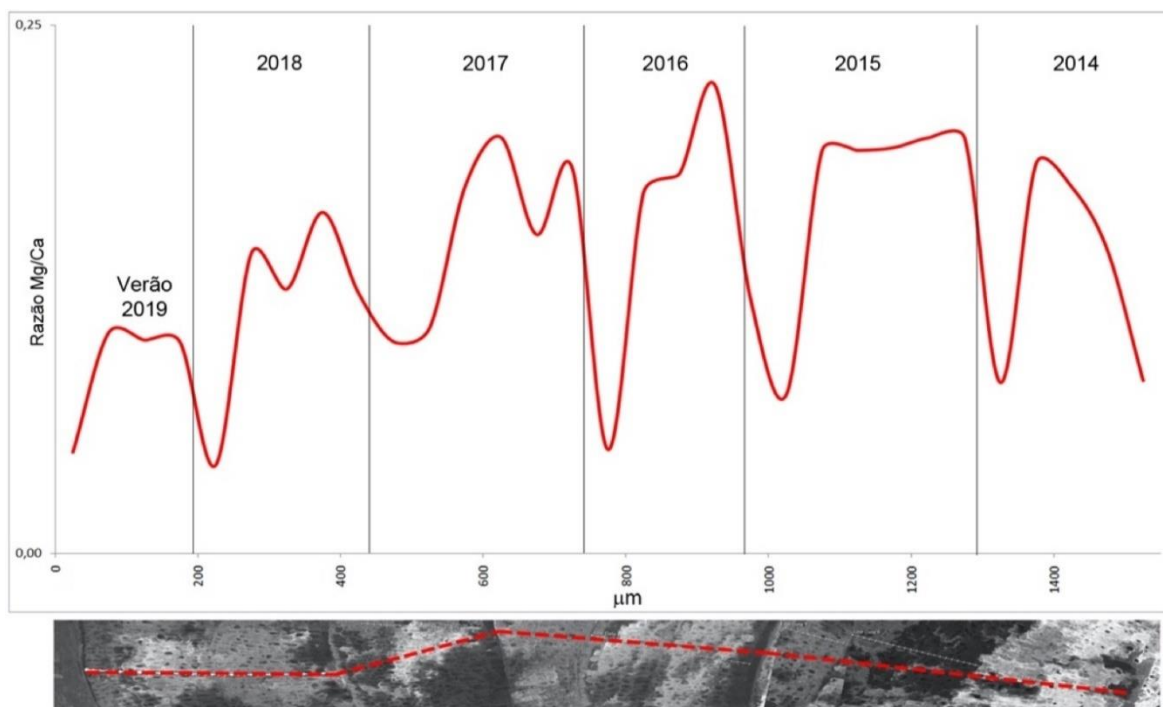


Figura 496: Secções longitudinais de ramos de CCA de rodolitos incubados com vermelho de alizarina nos sítios A5 (A-C) e B1 (D-F) um ano após a incubação com o corante, indicando o crescimento após a incubação. Barra= 0,4 mm.

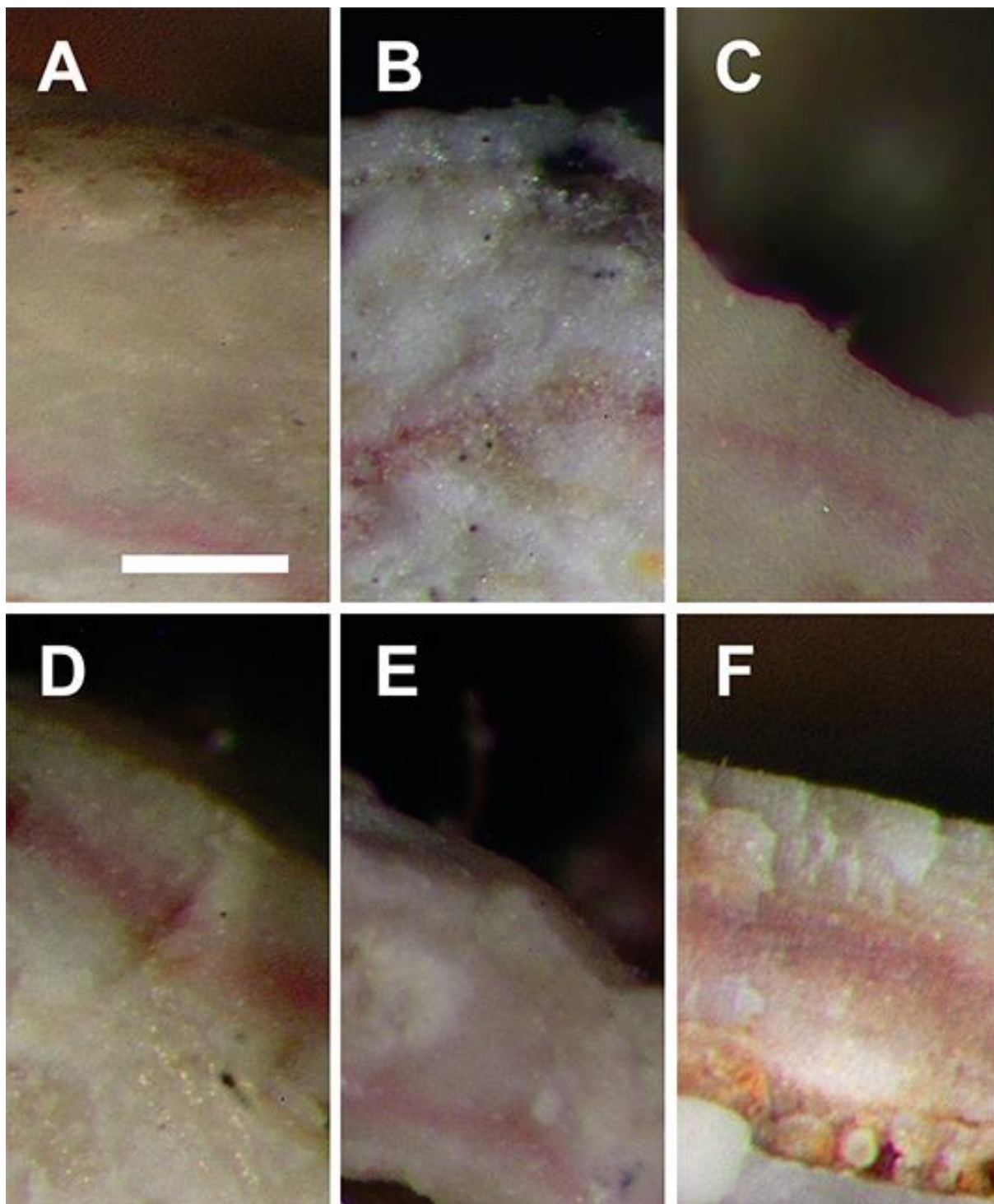




Figura 497: Crescimento anual de cada um dos três ramos de rodolitos dos sítios A5 (círculos pretos) e D8 (quadrados vazados), nos períodos 2014-2015, 2015-2016, 2016-2017, 2017-2018, 2018-2019. Variações médias representadas pelas linhas azul (A5) e vermelha (D8).

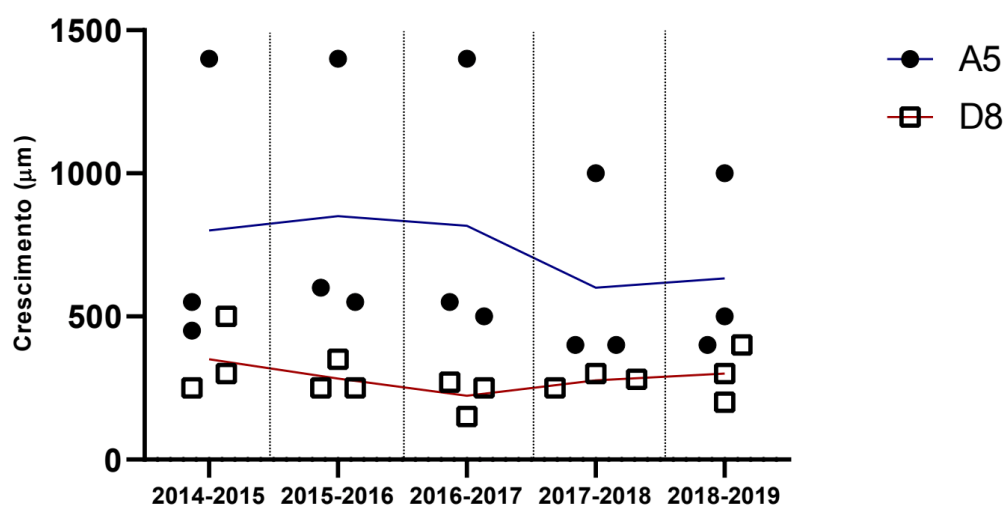
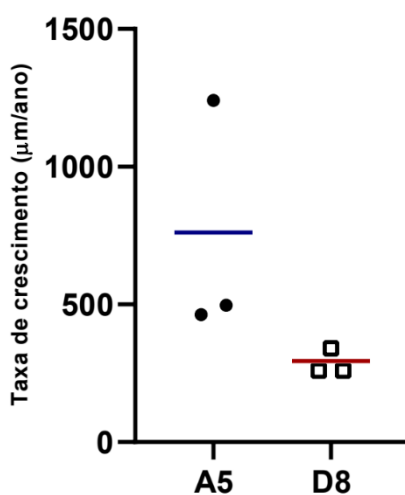


Figura 498: Taxas de crescimento anuais de cada um dos ramos coletados em A5 (círculos pretos) e D8 (quadrados vazados). Médias representadas pelas linhas azul (A5) e vermelha (D8).



### Contaminação em CCA

A possível contaminação por elementos traço oriundos do rompimento da barragem em algas calcárias incrustantes foi acessada através de MEV-EDS, utilizando tanto a abordagem “line-scan” quanto uma abordagem semi-quantitativa, no modo pontual (i.e., análise de um ponto específico). Foram obtidos 10 espectros por ramo, totalizando 30 espectros por amostra. A cronologia usada para estratificação das amostras (i.e. Antes vs Depois do rompimento) foi determinada conforme descrito no item anterior.

Nos sítio A5 (Abrolhos), a discriminação das partes dos ramos formadas antes do rompimento abrangeu ~2800 µm de distância do ápice (~2700 µm após o evento) (Figura 499), ao passo que, no sítio D8 (APA Costa das Algas), essa distância foi de ~1200 µm (~ 1000 µm após o evento) (Figura 500).

Para o sítio A5, as amostras correspondentes ao período anterior ao evento apresentaram os elementos C, Na, Mg, Al, Si, Sr, P, S, Cl e K (além de Ca), sendo que Cr, Fe e Cu só foram detectados no estrato posterior ao evento (Figura 499). Para o sítio D8 as porções correspondentes ao período anterior ao evento também contiveram C, Na, Mg, Al, Si, Sr, P, S, Cl, K, com detecção de Cr, Fe, Mn e Cu em todos os espectros correspondentes ao período posterior ao rompimento (Figura 500). O conjunto dos resultados aponta para contaminação subletal por elementos traço associados ao rompimento da barragem, tanto na área D (APA Costa das Algas) quanto na Área A (PARNAM dos Abrolhos e adjacências)

Figura 499: Imagens de microscopia eletrônica de varredura da porção mais próxima do ápice do ramo (após o rompimento da barragem) de rodólito coletado no sítio A5 (Abrolhos). A) imagem da porção crescida após o evento com a análise de "line-scan" (transecto) indicada pela linha pontilhada vermelha. B) Imagem da porção do ramo crescida após o evento aonde foi realizada a análise pontual, representada pela cruzeta vermelha. Os gráficos representam exemplos de espectros de EDS (C e D) de diferentes locais do ramo amostrados na seção pós-rompimento, evidenciando anomalias de Cu, Fe e Cr.

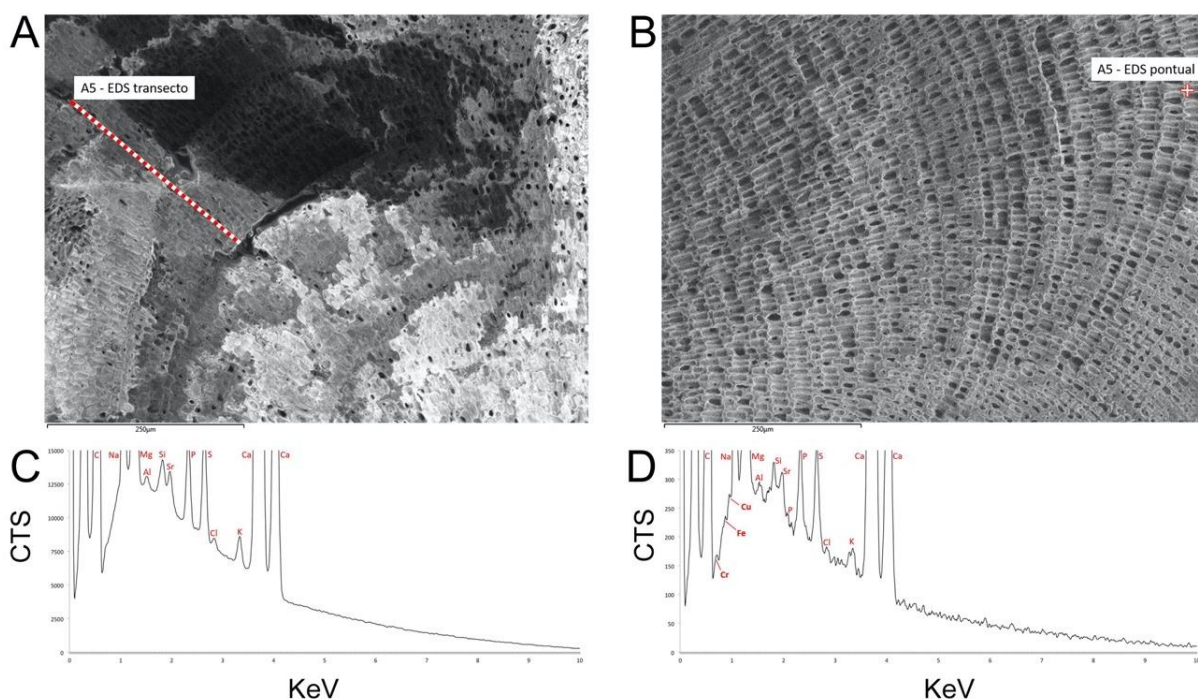
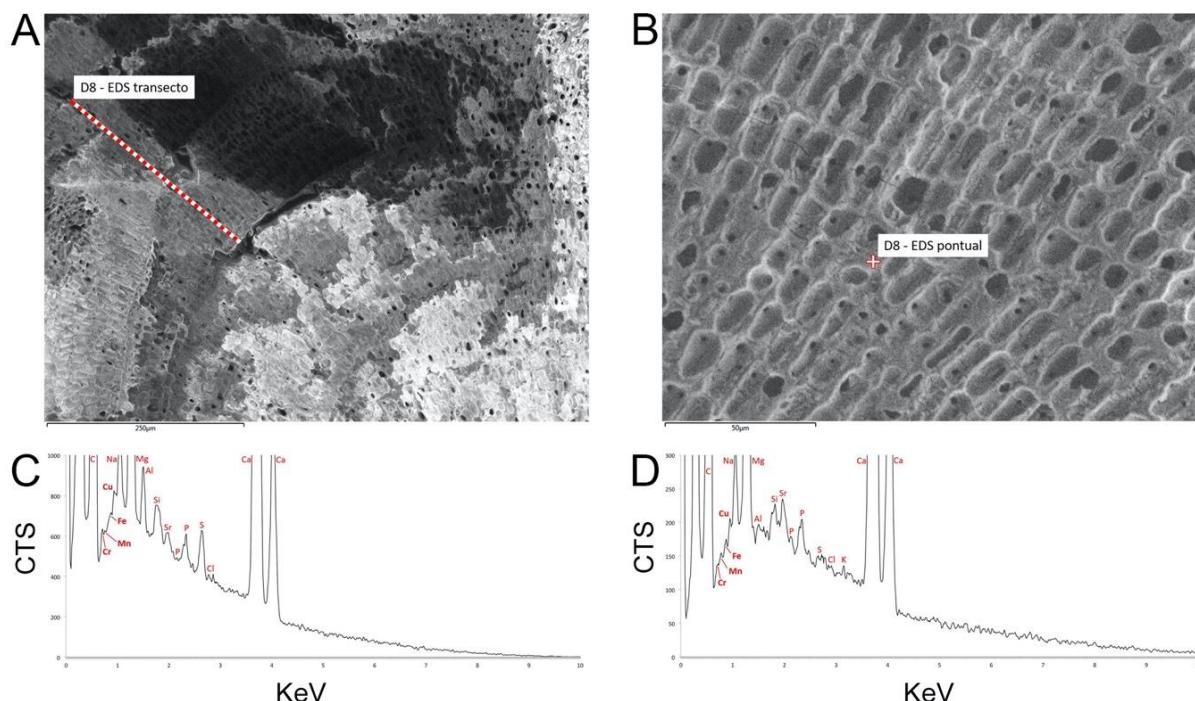


Figura 500: Imagens de microscopia eletrônica de varredura da porção mais próxima do ápice do ramo (após o rompimento da barragem) de rodolito coletado no sítio D8 (APA Costa das Algas). A) imagem da porção crescida após o evento com a análise de "line-scan" indicada pela linha pontilhada vermelha. B) Imagem de uma porção do ramo crescida após o evento aonde foi realizada a análise pontual, representada pela cruzeta vermelha. Os gráficos representam exemplos de espectros de EDS (C e D) de diferentes locais do ramo amostrados na seção pós-rompimento, evidenciando anomalias de Cu, Mn, Fe e Cr.



Rodolitos têm sido apontados como indicadores ambientais de contaminação por  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  e  $\text{Co}^{2+}$ , entre outros elementos (DARRENOUGUE et al., 2018). Contudo, ainda não está bem elucidado se (ou quanto) esses elementos são incorporados na estrutura cristalina do esqueleto carbonático, ou se ficam retidos em espaços intercelulares. No caso das CCA, existe a possibilidade de grânulos micro ou nanoscópicos de sedimentos ficarem presos entre o substrato e as crostas da alga (WALKER; MOSS, 1984). No presente estudo, não registramos sedimentos aprisionados, mesmo em imagens de alta magnificação, uma vez que os fragmentos analisados corresponderam a ramos compostos somente por CCA e sem interrupções de crescimento, indicando incorporação dos contaminantes na matriz mineral das algas. As modificações na composição elementar foram detectadas tanto nas análises pontuais quanto na varredura linear. Os contrastes Antes-Depois aqui apresentados são similares aos descritos em um estudo sobre o impacto da mineração às margens de um rio da Nova Caledônia (DARRENOUGUE et al., 2018).

Na região impactada pelo rompimento da barragem, GOLDER (2017) detectou íons de Fe, Ni e Mn, tanto na lama de rejeitos quanto ao longo do curso do rio Doce, em locais não afetados pelo rompimento. Embora determinados elementos possam ser carregados para o mar sem estarem diretamente relacionados com o rompimento da barragem, como argumenta GOLDER (2017), ressaltamos que as anomalias nas concentrações de Cr, Fe, Mn e Cu só ocorreram nas seções das

CCAs que correspondem ao período posterior ao evento. Esse resultado é congruente com a caracterização dos sedimentos ferrosos aprisionados nas cavidades dos rodolitos (veja item 0), nos quais também foram detectados Mn, Cr, Fe e Cu, indicando que estes sedimentos representam importante via de contaminação dos organismos mineralizadores de carbonato de cálcio. Além disso, os resultados aqui apresentados indicam que a extensão da contaminação é vasta, abrangendo desde as áreas mais próximas da foz do rio Doce até os bancos de rodolitos adjacentes ao PARNAM dos Abrolhos, na Área A ("controle") (veja também item 0), conforme apontado por CARDOSO et al., 2022). A contaminação por metais, especialmente em organismos calcificadores de calcita magnesiana, tais com as CCA, pode aumentar a fragilidade da estrutura cristalina, levando ao aumento da bioerosão (CHERCHI et al., 2012), podendo, em última instância, comprometer a estabilidade dos bancos de rodolitos.

#### Taxas de crescimento e contaminação de corais

As análises desse componente do subprojeto, especialmente aquelas com foco nas taxas de crescimento, não progrediram conforme nossas expectativas iniciais, em função da pandemia, do contingenciamento na execução e da equipe reduzida. No entanto, os resultados obtidos até 2020 e aqui reapresentados fornecem um panorama regional sobre as variações intra e inter-específicas no crescimento de três espécies de corais, *Mussismilia braziliensis*, *Siderastrea* sp. e *Montastraea cavernosa*. Além disso, uma parte importante dos resultados sobre a presença de elementos traço associados ao rompimento da barragem no esqueleto de corais, apresentados preliminarmente no relatório anterior, foi publicada (CARDOSO et al. 2022).

Corais escleractíneos são organismos longevos de crescimento lento e contínuo processado através da deposição de esqueletos aragoníticos de  $\text{CaCO}_3$ . A calcificação possui íntima relação com o metabolismo dos corais e pode ser influenciada por variações na disponibilidade de nutrientes e nas condições físico-químicas da água (e.g. turbidez, temperatura e poluição; LOUGH; BARNES, 2000; FABRICIUS, 2005). Essas alterações podem afetar o crescimento vertical das colônias (extensão linear) e são identificáveis através do estudo das bandas de crescimento (LOUGH; COOPER, 2011). Durante o processo de calcificação, marcadores isotópicos e geoquímicos do entorno são incorporados no esqueleto, o que qualifica os corais que formam bandas anuais como potenciais arquivos do clima e das condições locais, incluindo atividades antropogênicas (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). A precipitação da aragonita é biologicamente controlada e ocorre logo abaixo do tecido aboral, em local semifechado e controlado. Portanto, além das características físico-químicas dos elementos, efeitos vitais (e.g. taxa de crescimento) e espécie-específicos podem influenciar as vias de incorporação (SADLER et al., 2014). As principais vias conhecidas são a substituição de íons de  $\text{Ca}^{+2}$  (e.g.  $\text{Sr}^{+2}$ ,  $\text{Ba}^{+2}$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ), o trapeamento de material particulado em poros do esqueleto (e.g. Fe, Cr), a adsorção em superfícies esqueléticas (e.g. Fe, Pb, Zn), ou a incorporação de complexos de matriz orgânica (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). Alguns elementos incorporados covariam com parâmetros específicos da água do mar, como temperatura (Sr, U, Mg), sedimentação (Ba, Y) e poluição (Cd, Cr, Fe, Pb, V, Zn), e permitem acessar mudanças nesses parâmetros ao longo do tempo.



### *Taxas de crescimento*

Foram analisadas 16 colônias de corais coletadas na região potencialmente afetada pelo rompimento da barragem, incluindo *Mussismilia braziliensis* (n= 8, MUSBR), *Siderastrea* sp. (n= 6, SIDSP) e *Montastraea cavernosa* (n= 2, MONCA). As amostras foram obtidas em 2 sítios da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), Pedra de Leste (A1, n= 8; profundidade 4 m) e Parcel dos Abrolhos (A3, n= 8; 7 m) (veja Figura 501).

Para acessar o bandejamento, os corais foram cortados longitudinalmente ao eixo de crescimento e radiografados com equipamento XRAD VET-300 acoplado a um digitalizador AGFA CR10X (59Kv, 10mAs, 100F, 0.1s de exposição e distância de 1m objeto-fonte). As imagens foram processadas no programa *Coral X-radiograph Densitometry System* (Coral XDS) (HELMLE; KOHLER; DODGE, 2002) e os limites de cada banda foram determinados a partir da média de máximos e mínimos das densidades óticas adjacentes (técnica *Half-Range*). A cronologia foi determinada por contagem regressiva de pares de bandas, a partir da data de coleta. A formação de cada banda dura aproximadamente 6 meses, sendo que bandas de alta (HD) e baixa (LD) densidade são formadas entre dezembro e maio (maiores temperaturas) e entre junho e novembro (menores temperaturas), respectivamente (DÁVALOS-DEHULLU; HERNÁNDEZ-ARANA; CARRICART-GANIVET, 2008; EVANGELISTA et al., 2018; KIKUCHI; OLIVEIRA; LEÃO, 2013). As imagens de raio-X revelaram as bandas e permitiram determinar as taxas de crescimento vertical (extensão linear) de todas as colônias (Figura 340). As colônias apresentaram idades distintas, em especial as de *M. braziliensis*, que variaram entre 11 (MUBR3\_PL) e 89 (MUBR3\_PB) anos.

O crescimento (espécies e colônias) foi investigado e comparado por meio da análise de Agrupamento Hierárquico ("cluster"), utilizando o método de Ward e distância Euclidiana. A contribuição de cada banda para o crescimento total e o efeito da temperatura e turbidez no crescimento foram avaliados por 2 abordagens: 1) investigando diferenças entre espécies e as variáveis que afetam o crescimento, com uso de PERMANOVA; e 2) identificando quais colônias apresentaram efeito (temperatura e turbidez), indicando o sinal do efeito (+ ou -) e o momento da série temporal no qual ele foi observado, através de um Modelo Linear Dinâmico (MLD; WEST; HARRISON, 2006). A PERMANOVA foi baseada em uma matriz de similaridade de distância Euclidiana, 9.999 permutações e fatores fixos, tendo sido utilizada para explorar contrastes espaciais (A1 vs A3) e temporais. Nos contrastes temporais, dividimos os dados em antes (janeiro de 2005 a junho de 2015) e depois (a partir de julho de 2015) do rompimento da barragem. As análises foram realizadas no ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018) e no programa PRIMER v.6, sem transformações. Os valores estão apresentados como média  $\pm$  erro padrão. Dados mensais de temperatura da água (noturno 11 $\mu$ ) e turbidez (Kd490) foram obtidos por sensoriamento remoto, conforme descrito em documentos acessórios, desde o primeiro ano da série disponível (2004), em resolução espacial de 4 km, num raio de 10 km ao redor de cada sítio. Os valores médios mensais foram agrupados de acordo com os períodos de formação das bandas.

A PERMANOVA discriminou as bandas LD e HD em *M. braziliensis* e *M. cavernosa* (

Tabela 69) e o MLD destacou quais colônias apresentaram essa diferenciação (Figura 502). Além disso, a PERMANOVA indicou maior contribuição das bandas LD (i.e. maior crescimento em baixa densidade, sob menores temperaturas) nas amostras MUBR1\_PL, MUBR2\_PL e MONCA1\_PL. O MDL, menos permissivo, identificou esse efeito apenas em MUBR2\_PL. A PERMANOVA também aponta para a temperatura como variável que mais explica a variação no crescimento ( $>$  Pseudo-F) e indica que turbidez e temperatura, juntas, influenciaram apenas o crescimento de *M. braziliensis* no sítio A1, Pedra de Leste (Tabela 70). As diferenças entre sítios, para *M. braziliensis* (Pseudo-F = 7,9;  $p < 0,05$ ), ressaltam a influência do local no crescimento desta espécie. Essas idiossincrasias foram confirmadas com o MLD, que identificou influências positivas da turbidez (Tabela 69) e negativas da temperatura (Tabela 70) em MUBR1\_PL, MUBR2\_PL e MUBR1\_PB (Figura 503, Figura 504). A diferença entre bandas corrobora a ideia de que o crescimento de *M. braziliensis* está relacionado com períodos de maior e menor temperatura/turbidez. O maior (menor) crescimento durante períodos de alta turbidez (temperatura) reflete características adaptativas de *M. braziliensis*, como morfologia e limites de tolerância. O efeito negativo da temperatura sobre o crescimento sugere menor tolerância a períodos de maior temperatura e irradiância, e dialoga com a prevalência de colônias branqueadas registrada em A1, entre 2015-16 (TEIXEIRA et al., 2019). Com isso, o aumento na nutrição heterotrófica e a diminuição na irradiância durante períodos de maior turbidez são possíveis processos favoráveis ao crescimento de *M. braziliensis* (e.g. FERRIER-PAGÈS et al., 2003; HOULBRÈQUE et al., 2004). Nas demais espécies, apenas uma colônia de *Siderastrea* sp. apresentou efeito negativo da turbidez (SIDSP1\_PB), responsável pela diferença entre esta e as outras colônias (ID,  $p < 0,05$ ).



Figura 501: Pontos de coleta para os estudos de crescimento (círculos sólidos pretos) e de contaminação (estrela vermelha) em corais. A colônia usada no estudo de contaminação foi coletada em local mais livre de influência das plumas costeiras.

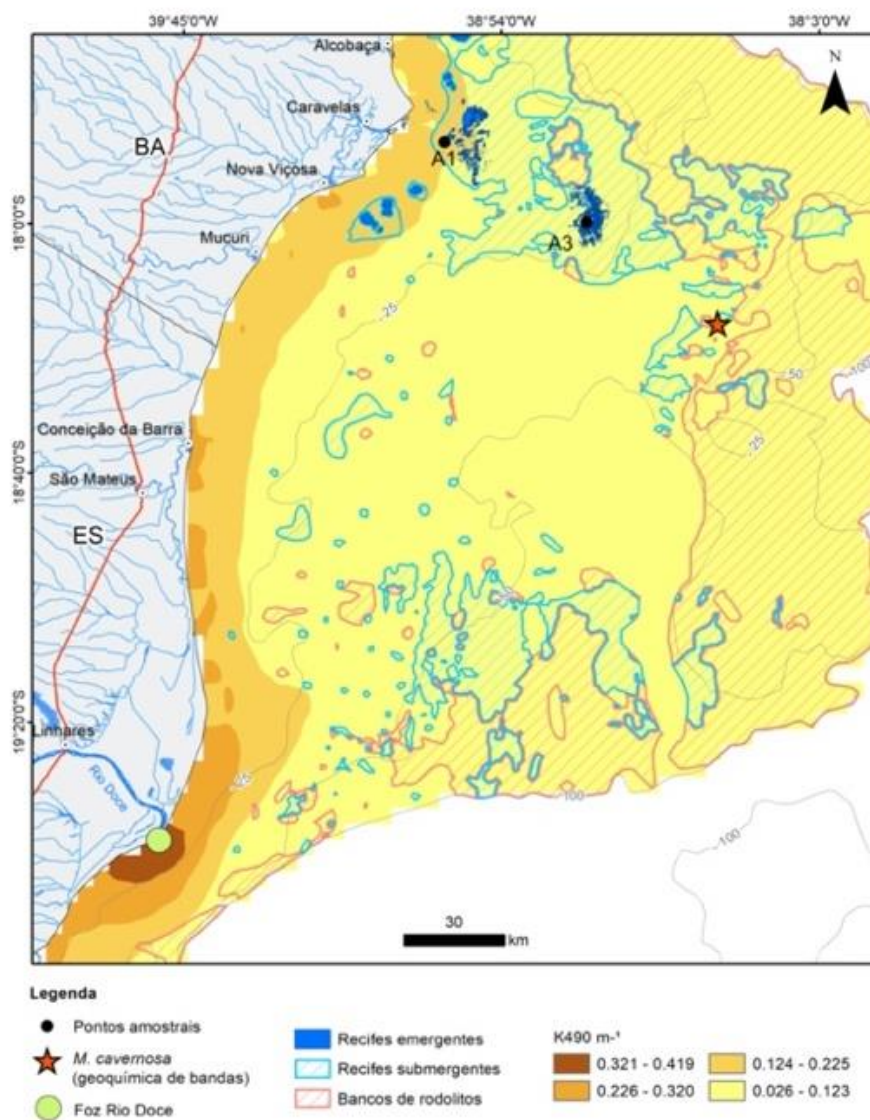


Tabela 68: Variáveis do crescimento das colônias dos corais *Mussismilia braziliensis* (MUSBR), *Siderastrea* sp. (SIDSP) e *Montastraea cavernosa* (MONCA).

| ID  | Idade (anos) | Período de crescimento | Taxa de crescimento (cm.ano <sup>-1</sup> ) |
|---|--------------|------------------------|---|
| MUSBR1_PL (Pedra de Leste, sítio A1)      | 44           | 1973-2017              | 0,67 ± 0,027                                |
| MUSBR2_PL (Pedra de Leste, sítio A1)      | 72           | 1943-2015              | 0,75 ± 0,01                                 |
| MUSBR3_PL (Pedra de Leste, sítio A1)      | 11           | 2002-2013              | 0,49 ± 0,021                                |
| MUSBR4_PL (Pedra de Leste, sítio A1)      | 13           | 2000-2013              | 0,48 ± 0,020                                |
| MUSBR1_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3) | 46           | 1971-2017              | 0,99 ± 0,039                                |
| MUSBR3_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3) | 89           | 1926-2015              | 0,69 ± 0,012                                |
| MUSBR4_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3) | 22           | 1991-2013              | 0,46 ± 0,024                                |
| MUSBR5_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3) | 13           | 2000-2013              | 0,67 ± 0,027                                |
| SIDSP1_PL (Pedra de Leste, sítio A1)      | 32           | 1985-2017              | 0,18 ± 0,006                                |
| SIDSP2_PL (Pedra de Leste, sítio A1)      | 78           | 1939-2017              | 0,18 ± 0,002                                |
| SIDSP3_PL (Pedra de Leste, sítio A1)      | 23           | 1992-2015              | 0,16 ± 0,008                                |
| SIDSP1_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3) | 27           | 1990-2017              | 0,21 ± 0,009                                |
| SIDSP2_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3) | 29           | 1986-2015              | 0,25 ± 0,012                                |
| SIDSP3_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3) | 35           | 1984-2018              | 0,23 ± 0,013                                |
| MONCA1_PL (Pedra de Leste, sítio A1)      | 34           | 1983-2017              | 0,20 ± 0,002                                |
| MONCA1_PB (Parcel dos Abrolhos, sítio A3) | 32           | 1985-2017              | 0,15 ± 0,005                                |

Tabela 69: Resultado da PERMANOVA usada para explorar as fontes de variabilidade no crescimento das três espécies de corais (Banda e Arco – A1 e A3). GL: graus de liberdade, SQ: soma dos quadrados (SQ), ECV: porcentagem de variação dos componentes. MUBR = *Mussismilia braziliensis*. MONCA = *Montastraea cavernosa*. SIDSP = *Siderastrea* sp.

| Espécie | Fonte    | GL  | SQ    | ECV   | Pseudo-F | p      |
|---------|----------|-----|-------|-------|----------|--------|
| MUBR    | Banda    | 1   | 13,34 | 35,65 | 59,04    | 0,0001 |
|         | Arco     | 1   | 0,61  | 16,86 | 27,16    | 0,0001 |
|         | Resíduos | 733 | 16,56 | 2,26  |          |        |
|         | Total    | 735 |       |       |          |        |
| MONCA   | Banda    | 1   | 169,5 | 1,34  | 14,11    | 0,0006 |
|         | Arco     | 1   | 19,01 | 1,87  | 15,82    | 0,0001 |
|         | Resíduos | 233 | 1,20  | 1,20  |          |        |
|         | Total    | 235 |       |       |          |        |
| SIDSP   | Banda    | 1   | 5,28  | 4     | 0,347    | 0,55   |
|         | Arco     | 1   | 0,10  | -0,04 | 67,02    | 0,0001 |
|         | Resíduos | 503 | 15,21 |       |          |        |
|         | Total    | 505 |       |       |          |        |

Tabela 70: Sumário da PERMANOVA usada para explorar a influência das variáveis ambientais no crescimento dos corais e a variação entre colônias (ID). GL: graus de liberdade, SQ: soma dos quadrados (SQ). Códigos das espécies como acima.

| PEDRA DE LESTE (A1) |       |    |      |       |          |        | PARCEL DOS ABROLHOS (A5) |       |          |        |
|---------------------|-------|----|------|-------|----------|--------|--------------------------|-------|----------|--------|
|                     | Fonte | GL | SQ   | ECV   | Pseudo-F | p      | GL                       | SQ    | Pseudo-F | p      |
| <b>M</b>            | KD    | 1  | 0,2  | 24,3  | 15       | 0,0004 | 1                        | 321   | 2,7      | 0,0998 |
| <b>U</b>            | SST   | 1  | 0,6  | 87,9  | 42,4     | 0,0001 | 1                        | 72,6  | 0,6      | 0,4317 |
| <b>B</b>            | ID    | 3  | 0,1  | 48,7  | 7,9      | 0,0001 | 3                        | 0,1   | 12,6     | 0,0001 |
| <b>R</b>            | Res.  | 86 |      |       |          |        | 86                       | 116,8 |          |        |
|                     | Total | 91 |      |       |          |        | 91                       |       |          |        |
| <b>M</b>            | KD    | 1  | 0,1  | -0,2  | 1,6      | 0,9    | 1                        | 2,22  | 0,6      | 0,42   |
| <b>O</b>            | SST   | 1  | 19,4 | 0,5   | 2,9      | 0,1    | 1                        | 0,01  | 38,5     | 0,95   |
| <b>N</b>            | ID    | 0  | -    | -     | -        | -      | 0                        | -     | -        | -      |
| <b>C</b>            |       |    |      |       |          |        |                          |       |          |        |
| <b>A</b>            | Res.  | 25 |      |       |          |        | 25                       | 3,28  |          |        |
|                     | Total | 27 |      |       |          |        | 27                       |       |          |        |
| <b>S</b>            | KD    | 1  | 3,1  | -0,05 | 0,3      | 0,53   | 1                        | 5,8   | 0,3      | 0,55   |
| <b>I</b>            | SST   | 1  | 18,3 | 0,01  | 2,3      | 0,13   | 1                        | 0     | 0,6      | 0,99   |
| <b>D</b>            | ID    | 2  | 3,5  | -0,16 | 0,4      | 0,65   | 2                        | 10,8  | 67,7     | 0,002  |
| <b>S</b>            |       |    |      |       |          |        |                          |       |          |        |
| <b>P</b>            | Res.  | 75 |      |       |          |        | 77                       |       |          |        |
|                     | Total | 79 |      |       |          |        | 81                       |       |          |        |

Figura 502: Modelo linear dinâmico mostrando o efeito das bandas de baixa (LD) e alta (HD) densidade no crescimento dos corais. Comparação par-a-par entre colônias com características semelhantes e sítios distintos. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho.

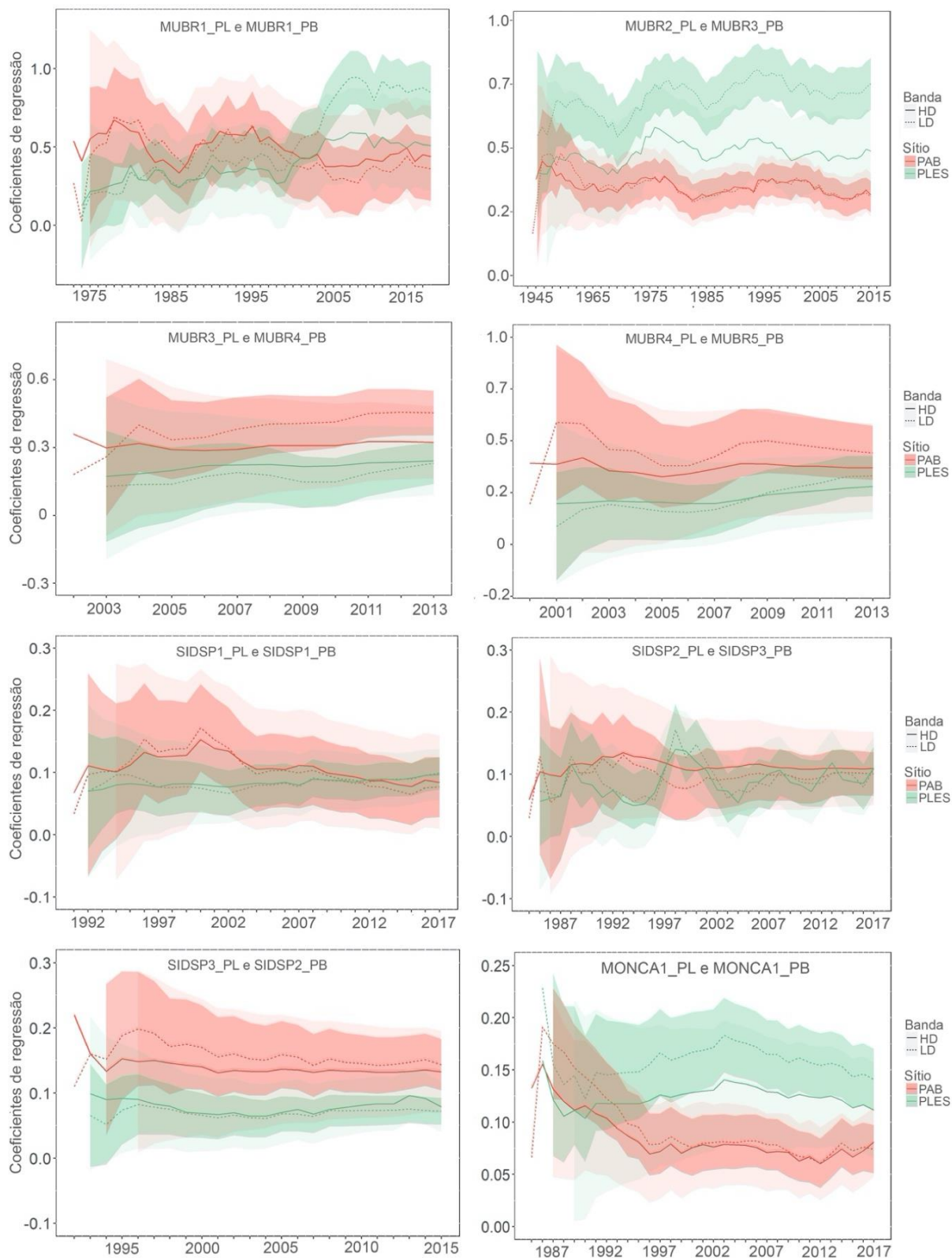




Figura 503: Efeito da turbidez (Kd490) no crescimento dos corais. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho.

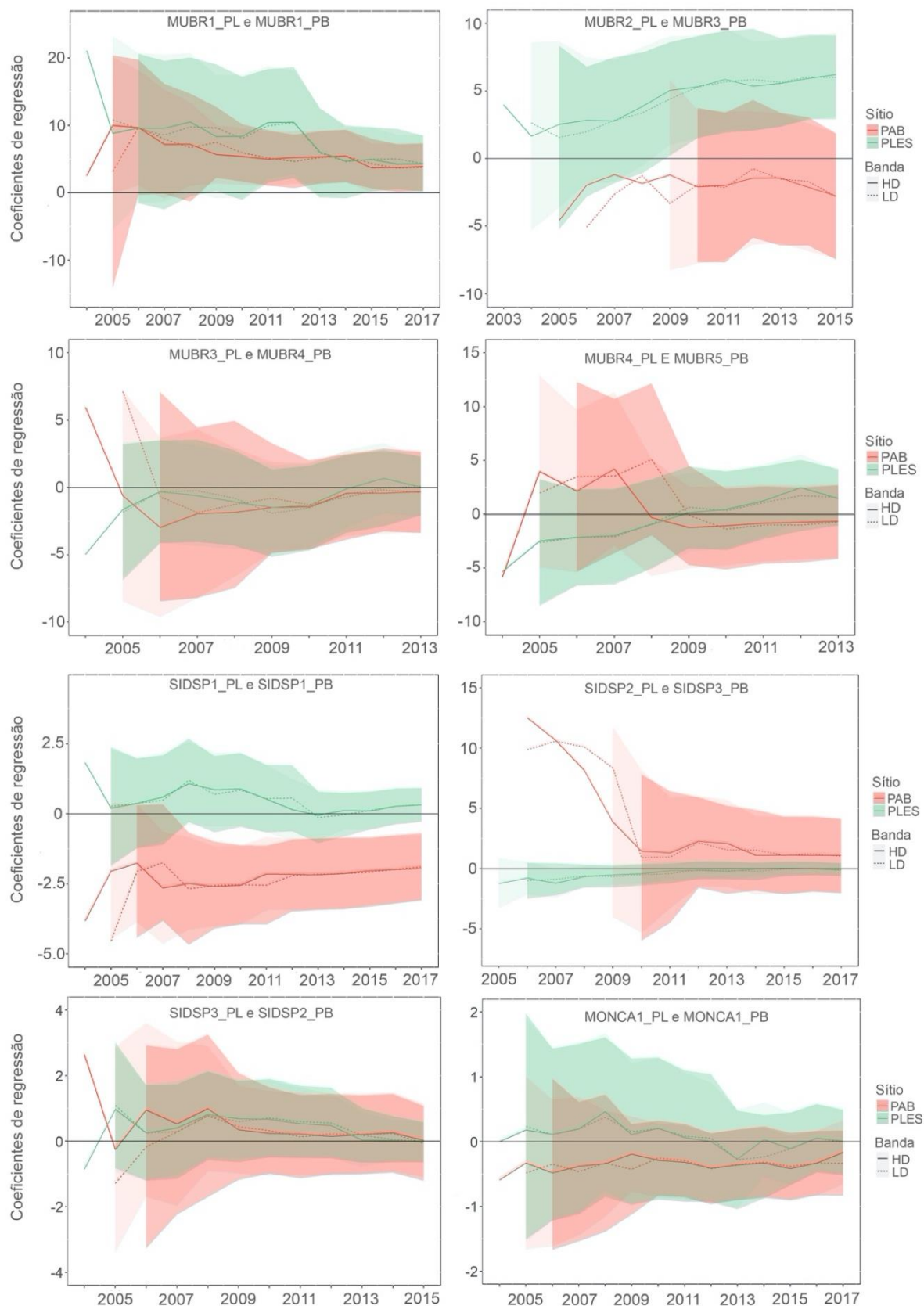
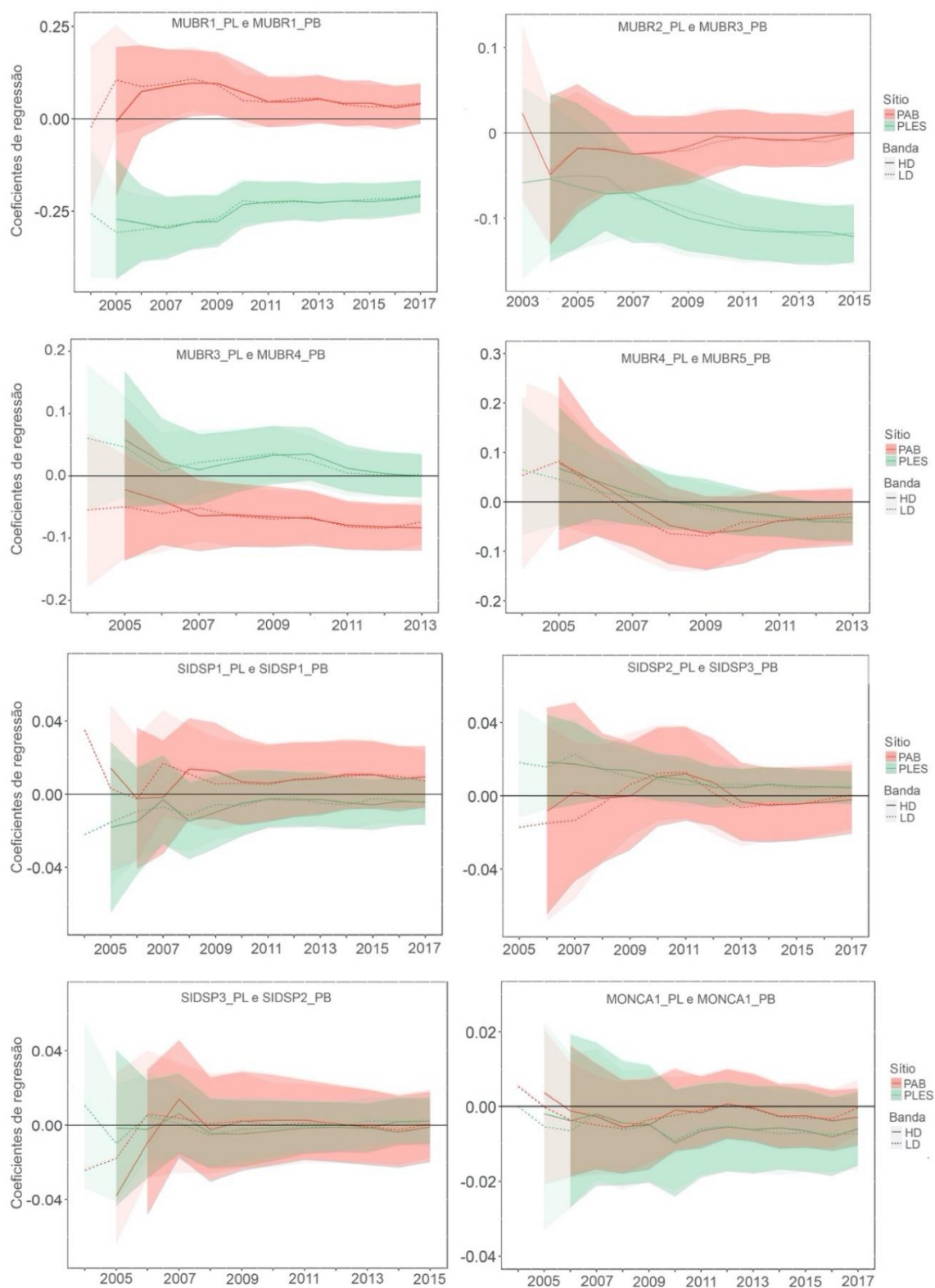


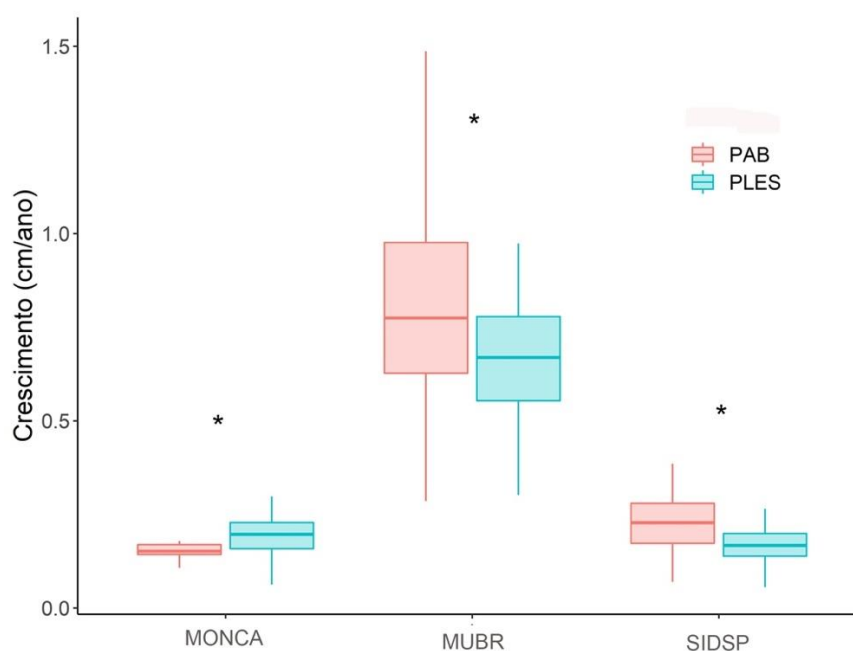
Figura 504: Efeito da temperatura no crescimento dos corais. Colônias de Pedra de Leste (A1) em azul e Parcel de Abrolhos (A3) em vermelho.





O crescimento médio de *M. braziliensis* ( $0,71 \pm 0,01 \text{ cm.ano}^{-1}$ ) foi cerca de três vezes maior do que aquele de *Siderastrea* sp. e *M. cavernosa*, cujas taxas foram semelhantes ( $0,19 \pm 0,004$  e  $0,18 \pm 0,006 \text{ cm.ano}^{-1}$ , respectivamente). Essas médias estão próximas de valores disponíveis na literatura (KIKUCHI; OLIVEIRA; LEÃO, 2013; MOZQUEDA-TORRES et al., 2018; SUGGETT et al., 2012) e refletem um aspecto importante da dinâmica das assembleias de corais, onde algumas espécies crescem mais rapidamente do que outras. Além disso, também foram encontradas diferenças intraespecíficas relacionadas ao sítio de coleta, nas três espécies. *Siderastrea* sp. (A1:  $0,17 \pm 0,003$ , A3:  $0,23 \pm 0,007 \text{ cm.ano}^{-1}$ ,  $p < 0,001$ ) e *M. braziliensis* (A1:  $0,67 \pm 0,013$ , A3:  $0,75 \pm 0,016 \text{ cm.ano}^{-1}$ ,  $p < 0,001$ ) apresentaram maior crescimento no sítio A5 (Parcel dos Abrolhos), e *M. cavernosa* apresentou maior crescimento em A1 (Pedra de Leste) (A1:  $0,20 \pm 0,006$ , A3:  $0,15 \pm 0,006 \text{ cm.ano}^{-1}$ ,  $p < 0,05$ ) (Figura 505). Essa variação intraespecífica pode estar associada às condições contrastantes de proximidade da costa, aporte de nutrientes, sedimentação/turbidez, profundidade e incidência de luz (FREITAS et al., 2019; JUPITER et al., 2008). A plasticidade fisiológica de *M. cavernosa* pode ser explicada, pelo menos em parte, pelas características de fotoaclimação dos simbiontes, e também por uma possível maior contribuição da via heterotrófica (ANTHONY; FABRICIUS, 2000; LESSER et al., 2010). A exposição a ambientes mais hostis pode influenciar positivamente o crescimento vertical, em detrimento de um esqueleto mais denso, como já demonstrado para *M. annularis*, um coral congênere do Caribe (CARRICART-GANIVET; MERINO, 2001). De forma oposta, ambientes mais estáveis e com menor influência costeira favorecem espécies mais sensíveis a variações, tal como observado em *Siderastrea* sp. e *M. braziliensis*, uma tendência registrada em colônias de corais do gênero *Porites* na Grande Barreira de Corais da Austrália (JUPITER et al., 2008).

Figura 505: Contraste do crescimento de cada espécie de corais entre os dois sítios. \* indica diferença estatística.



Embora tenha havido uma tendência de decréscimo no crescimento após o rompimento da barragem, o contraste temporal do tipo "before-after" não indicou alterações estatisticamente significativas (Tabela 71). Este resultado deve ser interpretado com cautela, já que o número de observações posteriores ao evento (5 semestres) é baixo. A maioria das colônias apresentou decréscimo no crescimento médio após 2015 (MUBR1\_PL, MUBR1\_PB, SIDSP3\_PB e MONCA1\_PL), incluindo a colônia de *M. cavernosa* na qual estudamos as possíveis assinaturas da contaminação pelo rompimento (veja adiante). A contaminação por metais pesados pode resultar em alterações fisiológicas diversas, incluindo decréscimo no crescimento (FABRICIUS, 2005; FERRIER-PAGÈS et al., 2001), mas o tipo e a velocidade dessa resposta permanecem pouco explorados na literatura. A construção de um modelo mais completo para a compreensão das forças naturais e antropogênicas sobre o crescimento dos corais da região estudada ainda depende de contrastes entre sítios mais e menos expostos a contaminantes (e.g. Recifes Esquecidos vs Timbebas), de séries mais longas do período pós-rompimento, e da incorporação de outras componentes (e.g. densidade e calcificação) do crescimento dos corais.

Tabela 71: Contraste "Antes-Depois" do rompimento da barragem com dados de crescimento de oito colônias de corais (PERMANOVA). Médias semestrais de crescimento  $\pm$  erro padrão.

| ID        | Antes             | Depois            | p      |
|-----------|-------------------|-------------------|--------|
| MUBR1_PL  | 0,368 $\pm$ 0,035 | 0,33 $\pm$ 0,051  | > 0,05 |
| MUBR1_PB  | 0,465 $\pm$ 0,030 | 0,461 $\pm$ 0,059 | > 0,05 |
| SIDSP1_PL | 0,09 $\pm$ 0,006  | 0,111 $\pm$ 0,012 | > 0,05 |
| SIDSP2_PL | 0,090 $\pm$ 0,004 | 0,103 $\pm$ 0,011 | > 0,05 |
| SIDSP1_PB | 0,090 $\pm$ 0,009 | 0,098 $\pm$ 0,015 | > 0,05 |
| SIDSP3_PB | 0,104 $\pm$ 0,008 | 0,101 $\pm$ 0,021 | > 0,05 |
| MONCA1_PL | 0,100 $\pm$ 0,005 | 0,081 $\pm$ 0,017 | > 0,05 |
| MONCA1_PB | 0,066 $\pm$ 0,003 | 0,078 $\pm$ 0,011 | > 0,05 |

#### Contaminação por elementos-traço em esqueletos de corais

O estudo de contaminação por elementos-traço em esqueletos de corais foi recentemente publicado (CARDOSO et al., 2022) e os dados estão resumidamente reapresentados a seguir, dada sua importância no contexto da avaliação dos impactos sobre os ambientes recifais da região potencialmente afetada pelo rompimento da barragem de Fundão. Os dados são baseados em uma colônia de *M. cavernosa* coletada a 47 m de profundidade em 2018, em uma área de banco de rodolitos relativamente afastada da costa (Figura 501). Esse sítio amostral foi escolhido de maneira a representar tendências regionais, uma vez que é menos sujeito a aportes continentais abruptos e está sob menor flutuação sazonal na turbidez (veja item 2.9.4.1). A cronologia dessa colônia foi definida conforme descrito na sessão anterior. Com base nas bandas de crescimento, pequenos fragmentos (2,5 x 2,5 cm) foram amostrados com um sistema de Ablação à Laser Up-213 (*Laser Ablation* - LA) conectado a um Espectrômetro de Massas por Plasma Indutivamente Acoplado (*Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry* - ICP-MS) Thermo Scientific Element 2. Esse sistema dispara um laser micrométrico que

pulveriza a porção superficial do fragmento e gera uma amostra tipo aerossol, a qual é coletada para fora da célula de ablação por meio de um fluxo contínuo de gás (He e Ar, com gases portadores), até que seja atomizada e ionizada conforme é submetida ao ICP e transferida para o analisador de massas (MS) (SINCLAIR; KINSLEY; MCCULLOCH, 1998). Amostragens pontuais de Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, Pb, Sr, U, V, Y e Zn foram realizadas a cada 0,3 mm, com emissão contínua a 10Hz, 1,09mK (13,85 J/cm<sup>2</sup>) e diâmetro do laser, em seu ponto focal, de 100µm. Padrões de vidro certificados foram utilizados para reduzir erros internos e validar os dados, com amostragem de padrões externo (NIST612) e interno (NIST610) antes e após cada 10 amostras. A concentração dos elementos foi calculada e a qualidade dos dados foi monitorada com o software Glitter (GRIFFIN et al., 2008). O limite de detecção (DL; Tabela 72) variou entre 0,006 (U) e 65,36 µg.g<sup>-1</sup> (Ca) e foi definido como:

$$DL_x = (3,29 \cdot \sqrt{(\mu BG_x)} \cdot 1/\sqrt{n} + 2,71) / (S_x \cdot DT_x),$$

onde  $\mu BG_x$  é a média de todos os backgrounds (em cps - *counts per second*),  $DT_x$  o tempo de permanência,  $n$  o número de medidas de background (análises) e  $S$  a sensibilidade (cps/ppm).

Todos os elementos foram divididos pelo Ca para compor a razão elemento/Ca e facilitar comparações (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). Para melhorar a visualização entre elementos de grandezas diferentes, os dados foram padronizados:  $x_n = (x_n - \text{média}_x) / \text{desvio padrão}_x$ . Uma PCA foi utilizada para redimensionar os dados e explorar semelhanças e diferenças entre elementos e anos. Testes PERMANOVA (9.999 permutações) baseados em matrizes de distância Euclidiana foram realizados para determinar a influência dos anos e semestres nas concentrações dos elementos.

Entre 2014-2018, o crescimento da colônia apresentou média de  $1,6 \pm 0,3 \text{ mm.a}^{-1}$  e tendência decrescente ( $r = -0,52$ ), variando entre  $2,9 \text{ mm.a}^{-1}$  (2015) e  $0,9 \text{ mm.a}^{-1}$  (2017) (Figura 507). Nesse período foram adquiridas 27 amostras elementares, abrangendo entre 4 e 9 amostras por ano (2017 e 2015, respectivamente) e uma resolução maior do que trimestral. As concentrações obtidas estão resumidas na Tabela 73.

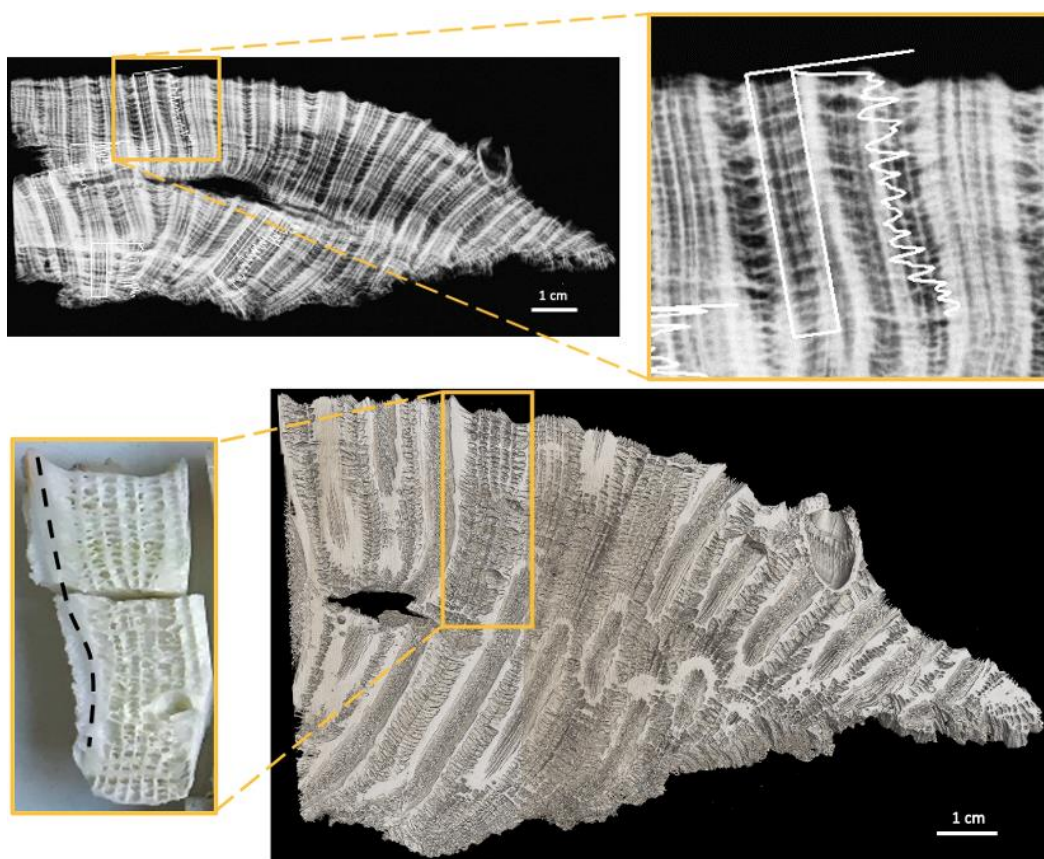
Tabela 72: Limite de detecção dos elementos

| Elemento | Isótopo monitorado | Limite de detecção (µg.g <sup>-1</sup> ) |
|----------|--------------------|--|
| Ba       | 137                | 0,203                                    |
| Ca       | 43                 | 65,36                                    |
| Cd       | 111                | 0,091                                    |
| Cr       | 52                 | 10,19                                    |
| Fe       | 57                 | 0,007                                    |
| Pb       | 208                | 0,011                                    |
| Sr       | 88                 | 0,023                                    |
| U        | 238                | 0,008                                    |
| V        | 51                 | 0,027                                    |
| Y        | 89                 | 0,091                                    |
| Zn       | 66                 | 0,412                                    |

Tabela 73: Concentração média e erro padrão da razão elemento/Ca (n = 27) (mmol/mol\*,  $\mu\text{mol/mol}^{**}$ , nmol/mol\*\*\*).

| Elemento | Média            |
|----------|------------------|
| Ba/Ca**  | $3,49 \pm 0,04$  |
| Cd/Ca**  | $0,11 \pm 0,009$ |
| Cr/Ca**  | $6,29 \pm 0,2$   |
| Fe/Ca**  | $61,2 \pm 1,6$   |
| Pb/Ca*** | $11,6 \pm 0,8$   |
| Sr/Ca*   | $6,97 \pm 0,09$  |
| U/Ca**   | $0,86 \pm 0,02$  |
| V/Ca***  | $98,1 \pm 11,8$  |
| Y/Ca***  | $53,2 \pm 1,9$   |
| Zn/Ca*** | $24,6 \pm 3,1$   |

Figura 506: Colônia do coral *Montastraea cavernosa* usada no estudo de contaminação. Acima: imagem de raio-X com destaque nas bandas de crescimento. Abaixo: imagem de microtomografia 3D, com destaque na porção amostrada para análises elementares. A linha preta tracejada indica o local amostrado.



A concentração média do Fe/Ca ( $61,19 \mu\text{mol/mol}$  ou  $33,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) foi superior à de corais *Meandrina braziliensis* de outras regiões da costa brasileira ( $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; EÇA et al., 2012) e corais *Montastraea* do Caribe ( $< 25,6 \mu\text{mol/mol}$ ; PROUTY et al., 2008), mas abaixo da encontrada em corais impactados por rejeitos de mineração e usinas ( $> 50 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; DAVID, 2003; CHEN et al., 2010), indicando contaminação moderada/momentânea. No início de 2016, uma anomalia positiva de Fe/Ca no esqueleto ( $86,7 \mu\text{mol/mol}$  ou  $48,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) esteve associada a decréscimos de praticamente todos os elementos, exceto V/Ca. O estado de oxidação mais comum do V é o  $V^{+5}$ , enquanto os dos demais são semelhantes aos

do Fe ( $\text{Fe}^{+2}$  e  $\text{Fe}^{+3}$ ):  $\text{Ba}^{+2}$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Cr}^{+3}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$ ,  $\text{Y}^{+3}$  e  $\text{Zn}^{+2}$ . A falta de anomalia do V/Ca e as correlações negativas significativas do Fe/Ca (com Cd/Ca, Cr/Ca e Ba/Ca) sugerem competição entre íons eletronicamente semelhantes na matriz esquelética, na qual os altos valores de Fe/Ca interferiram na incorporação de outros elementos. A partir dessa anomalia, houve aumento (Pb/Ca, V/Ca, Y/Ca e Zn/Ca) ou diminuição (Cd/Ca e Cr/Ca) em concentrações, bem como perda (Pb/Ca e Fe/Ca) ou ganho (Zn/Ca) de sazonalidade. Com exceção do Ba/Ca, as análises de PERMANOVA identificaram influência significativa dos anos nos elementos ( $p < 0,05$ ) e atestam as mudanças observadas.

Os dois primeiros eixos da PCA (61,2% da variação) estiveram associados à variação de dois grupos de amostras (Figura 508). O primeiro, mais associado ao PC1, reuniu dados anteriores a 2016 e teve maior contribuição de Ba, Cd, Cr e Fe, elementos bem correlacionados e que apresentaram máximas concentrações no inverno e mínimas no verão. As amostras com variação mais associada ao PC2 foram influenciadas por Pb, V, Y e Zn, elementos pouco correlacionados (

Figura 509) cujos valores positivos, consistentes a partir de meados de 2016, os associaram ao grupo de dados posteriores ao rompimento da barragem. O aumento na concentração de Pb, V e Zn em esqueletos de corais está associado a poluição causada por indústrias e mineração (SAHA; WEBB; ZAO, 2016). A concentração média de Pb/Ca e Zn/Ca foi mais baixa do que aquela registrada em corais de regiões altamente impactadas por mineração e queima de combustíveis fósseis (e.g. FALLON; WHITE; MCCULLOCH, 2002), e indica níveis de contaminação ainda relativamente baixos. Em contraste, os valores de V/Ca foram próximos ao registrado em localidades bastante impactadas por atividades antrópicas (e.g. SHEN; BOYLE, 1988; TANAKA et al., 2013). A pluma de rejeitos oriundos do rompimento da barragem foi identificada ao sul de Abrolhos em julho de 2016 por FRANCINI-FILHO et al. (2019) (veja Figura 330), período caracterizado pela chegada de ventos do quadrante sul e tempestades capazes de revolver sedimentos e de transportar águas para o norte (SEGAL et al., 2008), e pode estar associada às diversas anomalias na concentração de elementos traço no esqueleto do coral a partir desse momento. Por exemplo, o aumento nas concentrações de Pb, V e Zn (Tabela 74) sugerem maior contaminação por metais a partir de 2016. A ação das correntes e a ressuspensão representam mecanismos importantes de reincorporação crônica de contaminantes, previstos para ocorrer na região estudada em longo prazo (HATJE et al., 2017). Apesar das concentrações relativamente baixas de Pb/Ca e Zn/Ca, há poucos estudos endereçando quais concentrações máximas podem ser consideradas sub-letais para corais (e.g. REICHEL-T-BRUSHETT; HARRISON, 2005). Além disso, a detecção de Zn e Pb em organismos de crescimento lento são preocupante sinal de contaminação em níveis diferentes da rede trófica e potencial de bioacumulação (HAO et al., 2019; MOKHTAR et al., 2012).



Figura 507: Série temporal padronizada dos elementos, em resolução trimestral (A e B) e semestral (C e D). LE = Extensão Linear. Setas vermelhas apontam o momento do rompimento da barragem. Com exceção do Ba, foram encontradas influências significativas dos anos na concentração dos elementos (PERMANOVA,  $p < 0,05$ ).

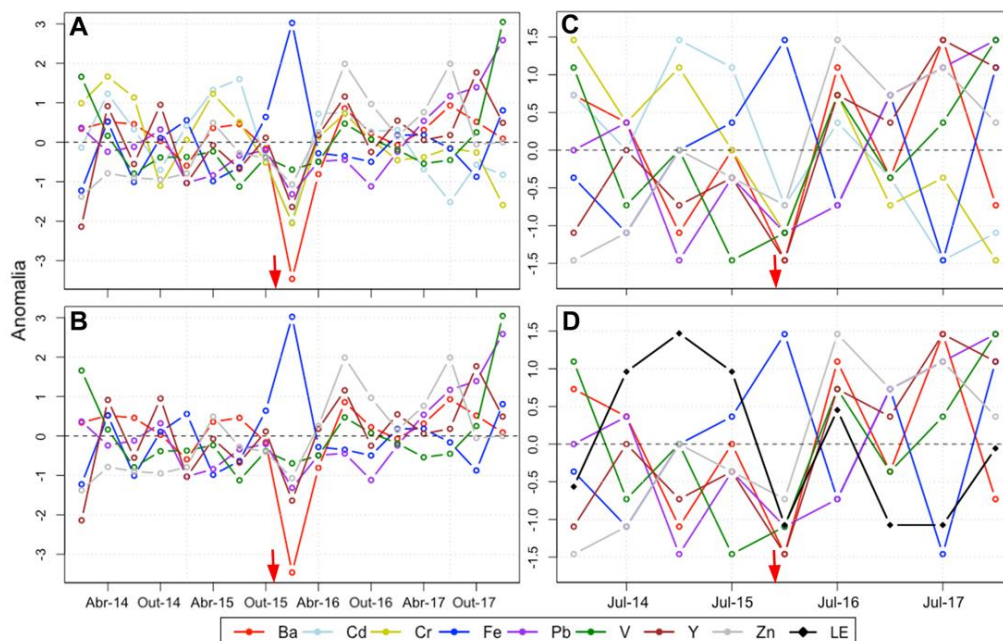
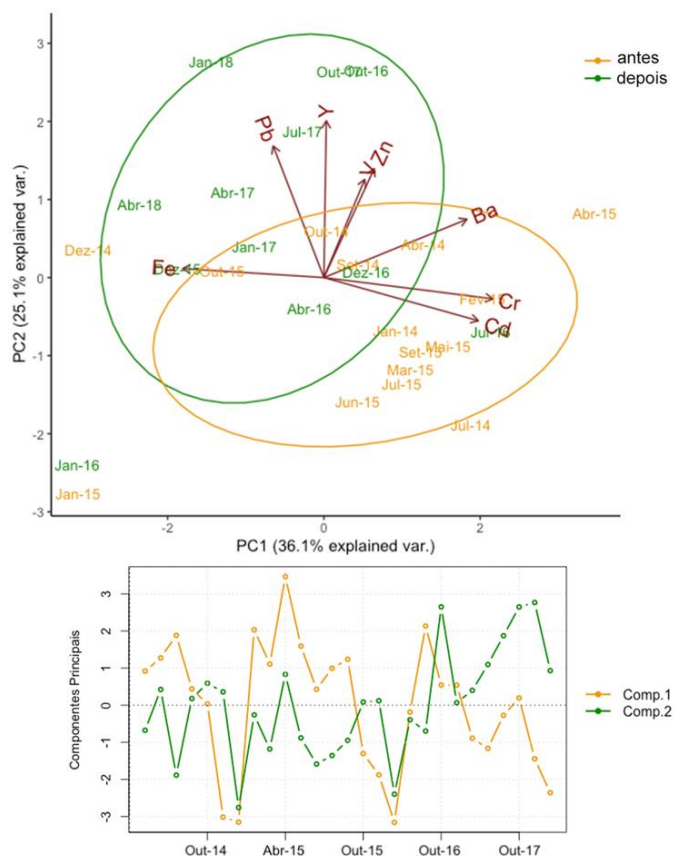


Figura 508: Análise de componentes principais com dados temporais dos elementos, agrupados em antes e depois de novembro de 2015. **Abaixo**: séries temporais das Componentes Principais (PC1 e PC2).





O deságue de rios costeiros é uma das principais fontes de nutrientes e sedimentos para ambientes marinhos, e costuma estar associado à variação de Y/Ca e Ba/Ca (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). O Y/Ca é um bom indicador de influência continental porque forma complexos com íons carbonato e não é biologicamente mediado, apresentando comportamento estável na interface estuário-oceano (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016; LEWIS et al., 2018). A concentração média de Y/Ca esteve próxima ao encontrado em corais sob influências estuarinas (FALLON; WHITE; MCCULLOCH, 2002; SAHA et al., 2018), e suas séries temporais indicam aumento de sedimentação a partir de 2016. O Ba/Ca também é um reconhecido indicador da sedimentação, mas pode ser influenciado por ressurgência, produtividade primária e outros processos biogeoquímicos (SAHA; WEBB; ZHAO, 2016). Ambos elementos (Ba/Ca e Y/Ca) apresentaram maiores valores no inverno, período de maior sedimentação, mas estiveram associados a eixos diferentes da PCA. Além disso, a concentração média de Ba/Ca esteve entre as menores registradas em corais no Atlântico (CARILLI et al., 2009; REUER; BOYLE; COLE, 2003; SHEN; BOYLE et al., 1988). Isto sugere pouca influência terrígena sobre os valores de Ba e, como os maiores valores foram encontrados no inverno, é possível que exista associação com processos de ressuspensão, mais intensos nesse período. Os valores de Ba/Ca e Y/Ca foram ainda maiores nos invernos pós-2016. Somados à correlação positiva entre Y e Pb, esses valores também apontam para um aumento de influência continental sobre o coral a partir de 2016.

Atividades industriais e de mineração são fontes substanciais de Cd e Cr (e.g. PEKEY, 2006). No presente trabalho, esses elementos foram altamente correlacionados ( $r = 0.74$ ,  $p < 0.001$ ) e sugerem fonte comum. A concentração média de Cd/Ca e Cr/Ca foi maior do que a encontrada em corais de águas rasas ( $< 10$  m) em outras regiões (CARILLI et al., 2009; REUER; BOYLE; COLE, 2003; TANAKA et al., 2013). Concentrações elevadas desses elementos também foram registradas na pluma de rejeitos (DUARTE et al., 2020; GOMES et al., 2017). Porém, especialmente após 2016, Cd/Ca e Cr/Ca apresentaram tendência de decréscimo ( $r = -0,38$  e  $-0,53$ , respectivamente). Uma vez que há indícios da chegada do rejeito na região de Abrolhos (e.g. FRANCINI-FILHO et al., 2019), a tendência de decréscimo de Cd/Ca e Cr/Ca não deve estar associada a diminuição na disponibilidade desses elementos na água. Por outro lado, o estado de oxidação e o raio iônico são fatores preponderantes na substituição do  $\text{Ca}^{+2}$  por outros metais no esqueleto carbonático (SAHA; WEBB; ZAO, 2016), e fazem do Fe, Pb e Zn elementos mais facilmente incorporados, em relação ao Cd e Cr (e.g. MOKHTAR et al., 2012). Ao longo das séries temporais, houve aumento significativo na concentração de Fe/Ca e Pb/Ca e Zn/Ca, com relações negativas ( $p < 0,05$ ) do Fe/Ca com Cd/Ca e Cr/Ca, e do Pb/Ca com Cd. Portanto, a incorporação de Fe, Pb e Zn em detrimento do Cr representa o processo mais provável para explicar o decréscimo de Cd/Ca e Cr/Ca, a despeito da disponibilidade na água. Esse resultado sugere diferenças no potencial de incorporação de metais no esqueleto carbonático dos corais.

A partir de 2016, o aumento na concentração de Fe/Ca, Pb/Ca, V/Ca, Y/Ca e Zn/Ca acompanhou a tendência de queda do crescimento. Anomalias térmicas positivas assolaram a região entre 2015-16 e geraram altas taxas de branqueamento de corais (TEIXEIRA et al., 2019), e podem ter influenciado o crescimento do coral aqui estudado. No entanto, não foram identificadas as bandas características associadas a hiatos no crescimento e eventos de branqueamento (e.g. bandas de estresse; LOUGH;

COOPER, 2011). Por outro lado, testes experimentais demonstram efeitos negativos de Pb, Cd e Zn na fertilidade de corais *Acropora* e *Goniastrea* (REICHELT-BRUSHETT; HARRISON, 2005), e demonstram que altas concentrações de Fe podem causar disrupção na endossimbiose com as zooxantelas e resultar em diminuição no crescimento (FERRIER-PAGÈS et al., 2001).

A associação entre a redução no crescimento e o aumento das concentrações de metais no esqueleto de *M. cavernosa*, a partir de 2016, demanda por um aprofundamento maior nessa temática, incluindo contrastes entre sítios mais e menos expostos a contaminantes (e.g. Recifes Esquecidos vs Timbebas) e de avaliações de outros aspectos do metabolismo dos corais (e.g. fecundidade). No entanto, essa frente de trabalho ficou prejudicada pela interrupção dos trabalhos de campo e pela desmobilização parcial do projeto a partir de 2020.

Figura 509: Correlação de Pearson entre os elementos amostrados no esqueleto dos corais. O r de Pearson está representado nas caixas. Caixas coloridas indicam correlações significativas.

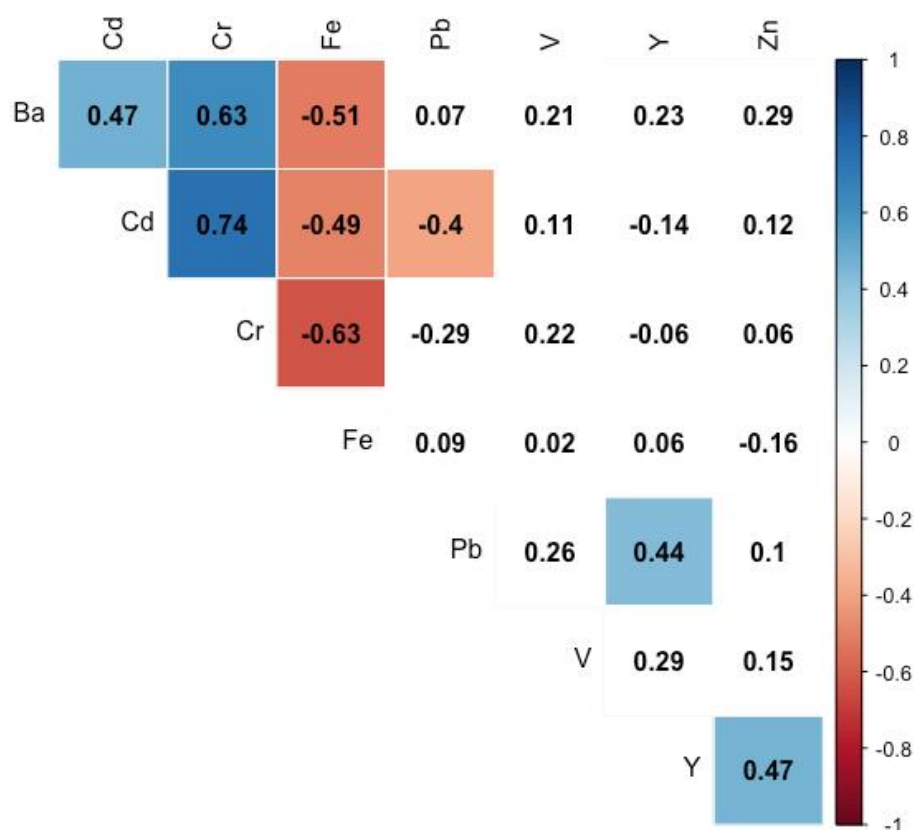


Tabela 74: Concentração dos metais antes (<2016) e depois (≥ 2016) do rompimento da barragem (μmol/mol\*, nmol/mol\*\*).

| Elemento/Ca | Antes |      |      | Depois |       |      |
|-------------|-------|------|------|--------|-------|------|
|             | Média | Mín. | Máx. | Média  | Mín.  | Máx. |
| Ba/Ca*      | 3,51  | 2,72 | 3,78 | 3,48   | 2,63  | 3,83 |
| Cd/Ca*      | 0,13  | 0,03 | 0,21 | 0,10   | 0,02  | 0,18 |
| Cr/Ca*      | 6,64  | 4,00 | 7,89 | 5,79   | 4,02  | 7,12 |
| Fe/Ca*      | 59,6  | 49,5 | 81,2 | 63,4   | 54,2  | 86,7 |
| Pb/Ca**     | 10,4  | 2,58 | 14,1 | 13,4   | 6,76  | 27   |
| V/Ca**      | 83,8  | 28,5 | 172  | 119    | 67,78 | 379  |
| Y/Ca**      | 50,7  | 33,7 | 68,6 | 56,9   | 38,4  | 77,6 |
| Zn/Ca**     | 17,7  | 4,59 | 50,5 | 34,8   | 9,18  | 82,7 |

#### 2.9.4.7 Processos ecológicos: balanço carbonático e assentamento em estruturas artificiais

##### Balanço carbonático

A produção e a calcificação líquidas são associadas ao ciclo do carbono nos recifes e bancos de rodolitos. A produção líquida se refere ao balanço entre a produção orgânica e a respiração, e a calcificação líquida se refere ao balanço carbonático entre a calcificação e a dissolução do carbonato de cálcio. As medições do balanço carbonático revelam se o recife está acumulando ou perdendo  $\text{CaCO}_3$ . As CAUs ("Calcification Accretion Units") (Figura 510) representam unidades experimentais usadas para medir a variação na massa carbonática e orgânica, e também são valiosas para acessar a composição da comunidade bentônica de colonizadores em estágios sucessionais iniciais (VARGAS-ANGEL ET AL., 2015; REIS et al., 2016).

As análises apresentadas a seguir correspondem às CAUs coletadas dos sítios de estudo em fevereiro/março de 2021, janeiro de 2020 e abril/agosto de 2019, cujas datas de instalação foram de aproximadamente um ano antes das coletas (Quadro 14). No segundo ciclo de experimentação (2019-2020), a malha amostral foi ampliada com a instalação de CAUs nos sítios A6 (Timbebas), D15 e D21 (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa das Algas). A metodologia de processamento e análise seguiu REIS et al. (2016), envolvendo a quantificação da produção de  $\text{CaCO}_3$ , descrição dos principais organismos colonizadores e a contribuição relativa de organismos construtores e não-construtores. Os dados foram analisados com PCAs e Análises de Componentes Principais com Cluster Hierárquico (PCA-HCPC – "Hierarchical Clustering on Principal Components"), e também com escalonamento multidimensional não métrico e PERMANOVAs. A interpretação dos contrastes deve ser feita levando em consideração que os sítios A5 e B1 correspondem a bancos de rodolitos, ao passo que os demais correspondem a recifes coralíneos (A1, A3, A6, B2 e B4) e recifes lateríticos adjacentes ao litoral (D15 e D21). No terceiro ciclo de análise (2020-2021), apenas sítios das áreas A (A3 e A5) e B (B1, B2 e B4) foram contemplados (Quadro 14). De forma geral, os resultados obtidos a partir das CAUs no terceiro período (2020-2021) de avaliação indicaram que os principais padrões observados não sofreram mudanças expressivas em relação aos períodos anteriores (Tabela 75).

Quadro 14: Amostragens das CAUs no âmbito do PMBA e dados pretéritos (PELD 2018-2019).

| Sítios                     | Instalação Campanha/Data         | Retirada Campanha/Data           | CAUs instaladas |
|----------------------------|----------------------------------|----------------------------------|-----------------|
| A1, A3, A5, B1, B2, B4     | PELD/mar-2018                    | PMBA2/abril-2019                 | n=3             |
| A1, A3, A5, A6, B1, B4,    | PMBA1/nov-2018                   | PMBA5/jan-2020                   | n=5             |
| D15, D21                   | PMBA1/set-2018                   | PMBA5/ago-2019                   | n=5             |
| A3, A5, B1, B2, B4         | PMBA5/mar, fev-2020              | PMBA6/fev-2021<br>PMBA7/mar-2021 | n=4             |
| A1, A3, A5, A6, B1, B2, B4 | PMBA6/fev-2021<br>PMBA7/mar-2021 | Previsão: fev/mar de 2022        | n=4             |

No período 2020-2021, a produção média de  $\text{CaCO}_3$  nos recifes da Área A (PARNAM Abrolhos) foi de  $308 \pm 41 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ , enquanto que nos recifes da Área B (Recifes Esquecidos) foi de  $141 \pm 17 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  (Tabela 75, Figura 511, Figura 512). Nos bancos de rodolitos, a produção carbonática foi de  $255 \pm 26 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  e  $169 \pm 36 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  nas áreas A e B, respectivamente (Tabela 75, Figura 511, Figura 512).

Os três ciclos de experimentos de colonização com CAUs analisados até o presente (2018-2019, 2019-2020, 2020-2021) apontam para maiores valores absolutos de produção de massa carbonática no período 2019-2020, nos sítios dos ambientes mais fundos de rodolitos (da área A) e de recifes costeiros (área D) (Tabela 75, Figura 512). Contudo, interpretações acerca dos resultados de produção carbonática não consideram a produção de massa não-carbonática nas CAUs, correspondentes a colonização por organismos não-construtores. Desta forma, a razão entre a massa carbonática e não-carbonática foi calculada a fim de identificar possíveis mudanças nesta proporção.

A análise da razão massa carbonática e não-carbonática discriminou mais fortemente as amostras dos recifes costeiros (Figura 512, painel superior e Tabela 76), onde há um denso dossel de macroalgas (veja item 0). Recifes tenderam a ter maior massa carbonática relativa do que bancos de rodolitos e recifes costeiros. Nas CAUs instaladas no banco de rodolitos da Área B, enquanto foi registrada redução expressiva na razão massa carbonática e não-carbonática no período 2019-2020, no período 2020-2021 foi observada tendência de aumento desta razão, mas ainda assim com valor médio abaixo daquele registrado em 2018-2019.



Figura 510: Estruturas artificiais de colonização para estudos de calcificação e colonização, instaladas em recifes costeiros (A, B), recifes coralíneos (C, D) e bancos de rodólitos (E-H).

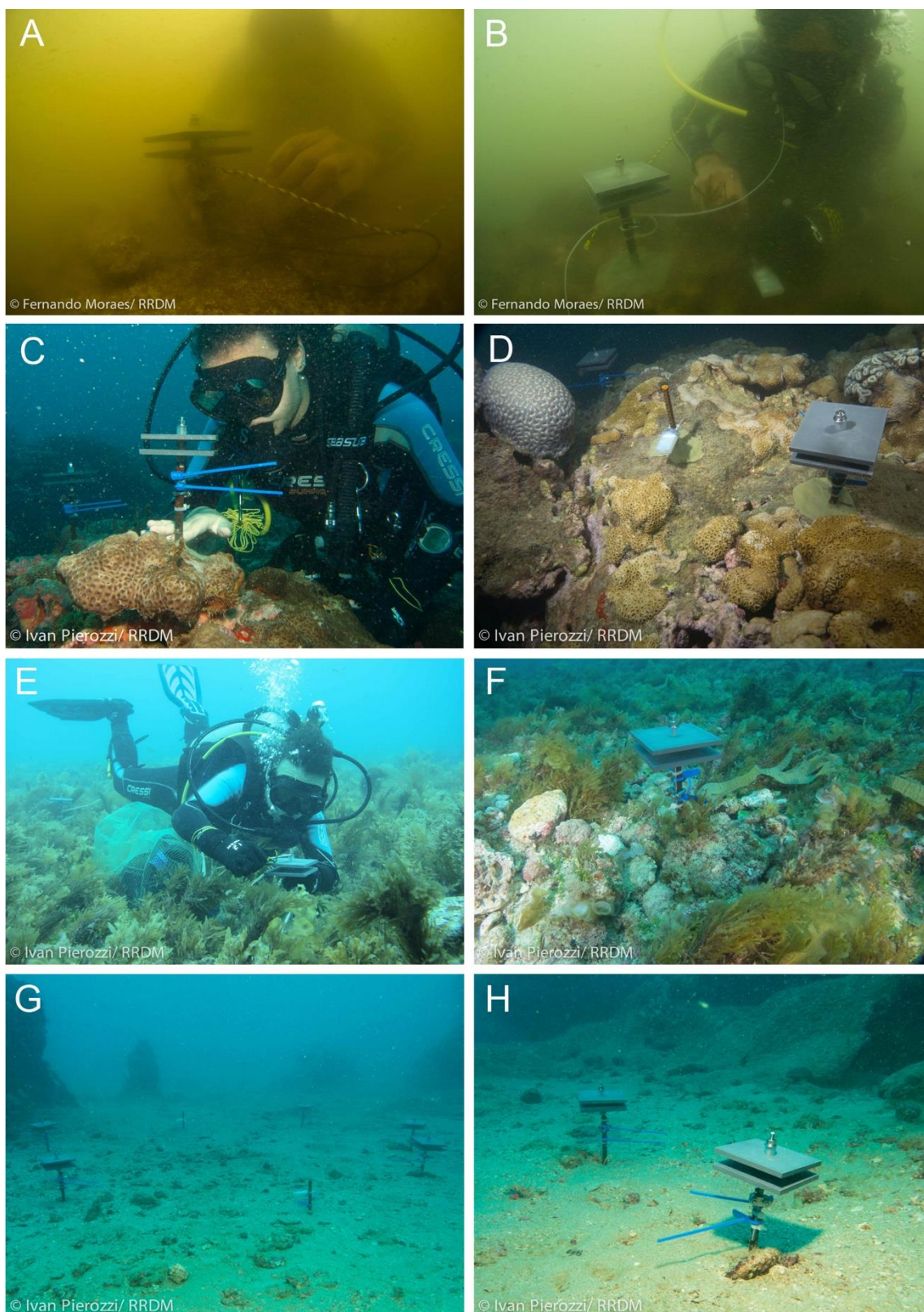


Tabela 75: Produção de carbonato de cálcio ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ), massa não calcária ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) (média  $\pm$  DP) e razão (carbonato/massa não calcária) em A1 (Pedra de Leste), A3 (Parcel dos Abrolhos), A5 (banco de rodolitos), A6 (Timbebas), B1 (banco de rodolitos, Recifes Esquecidos) B2 (Recifes Esquecidos Norte), B4 (Recifes Esquecidos Sul) e D15 e D21, após um ano de colonização nos períodos 2018-2019; 2019-2020; 2020-2021.

|           | Sítios | Produção de carbonato ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) | Massa não calcária ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) | Carbonato/massa não calcária |
|-----------|--------|---|--|------------------------------|
| 2018-2019 | A1     | 300 $\pm$ 8   | 38 $\pm$ 6   | 8,0 $\pm$ 1,2                |
|           | A3     | 275 $\pm$ 99  | 35 $\pm$ 1   | 7,9 $\pm$ 3,1                |
|           | A5     | 346 $\pm$ 107   | 119 $\pm$ 32   | 3,0 $\pm$ 1,2                |
|           | B1     | 155 $\pm$ 49  | 20 $\pm$ 5   | 7,8 $\pm$ 0,7                |
|           | B2     | 100 $\pm$ 22  | 14 $\pm$ 7   | 7,8 $\pm$ 2,5                |
|           | B4     | 248 $\pm$ 76  | 34 $\pm$ 8   | 7,5 $\pm$ 2,5                |
| 2019-2020 | A1     | 317 $\pm$ 94  | 56 $\pm$ 3   | 6,9 $\pm$ 1,3                |
|           | A3     | 243 $\pm$ 83  | 27 $\pm$ 8   | 8,9 $\pm$ 1,8                |
|           | A5     | 417 $\pm$ 300   | 143 $\pm$ 72   | 3,4 $\pm$ 1,5                |
|           | A6     | 214 $\pm$ 93  | 53 $\pm$ 13  | 4 $\pm$ 1,2                  |
|           | B1     | 229 $\pm$ 92  | 62 $\pm$ 12  | 3,7 $\pm$ 1,2                |
|           | B4     | 217 $\pm$ 82  | 44 $\pm$ 16  | 5 $\pm$ 1                    |
|           | D15    | 554 $\pm$ 148   | 405 $\pm$ 125  | 1,4 $\pm$ 0,3                |
|           | D21    | 570 $\pm$ 179   | 602 $\pm$ 335  | 1,2 $\pm$ 0,6                |
| 2020-2021 | A3     | 308 $\pm$ 41  | 37 $\pm$ 3   | 8,2 $\pm$ 0,5                |
|           | A5     | 255 $\pm$ 26  | 122 $\pm$ 21   | 2,1 $\pm$ 0,6                |
|           | B1     | 169 $\pm$ 36  | 33 $\pm$ 2   | 5,2 $\pm$ 1,4                |
|           | B2     | 95 $\pm$ 17   | 17 $\pm$ 3   | 5,5 $\pm$ 0,1                |
|           | B4     | 185 $\pm$ 17  | 36 $\pm$ 17  | 5,7 $\pm$ 2,3                |

Figura 511: Produção de massa carbonática ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) e massa não calcária (orgânica) ( $\text{g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) (média  $\pm$  EP) em A1 (Pedra de Leste), A3 (Parcel dos Abrolhos), A5 (banco de rodolitos), A6 (Timbebas), B1 (banco de rodolitos, Recifes Esquecidos), B2 (Recifes Esquecidos Norte), B4 (Recifes Esquecidos Sul), D15 e D21 após um ano de colonização, durante os períodos 2018-2019; 2019-2020 e 2020-2021.

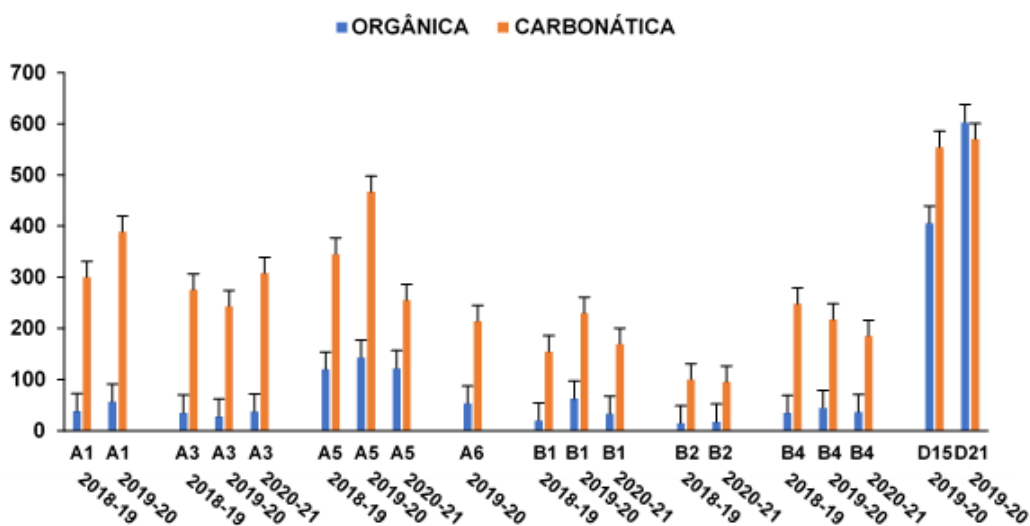




Figura 512: Variáveis do balanço carbonático nas unidades de calcificação-acreção (CAUs) instaladas nas áreas A (PARNAM Abrolhos e adjacências), B (Recifes Esquecidos) e D (recifes adjacentes ao litoral, APA Costa da Algas). **Painel superior:** Razão entre a massa carbonática e não-carbonática. **Painel inferior:** produção carbonática ( $\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ).

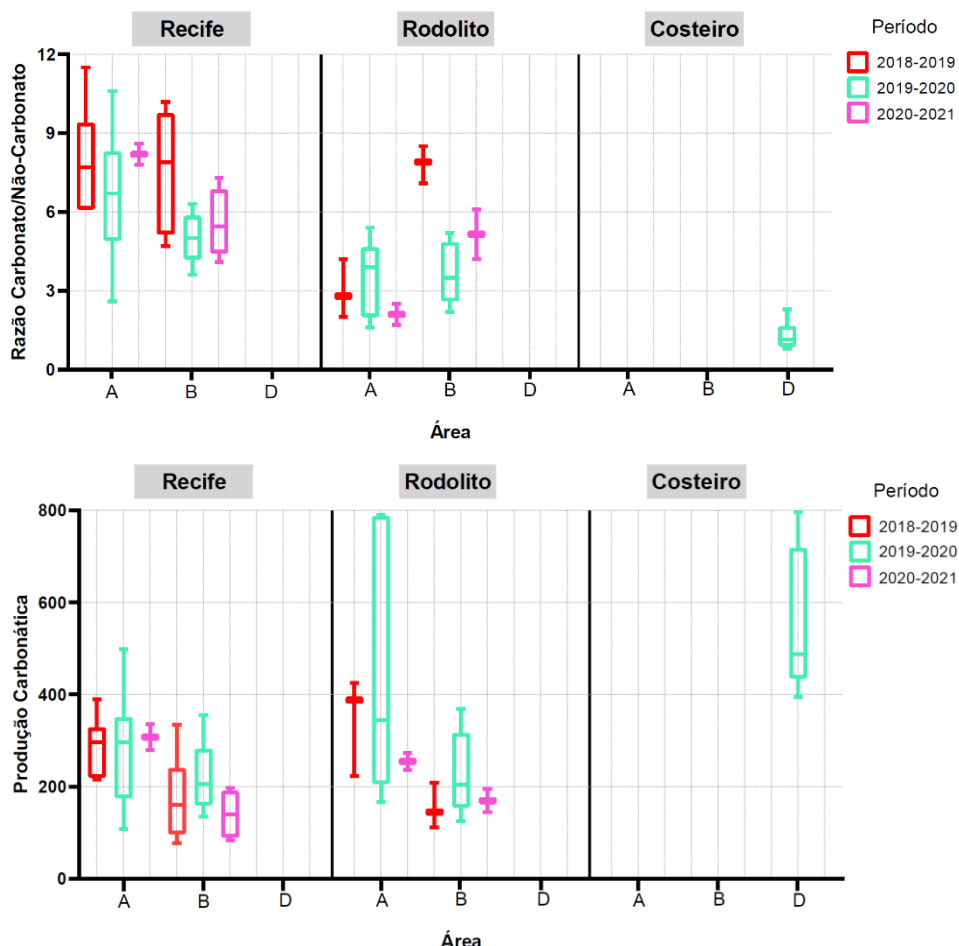


Tabela 76: Sumário da PERMANOVA com dados de razão entre massa carbonática e não carbonática das CAUs (sem área D, i.e., restrita a contrastes entre os “habitats” recifes e bancos de rodolitos,).

|                     | GL | SQ     | MS      | Pseudo-F | P      |
|---------------------|----|--------|---------|----------|--------|
| Período             | 2  | 4,9876 | 2,4938  | 3,5122   | 0,037  |
| “Habitat”           | 1  | 12,336 | 12,336  | 17,374   | 0,0002 |
| Período x “Habitat” | 2  | 0,5471 | 0,2735  | 0,3852   | 0,9622 |
| Res                 | 52 | 36,992 | 0,71004 |          |        |
| Total               | 57 | 57     |         |          |        |

## Assentamento

De maneira geral, a composição das CAUs no terceiro período de avaliação (2020-2021) quanto a organismos construtores assentados foi de CCA, Peyssonneliales, briozoários, poliquetas, moluscos, corais, crustáceos e esponjas. Dentre os organismos não construtores, foram registrados turf, ascídias

e algas Chlorophyta, Phaeophyta e Rhodophyta (Figura 513). Não foram observadas variações expressivas na cobertura por organismos construtores e não construtores nas CAUs do período 2020-2021, quando comparadas a períodos anteriores (Figura 513). Neste período, as comunidades assentadas nas CAUs nos recifes apresentaram um percentual de cobertura de organismos construtores de  $53,9 \pm 12,1\%$  na área A, enquanto na Área B esta cobertura foi  $22,5 \pm 4,3$  (Tabela 77).

Analisando os três períodos de monitoramento, observa-se uma contribuição expressiva de organismos construtores nos sítios localizados em recifes coralíneos (A1, A3, B2 e B4) e de organismos não construtores nos sítios situados em bancos de rodolitos (A5 e B1) (Tabela 77, Figura 514). A razão entre organismos construtores e não construtores também tendeu a ser maior em recifes ( $1,19 \pm 0,74$ ) do que em bancos de rodolitos ( $0,28 \pm 0,05$ ). Já nos recifes adjacentes ao litoral da APA Costa das Algas (D15 e D21), os organismos construtores foram predominantes, com cobertura expressivamente maior no sítio mais distante da foz do rio Doce (D21) (Tabela 77, Figura 514).

Com base na composição taxonômica, observou-se que as comunidades assentadas nas CAUs apresentaram diferenças relacionadas aos habitats (i.e., recifes adjacentes ao litoral da Área D e recifes e bancos de rodolitos das áreas A e B) e aos períodos (Figura 515 A,

Tabela 78). A PCA com Cluster Hierárquico (Figura 515 B) segregou as amostras da área D em relação às Áreas A e B. Dadas as diferenças consistentes entre habitats (Tabela 78), os bancos de rodolitos (Figura 516, Figura 517) e recifes (Figura 518, Figura 519) foram analisados separadamente, através de NMDS, no sentido de revelar possíveis diferenças espaço-temporais.

No banco de rodolitos (Figura 516, Figura 517) as amostras da Área A se caracterizaram por maior abundância de macroalgas e turf, com participação expressiva de briozoários e esponjas, ao passo que as amostras da Área B tiveram participação mais importante de moluscos, cirripédios e ascídias. As abundâncias de CCA e poliquetas não contribuíram para discriminar Áreas, mas influenciaram a variação temporal, com maior participação de poliquetas no segundo período (2019-2020) em ambas as Áreas. A participação relativa de turf também foi importante na discriminação temporal, com ganho de abundância no segundo período. A cobertura por CCA (Figura 517) tendeu a diminuir no segundo período, especialmente na Área A, onde clorófitas, ausentes em 2018-2019, passaram a representar até 2% da cobertura das placas.

Nos recifes, o sítio B2, amostrado entre 2018-2019, foi discriminado dos demais (Figura 518), tendo apresentado contribuição expressiva de esponjas, moluscos e algas pardas. Sem considerar as amostras do sítio B2, as comunidades assentadas nas CAUs instaladas em recifes das duas áreas não apresentaram diferença significativa (PERMANOVA,  $p=0.09$ ). A diferença temporal, também sem considerar B2, foi mais importante (PERMANOVA,  $p=0.007$ ), tendo sido influenciada por um aumento na participação de Peyssonneliales e redução na participação de briozoários. A redução na cobertura de CCA foi menos evidente do que aquela registrada nos bancos de rodolitos (veja Figura 517), tendo sido praticamente restrita à Área B (sítio B4) (Figura 519).

Foram detectadas diferenças espaciais importantes no recrutamento de corais (Figura 519, painel inferior). A Área A apresentou maiores valores de cobertura por corais recém-assentados, especialmente no sítio A1 (Pedra de Leste). Por outro lado, o recrutamento de corais foi menor no Parcel dos Abrolhos (A3) e Timbebas (A6), alcançando os menores valores nos Recifes Esquecidos, onde recrutas de corais foram ausentes das placas instaladas em B2. Os resultados representam um quadro inicial, mas sugerem que é necessária uma compreensão mais ampla nos padrões espaciais e temporais de recrutamento de corais, inclusive para que se possa avaliar a pertinência de intervenções e transplantes de colônias (e.g. SHAVER et al., 2020). Os indícios de limitação mais severa de recrutamento, aliado à menor diversidade genética de simbiontes em corais na Área B (veja item 0), pode estar relacionado à contaminação e outros fatores naturais e antropogênicos.

Figura 513: Percentual médio da cobertura dos grupos de organismos em cada sítio (A1, A3, A5, A6, B1, B2, B4, D15 e D21) após um ano de colonização, durante o período de estudo (2018-19, 2019-20 e 2020-21).

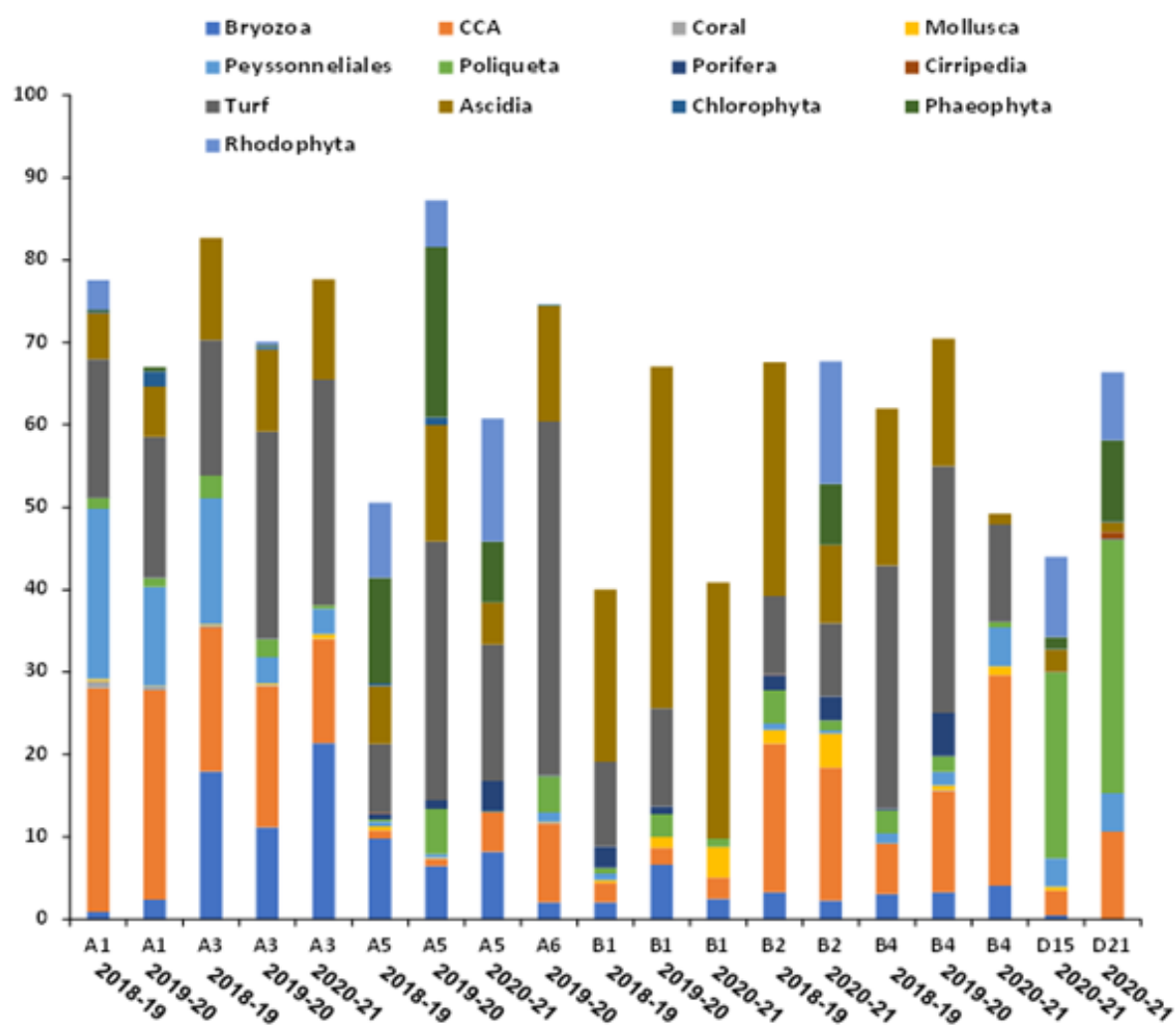
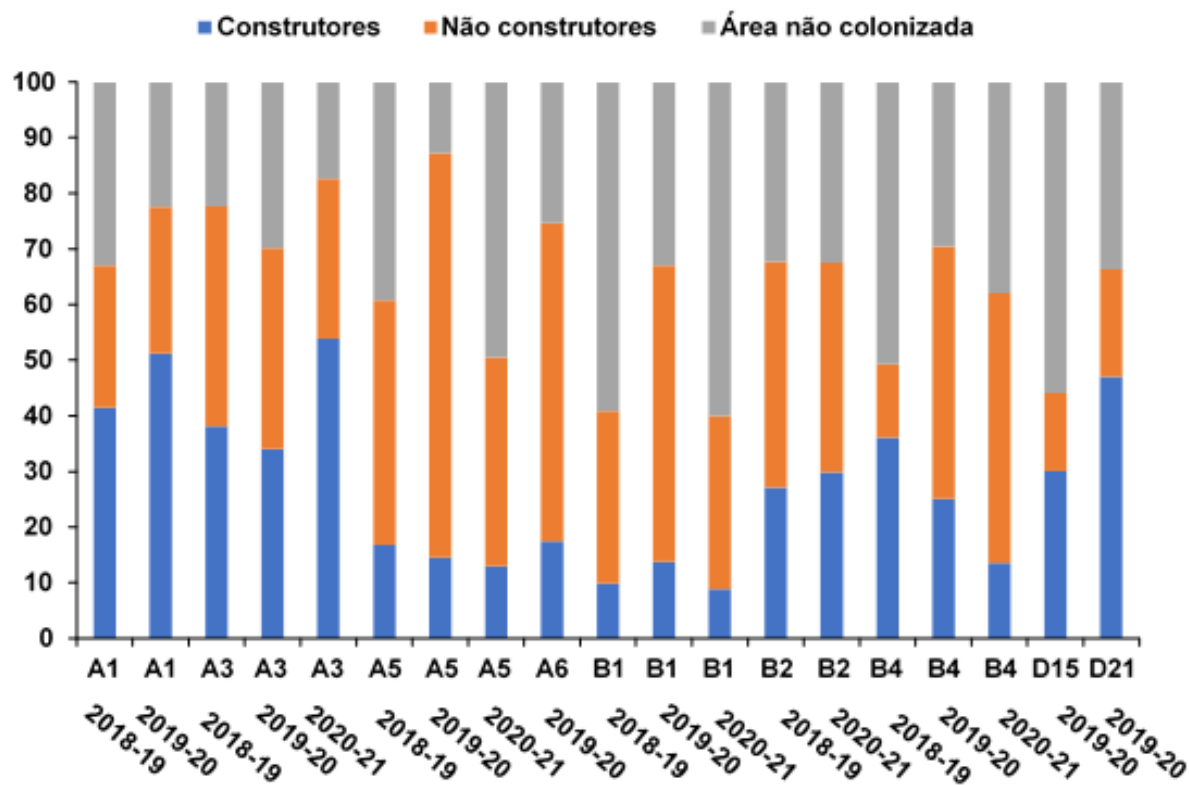


Tabela 77: Cobertura % média (média  $\pm$  DP) de organismos construtores e não construtores em cada sítio (A1, A3, A5, A6, B1, B2, B4, D15 e D21) após um ano de colonização (2018-19, 2019-20 e 2020-21).

|           | Sítios | Construtores      | Não Construtores  |
|-----------|--------|-------------------|-------------------|
| 2018-2019 | A1     | 41,40 $\pm$ 3,49  | 27,49 $\pm$ 1,74  |
|           | A3     | 38,12 $\pm$ 5,74  | 39,54 $\pm$ 2,3   |
|           | A5     | 13,07 $\pm$ 0,53  | 47,86 $\pm$ 5,33  |
|           | B1     | 9,77 $\pm$ 1,96   | 31,087 $\pm$ 8,45 |
|           | B2     | 24,15 $\pm$ 2,82  | 21,28 $\pm$ 3,27  |
|           | B4     | 36,04 $\pm$ 4,29  | 13,65 $\pm$ 2,72  |
| 2019-2020 | A1     | 51,20 $\pm$ 7,05  | 26,41 $\pm$ 9,62  |
|           | A3     | 34,03 $\pm$ 8,67  | 36,06 $\pm$ 10,45 |
|           | A5     | 14,48 $\pm$ 5,26  | 72,77 $\pm$ 9,46  |
|           | A6     | 17,49 $\pm$ 5,17  | 57,13 $\pm$ 13,77 |
|           | B1     | 13,70 $\pm$ 9,57  | 53,38 $\pm$ 9,18  |
|           | B4     | 25,07 $\pm$ 8,65  | 45,40 $\pm$ 11,93 |
|           | D15    | 30,03 $\pm$ 9,46  | 13,98 $\pm$ 7,24  |
|           | D21    | 47,00 $\pm$ 9,94  | 19,36 $\pm$ 9,41  |
| 2020-2021 | A3     | 53,90 $\pm$ 12,30 | 28,83 $\pm$ 8,81  |
|           | A5     | 13,39 $\pm$ 3,29  | 37,62 $\pm$ 10,26 |
|           | B1     | 9,16 $\pm$ 6,73   | 31,15 $\pm$ 13,90 |
|           | B2     | 31,44 $\pm$ 26,86 | 37,82 $\pm$ 28,52 |
|           | B4     | 13,50 $\pm$ 1,94  | 48,56 $\pm$ 9,59  |

Figura 514: Percentual médio de cobertura dos organismos construtores e não construtores e área não colonizada das placas, (A1, A3, A5, A6, B1, B2, B4, D15 e D21) após um ano de colonização (2018-19, 2019-20 e 2020-21).



|                   | GL | SQ     | MS     | Pseudo-F | P      |
|-------------------|----|--------|--------|----------|--------|
| Habitat           | 2  | 18791  | 9395,5 | 23,705   | 0,0001 |
| Período           | 1  | 1981,8 | 1981,8 | 5,0001   | 0,001  |
| Habitat x Período | 1  | 350,06 | 350,06 | 0,88322  | 0,4818 |
| Res               | 53 | 21006  | 396,35 |          |        |
| Total             | 57 | 42579  |        |          |        |

Figura 516: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em bancos de rodolitos das áreas A (triângulos verdes) e B (quadrados rosa). Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.

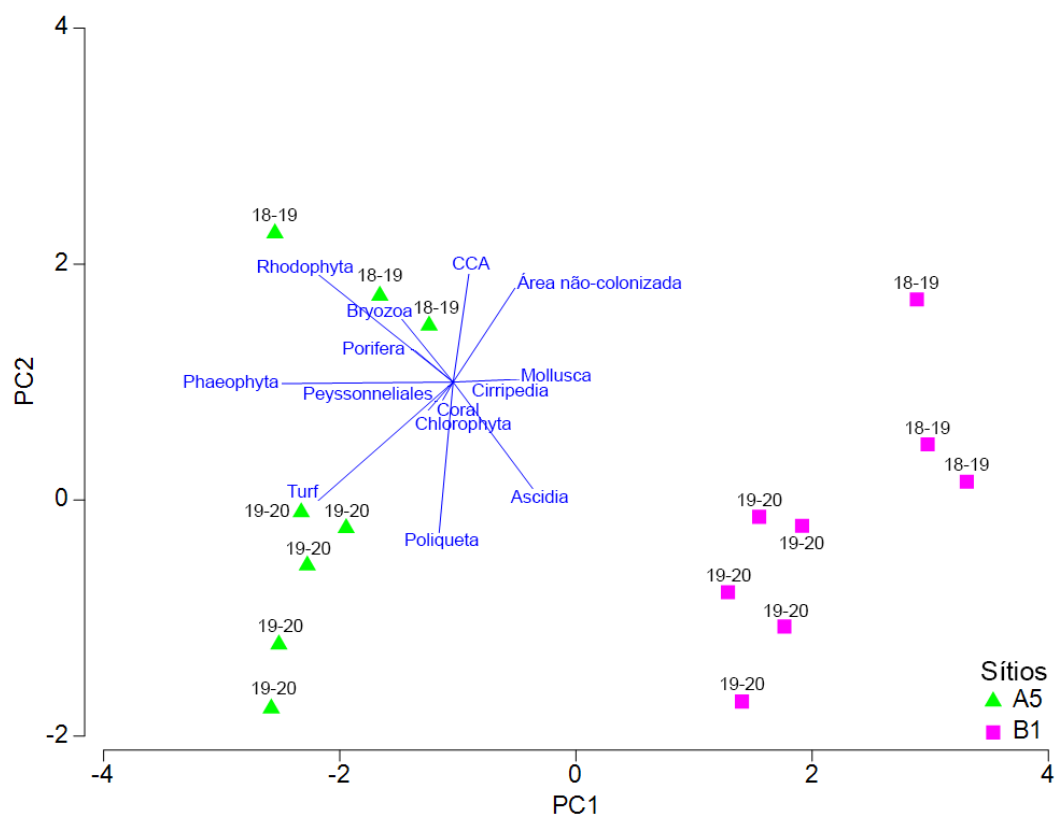




Figura 517: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em bancos de rodolitos das áreas A (símbolos verdes) e B (símbolos rosa). No painel superior a abundância relativa de algas coralináceas incrustantes está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância. No painel inferior as “pizzas” correspondem à contribuição percentual de diferentes grupos de algas. Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.

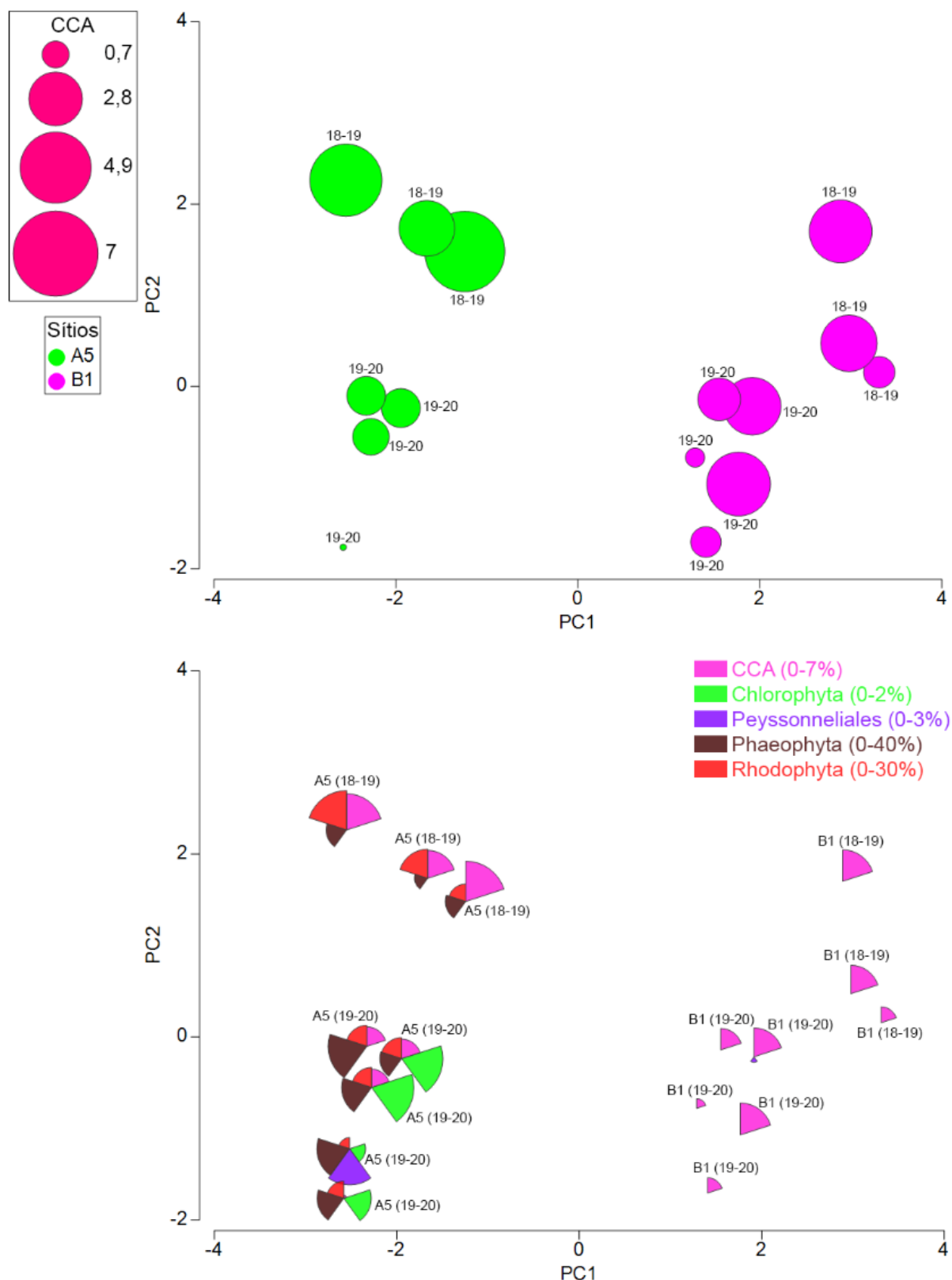


Figura 518: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em recifes das áreas A (triângulos) e B (quadrados). Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.

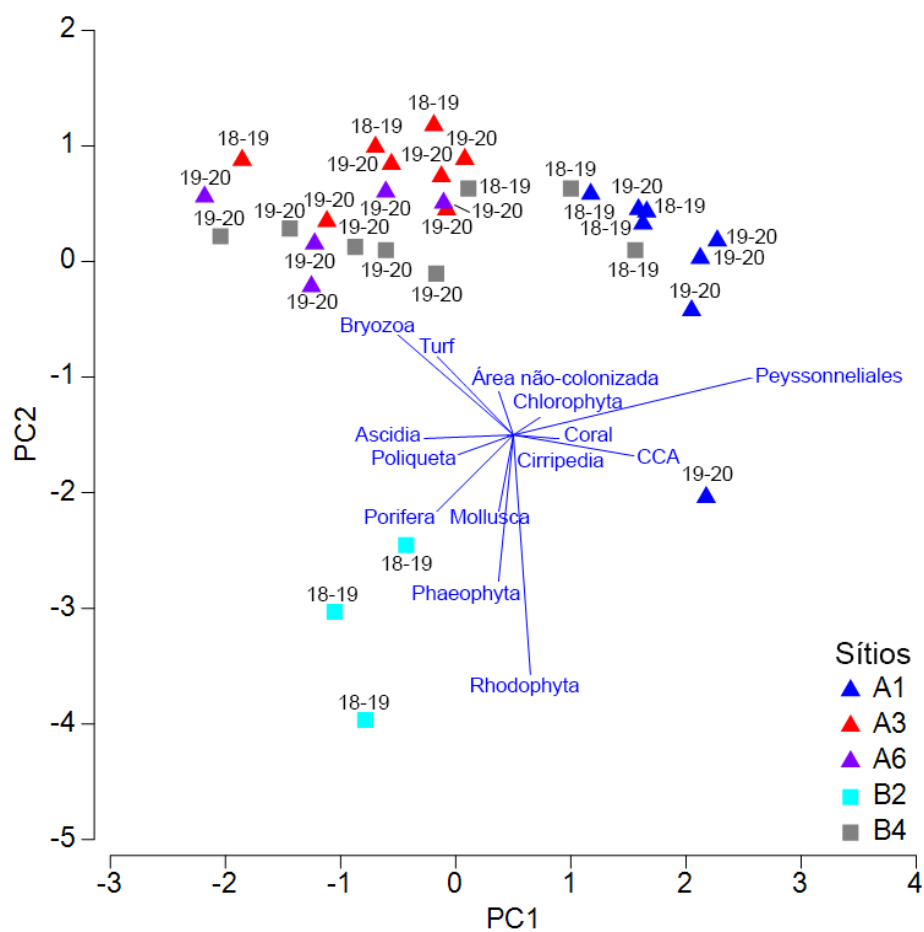
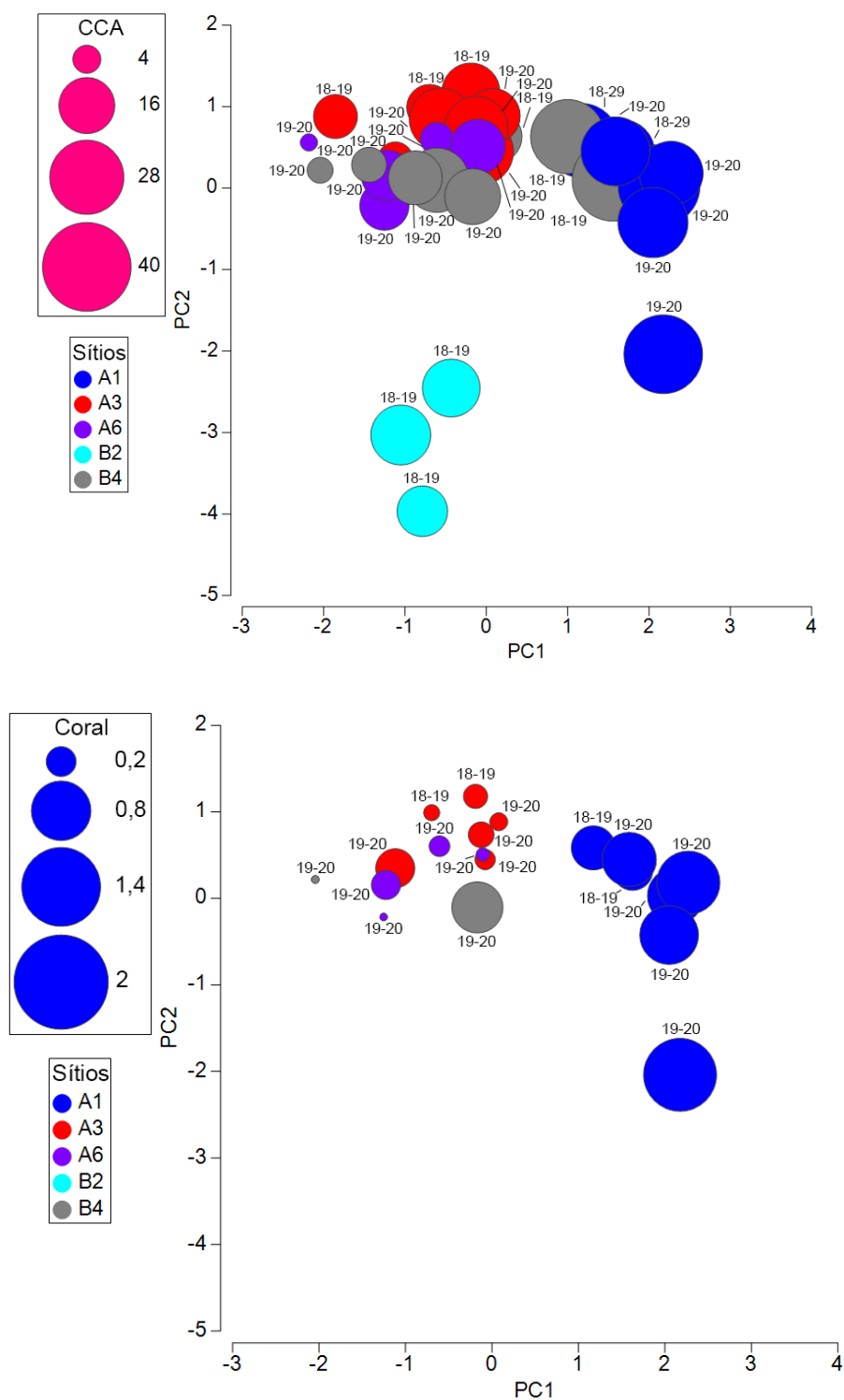


Figura 519: Escalonamento multidimensional não-métrico com os dados de cobertura das CAUs em recifes das áreas A e B.

No painel superior a abundância relativa de corais está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância e cores relacionadas aos diferentes sítios. No painel inferior a abundância relativa de algas coralíneas incrustantes está mostrada em símbolos com tamanho relativo à abundância e cores relacionadas aos diferentes sítios. Rótulos: **18-19**= CAUs submersas entre 2018-2019; **19-20**= CAUs submersas entre 2019-2020.



#### 2.9.4.8 Resultados pertinentes a objetivos e metas implementadas a partir da transição

Apesar da indefinição sobre as metas propostas partir da transição, juntamente com as dificuldades na execução (contingenciamento de execução e equipe reduzida) e as incertezas sobre continuidade do PMBA/FEST e do subprojeto, alguns dos objetivos e metas propostos na transição foram implementados e/ou continuados em 2020 e 2021, incluindo: **i)** a elaboração dos cadernos temáticos, visando disseminação ampla do conhecimento científico sobre a área de estudo (continuação); **ii)** a caracterização dos paleocanais da APA Costa das Algas (implementação), visando ampliar o diagnóstico de linha de base da região afetada; **iii)** os experimentos de transplantes de corais (implementação), visando explorar a viabilidade dessa abordagem e provendo uma base mais sólida de conhecimento sobre alterações fisiológicas e na estrutura do holobionte no sentido de embasar programas de restauração para recifes impactados.

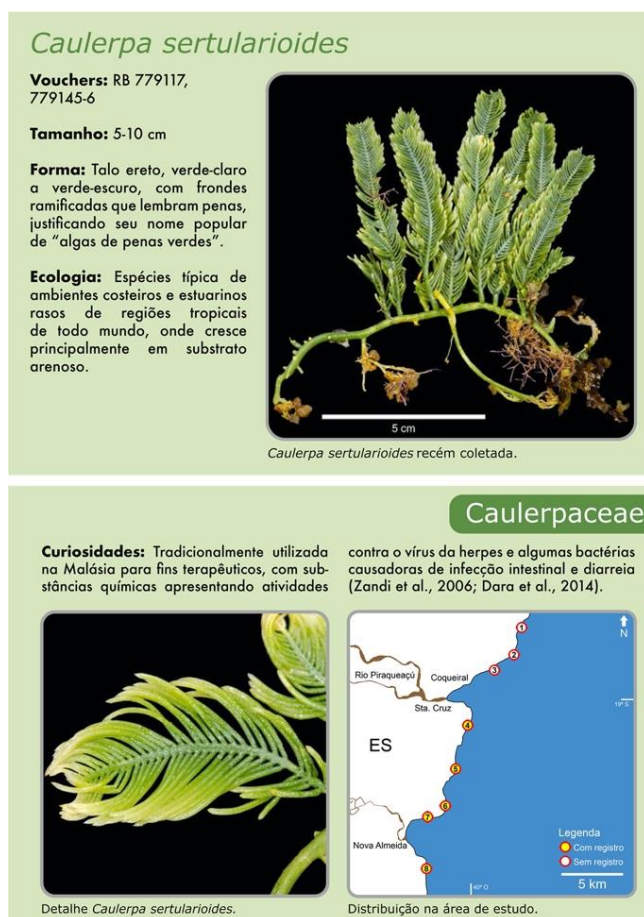
O relato que se segue, abrangendo essas três frentes de trabalho, ainda é preliminar e panorâmico, inclusive porque parte dos dados foi apenas recentemente adquirida e está em processamento (e.g. paleocanal e transplantes).

##### Cadernos temáticos

Elaboramos, com pessoal e recursos complementares de outros projetos, “bonecas” de dois guias de campo. Esses cadernos, com foco em dois grupos importantes abordados pelo subprojeto Fundos Recifais, foram estruturados de forma a poder ser finalizados tanto em versão impressa, para leitura em papel ou pdf, inclusive em “smartphones”, e também para funcionarem como aplicativos com maior nível de interação com o usuário.

Reapresentamos aqui algumas partes representativas desses produtos, tanto para macroalgas (Figura 520) quanto para corais e afins (Figura 521). Os dois cadernos em elaboração podem ser rapidamente finalizados (2-3 meses) caso haja interesse e um nível mínimo de recursos para esse fim. Trata-se de um componente com objetivo de catalisar a transposição dos principais resultados e recomendações do subprojeto para a sociedade.

Figura 520: Exemplo da diagramação e conteúdo do “Caderno” sobre as macroalgas nos recifes costeiros da APA Costa das Algas, com informações morfológicas, ecológicas e curiosidades, além de mapa de distribuição



### Recife Costeiro - #6

Ponto de Monitoramento D#19  
(20°2'2.207" S/ 40°9'30.3" W)

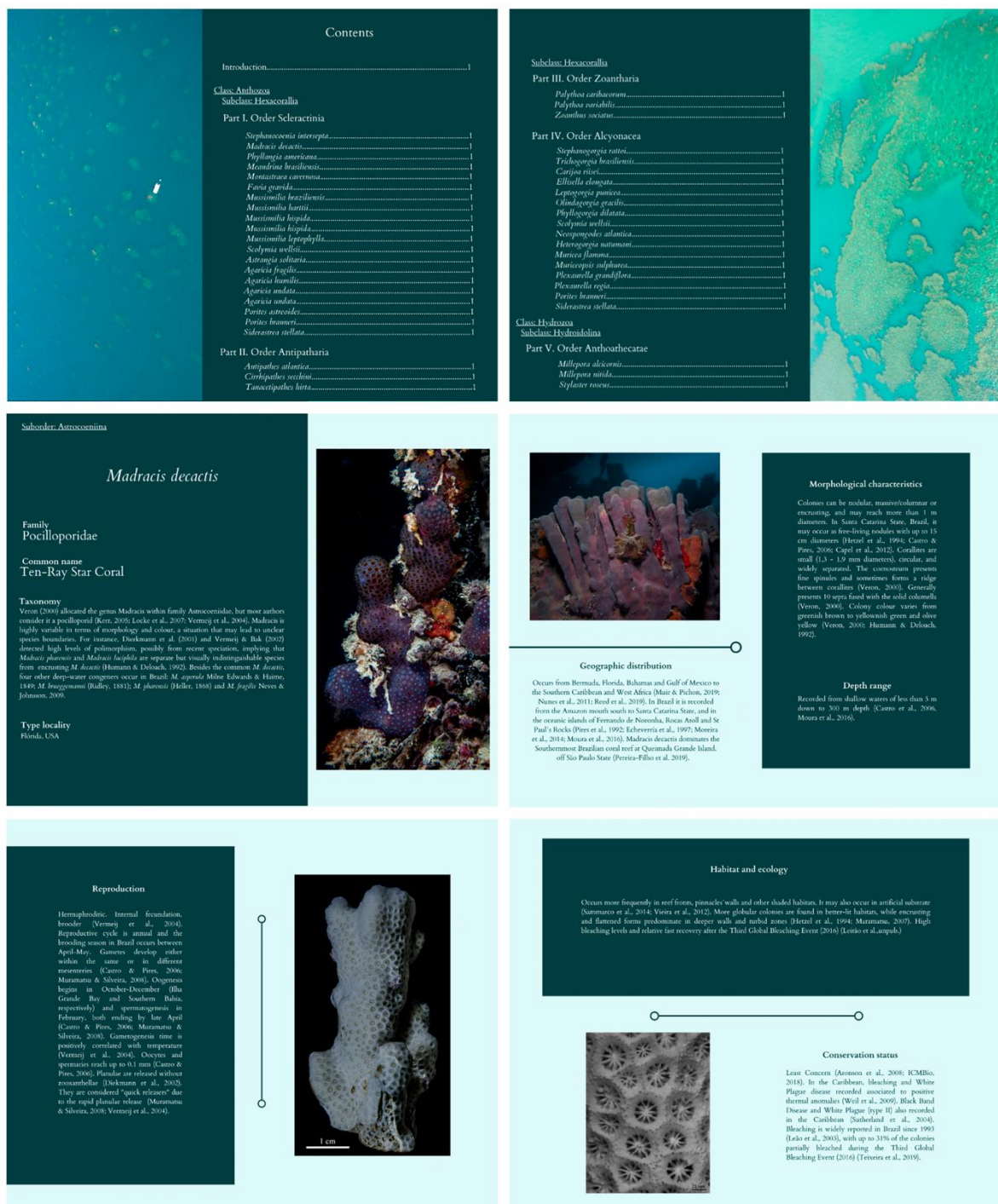
Recife raso, com aproximadamente 1,5 m de profundidade máxima, relativamente abrigado de ondulações na porção formada por uma pequena baía. O fundo é composto por um extenso banco de rodólitos e maerls, além de uma grande quantidade de colônias do coral *Siderastrea stellata*, algumas atingindo até 40 cm de diâmetro. Nota-se a presença de muitos fragmentos mortos do coral *Mussismilia hartii*, espécie endêmica do Brasil e classificada como Em Perigo no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA, 2018). Um total de 87 espécies de macroalgas marinhas foi identificado nesse recife costeiro, compreendendo 39 vermelhas, 24 pardas e 24 verdes.

Vista aérea do Recife Costeiro - #6





Figura 521: Exemplo da diagramação e conteúdo do “Caderno” sobre os corais do norte do Espírito Santo e sul da Bahia





## Caracterização dos paleocanais da APA Costa das Algas

Em abril e maio de 2021 conduzimos amostragens com objetivo específico de caracterizar a biodiversidade e processos oceanográficos influenciados pelos paleocanais da APA Costa das Algas (Figura 522). As informações geradas são valiosas no contexto do Plano de Manejo dessa UC e do REVIS Santa Cruz, em elaboração pelo ICMBio com o financiamento da Fundação RENOVA, o qual conta com a participação de diversos pesquisadores executores do PMBA/FEST. O reconhecimento de feições únicas e da biodiversidade a elas associadas é imprescindível para o adequado zoneamento e manejo das duas UCs. Trata-se das UCs marinhas federais mais próximas à foz do rio Doce, as quais são fundamentais no contexto da reparação dos danos diretos e indiretos aos ecossistemas costeiros e marinhos afetados pelo rompimento da barragem de Fundão.

A partir de mapas produzidos pelo prof. Alex C. Bastos (UFES), estabelecemos dois pontos amostrais no interior (margens e paredes) dos dois maiores paleocanais conhecidos/mapeados até o momento. Dois sítios controle foram estabelecidos na planície recoberta por rodolitos, feição de fundo que domina a plataforma média e externa da UC. Foram feitos, em um canal e em um ponto controle, dois fundeios multiparamétricos de 24h, com o objetivo de caracterizar processos oceanográficos influenciados pelo canal. Em todos os quatro pontos amostrais foram feitos imageamentos do fundo (fotos ortogonais, panorâmicas e imageamento em vídeo) para levantamento da biodiversidade e quantificação do recobrimento do fundo, acompanhados por coletas de espécimes selecionados. De forma complementar, foram feitos lançamentos de “Baited Remote Underwater Videos” (BRUVs), conforme metodologia descrita em MOURA et al., 2021, visando identificar e quantificar as principais espécies de peixes associadas aos paleocanais e suas adjacências.

Os paleocanais se destacaram como indutores de processos oceanográficos peculiares, notadamente a penetração de águas mais densas e frias, a partir do talude e em direção à plataforma continental (Figura 522). A despeito de menores níveis de clorofila, o interior do paleocanal apresentou maiores níveis de oxigênio, corroborando a ideia de que essas feições funcionam como corredores de conectividade, física e biológica, entre o talude e a plataforma (Figura 523). Além de estarem associados a processos oceanográficos de interesse no contexto do PMBA, os paleocanais se relevaram como áreas com biodiversidade recifal expressiva, abrigando espécies de corais-negros e gorgônias (Figura 524, Figura 525) que não ocorrem nas outras áreas da UC, contrastando com os bancos de rodolitos, cuja cobertura viva é dominada por turf e macroalgas.

Além das comunidades coralíneas únicas, os paleocanais agregam comunidades de peixes com maior biodiversidade do que aquelas encontradas nos bancos de rodolitos, abrangendo também biomassa elevada de espécies de peixes de grande porte com importância para a pesca comercial. A concentração de peixes de importância comercial nessas feições ímpares da APA Costa das Algas é um elemento fundamental a ser considerado no Plano de Manejo, visto que a pesca comercial exercida na região da UC ainda carece de medidas que possam assegurar a sustentabilidade da atividade.

Figura 522: Mapa e localização dos pontos amostrados para caracterização dos paleocanais da APA Costa das Algas (Produzido pelo Prof. Alex C. Bastos, UFES. O insert do canto superior esquerdo representa o local do fundeio).

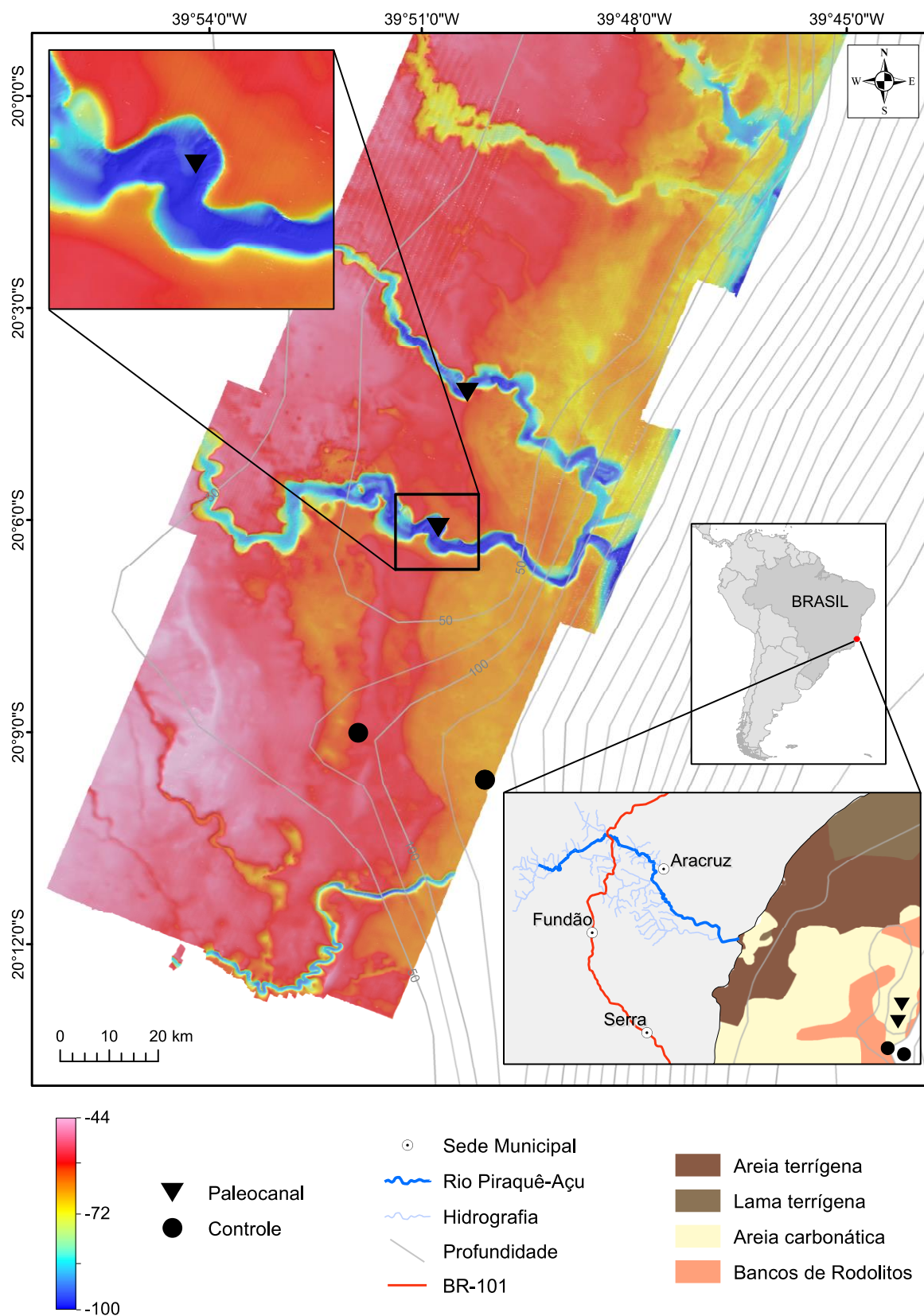


Figura 523: Resultados preliminares dos fundeios multiparamétricos no paleocanal e nos pontos controle.

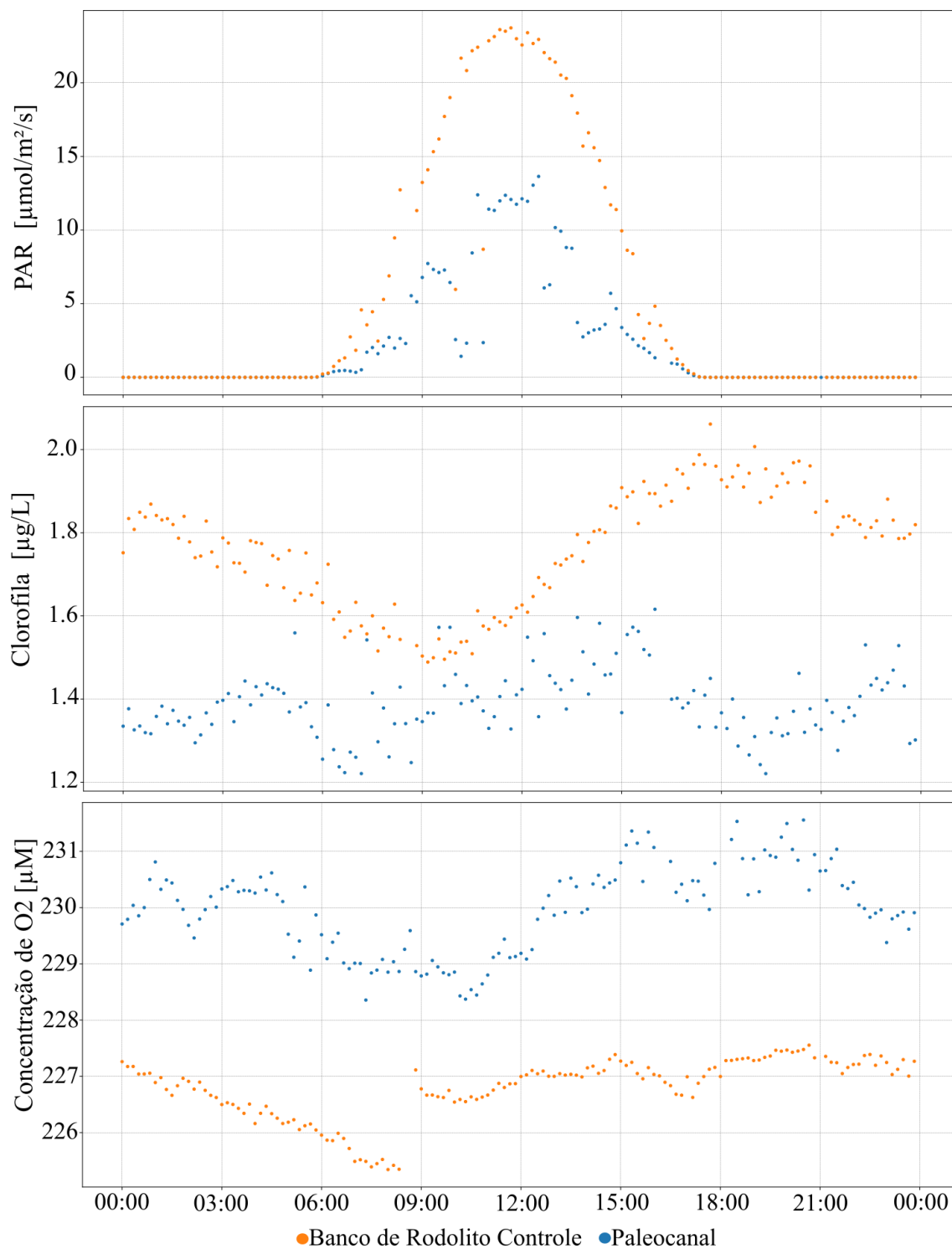




Figura 524: Resultados preliminares do imageamento do fundo na área dos paleocanais da APA Costa das Algas. Painei A: Banco de rodolitos (controle). Painei B: detalhe da cobertura coralínea da parede dos paleocanais. Paineis C e D: Aspecto do fundo na área dos paleocanais.

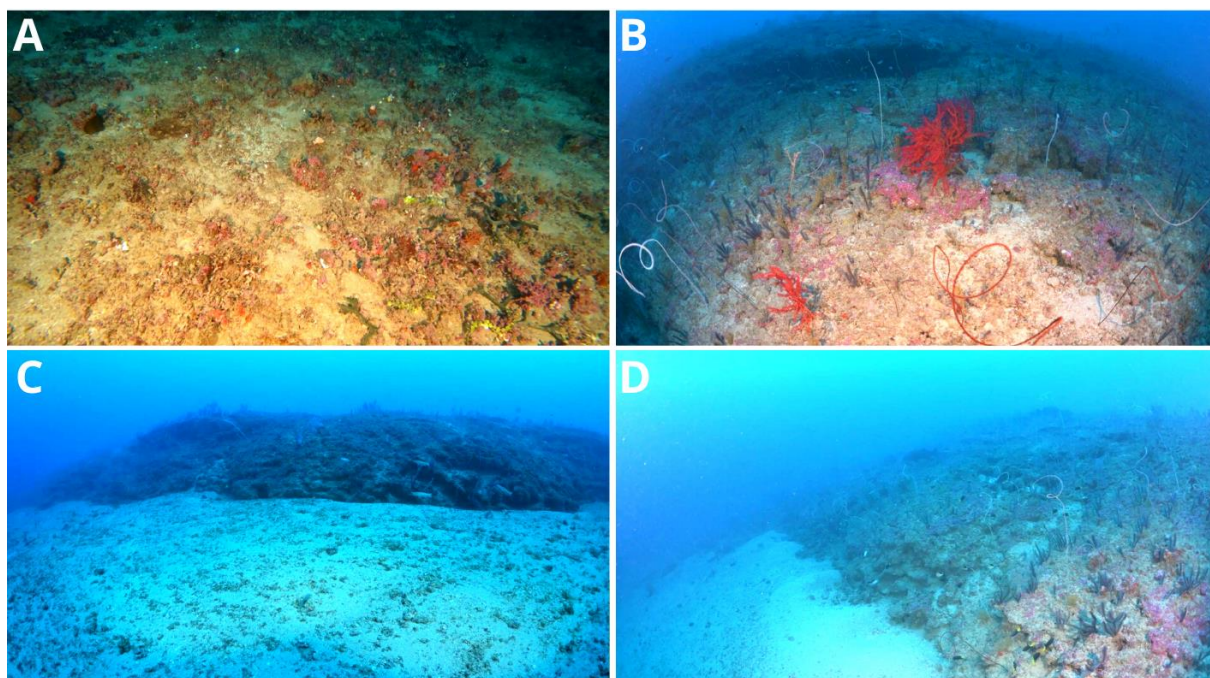
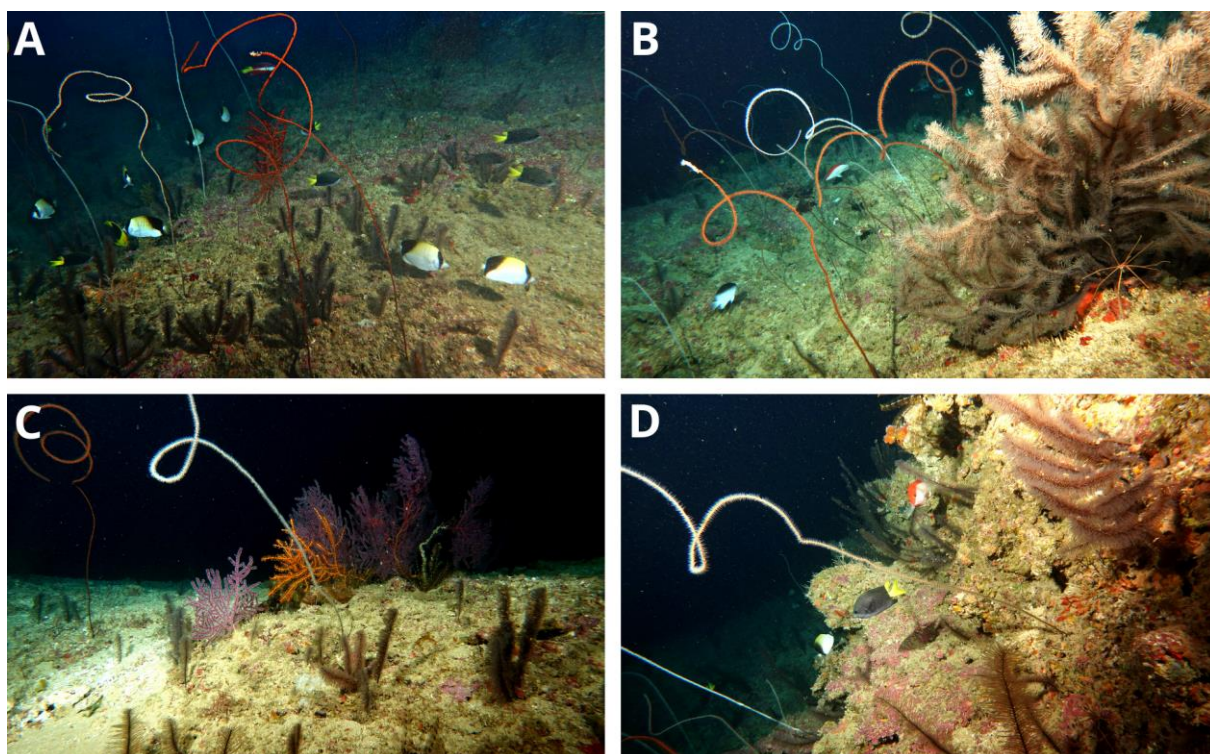


Figura 525: Resultados preliminares do imageamento do fundo na área dos paleocanais da APA Costa das Algas. Painéis A-D: Comunidades coralíneas associadas aos paleocanais da APA Costa das Algas



## Experimentos de transplantes de corais

Diante do declínio global na cobertura coralínea, a restauração de ambientes recifais vem ganhando atenção crescente. Dentre o rol de opções destacam-se os transplantes de fragmentos de corais ou propágulos, a implantação de recifes artificiais, a utilização de probióticos e o enriquecimento larval (e.g. JAAP, 2000; BOSTRÖM-EINARSSON et al., 2020), entre outros. Apesar desse interesse inicial crescente, mas pouco desenvolvido no Brasil, a falta de informações básicas, tais como taxas de sobrevivência/mortalidade e alterações morfofisiológicas do holobionte, se apresentam como algumas das barreiras para o desenvolvimento de intervenções em maiores escalas (ABELSON, 2006).

A espécie modelo utilizada no experimento piloto aqui relatado preliminarmente, *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868), é um coral endêmico do Brasil, cuja cobertura é expressiva na região de Abrolhos (TEIXEIRA et al., 2021). A espécie foi escolhida por possuir cálices abertos que facilitam o manuseio e identificação. O objetivo do estudo piloto foi: i) avaliar a resistência e resiliência do coral diante de um cenário de transplantes entre áreas sob condições ambientais distintas; ii) caracterizar, no destino, parâmetros morfofisiológicos e a diversidade dos simbiossiontes associados a espécimes de diferentes origens; iii) avaliar a capacidade de adaptação do holobionte ao novo local. A Figura 526 e a Figura 527 trazem um panorama geral do experimento.

O experimento abrangeu um sítio na Área B (Recifes Esquecidos, Sítio B3), mais sujeita a materiais oriundos do rompimento da barragem, e outro na área A (PARNAM Abrolhos e adjacências, Sítio A3), mais distante da foz do rio Doce, com transposições realizadas em ambas as direções (de B3 para A3 e de A3 para B3). Os trabalhos de campo ocorreram entre 5-20 de maio de 2021 e 26-29 de setembro de 2021. Os dados foram coletados no tempo inicial (t0) e após 4 meses (t1). Em cada Área, quatro colônias foram aleatoriamente selecionadas como doadoras, cada uma cedendo quatro pólipos para medições fisiológicas e 8-14 ramalhetes (conjunto com ~15 pólipos) para o transplante. Além disso, 12 pólipos foram coletados das colônias doadoras para análises moleculares (Figura 526). Seis ramalhetes das colônias doadoras foram fixados no mesmo recife (controle para efeito da manipulação), ao passo que 14 ramalhetes foram transportados e fixados no sítio de destino (transplantes). Os corais foram transportados em um sistema de circulação aberta (Figura 527 A), sempre durante o período noturno, totalizando ~14h entre a retirada e fixação no destino. As medições fisiológicas, por sua vez, foram realizadas em um sistema fechado com luz e temperatura controlados, adaptado para as condições embarcadas (Figura 527 C e D).

Parâmetros físico-químicos da coluna d'água foram coletados *in situ*, no sentido de ampliar a caracterização ambiental dos locais de origem e destino dos transplantes (Figura 528).

A sobrevivência e saúde das colônias transplantadas e dos controles foi mensurada a partir de fotogrametria. Os pólipos foram classificados como saudável, parcialmente branqueado, branqueado, perda de tecido evidente, rebrotamento e morto. A variação nas categorias foi analisada para cada local entre controles e tratamentos (transplante) com testes T (amostras pareadas). A área tecidual foi utilizada para normalizar valores de respirometria, produtividade, densidade de zooxantelas e bactérias



(obtida através de citometria de fluxo). Os valores finais de respirometria e produtividade foram normalizados pela área de superfície tecidual e pelo tempo, sendo apresentadas como taxas exploradas com ANOVA one-way (sítios e tratamentos) e ANOVA de medidas repetidas (tempo) (resultados ainda não consolidados). A apresentação de detalhes da metodologia amostral e analítica, bem como de resultados detalhados, transcende o escopo do presente relato e o tempo hábil para sua preparação após a coleta dos dados. Um panorama detalhado será apresentado em relatórios subsequentes, considerando o cenário de continuidade do PMBA (com as metas propostas na transição), ou em publicações.

Ressalta-se que não foram realizadas campanhas específicas para os experimentos-piloto de transplantes de corais, ou seja, os mesmos foram realizados durante campanhas regulares do subprojeto.

Figura 526: Esquema do experimento piloto de transplantes de corais.

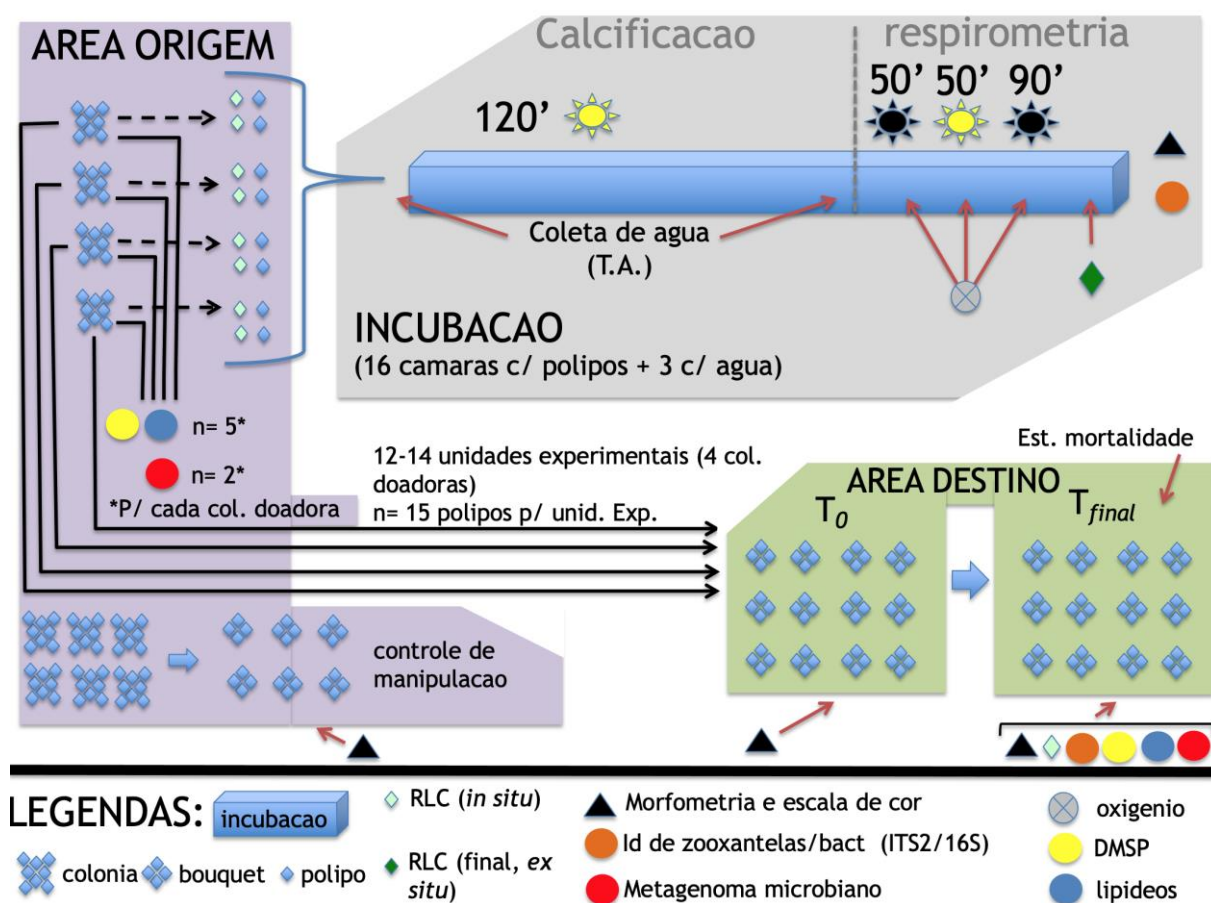
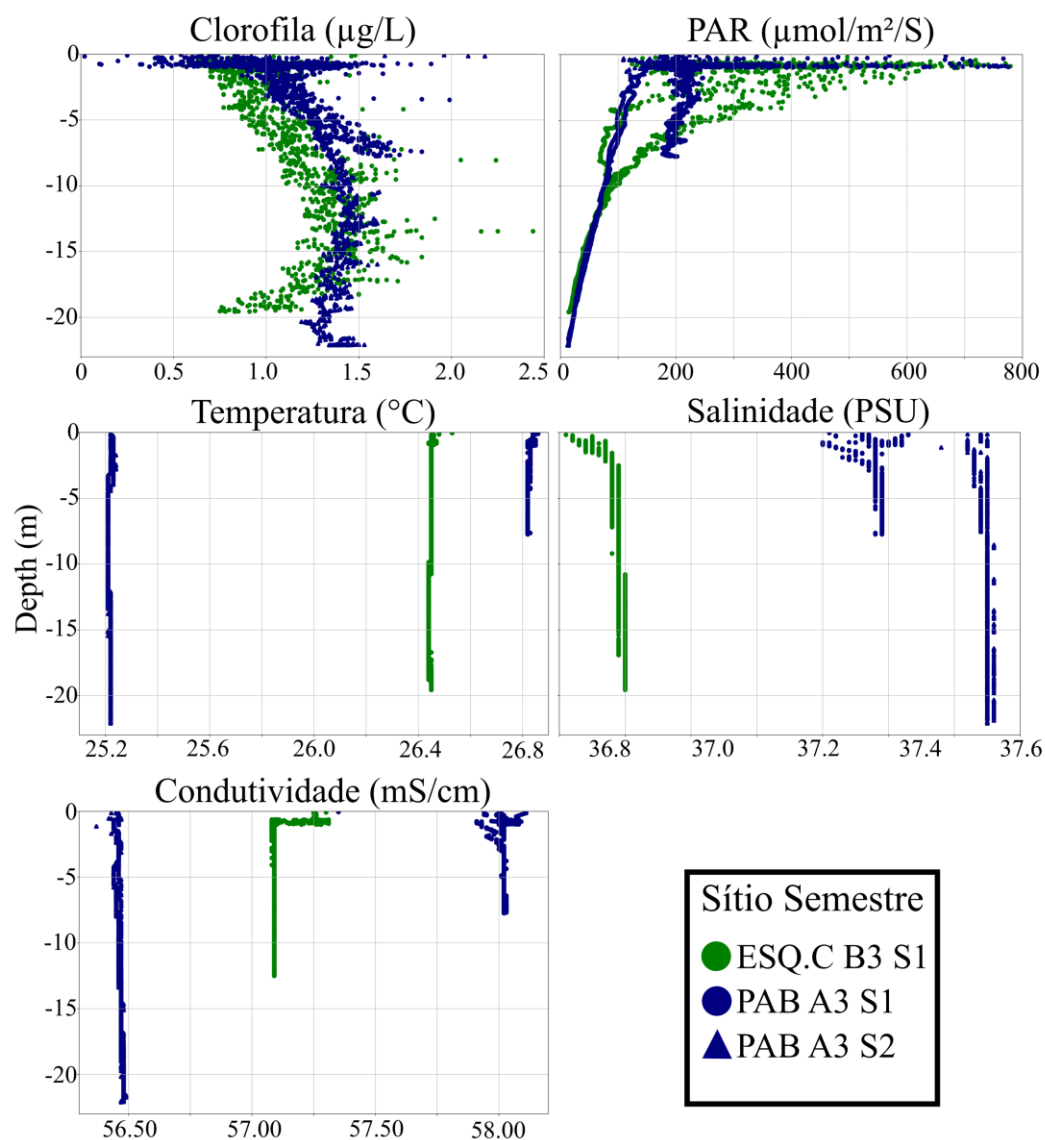




Figura 527: Sistemas utilizados nos experimentos-piloto de transposição de corais. A) Sistema aberto para transporte de um sítio para outro, B) Ramalhetes alocados no sistema aberto sendo transportados no período noturno, C-D) Sistema fechado de incubação para a realização de medidas fisiológicas.



Figura 528: Variáveis físico-químicas obtidas *in situ* durante o experimento piloto (S1= primeiro semestre, S2=segundo semestre).



Os resultados preliminares indicam que *M. harttii* é, dentro de certos limites, resiliente à manipulação, transporte e fixação de colônias em locais distintos. Até o momento, o resultado mais evidente foi a maior sobrevivência de corais transplantados dos Recifes Esquecidos para o recife com menor turbidez/sedimentação, na Área A (Figura 529). No entanto, apesar da alta mortalidade registrada dentre espécimes transplantados para os Recifes Esquecidos (Figura 530), a sobrevivência de alguns pólipos, juntamente com o rebrotamento, indicam alguma capacidade de adaptação após o transplante para um recife sob condições mais estressantes.

As medições fisiológicas, preliminares, apontam para um maior efeito do local, ao passo que a produtividade foi afetada exclusivamente pelo fator temporal (dados em processamento). Em ambos

os casos, houve diferença significativa entre as colônias originais de B3 transplantadas em A3 (dados em processamento)

De maneira geral, os resultados preliminares apontam para a pertinência do desenvolvimento de pesquisas voltadas para a restauração ambiental de ambientes marinhos no âmbito das medidas de reparação dos efeitos do rompimento da barragem de Fundão. A continuidade do estudo irá responder algumas perguntas chave para o delineamento de ações de restauração recifal baseada em transplantes de corais, incluindo um panorama acerca das alterações nas características de holobiontes transplantados.

Figura 529: Sobrevivência de corais transplantados após 4 meses (S1= primeiro semestre, S2=segundo semestre).

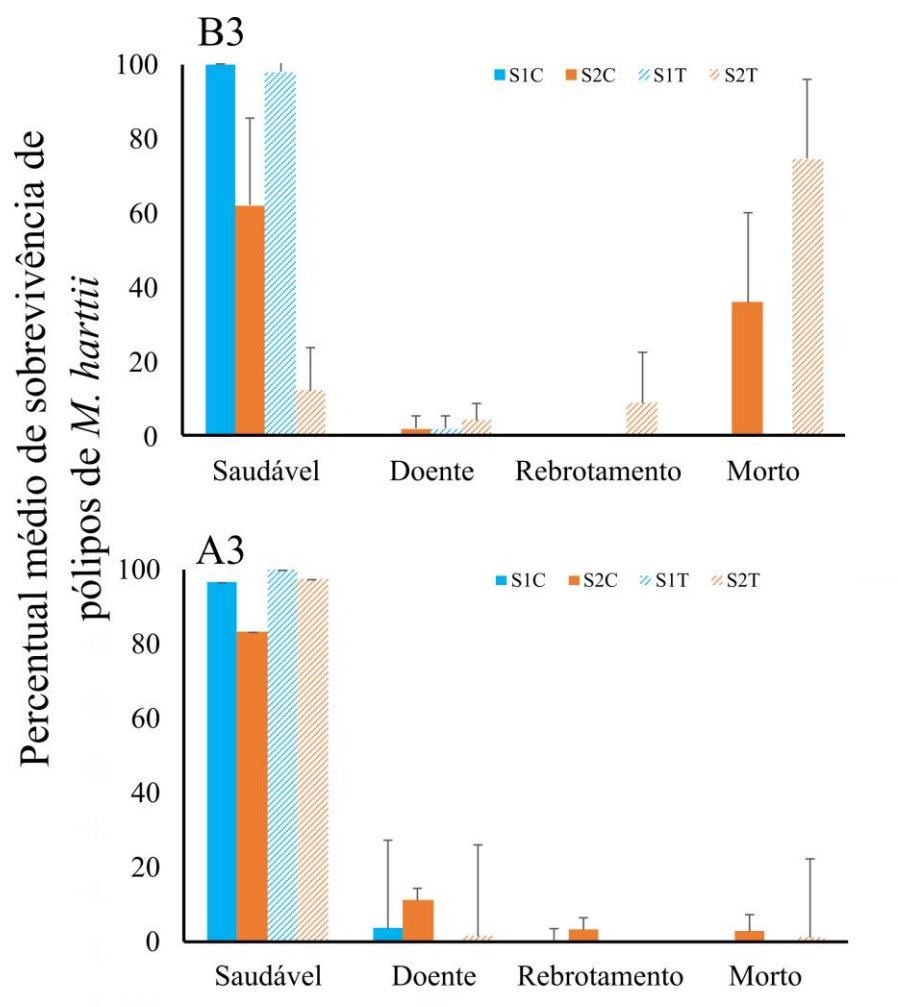
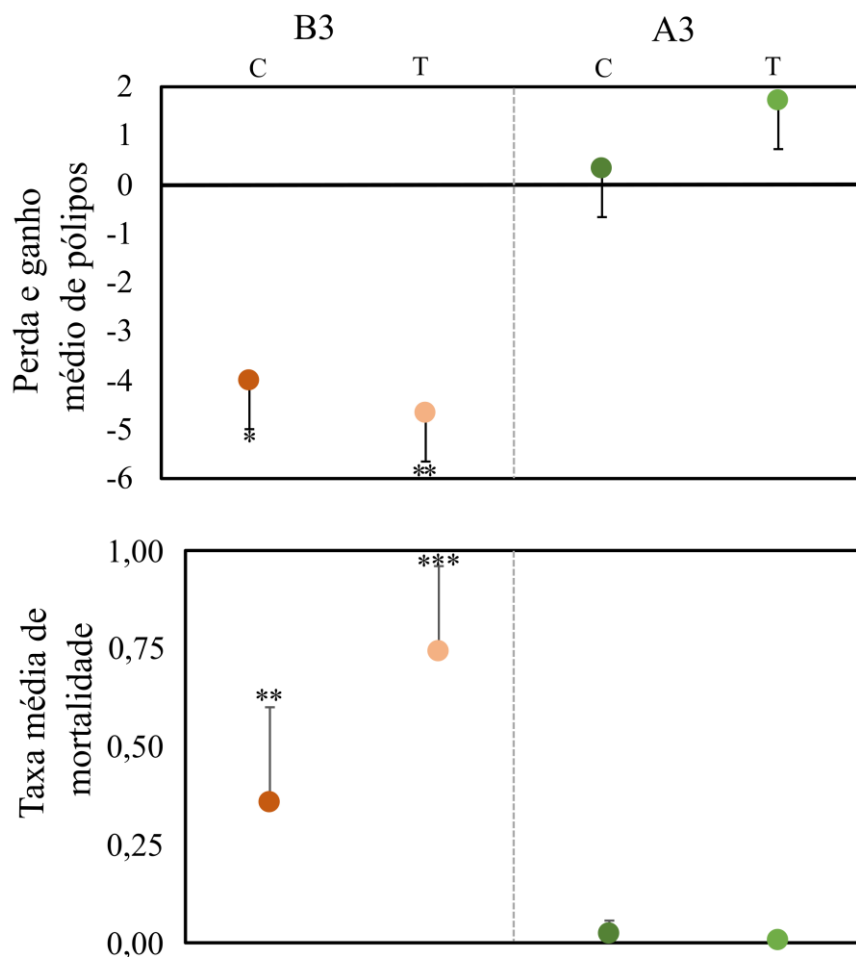


Figura 530: Mortalidade de corais transplantados após 4 meses (S1= primeiro semestre, S2=segundo semestre).



### 2.9.5 Considerações finais

Ao término de mais um ciclo de execução do subprojeto Fundos Recifais, apresentamos aqui um panorama acerca do cumprimento dos objetivos propostos. Nesse contexto, e visando também contribuir na direção do pleno cumprimento do TTAC, apresentamos a seguir um resumo das entregas do subprojeto e recomendações para os tomadores de decisão nas esferas pública e privada.

#### 2.9.5.1 Resumo das entregas realizadas pelo subprojeto

- Consolidamos um **delineamento amostral para avaliar efeitos do rompimento da barragem e de outras fontes de variabilidade sobre recifes e bancos de rodolitos**, tanto do ponto de vista do ferramental amostral, estratificação e replicação, quanto em relação às variáveis e indicadores. Não se trata de um arcabouço estanque, mas sim de um conjunto explícito, justificado e custo-efetivo de balizadores, todos passíveis de aprimoramentos contínuos;
- Produzimos **linhas de base (“baselines”) para áreas, habitats e espécies recifais afetados em maior ou menor magnitude pelo rompimento da barragem**, mas que não haviam sido

previamente mapeadas e acessadas em seus aspectos mais básicos. Esses elementos, inéditos e essenciais para os tomadores de decisão, incluem **um quadro inédito detalhado sobre:**

- i. a variabilidade espaço-temporal de **parâmetros físico-químicos da água e dos sedimentos** que interagem com os recifes e bancos de rodolitos, incluindo diversas **assinaturas de influências flúvio-costeiras**, oriundas ou não do rompimento;
  - ii. a variabilidade espaço-temporal de **comunidades planctônicas** sobrejacentes aos recifes, incluindo suas **respostas a influências oceânicas e flúvio-costeiras e interação com o fundo**;
  - iii. a **diversidade de macroalgas e outros grupos** de organismos bentônicos recifais, incluindo “**checklists**” para **áreas abrangidas por Unidades de Conservação**, tombamento de material científico em coleções de referência, bem como **guias de identificação** e descrições de **novas espécies**;
  - iv. a **estrutura das comunidades bentônicas associadas a dois paleocanais** na APACA, ampliando a base de informações acerca da biodiversidade marinha na região de influência da pluma do Rio Doce;
  - v. a variabilidade espaço-temporal de **comunidades bentônicas associadas a recifes e bancos de rodolitos** ao largo da **foz do rio Doce**, na **APA Costa das Algas**, nos **Recifes Esquecidos**, e **ao largo do PARNAM Abrolhos**. Trata-se de diagnóstico que contribui com o manejo/zonamento das **áreas protegidas existentes e planejadas**.
  - vi. a **configuração da paisagem do fundo marinho em áreas contrastantes**, com uso experimental de técnicas de **fotogrametria** que permitirão um enorme **salto qualitativo em diagnósticos e monitoramentos em ecossistemas recifais**, bem como em ações de **comunicação e divulgação** sobre sua riqueza e importância.
  - vii. **taxas de crescimento de espécies construtoras de recifes** (corais e algas coralíneas), úteis para subsidiar cronologias adequadas para estudos de contaminação e medidas de manejo dirigidas a esses organismos (e.g. Planos de Ação – PAN);
- Constatamos **possíveis efeitos do rompimento da barragem em espécies** (e.g. integridade celular de macroalgas) e **comunidades bêmicas** (e.g. alterações espaço-temporais na estrutura de comunidades), em **processos ecológicos** característicos dos recifes e bancos de rodolitos (e.g. mineralização de CaCO<sub>3</sub>, recrutamento, fotossíntese), e também na **natureza sedimentar do fundo recifal** (e.g. mineralogia), mas a complexidade desses sistemas, da circulação oceânica, e do próprio evento, **não permitem que os atribuamos, exclusiva e inequivocamente, ao rompimento da barragem**. Não entanto, **não é possível rejeitar a hipótese, in dubio, de que o rompimento tenha interagido com outros estressores**, naturais e antropogênicos, **resultando nos efeitos (alterações) constatados**;



- **Demonstramos efeitos inequívocos do rompimento** da barragem em nível de organismos e comunidades, incluindo:
  - i. **presença de contaminantes, inclusive metais e/ou partículas metálicas oriundos do rompimento, em macroalgas, corais e algas coralíneas formadoras de rodólitos**, confirmando que os **efeitos do evento** são de **maior magnitude nas áreas recifais mais próximas da foz do rio Doce**, mas **se estendem até a região adjacente ao Parque Nacional Marinho de Abrolhos**.
  - ii. **alterações na estrutura de comunidades de macroalgas na área da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz**, com aumento na abundância de algas mais tolerantes a rejeitos de mineração após o rompimento.
- Entregamos elementos essenciais para o desenvolvimento de **estratégias de mitigação e restauração dos recifes e bancos de rodólitos afetados pelo rompimento**, incluindo:
  - i. uma base de conhecimento (e dados) sobre os **padrões de distribuição e abundância de organismos recifais** e sua relação com forçantes ambientais naturais e antropogênicas (essencial para o **Planejamento Espacial Marinho**);
  - ii. uma base de conhecimento (e dados) sobre a **diversidade fisiológica e genética de corais** (essencial para **restauração de recifes degradados**)
  - iii. um experimento de transposição de corais (interrompido em março de 2020) que, quando finalizado, fornecerá os primeiros indicativos sobre a **viabilidade de diversas medidas de restauração**.

#### 2.9.5.2 Recomendações para os gestores

Com base nos resultados do subprojeto já é possível apontar uma série de medidas de gestão que podem contribuir para melhoria do quadro geral relativo aos ecossistemas marinhos, e particularmente aos recifes e bancos de rodólitos, na região afetada pelo rompimento da barragem.

- Estabelecimento de medidas de mitigação no aporte de sedimentos flúvio-terrestres ao mar, incluindo recuperação das margens e das drenagens subsidiárias, e projetos de biorremediação, especialmente nos estuários. A turbidez e a sedimentação induzem diversos processos centrais nos ecossistemas recifais e devem ser controladas e monitoradas quanto a intensidade e natureza composicional;
- Fortalecimento da gestão das Unidades de Conservação marinho-costeiras existentes, uma vez que foi demonstrada interação entre estressores naturais e antropogênicos, inclusive aqueles oriundos do rompimento da barragem. Recifes mais protegidos tendem a ser mais resistentes e resilientes a distúrbios. Recifes mais protegidos tendem a estimular o turismo de base sustentável, que gera emprego e renda, e podem beneficiar os sistemas pesqueiros do entorno;



- Fomento do Planejamento Espacial Marinho (PEM) em escala regional, inclusive com base nos dados inéditos gerados pelo PMBA e como medida compensatória, no sentido de organizar e otimizar as diversas atividades econômicas realizadas na região de estudo (e.g. pesca, turismo náutico, indústrias, portos). Os efeitos do rompimento da barragem se somam aos impactos negativos de diversas atividades e esse contexto deve ser tratado de forma explícita, integrada e justa, tal como preconizado pelo PEM;
- Ampliação dos mapeamentos e baselines em toda a região afetada pelo rompimento, visto que se confirmou a vasta extensão da contaminação dos sistemas marinhos;
- Apoio ao processo de estabelecimento de novas Unidades de Conservação marinho-costeiras, usando o arcabouço conceitual do PEM;
- Continuação e ampliação dos monitoramentos em sistemas recifais, no sentido de compreender as tendências nos níveis de contaminação (aumento ou declínio) e efeitos em níveis de indivíduos e comunidades;
- Estabelecimento de um programa de restauração de recifes coralíneos, de maneira a testar e consolidar metodologias que vêm sendo aplicadas em outras regiões, tais como transplantes e probióticos microbianos;
- Fomento de atividades de divulgação dos resultados das pesquisas, através de publicações científicas e de cunho popular, no sentido de assegurar transparência e engajamento cada vez mais amplo da sociedade nos processos decisórios e nas medidas de mitigação dos efeitos do rompimento da barragem.

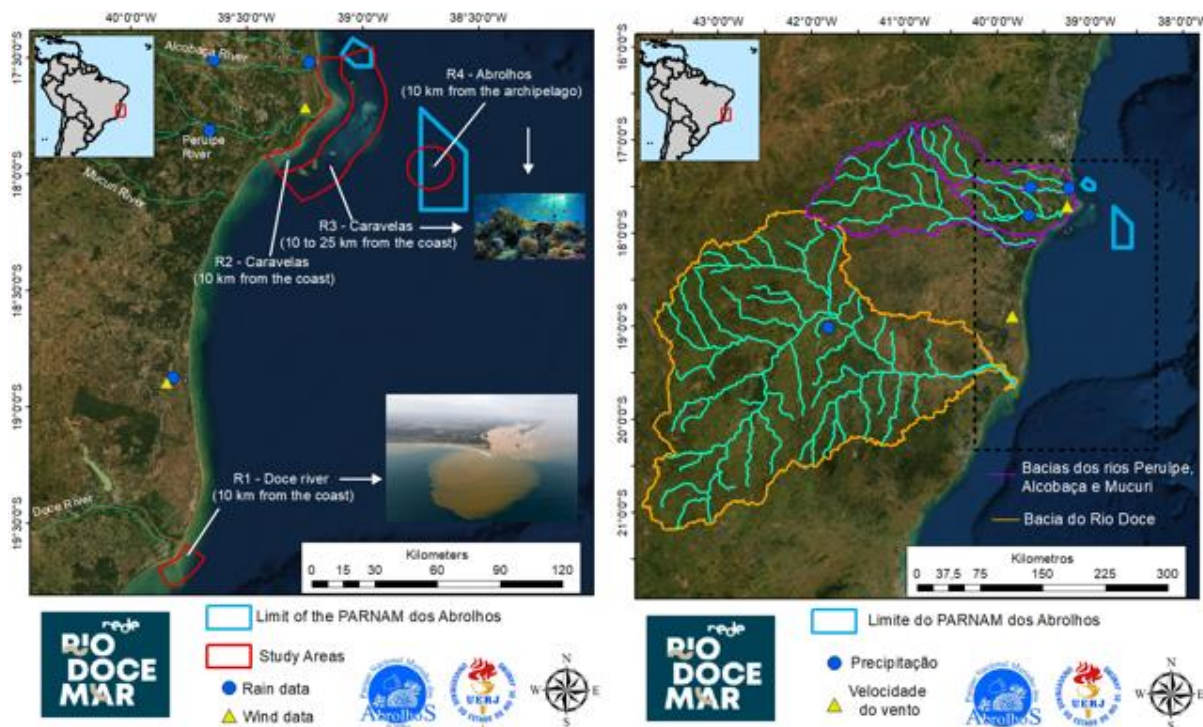
### 3 SEDIMENTAÇÃO EM ABROLHOS

#### 3.1 APRESENTAÇÃO

As análises de acompanhamento realizadas durante as campanhas foram realizadas para os parâmetros: temperatura da superfície do mar (TSM), pH, profundidade secchi, condutividade e MPS. Para o sensoriamento remoto, além das medidas de reflectância da superfície da água do mar através de um espectrorradiômetro portátil, foram utilizadas imagens mensais do sensor MODIS (satélite Aqua) para o período de 2014 a 2018. As imagens foram obtidas a partir do site do “*Ocean Biology Processing Group*– OBPG” (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>) e consistem em produtos gerados a nível de processamento 3, com resolução espacial de 4 km. Estas imagens correspondem a reflectância de sensoriamento remoto ( $R_{rs}$ ,  $Sr^{-1}$ ) mensal da superfície do mar, contruída a partir da composição de imagens diárias. A  $R_{rs}$  é a razão entre a radiância emergente da coluna d’água ( $L_w$ ,  $wm^{-2} sr^{-1} nm^{-1}$ ) e a radiância incidente na coluna d’água ( $E_d$ ,  $wm^{-2} sr^{-1} nm^{-1}$ ). A radiância emergente da coluna d’água é normalizada pra remover o efeito da orientação solar e da atenuação atmosférica sobre a radiação incidente, resultando na radiância emergente da coluna d’água normalizada ( $nL_w$ ). A  $R_{rs}$  é então obtida dividindo  $L_w$  pela irradiância incidente. No *Material Suplementar A8S1* está disposto de forma detalhada toda a metodologia e métodos aplicados nas análises dos parâmetros.

De forma complementar, foram utilizadas as médias mensais de MPS e  $kd_{490}$  para avaliar possíveis mudanças de disponibilidade de luz na coluna d’água na região da foz do Rio Doce e na região de Caravelas/Abrolhos, devido ao rompimento da barragem do Fundão. Em conjunto foi analisada a variabilidade mensal da precipitação, vazão dos rios e velocidade do vento nas regiões do estudo, com o intuito de avaliar possíveis causas naturais das mudanças observadas. A profundidade da zona eufótica está relacionada com a penetração e a disponibilidade de luz na coluna d’água e pode influenciar a dinâmica do fitoplâncton marinho. Uma forma de avaliar a disponibilidade de luz na coluna d’água é utilizando o coeficiente de atenuação difuso ( $k_d$ ). Este parâmetro é definido como o decaimento exponencial da irradiância em uma dada profundidade  $z$  e num certo comprimento de onda  $\lambda$ . O coeficiente de atenuação difuso da irradiância em 490 nm ( $k_{d490}$ ) está relacionado com a penetração e disponibilidade de luz, sendo considerado um indicador de turbidez. Dessa forma, utilizamos o  $K_{d490}$  para avaliar se o rompimento da barragem alterou a turbidez na regiões da foz do Rio Doce e de Caravelas/Abrolhos. Neste trabalho, utilizamos o  $k_{d490}$  derivado da equação de Lee (2005) a partir de imagens MODIS, disponível em: <https://www.oceancolour.org/portal/>. Assim como para o parâmetro MPS, foram extraídas a partir das imagens, as concentrações mensais médias para as 4 regiões de interesse para Abrolhos (Figura 531).

Figura 531. Definição das áreas utilizadas para os cálculos das médias mensais da concentração do MPS e do kd490 e a localização das bacias hidrográficas analisadas.



Médias mensais da precipitação e da velocidade do vento foram obtidas através de estações automáticas, pertencentes ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>). Foram escolhidas estações localizadas dentro das bacias hidrográficas ou próximas a Região de Caravelas/Abrolhos e da Foz do Rio Doce. No caso dos dados de precipitação utilizados para compor a série temporal da região de Caravelas/Abrolhos, foi utilizada a média das 3 estações mais próximas da foz, localizadas dentro das bacias hidrográficas dos rios que drenam para a região (Peruíbe, Alcobaça e Mucuri)(Figura 531). Para a série de dados de precipitação para o Rio Doce, foi utilizada uma única estação dentro da bacia. Ao mesmo tempo, para verificar a representatividade dos dados destas estações, foram compilados também os dados de precipitação produzidos pelo “*Global Precipitation Measurement*” (GPM), o qual é composto pela combinação de dados derivados por satélite com resolução espacial de 0.1° e observações de estações meteorológicas. Com o mesmo propósito, foram também usados os dados de velocidade do vento, produzidos pelo modelo MERRA 2, para a velocidade do vento nas regiões costeiras (sobre o oceano) das áreas de estudo. Já os dados de vazão foram obtidos no site da Agência Nacional de Águas (ANA) através do sistema HIDROWEB ([http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/mapa\\_hidroweb.jsf](http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/mapa_hidroweb.jsf)). A média mensal para a vazão na região de Caravelas/Abrolhos foi calculada a partir da média das vazões dos rios Peruíbe, Alcobaça e Mucuri (Figura 531). Já para a região da foz do Rio Doce foram utilizados dados da vazão do Rio Doce. Infelizmente, os dados de vazão encontrados para o Rio Doce correspondem somente ao período de

janeiro a dezembro de 2014. O período analisado foi de 2014 a 2018, compreendendo assim o ano anterior ao rompimento da barragem e os anos após o rompimento.

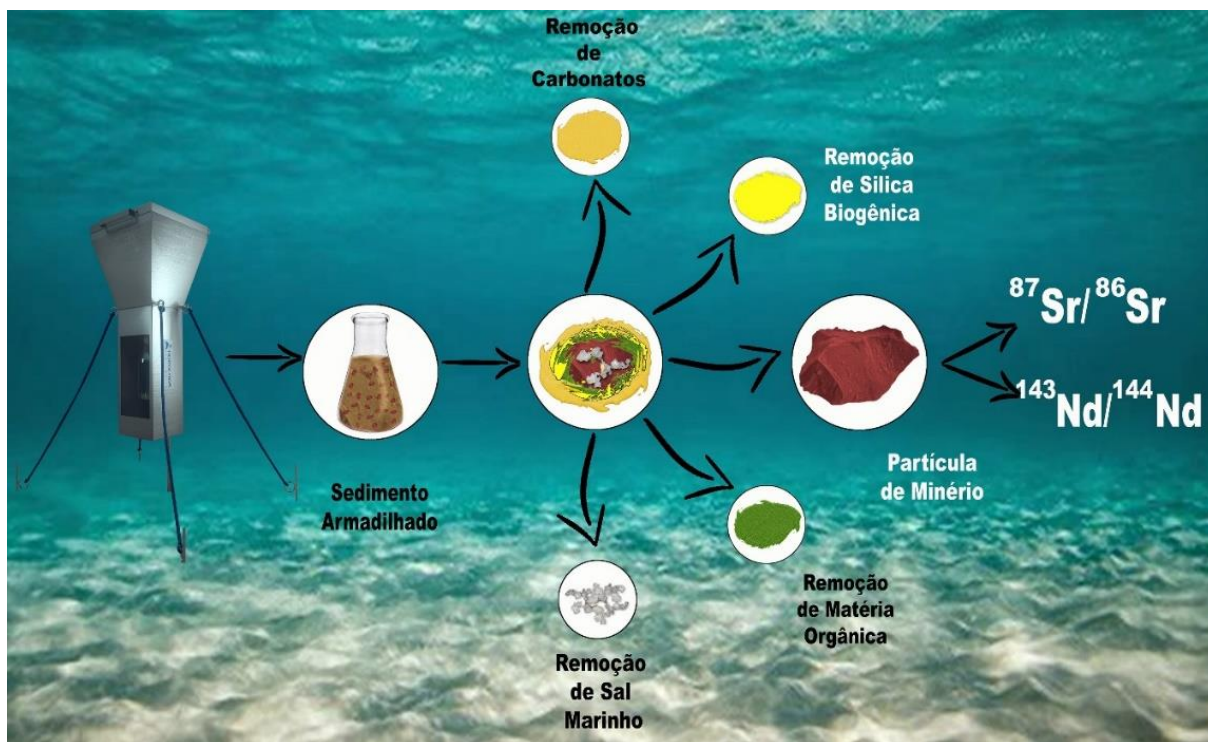
As assinaturas geoquímicas dos sedimentos armadilhados em Abrolhos baseiam-se nas razões dos isótopos de  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  e  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  e no estudo mineralógico. As razões isotópicas  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  versus  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  quando descritas num plano cartesiano são usadas como referência para estudos de proveniência sedimentar e para estudos de misturas isotópicas de dois componentes isotopicamente contrastantes. Estas técnicas, combinadamente, constituem-se em uma robusta metodologia para se demonstrar a existência (ou inexistência) de vestígios da pluma de sedimentos do Rio Doce sobre o PARNA. O sedimento *in natura* coletado em Abrolhos é submetido a remoção de sal marinho, matéria orgânica, sílica biogênica e carbonados para finalmente o resíduo terrígeno ser avaliado para os isótopos. Estes dados são confrontados com um banco de dados de referência regional e sobre os quais se aplica um modelo de mistura sedimentológica a fim de inferir a proveniência mineral. A Figura 532 e Figura 533 ilustram tal processo.

Figura 532. Evolução da partícula mineral na coluna d'água entre a foz do Rio Doce e Abrolhos e os potenciais fatores de aglutinação sobre a partícula de mineral.





Figura 533. Processamento inicial dos sedimentos coletados em Abrolhos para isótopos radiogênicos.



### 3.2 VARIABILIDADE DE PARÂMETROS DA COLUNA D'ÁGUA

Além dos dados geoquímicos dos sedimentos, durante as campanhas oceânicas ocorreram monitorações de parâmetros da coluna d'água no intuito descrever as condições oceanográficas durante as coletas. Os parâmetros monitorados foram: Temperatura Superficial do Mar, pH, Profundidade Secchi, salinidade, condutividade e MPS. A Figura 534, Figura 535, Figura 536, Figura 537, Figura 538 e Figura 539 mostram as variabilidades encontradas durante todas as campanhas.

Figura 534. Parâmetros da coluna d'água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-01, durante o ano 1 e ano de transição.

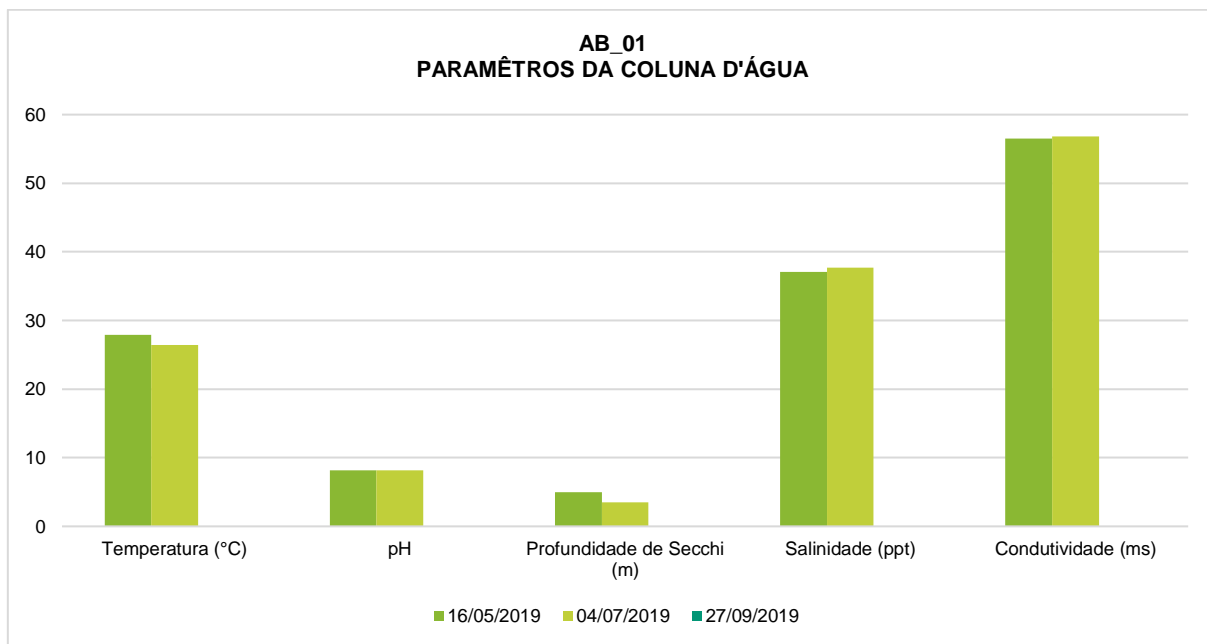


Figura 535. Parâmetros da coluna d'água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-02, durante o ano 1 e ano de transição.

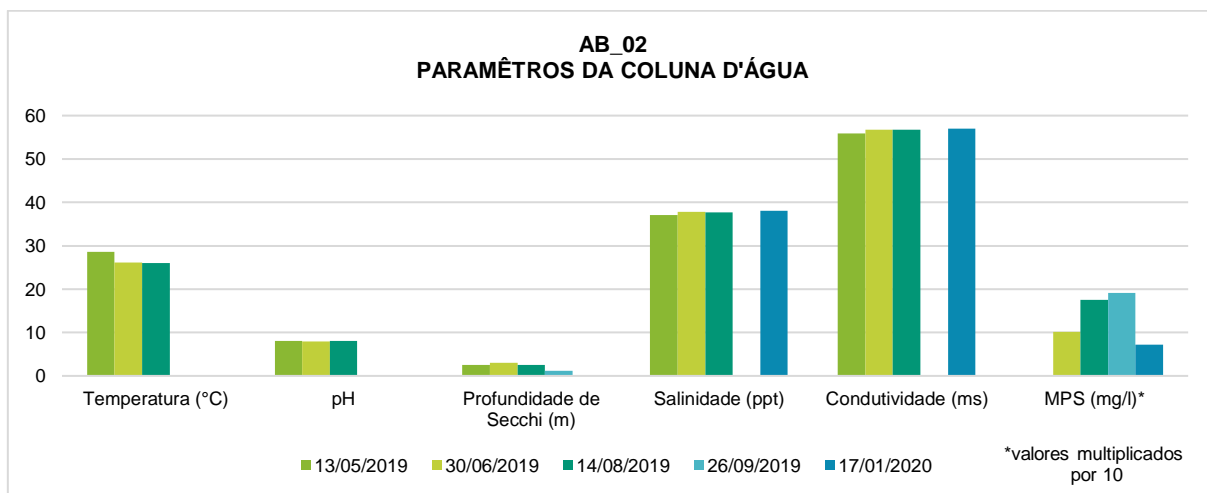




Figura 536. Parâmetros da coluna d'água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-03, durante o ano 1 e ano de transição.

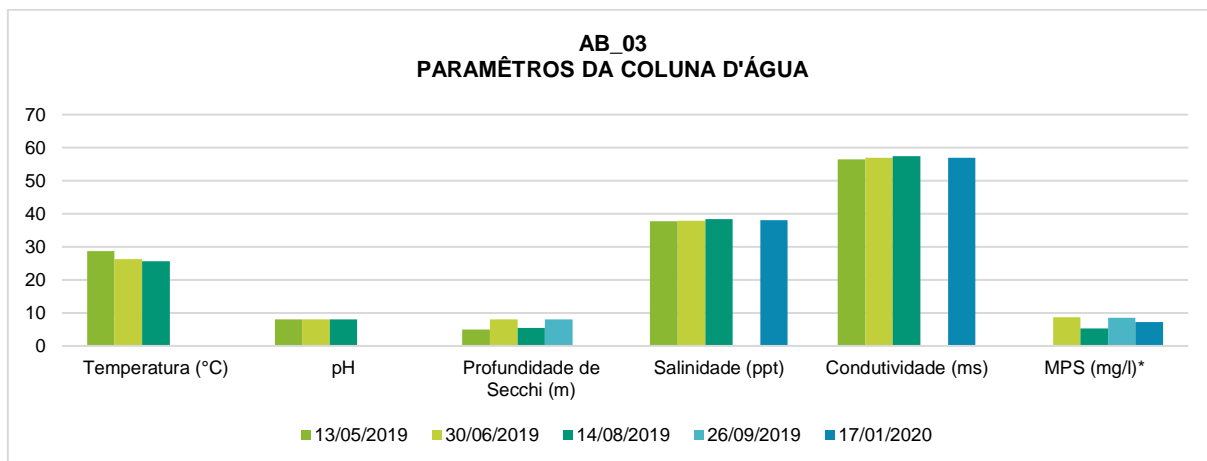


Figura 537. Parâmetros da coluna d'água medidos *in situ* durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-04, durante o ano 1 e ano de transição.

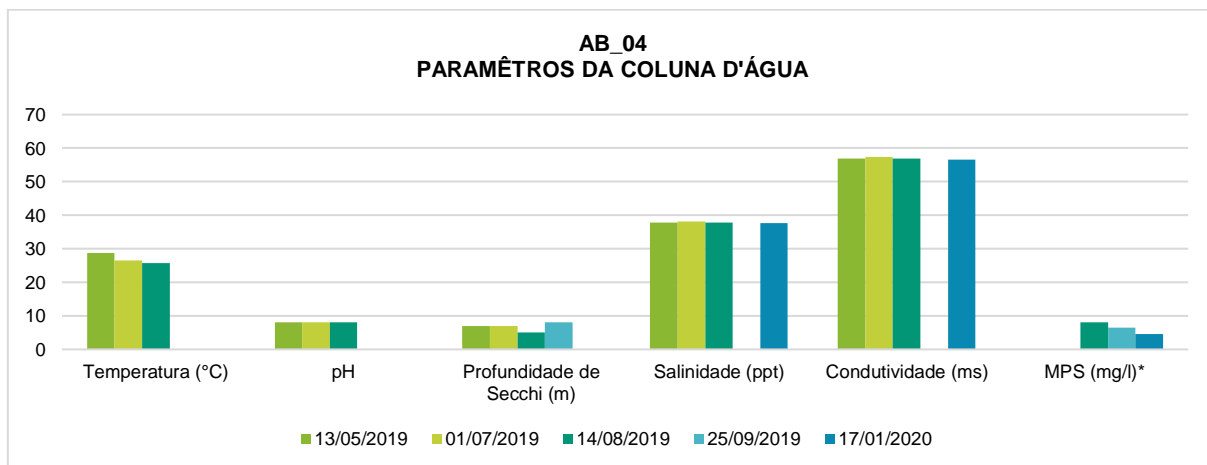


Figura 538. Parâmetros da coluna d'água medidos in situ durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-05, durante o ano 1 e ano de transição.

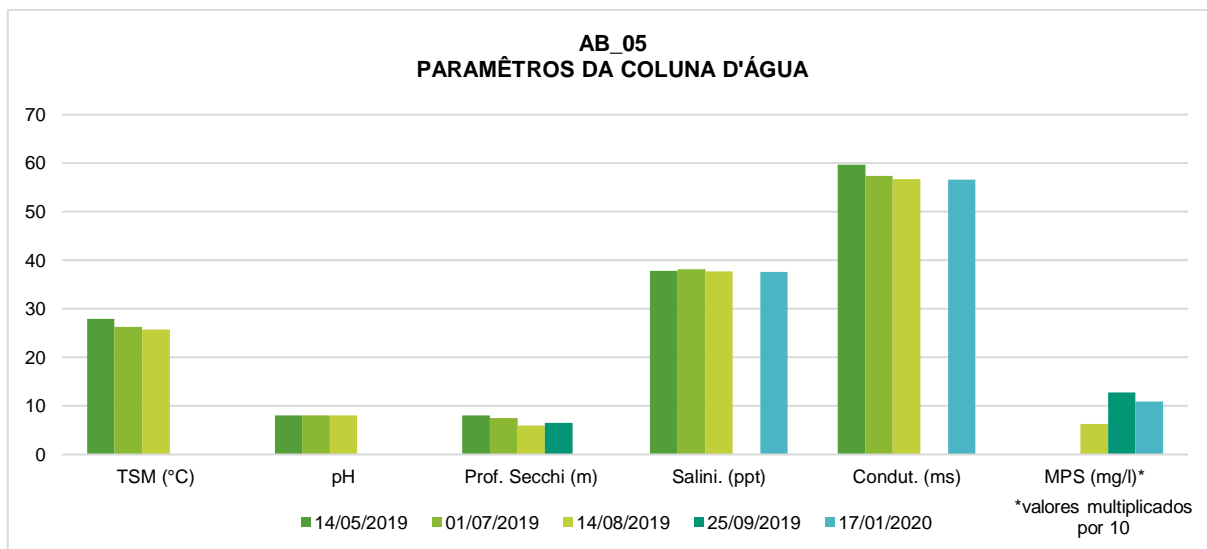
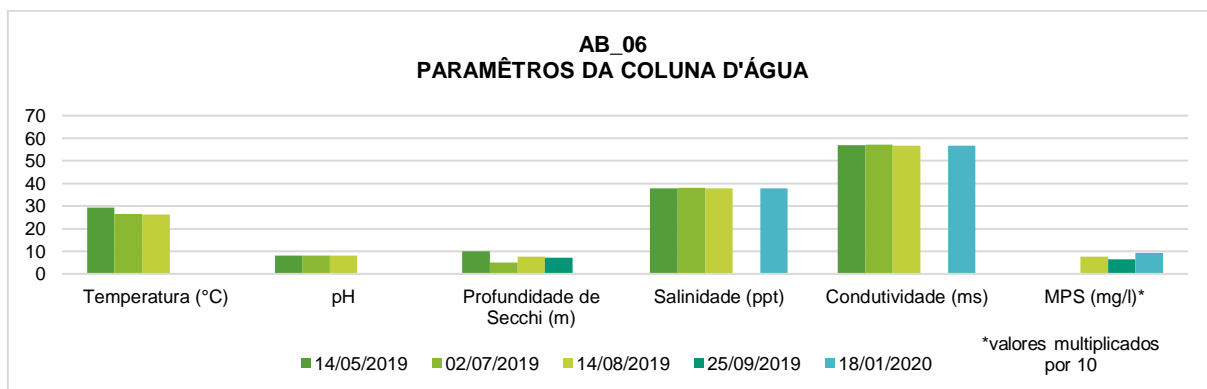
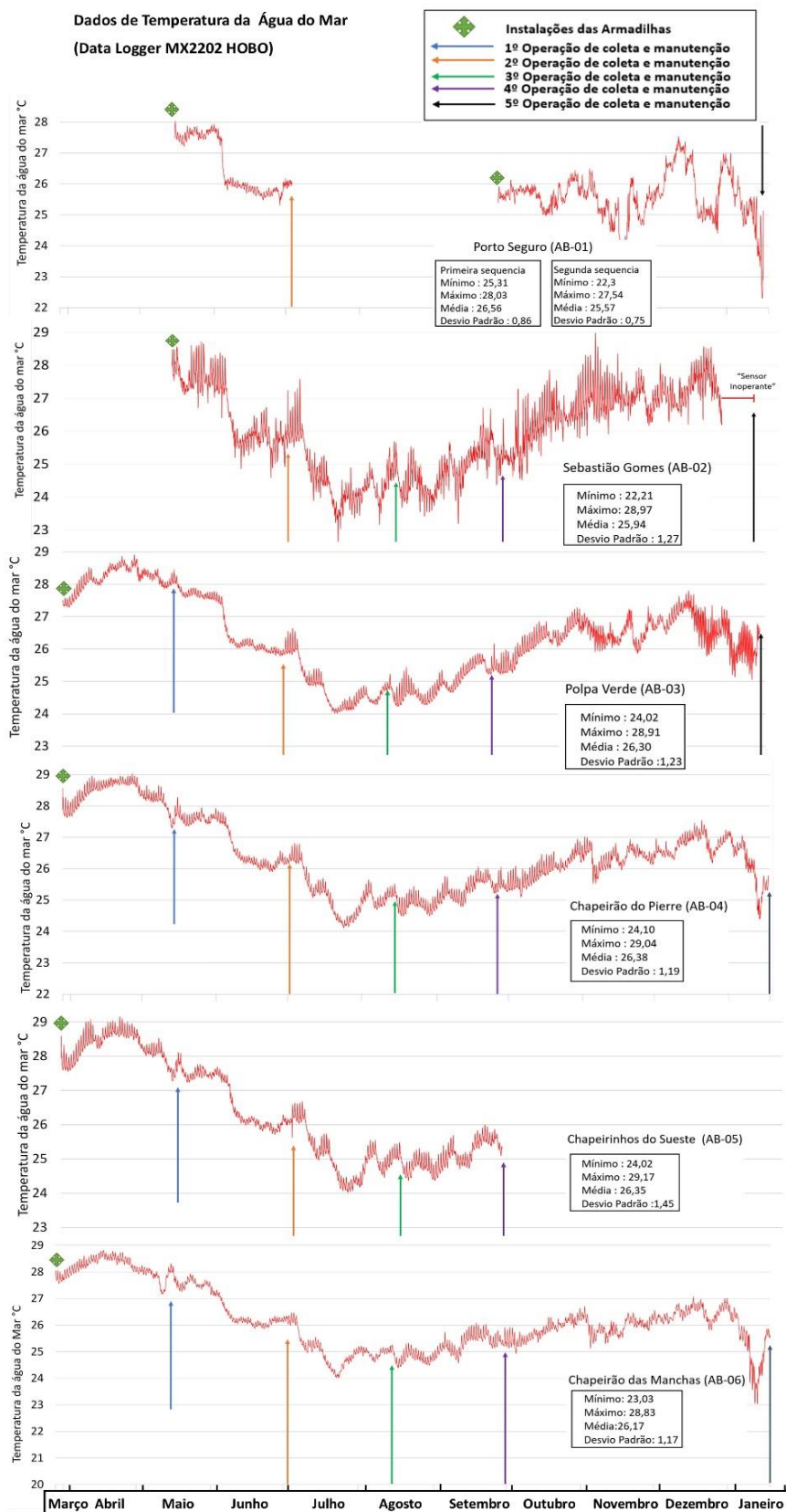


Figura 539. Parâmetros da coluna d'água medidos in situ durante as campanhas em Abrolhos para a Estação AB-06, durante o ano 1 e ano de transição.



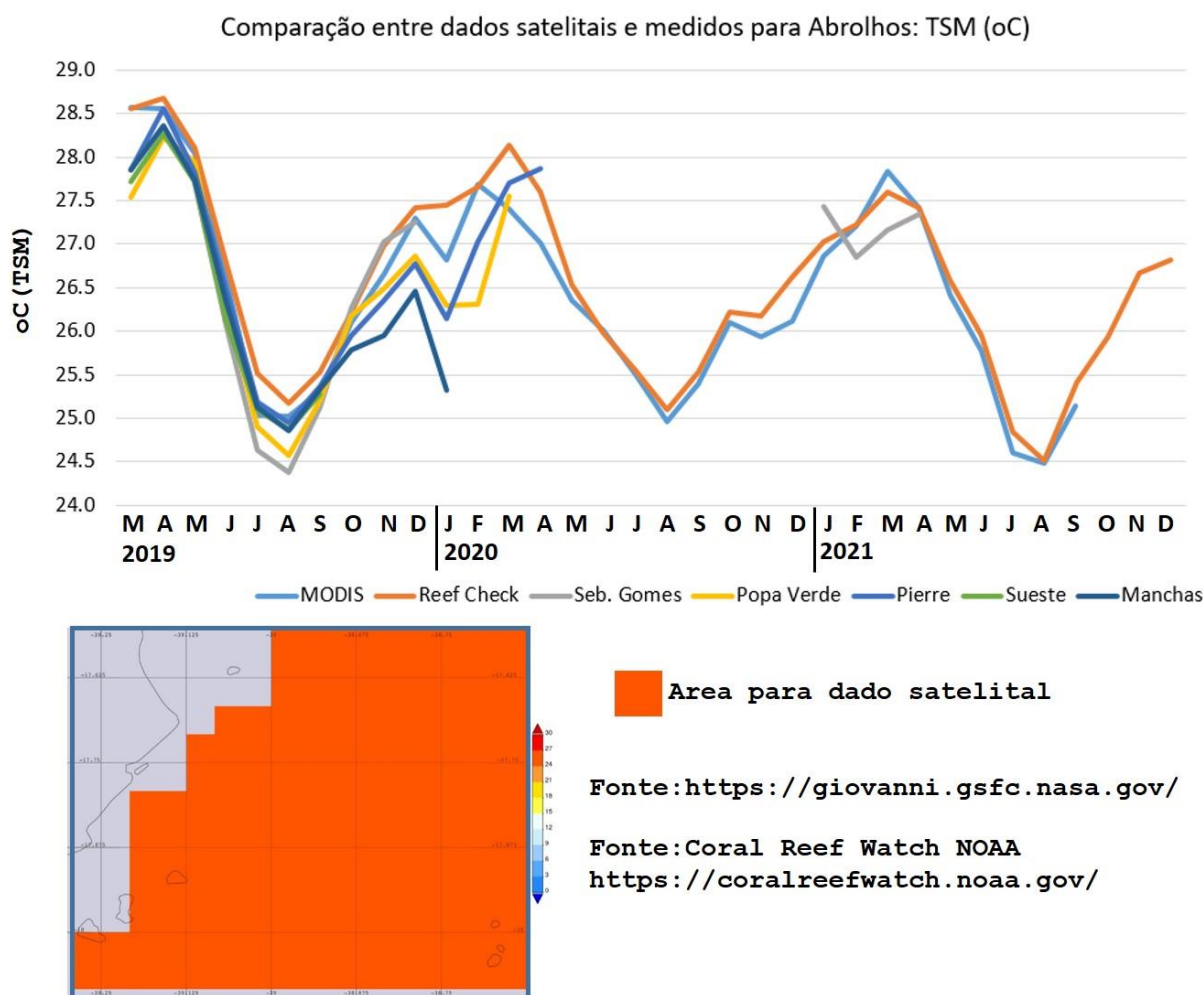
Através dos sensores instalados nas armadilhas, foi possível observar o caráter sazonal da TSM nos seis pontos monitorados em Abrolhos (5) e Porto Seguro (1). As séries temporais de TSM estão apresentadas na Figura 540. Durante o período de monitoramento, os valores de TSM mais baixos foram observados em julho e agosto coincidente com o período quando a frequência de frentes frias, obtidas através do Grupo de Estudos Climáticos do IAG-USP (<http://www.grec.iag.usp.br/data/>), atingem a região de Abrolhos atingiu um valor máximo, mostrando que a advecção de Sul dos sistemas frontais é determinante na TSM em Abrolhos. Para as medições *in situ*, apesar de pontuais no tempo, os meses de agosto e setembro apresentaram os maiores valores de MPS em Abrolhos.

Figura 540. Compilação dos dados brutos de TSM para as seis estações permanentes durante todas as fases de monitoramento em Abrolhos para cada Estação de coleta sedimentar. As linhas verticais identificam as campanhas em Abrolhos realizadas pelo Anexo 8.



Sobre as séries temporais obtidas para Abrolhos foram obtidas médias mensais, sendo comparadas com as bases satelitais disponíveis pelo NOAA/NASA (Figura 541). Uma comparação entre nossos dados e as bases satelitais mostraram uma diferença média de 0,5 °C, sendo o valor satelital maior. Entretanto, considerando que as armadilhas estão dispostas há aproximadamente 10-15 m de profundidade, é possível afirmar que os dados de satélite, para o quadrante especificado neste trabalho, mostram boa concordância com os valores medidos *in situ*.

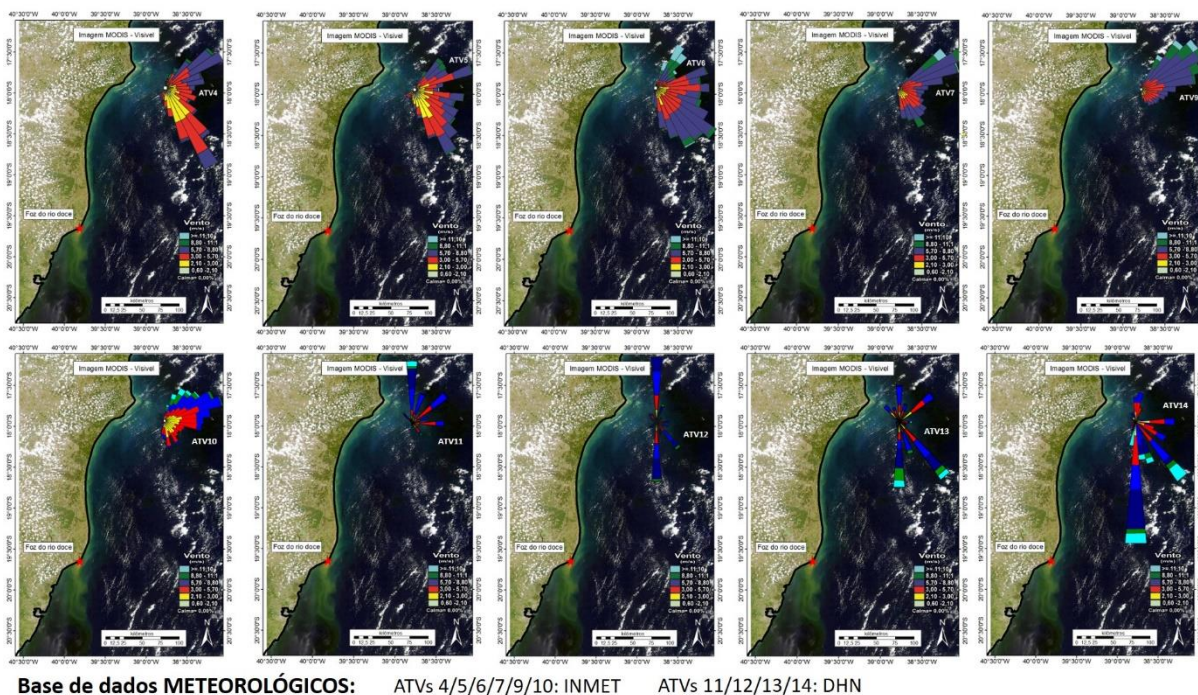
Figura 541. Comparação entre dados de temperatura: dado satelital e sensores instalados nas armadilhas.



Foram gerados diagramas de rosa dos ventos (direção e intensidade) a partir de dados coletados em Abrolhos pelo INMET. A Figura 542 apresenta o comportamento de direção e intensidade dos ventos em Abrolhos integradas para cada fase de monitoramento. É possível observar uma importante mudança no padrão de direção do vento em Abrolhos durante as fases de monitoramento: durante as campanhas ATV-4, ATV-5 e ATV-6 há o predomínio do setor SE o que favorece processos de dispersão sedimentar no sentido S-N; por outro lado, durante as campanhas ATV-7, ATV-9, ATV-10 e ATV-11 há um forte predomínio NE. A atividade ATV-11 mostrou uma contribuição mista entre as componentes N e S e nas atividades ATV-12 e ATV-13 prevaleceu a contribuição S.



Figura 542. Comportamento da direção e intensidade dos ventos para Abrolhos a partir do INMET e DHN para as ATVs 4/5/6/7/9/10/11/12/13/14.



Para complementar a caracterização meteorológica durante as campanhas, foram modeladas retro trajetórias de massas tomando Abrolhos como “end point” (Figura 543 e Figura 544). Para a obtenção da família de trajetórias em Abrolhos utilizou-se o modelo de transporte atmosférico *HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory* (HYSPLIT) versão 5.0 lançado pelo *U.S National Atmospheric and Oceanic Administration* (NOAA) *Air Resources Laboratory* (ARL) ([https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT\\_traj.php](https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT_traj.php)). A partir das trajetórias, foram calculadas as frequências das trajetórias para as atividades ATV4/5/6/7/9/10/11/12/13/14. A base de dados para a climatologia foi obtida a partir do *NCEP/NCAR Reanalysis Project* (<https://www.ready.noaa.gov/archives.php>). Foi utilizada a Direção das trajetórias (*Backward trajectories*) que é a reconstrução das trajetórias até o ponto de referência (Abrolhos). Foi utilizada a função *Daily* que permite integrar o banco de dados. A estatística associada a modelagem atmosférica indica a porcentagem de massas de ar que chegaram ao end point durante todo o período.

Figura 543. Frequências de massas de ar em Abrolhos entre as campanhas ATV4 e ATV9, a partir do modelo HYSPLIT/NOAA.

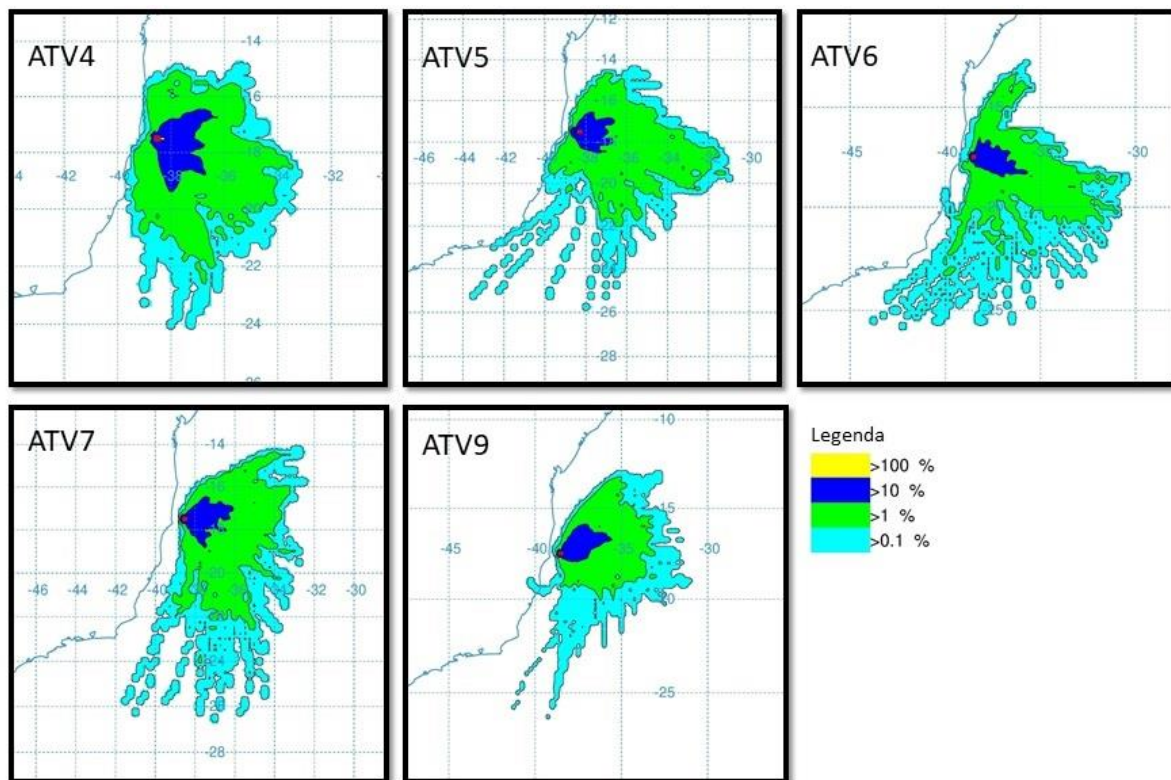
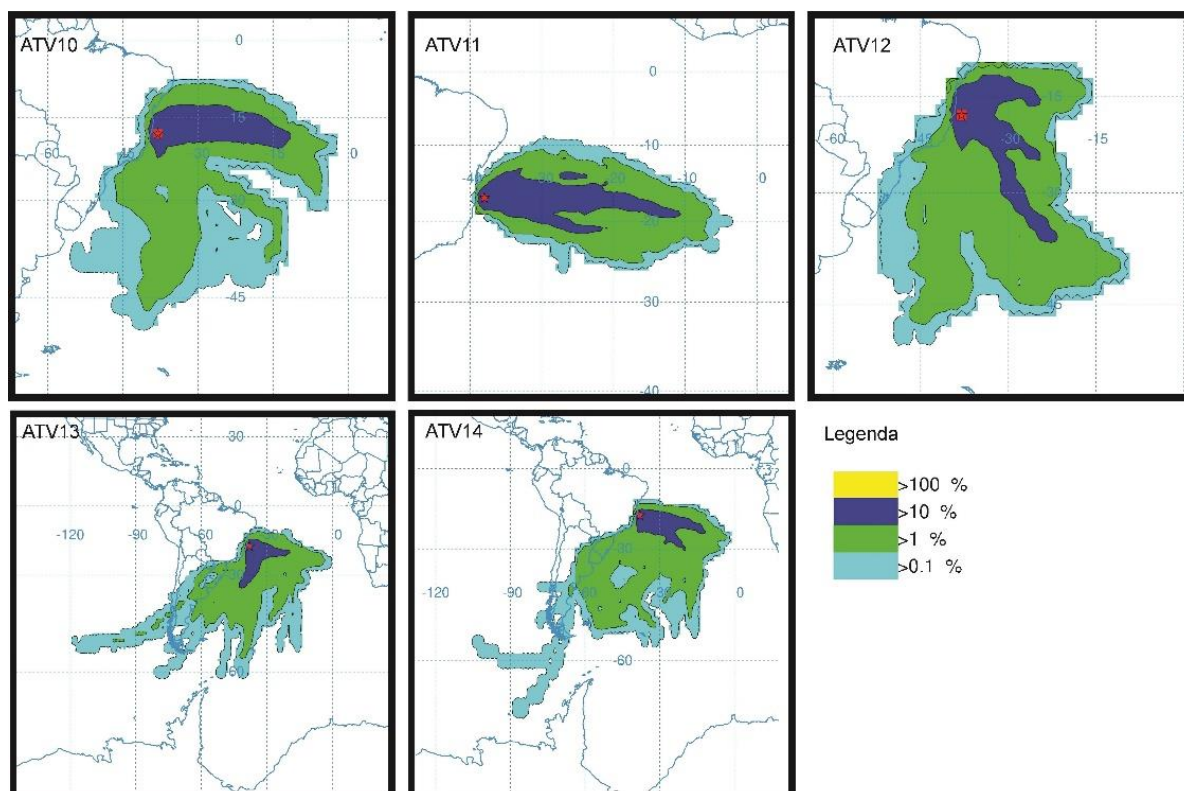


Figura 544. Frequências de massas de ar em Abrolhos entre as campanhas ATV10 e ATV14, a partir do modelo HYSPLIT/NOAA.

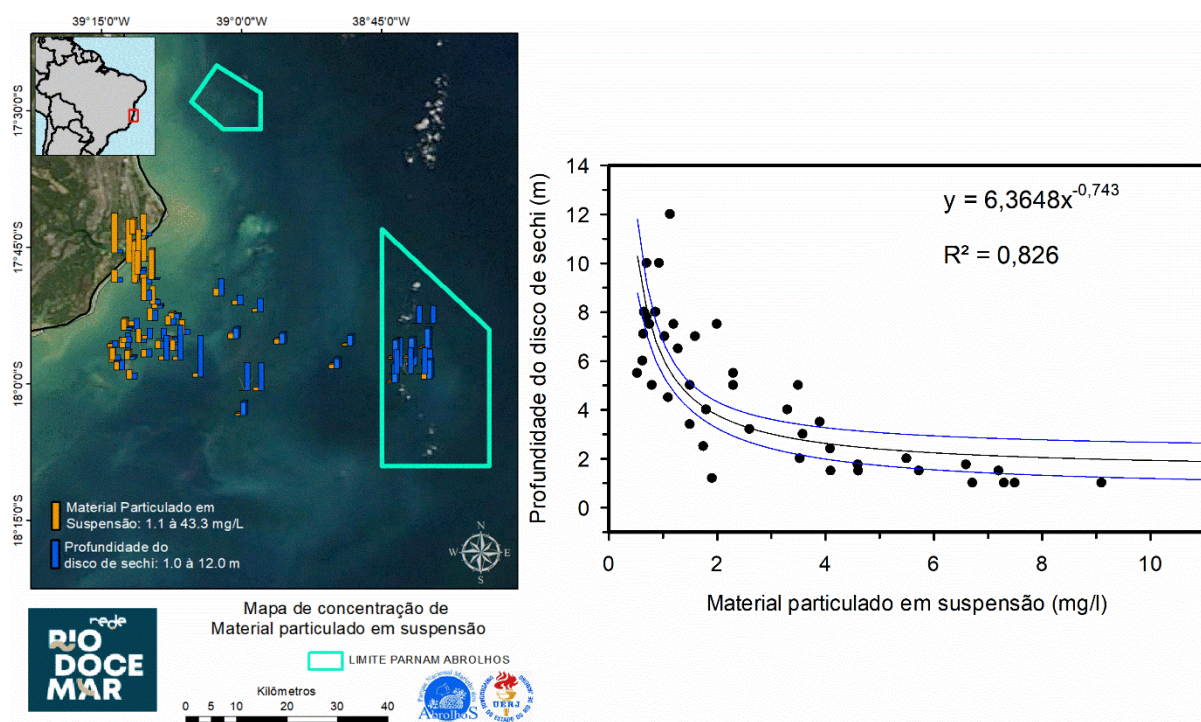




### 3.2.1 Variabilidade espacial das concentrações de MPS e sua relação com a TRANSPARÊNCIA no ambiente marinho

Os principais componentes opticamente ativos na água e que podem alterar significativamente a disponibilidade de luz no ambiente marinho são o MPS, a clorofila-a e a matéria orgânica colorida dissolvida. Dentre estes, nós avaliamos a relação entre o MPS e a disponibilidade de luz, utilizando as medições da profundidade do disco de sechi. Observamos uma forte correlação entre a concentração de MPS e a profundidade do disco de sechi medida no campo ( $r^2 = 0,82$ ). Dessa forma, parece existir uma relação exponencial entre a quantidade de MPS e a disponibilidade de luz (Figura 545). A disponibilidade de luz diminui rapidamente com o aumento da concentração de MPS, mesmo em concentrações baixas. Isto mostra a importância do MPS para a região. Concentrações de MPS maiores que 4 mg/L são capazes de reduzir significativamente a disponibilidade de luz no ambiente aquático.

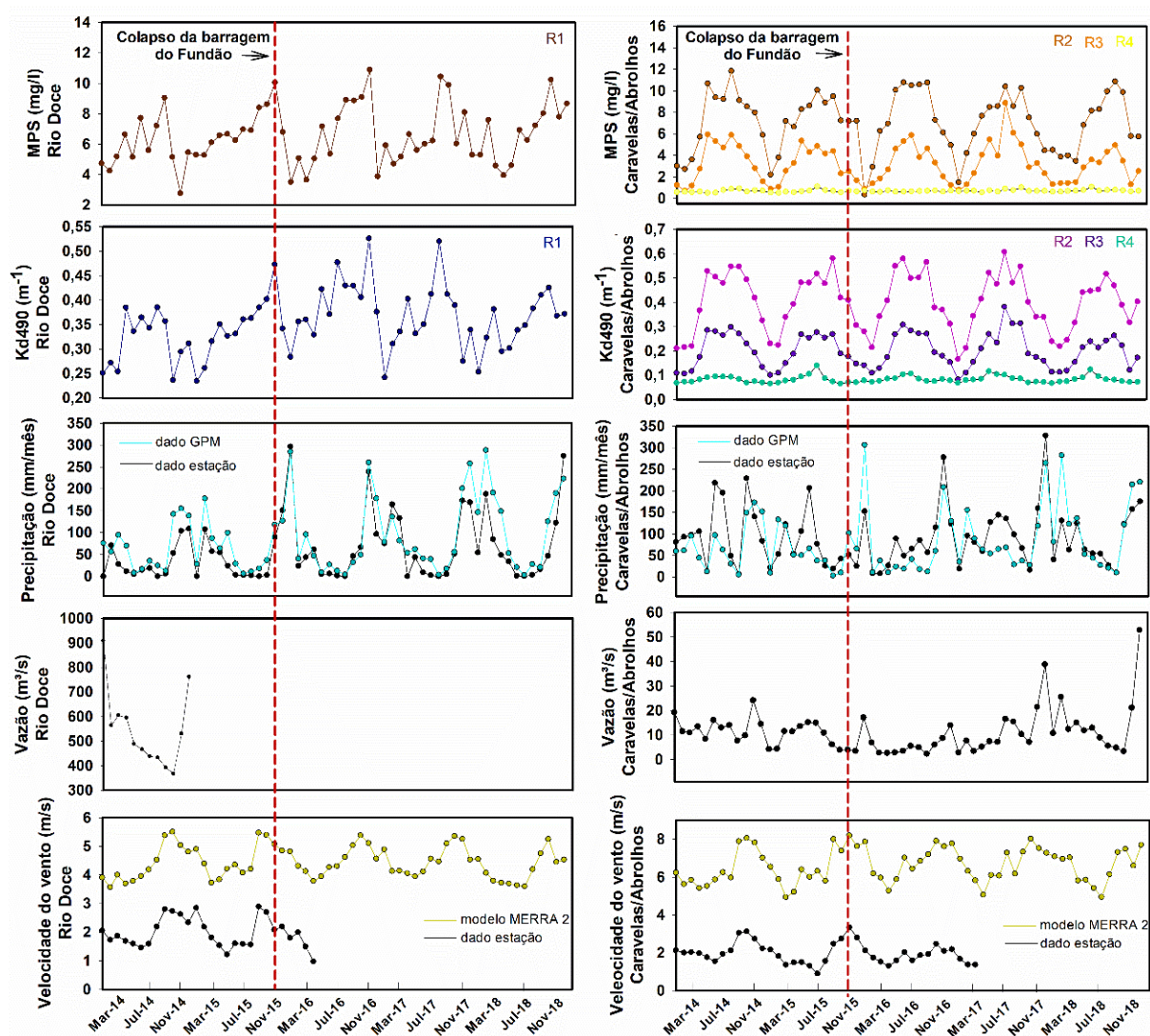
Figura 545. Relação entre a concentração de MPS e a profundidade Secchi para a região do PARNA de Abrolhos.



### 3.2.2 Análise espaço-temporal dos perfis latitudinais e longitudinais dos indicadores da disponibilidade de luz na coluna d'água (MPS e $K_d490$ )

As séries temporais de MPS,  $k_d490$ , precipitação, vazão e velocidade do vento estão apresentadas na Figura 546. Em geral, o  $k_d490$  varia conforme as concentrações de MPS. Isto indica que o MPS atua eficientemente atenuando a penetração de luz tanto na região da foz do Rio Doce, quanto na região de Caravelas/Abrolhos.

Figura 546. Séries temporais de MPS, kd490, precipitação, vazão e velocidade do vento para o período de janeiro de 2014 a dezembro de 2018.



Com o objetivo de avaliar o possível alcance do desastre do rompimento da barragem do Fundão entre a foz do Rio Doce e a região de Caravelas/Abrolhos, analisamos os perfis latitudinais de MPS e  $k_d490$  considerando as médias de maio a novembro ao longo do período de 2003 a 2018. A análise foi realizada através de um transecto desde a foz do Rio Doce até a Região do parque nacional marinho dos Abrolhos (PARNAM Abrolhos) (Figura 547a e Figura 548a). Para o transecto, foi considerada uma distância de 20 km da costa. Comparamos os perfis dos anos após o desastre com a média histórica para o período anterior ao desastre, ou seja, de 2003 a 2014 (Figura 547b e Figura 548b). Um impacto sobre o MPS e o  $k_d490$  devido ao rompimento da barragem é esperado principalmente nos primeiros anos após o rompimento. Porém, observamos que não houve mudanças ao longo do perfil latitudinal nos anos de 2015 e 2016, já que os valores de MPS e  $k_d490$  não foram significativamente diferentes da média histórica. A análise do perfil longitudinal entre a foz do Rio peruípe e a região do PARNAM dos Abrolhos também mostrou que não houve alterações significativas para o MPS e o  $k_d490$  (Figura 549 e Figura 550).



Figura 547. (a) Definição do transecto latitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis latitudinais de MPS para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018.

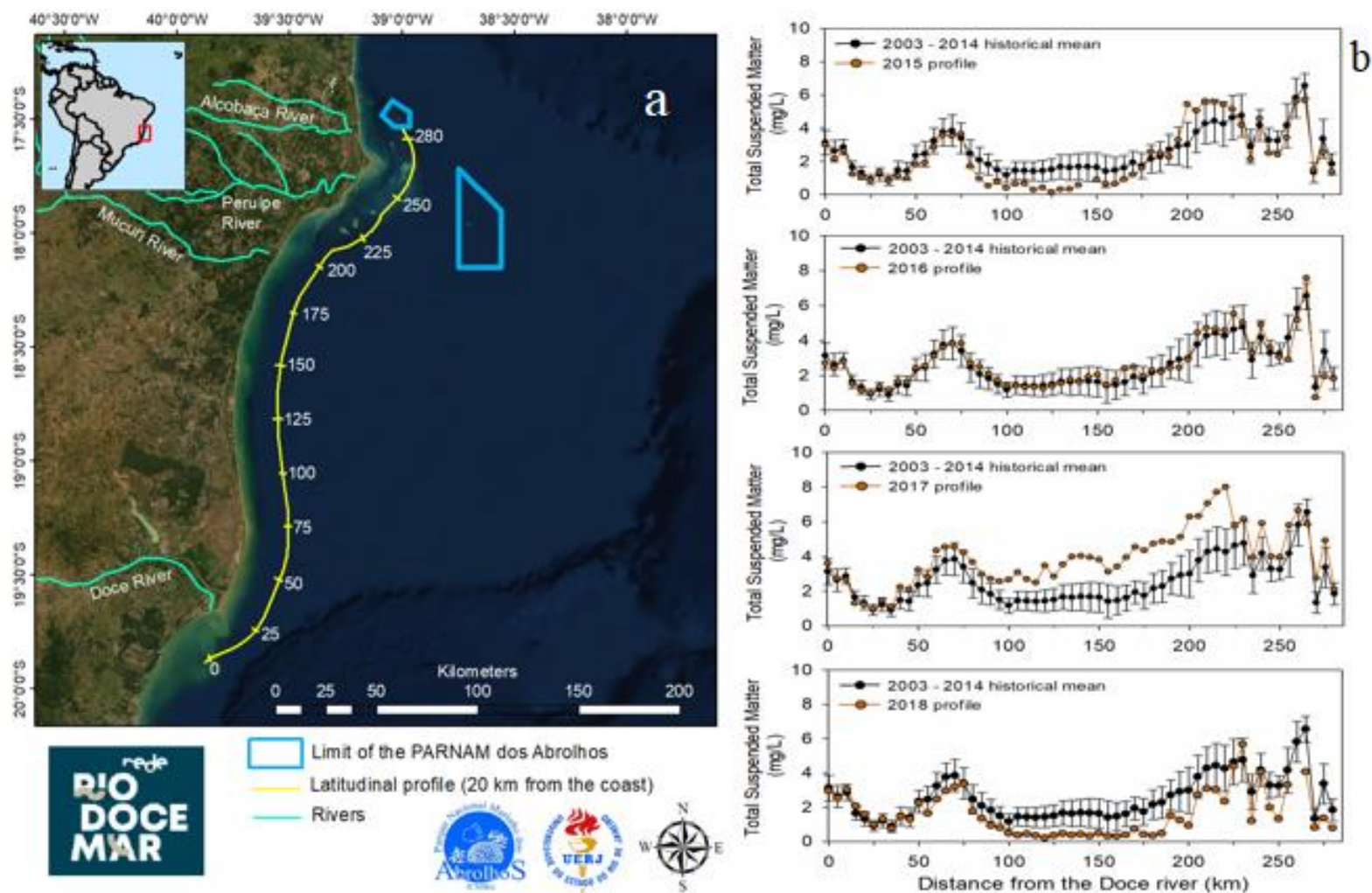


Figura 548. (a) Definição do transecto latitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis latitudinais de kd490 para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018.

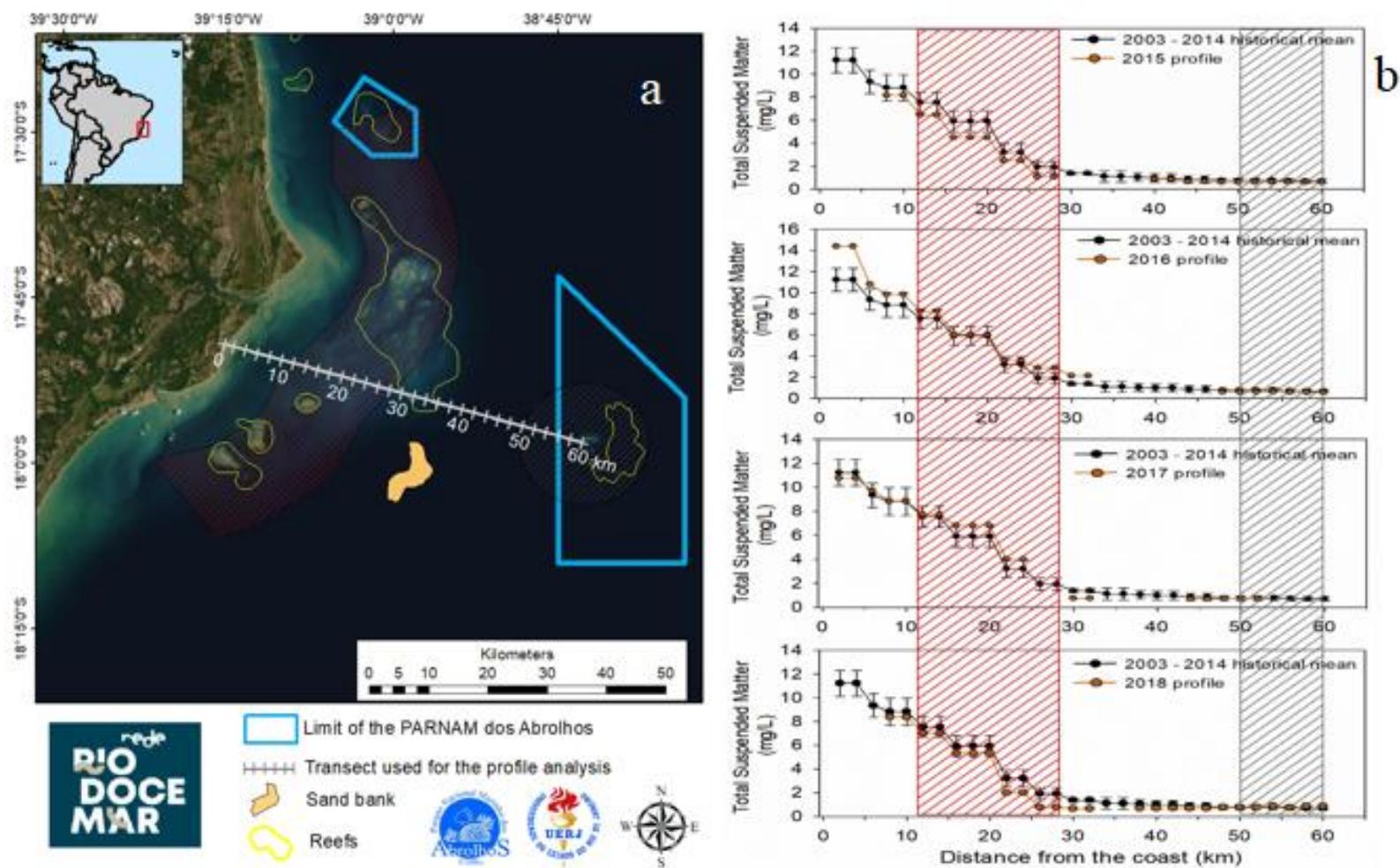




Figura 549.(a) Definição do transecto longitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis longitudinais de MPS para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018.

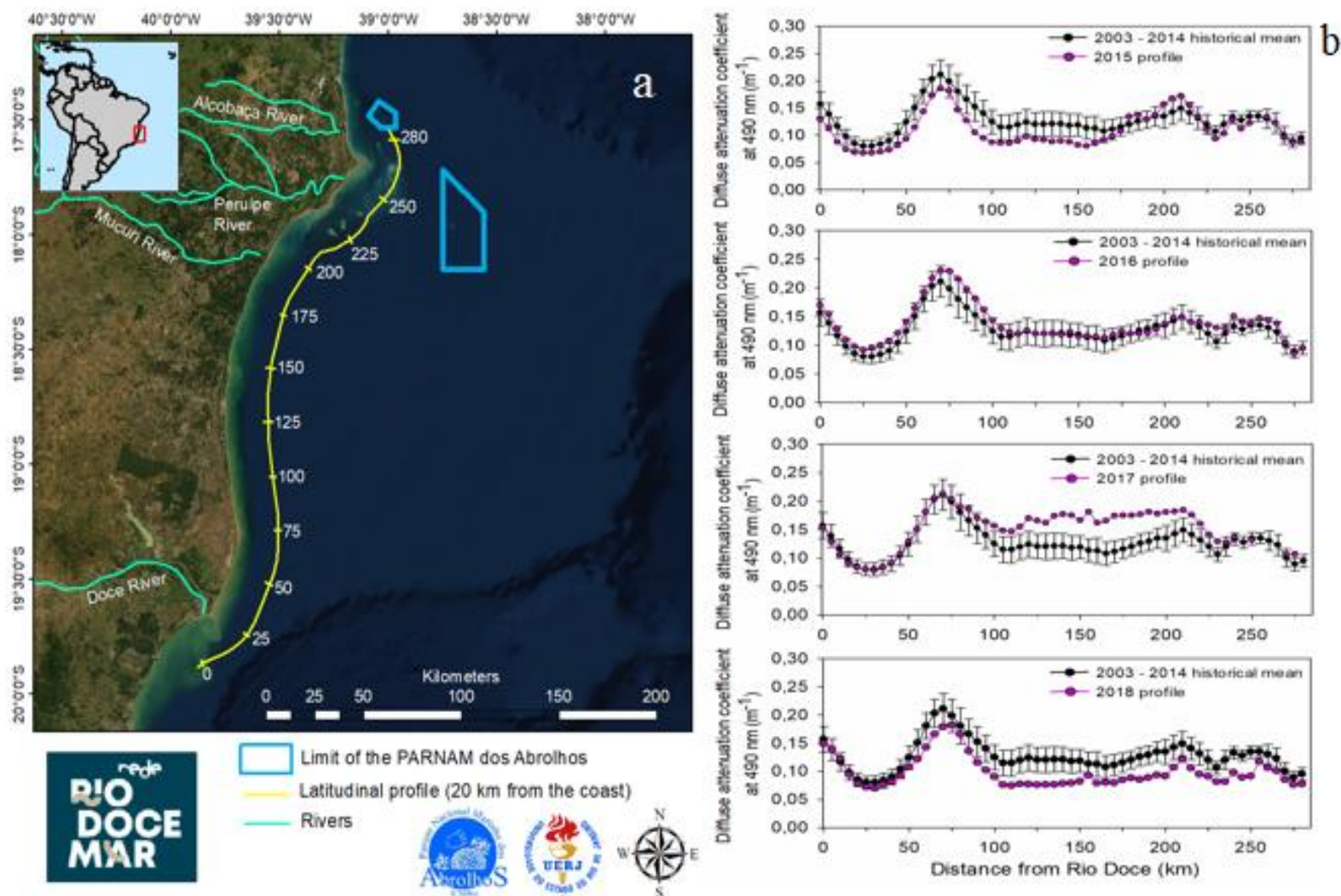
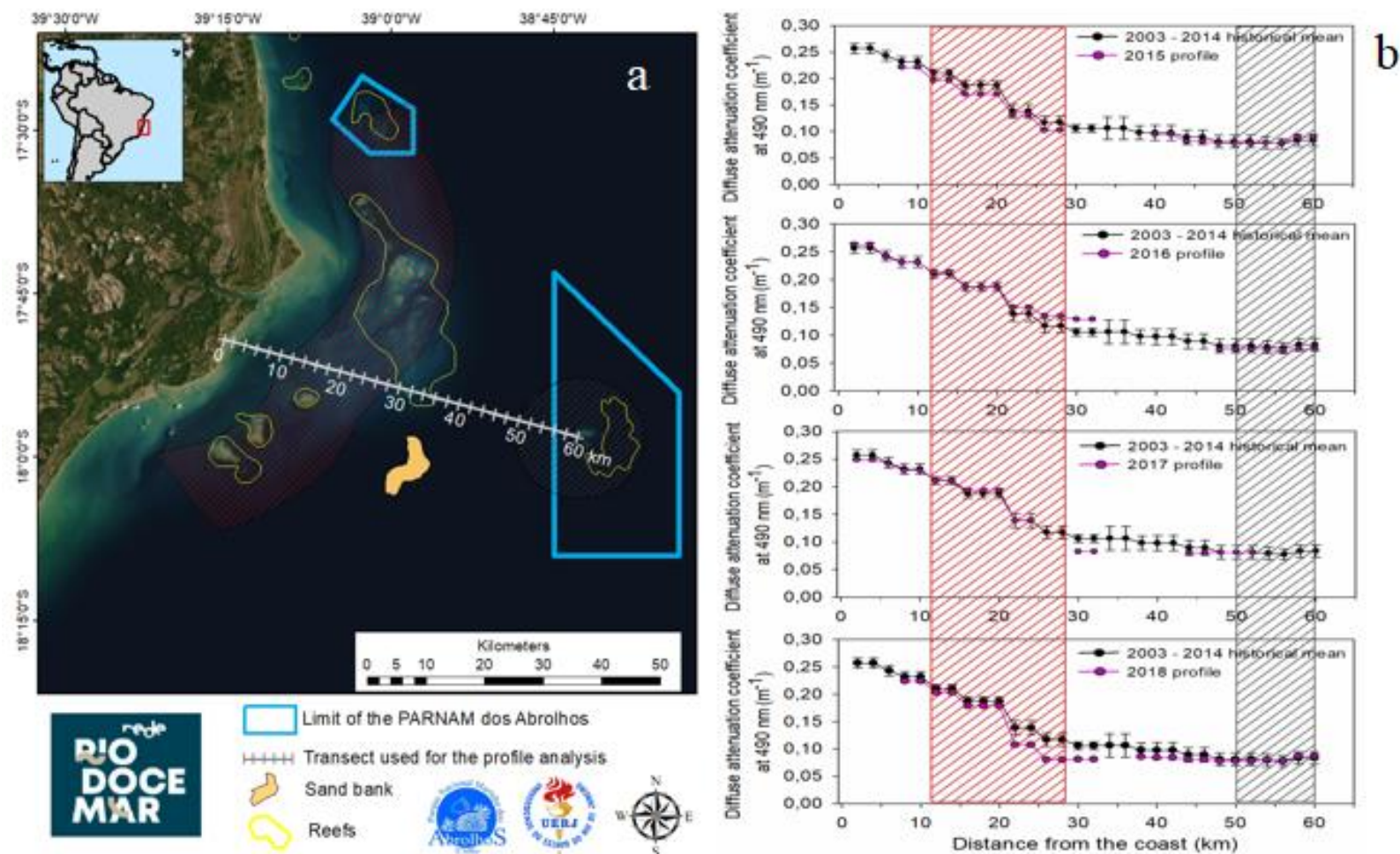


Figura 550. (a) Definição do transecto longitudinal utilizado. (b) Análise dos perfis longitudinais de kd490 para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018.





Nenhuma mudança significativa no padrão da variabilidade das concentrações de MPS e do  $k_d490$  foram observados após o desastre da barragem na região de Caravelas/Abrolhos. Isto indica que o rompimento da barragem do Fundão não alterou a disponibilidade de luz na coluna de água em Abrolhos de acordo com o dado satelital. Apesar disso, estes resultados não descartam a hipótese de que o material sedimentar da barragem tenha chegado à região, apenas indica que a quantidade de material não foi suficiente para alterar as propriedades óticas da coluna d'água.

### **3.2.3 Análise de correntes oceânicas superficiais e do comportamento das plumas de sedimento na região da foz do Rio Doce através de dados *in situ***

A região da foz do Rio Doce é caracterizada pela presença da Corrente do Brasil (CB). A CB se origina próxima a costa Brasileira entre as latitudes 17°S e 13°S (Rodrigues et al., 2007) pela bifurcação da corrente Sul Equatorial. A CB Margeia a costa Brasileira com direção predominante de NE-SO (Peterson e Stramma, 1991) até a região da convergência Subtropical (33-38°S), onde conflui com a Corrente das Malvina e se afasta da costa (Silveira et al., 2000).

A CB é formada pelo empilhamento das massas de água características do Atlântico Sul: a Água Tropical (AT), Água Central do Atlântico Sul (ACAS), Água Intermediária Antártica (AIA), Água Circumpolar Superior (ACS) e Água Profunda do Atlântico Norte (APAN). A AT é a porção superficial da CB (encontra-se nos primeiros quilômetros da coluna d'água), caracterizada por uma massa de água quente e salina que ocupa a superfície do Atlântico Sul Tropical, a qual é transportada para o sul (Emilson, 1961). Em seu trajeto ao longo do Sudeste brasileiro, mistura-se com águas de origem costeira mais frias e de baixa salinidade, resultando em águas com temperaturas tipicamente maiores que 20°C e salinidades acima de 36 ups (Silveira et al., 2000).

Em 19°S, latitude próxima a foz do Rio Doce, a CB se apresenta como uma corrente estreita (~75 km de largura) e rasa, com direção predominante de NE-SO e com velocidade de superfície máxima de  $\sim 0,72 \text{ m.s}^{-1}$  (Miranda & Castro, 1981). Apesar da direção da corrente oceânica ser predominantemente de NE-SO, eventos de ventos na direção norte associados com sistemas ciclônicos frontais (mais frequentes durante o inverno), podem cancelar o fluxo da corrente para o sul e até mesmo reverter a direção da corrente para o norte (Amorim et al., 2012, 2013).

Almeida et al., 2016 utilizaram um modelo de circulação oceânica para analisar o comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce até 2 meses após os dejetos do rompimento da barragem do Fundão chegarem no oceano. Estes autores mostraram que as águas do Rio Doce poderiam transportar os sedimentos por centenas de quilômetros ao Sul e que durante episódios de sistemas frontais ocorre a inversão dos ventos, o que contribuiu para a dispersão offshore da pluma.

Recentemente, Coimbra et al., 2020 mostraram que a direção dos ventos é um dos fatores determinante das correntes oceânicas ao longo da Costa e, por isso, têm relação com a direção da pluma de sedimento do Rio Doce. Segundo estes autores, durante o verão de 2016 as plumas de sedimento se alinharam com a direção do vento para o Sul, enquanto em julho de 2016, devido a

eventos de sistemas ciclônicos frontais, os ventos mudaram de direção, orientando-se para o norte, o que poderia ocasionar a migração das plumas de sedimento para a região de Abrolhos.

Como a direção e intensidade das correntes oceânica são os principais fatores que determinam a possibilidade das plumas de sedimento do Rio Doce serem transportadas para a região do PARNAM dos Abrolhos, resolvemos analisá-las para o período após o rompimento da barragem do Fundão. Nosso intuito é mostrar a ocorrência de eventos favoráveis ao transporte de sedimento para a região de Abrolhos, e quantificar com que frequência estes eventos ocorrem. Esta análise também serve de subsídio para a compreensão dos dados da geoquímica das amostras coletadas pelas armadilhas de sedimento.

Para analisar a variação das correntes oceânicas na foz do Rio Doce foram utilizadas 2 fontes de dados: (1) dados do programa nacional de Boias (PNBOIAS); (2) dados do “*Ocean Surface Current Analysis Real-time*” (OSCAR).

O PNBOIAS é o programa de boias oceânicas gerenciado pela Marinha do Brasil para o monitoramento de fenômenos meteorológicos e oceanográficos. Foram utilizados neste estudo os dados da Boia Vitória, localizada próxima a foz do Rio Doce (19°56,05'S; 037°56,17'O). A intensidade e a direção da corrente oceânica foram medidas através de um ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*). A boia Vitória operou até 23/07/2017, e por isso a análise dos dados da boia se concentraram no período de tempo desde o rompimento da barragem do Fundão até o funcionamento da boia, ou seja, de 05/11/2015 à 23/07/2017. Estes dados oferecem uma forma precisa de quantificar a frequência dos eventos de correntes para o norte, já que as medições foram realizadas a cada hora. Como a boia parou de operar antes do início deste projeto, nós utilizamos os dados de correntes oceânicas do projeto OSCAR para analisar as correntes nos períodos de permanência das garrafas de coleta nas armadilhas de sedimento.

Os dados do OSCAR são produzidos por um modelo que utiliza dados de altura da superfície do mar, vento e temperatura obtidos por satélites para estimar a circulação superficial dos oceanos através das estimativas das componentes de velocidade zonal e meridional (Bonjean e Lagerloef, 2002). O modelo utiliza a equação do momento quase-linear e quase-estacionário (Bonjean e Lagerloef, 2002) negligenciando a aceleração local. O campo de velocidade é o resultado da combinação teórica do balanço geostrófico, de Ekman/Stommel e do vento térmico. O resultado do modelo corresponde a corrente média na superfície (até 30 metros de profundidade) a cada 5 dias. Informações sobre o projeto OSCAR podem ser obtidas em: <https://www.esr.org/research/oscar/oscar-surface-currents/>.

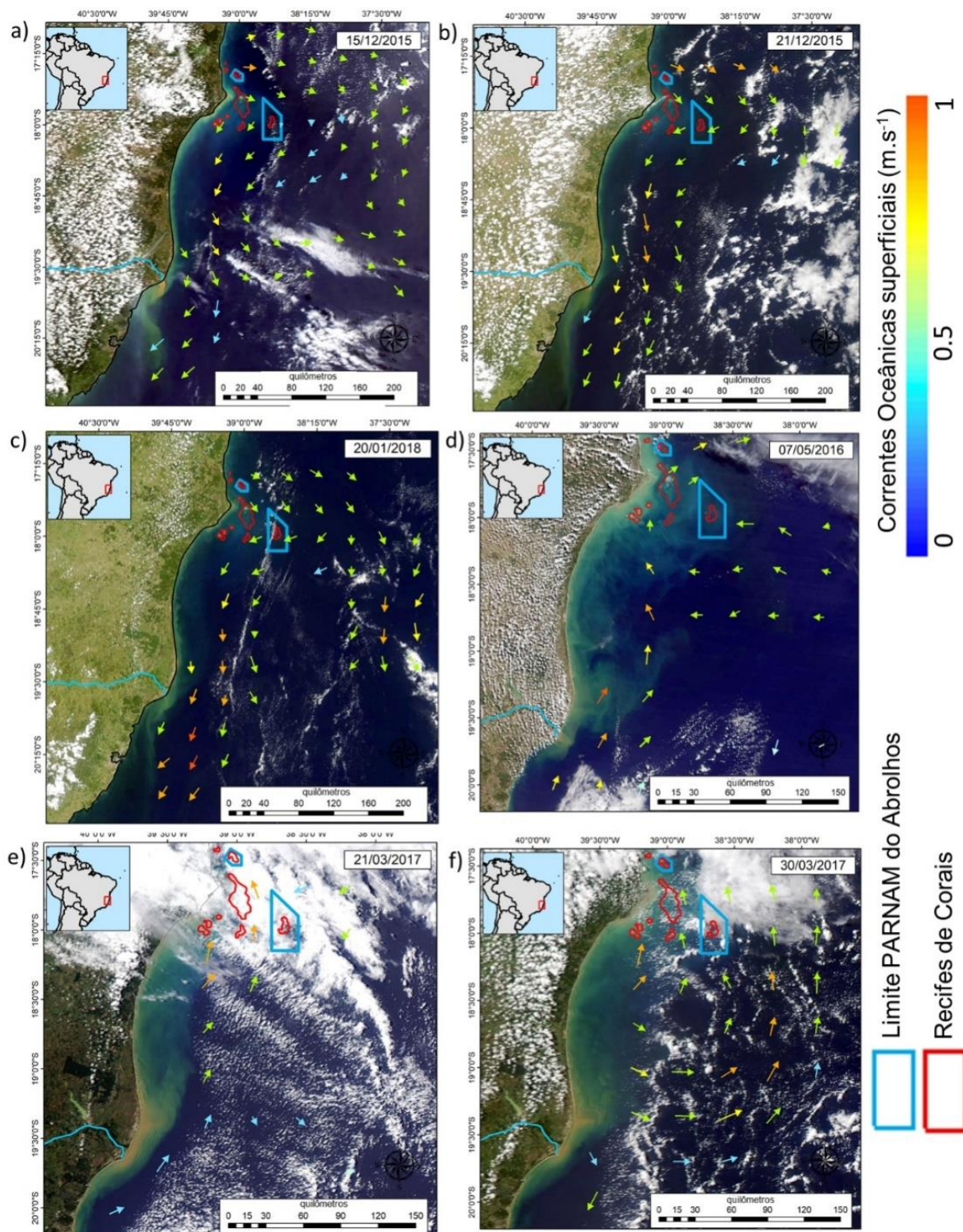
Apesar dos dados do projeto OSCAR serem resultados de modelos, estes apresentam boa correspondência com medições in situ. Johnson et al., 2006 compararam os resultados obtidos pelo modelo OSCAR com medições in situ obtidas por derivadores e ADCPs a bordo de navios e encontraram boa acurácia próxima a região equatorial. Mais especificamente para a costa sul/sudeste do Brasil, Cechet et al., 2017 compararam os dados de correntes oceânicas obtidas pelo modelo

OSCAR aos dados de ADCP das boias do projeto PNBOIA e mostraram que o modelo foi capaz de descrever a variabilidade sazonal da intensidade e da direção das correntes.

Para exemplificar os padrões de correntes encontrados e o comportamento das plumas de sedimento na foz do Rio Doce escolhemos 3 eventos onde predominaram correntes no sentido norte-sul (Dias: 15/12/2015; 21/12/2015; 20/01/2018) e 3 eventos onde houve inversão da direção da corrente, ou seja, predominaram correntes no sentido sul-norte (Dias: 07/05/2016; 21/03/2017; 30/03/2017), como indicado na Figura 551.

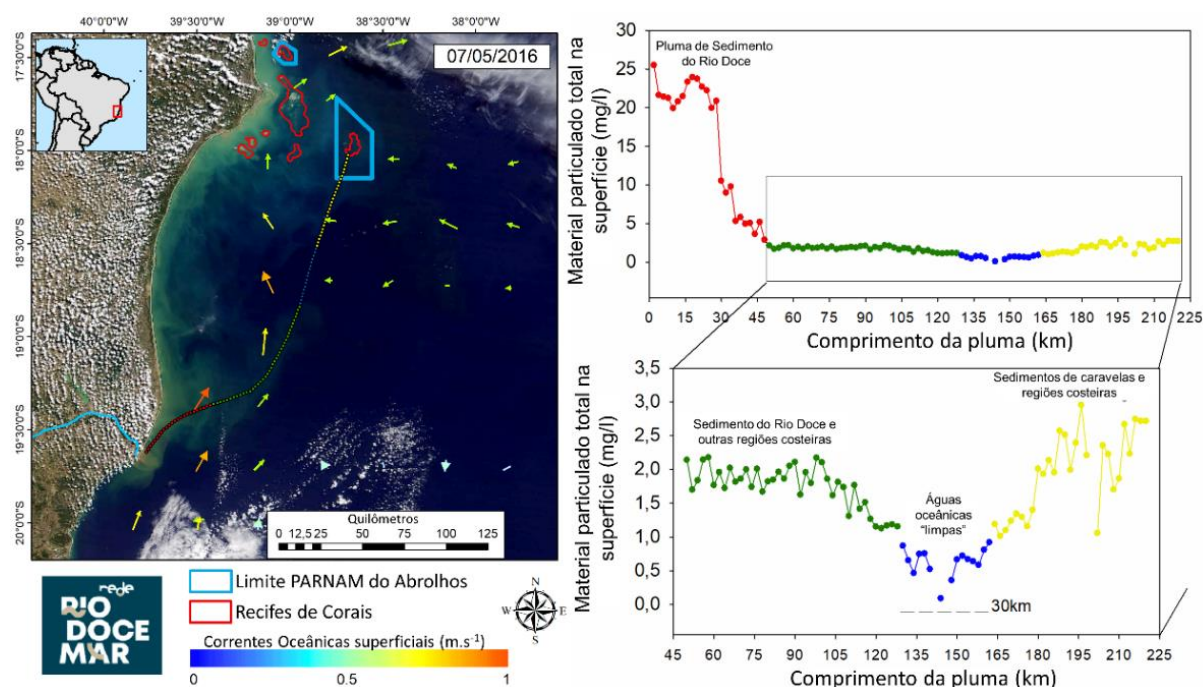


Figura 551. Comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce em resposta a padrões de corrente oceânica. a), b), c), comportamento da pluma durante eventos de correntes oceânicas no sentido norte-sul, padrão predominante. d), e), f) comportamento da pluma durante eventos de inversão das correntes oceânicas, correntes fluindo no sentido sul-norte. Os mapas são compostos por imagens do satélite Aqua, sensor MODIS, sobrepostas com vetores de correntes oceânicas obtidos através do produto do modelo OSCAR.



Na Figura 551 (a), (b) e (c) são mostrados os padrões predominantes das correntes na região, com orientação norte-sul. Observa-se que a pluma de sedimento do Rio Doce se desloca na mesma direção das correntes oceânicas formando uma pluma alongada para o sul e que pode margear a costa alcançando a cidade de Vitória no ES. Nas figuras 1d/e/f são mostrados como a pluma de sedimento se comporta durante eventos de inversão do sentido das correntes. Observa-se nestes casos que a pluma de sedimento do Rio Doce se dispersa offshore ao mesmo tempo que se desloca para norte se misturando com o sedimento proveniente das outras regiões costeiras. Apesar de não ser possível identificar a pluma do Rio Doce devido a mistura com o sedimento das outras regiões ao norte, a direção das correntes superficiais ao longo da costa do ES e da BA é totalmente favorável ao transporte do sedimento do Rio Doce até Abrolhos. O evento ocorrido no dia 07/05/2016 ilustra mais precisamente o transporte da pluma para norte e por isso foi mais bem detalhado. Utilizamos o algoritmo C2RCC (Brockmann et. al., 2016) sobre a imagem do satélite Sentinel 3 (300 metros de resolução espacial) para estimar o material particulado total em suspensão (MPS) na superfície da água. Apesar do algoritmo ainda não ter sido validado para a região, ele pode ser usado para entender como o sedimento se dispersa. Um transecto foi criado na imagem seguindo a dispersão da pluma de sedimento através do qual os valores de MPS foram extraídos, Figura 552.

Figura 552. Análise do comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce durante o evento de inversão do sentido da corrente oceânica, no dia 07/05/2016.



Na Figura 552 é possível observar detalhadamente como a pluma do Rio Doce, caracterizada por valores mais altos de MPS (perfil em vermelho do transecto), se desloca para nordeste, seguindo a direção da corrente oceânica. À medida que se afasta da costa a pluma se desloca para nordeste ao mesmo tempo que dilui, ainda sendo possível observá-la na imagem (perfil verde do transecto). No

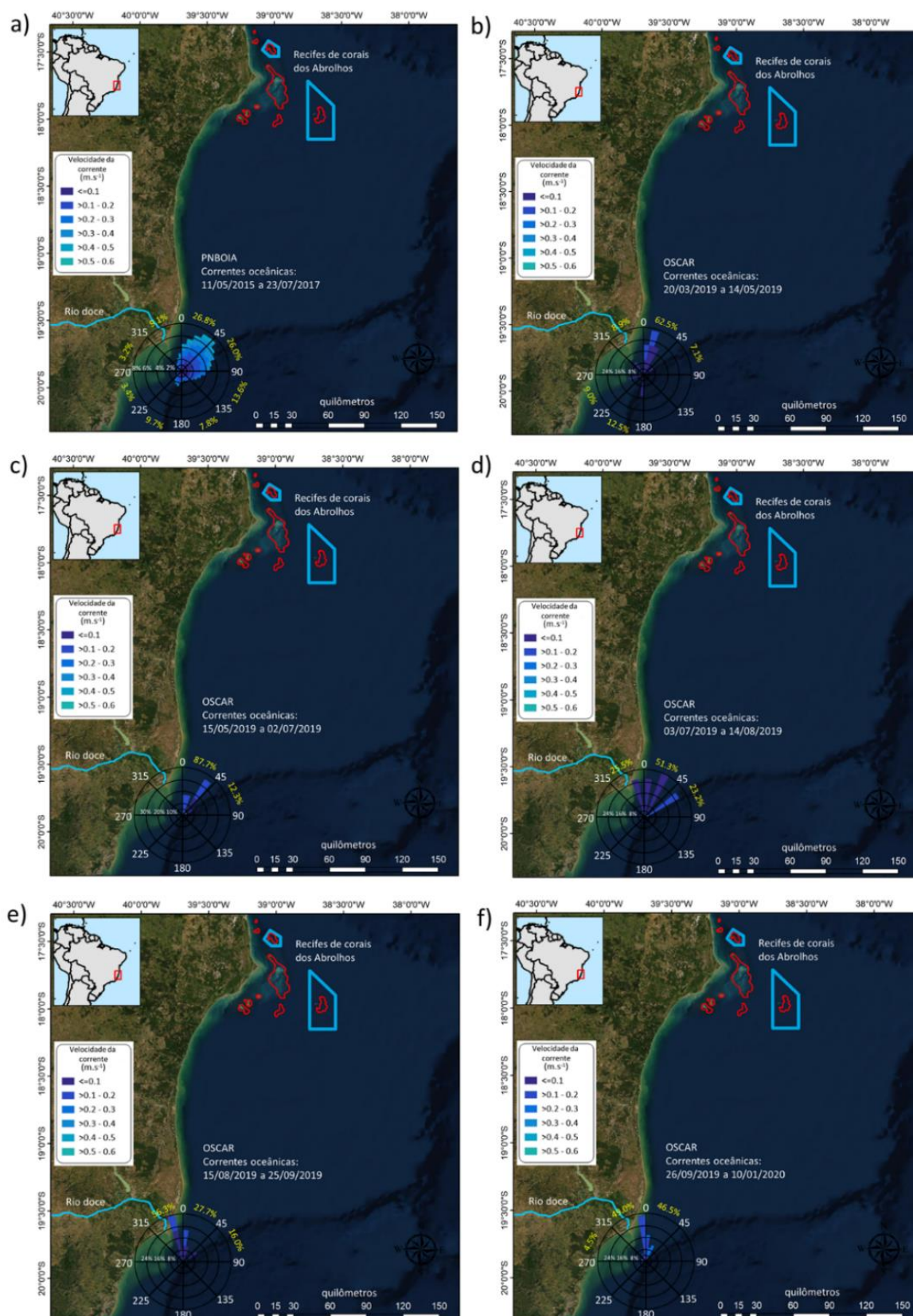


total, a pluma de sedimento alcança um comprimento de 130 km, quando não pode mais ser vista na imagem. Porém a direção e intensidade das correntes se mostram favoráveis ao transporte de sedimento para a região de Abrolhos.

Com o intuito de quantificar ao longo do tempo a frequência com que os eventos de inversão da direção da corrente oceânica ocorrem, e ao mesmo tempo, auxiliar no entendimento dos dados geoquímicos obtidos através das armadilhas de sedimento, analisamos a intensidade e direção das correntes próximas a foz do Rio Doce utilizando os dados do PNBOIA e do modelo OSCAR, como já discutido anteriormente. Para facilitar a análise dos resultados, as frequências foram calculadas dividindo as direções em 8 quadrantes de 45°. Os resultados são apresentados na Figura 553.

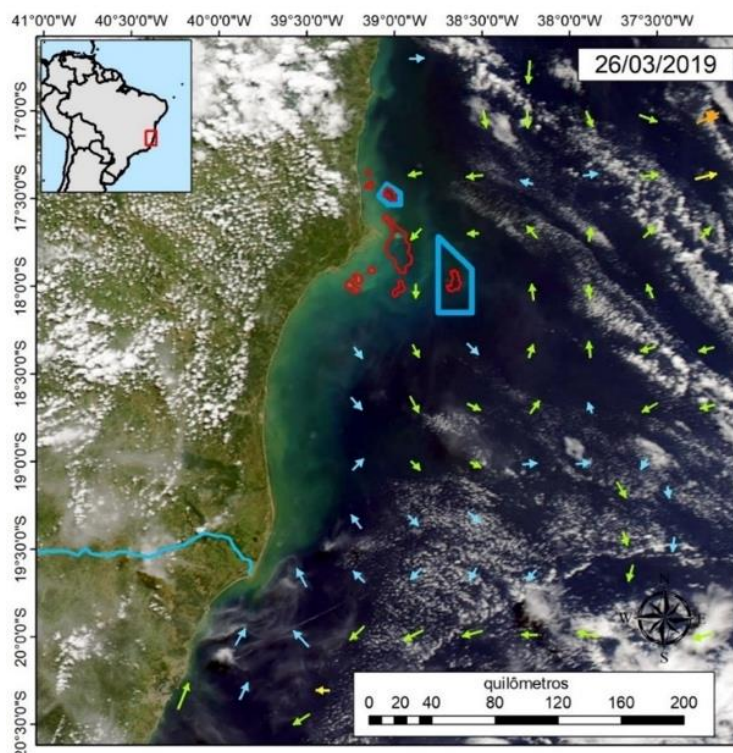


Figura 553. Análise da direção e intensidade das correntes oceânicas na região da foz do Rio Doce. a) Análise para o período de 11/05/2015 a 23/07/2017, utilizando os dados horários do projeto PNBOIA. b), c), d), e), f) análise realizada utilizando os dados do modelo OSCAR para os períodos de coleta das armadilhas de sedimento, 20/03/2019 a 14/05/2019; 15/05/2019 a 02/07/2019; 03/07/2019 a 14/08/2019; 15/08/2019 a 25/09/2019; 26/09/2019 a 10/01/2019, respectivamente.



A Figura 553(a) mostra os resultados encontrados ao longo do período de 11/05/2015 a 23/07/2017 utilizando os dados do PNBOIA. Observa-se, a predominância das correntes na direção NE-SO com a intensidade das correntes não ultrapassando  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ . Correntes provenientes dos setores N-NE ( $0^\circ - 45^\circ$ ) e NE-L ( $45^\circ - 90^\circ$ ) predominaram, representando respectivamente 26.8% e 26% das observações. Correntes de S-SO ( $180^\circ - 225^\circ$ ) e SO-O ( $225^\circ - 270^\circ$ ), que podem favorecer o transporte do sedimento para Abrolhos, ocorreram com uma frequência de 9.7% e 3.4% respectivamente. Isto mostra que após o rompimento da barragem do fundão até 23/07/2017 existiram eventos que poderiam transportar o material da barragem para Abrolhos. Estes eventos ocorreram com uma frequência de ~13% ao longo do período analisado. A Figura 553 (b), (c), (d), (e) e (f) mostram os resultados encontrados para os períodos de permanência das garrafas nas armadilhas de sedimento. Na primeira fase das coletas, de 20/03/2019 a 15/05/2019, predominaram as correntes de N-NE ( $0^\circ - 45^\circ$ ) com frequência de 62.5%. Durante esta fase, ocorreram eventos favoráveis ao transporte do sedimento do Rio Doce para Abrolhos. Entre os dias 24 e 28 de março de 2019 o modelo indicou inversão do padrão da corrente oceânica próxima a foz do Rio Doce, ou seja, a corrente predominante fluindo de NE a SO passou a fluir de SO a NE (Figura 554). Isto ocorreu devido a formação de uma depressão tropical em 23 de março de 2019, na costa da Bahia, que ganhou força no dia 24 de março formando a tempestade tropical Iba (nomeada assim pelo centro de hidrografia da marinha do Brasil). A tempestade perdeu força e se dispersou no dia 28 de março. A partir do dia 29 de março o padrão da direção das correntes oceânicas se restabeleceu, fluindo de NE para SO. Correntes de S-SO ( $180^\circ - 225^\circ$ ) ocorreram em 12.5% das observações, enquanto que correntes de SO-O ( $225^\circ - 270^\circ$ ) ocorreram com uma frequência de 9.0% (figura 3 b). Nas demais fases, período de 15/05/2019 a 10/01/2019 não foram observadas inversões nos padrões das correntes oceânicas que pudessem favorecer o transporte de sedimento para a região de Abrolhos, predominando as correntes no sentido norte-sul provenientes de NO-N ( $315^\circ - 0^\circ$ ) e N-NE ( $0^\circ - 45^\circ$ ), Figura 553 (c), (d), (e) e (f). É importante ressaltar que o modelo OSCAR representa o padrão da circulação em períodos de 5 dias, ou seja, eventos de curta duração (duração de horas) podem não ser representados pelo modelo.

Figura 554. Comportamento da pluma de sedimento do Rio Doce e direção e intensidade das correntes oceânicas durante a permanência da tempestade tropical Iba, no dia 26/03/2019. Dados: Imagem Aqua-Modis composição colorida cor verdadeira sobreposta com vetores de correntes oceânicas produzidas pelo modelo OSCAR.



### 3.2.4 Evolução no desenvolvimento de um algoritmo satelital regional para mps entre a região costeira da foz do Rio Doce e abrolhos

O material particulado total sem suspensão (MPS) tem grande importância para a saúde do ambiente marítimo costeiro. Concentrações altas de MPS podem reduzir a disponibilidade de luz na coluna d'água afetando os ecossistemas marinhos, principalmente a saúde dos corais, com impactos diretos sobre a biodiversidade local. Dessa forma, é importante o monitoramento das concentrações de MPS em regiões marinhas de alta biodiversidade e que estão sujeitas a atividades impactantes.

Na região dos Abrolhos, região com maior biodiversidade marinha do Atlântico Sul, estão localizados o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e a Reserva Extrativista de Cassurubá, criadas para proteger os recursos naturais e direitos de populações tradicionais. O entorno dessas áreas possui empreendimentos que podem elevar as concentrações de MPS na coluna d'água, impactando o ecossistema marinho da região, e afetando principalmente os pescadores locais. Dentre estes empreendimentos, destaca-se a dragagem do Canal do Tomba, licenciada pelo IBAMA desde 2001. Além disso, o rompimento da barragem do Fundão em novembro 2015 com consequente descarga do rejeito da barragem na foz do Rio Doce gerou dúvidas sobre o transporte e o possível impacto desse material na região de Abrolhos.



Trabalhos de campo para o monitoramento in situ das concentrações de MPS têm um custo elevado, o que torna o monitoramento de regiões extensas em um intervalo curto de tempo impossível de ser realizado. Uma alternativa viável e eficiente para o monitoramento das concentrações de MPS em regiões extensas é o uso da tecnologia de sensoriamento remoto por satélite. Atualmente, existem satélites com sensores desenvolvidos, entre outros motivos, para o monitoramento da qualidade da água em ambientes costeiros. Dentre estes, destacam-se os satélites Terra-Aqua com o sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), lançados em 1999 e 2002 respectivamente, e os satélites sentinel 3a e 3b com o sensor OLCI (Ocean Land Color Instrument), lançados em 2016 e 2018 respectivamente. Uma grande vantagem que estes sensores possuem é a sua extensa área de cobertura com uma resolução temporal diária e resolução espacial de 250 e 300 metros para os sensores MODIS e OLCI, respectivamente. Isto permite o monitoramento diário do MPS para toda a região da foz do Rio Doce até Abrolhos utilizando apenas uma cena.

Algoritmos regionais para estimativa da concentração do MPS utilizando os sensores MODIS e OLCI têm sido criados por alguns autores, com relativa eficiência ao serem utilizados em outras regiões. Até o momento nenhum algoritmo foi avaliado ou elaborado para a região de Abrolhos ou do Rio Doce, ou seja, a eficácia das medições da concentração do MPS por satélite para estas regiões é desconhecida, o que impossibilita seu uso para trabalhos que requerem medições precisas deste parâmetro.

O Objetivo do nosso trabalho é desenvolver um algoritmo regional empírico para estimativas da concentração do MPS para a região da foz do Rio Doce à Abrolhos e avaliar a eficiência deste algoritmo em relação aos algoritmos já desenvolvidos para outras regiões e comumente utilizados na literatura. Este algoritmo será utilizado para construir uma série temporal com imagens diárias de MPS para o período de monitoramento do projeto e irá auxiliar na interpretação dos dados geoquímicos coletados nas armadilhas de sedimento.

Para nosso trabalho usamos imagens do sensor OLCI – Sentinel 3. A escolha do satélite ocorreu devido este ter sido lançado mais recentemente e possuir previsão de operação de 12 anos. Ou seja, o algoritmo elaborado no trabalho poderá ser usado para monitoramento do MPS na região por ao menos uma década. Como o satélite possui resolução diária, foram escolhidas para processamento as imagens referentes aos dias de coleta de campo. Foram utilizados somente os pontos coletados com ausência de nuvens na imagem. A correção atmosférica das imagens e obtenção da reflectância de sensoriamento remoto foi realizada através do processamento digital das imagens no software livre SNAP, desenvolvido e disponibilizado pela ESA (Agência Espacial Européia). Para a correção O material particulado total sem suspensão (MPS) tem grande importância para a saúde do ambiente marítimo costeiro. Concentrações altas de MPS podem reduzir a disponibilidade de luz na coluna d'água afetando os ecossistemas marinhos, principalmente a saúde dos corais, com impactos diretos sobre a biodiversidade local. Dessa forma, é importante o monitoramento das concentrações de MPS em regiões marinhas de alta biodiversidade e que estão sujeitas a atividades impactantes.

Na região dos Abrolhos, região com maior biodiversidade marinha do Atlântico Sul, estão localizados o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e a Reserva Extrativista de Cassurubá, criadas para proteger

os recursos naturais e direitos de populações tradicionais. O entorno dessas áreas possui empreendimentos que podem elevar as concentrações de MPS na coluna d'água, impactando o ecossistema marinho da região, e afetando principalmente os pescadores locais. Dentre estes empreendimentos, destaca-se a dragagem do Canal do Tomba, licenciada pelo IBAMA desde 2001. Além disso, o rompimento da barragem do Fundão em novembro 2015 com consequente descarga do rejeito da barragem na foz do Rio Doce gerou dúvidas sobre o transporte e o possível impacto desse material na região de Abrolhos.

Trabalhos de campo para o monitoramento in situ das concentrações de MPS têm um custo elevado, o que torna o monitoramento de regiões extensas em um intervalo curto de tempo impossível de ser realizado. Uma alternativa viável e eficiente para o monitoramento das concentrações de MPS em regiões extensas é o uso da tecnologia de sensoriamento remoto por satélite. Atualmente, existem satélites com sensores desenvolvidos, entre outros motivos, para o monitoramento da qualidade da água em ambientes costeiros. Dentre estes, destacam-se os satélites Terra-Aqua com o sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), lançados em 1999 e 2002 respectivamente, e os satélites sentinel 3a e 3b com o sensor OLCI (Ocean Land Color Instrument), lançados em 2016 e 2018 respectivamente. Uma grande vantagem que estes sensores possuem é a sua extensa área de cobertura com uma resolução temporal diária e resolução espacial de 250 e 300 metros para os sensores MODIS e OLCI, respectivamente. Isto permite o monitoramento diário do MPS para toda a região da foz do Rio Doce até Abrolhos utilizando apenas uma cena.

Algoritmos regionais para estimativa da concentração do MPS utilizando os sensores MODIS e OLCI têm sido criados por alguns autores, com relativa eficiência ao serem utilizados em outras regiões. Até o momento nenhum algoritmo foi avaliado ou elaborado para a região de Abrolhos ou do Rio Doce, ou seja, a eficácia das medições da concentração do MPS por satélite para estas regiões é desconhecida, o que impossibilita seu uso para trabalhos que requerem medições precisas deste parâmetro.

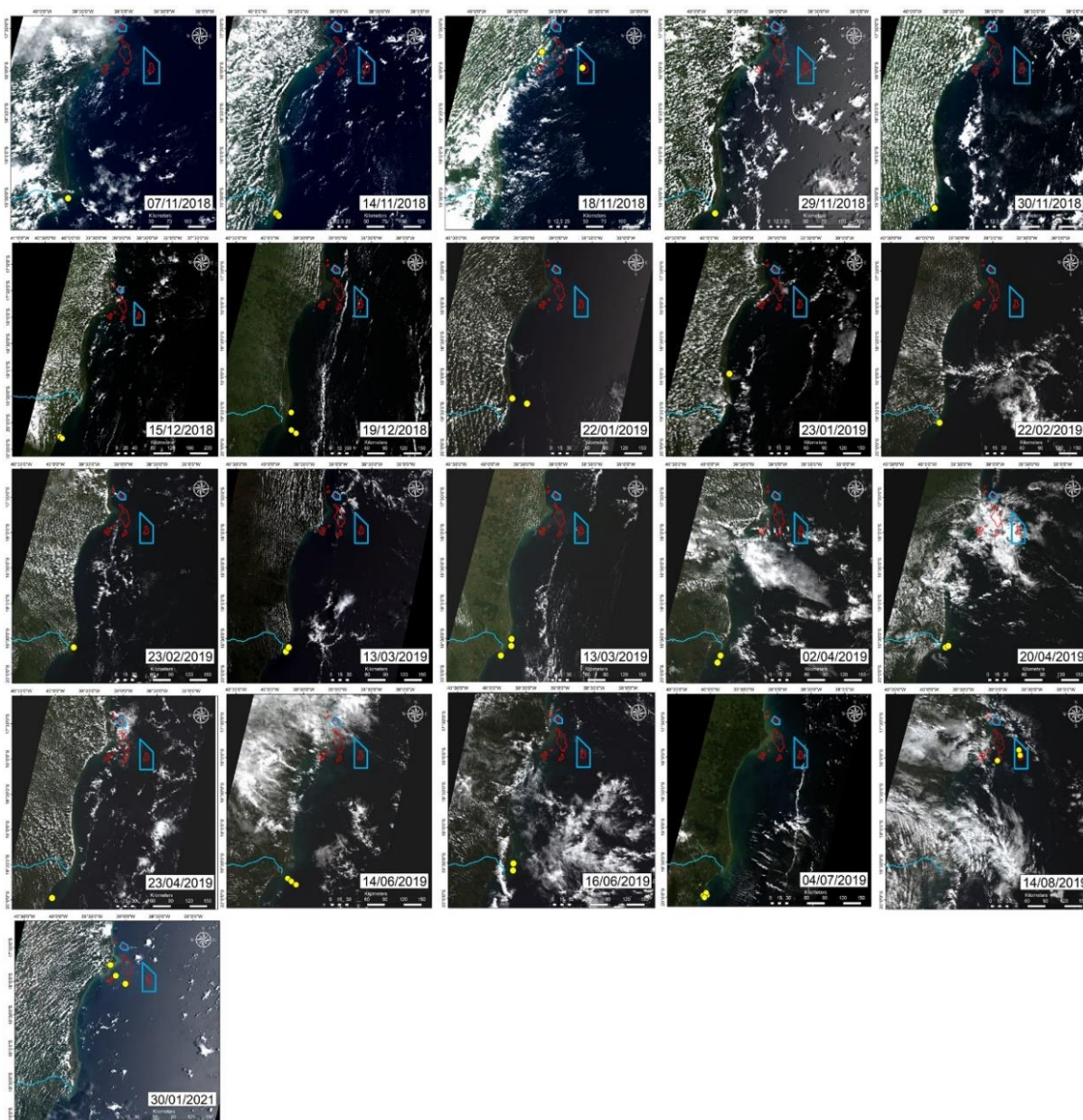
O Objetivo do nosso trabalho é desenvolver um algoritmo regional empírico para estimativas da concentração do MPS para a região da foz do Rio Doce à Abrolhos e avaliar a eficiência deste algoritmo em relação aos algoritmos já desenvolvidos para outras regiões e comumente utilizados na literatura. Este algoritmo será utilizado para construir uma série temporal com imagens diárias de MPS para o período de monitoramento do projeto e irá auxiliar na interpretação dos dados geoquímicos coletados nas armadilhas de sedimento.

Para nosso trabalho usamos imagens do sensor OLCI – Sentinel 3. A escolha do satélite ocorreu devido este ter sido lançado mais recentemente e possuir previsão de operação de 12 anos. Ou seja, o algoritmo elaborado no trabalho poderá ser usado para monitoramento do MPS na região por ao menos uma década. Como o satélite possui resolução diária, foram escolhidas para processamento as imagens referentes aos dias de coleta de campo. Foram utilizados somente os pontos coletados com ausência de nuvens na imagem. A correção atmosférica das imagens e obtenção da reflectância de sensoriamento remoto foi realizada através do processamento digital das imagens no software livre SNAP, desenvolvido e disponibilizado pela ESA (Agência Espacial Européia). Para a correção

atmosférica foi utilizado o algoritmo C2RCC que foi avaliado por diferentes autores e se mostrou bastante eficiente para águas de regiões costeiras.

Além das medições da concentração do MPS in situ realizadas por nosso anexo na região de Abrolhos, foram utilizadas medições realizadas pelo Anexo 3 ao longo da costa da foz do Rio Doce até Abrolhos. Ao todo foram utilizadas na análise 48 medições de MPS, coletadas na condição de ausência de nuvens, na região da foz do Rio Doce e Abrolhos. As datas das coletas e imagens utilizadas para a calibração corresponderam ao período de 17/11/2018 a 30/01/2021, como indicado na Figura 555. Os dados foram randomizados de maneira que 80% dos dados (n=39) foram utilizados para a calibração e 20% (n=9) para a avaliação dos algoritmos.

Figura 555. Imagens Sentinel 3/OLCI e os pontos de coleta utilizados em cada imagem para a calibração e avaliação dos algoritmos.

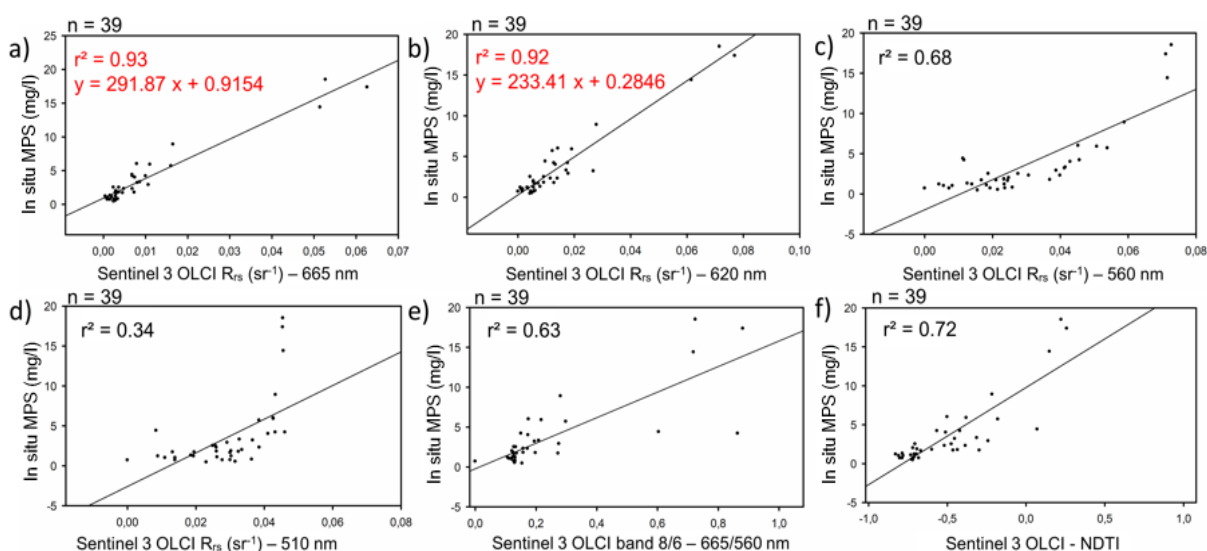




A primeira etapa de nossa análise consistiu em identificar as bandas do satélite Sentinel 3 - OLCI que estão mais bem correlacionadas com a variabilidade das concentrações de MPS. Foram avaliadas as bandas do sensor OLCI/Sentinel-3 separadamente, e as razões de banda com possível aplicação para medições de MPS. As bandas avaliadas foram: B8 (665nm), B7 (620nm), B6 (560 nm) e B5 (510 nm). As razões de bandas utilizadas foram B8/B6 (Wang et al., 2006) e o índice de turbidez com diferença normalizada (NDTI – Normalized Difference Turbidity Index) proposto por Lacaux et al. (2007), definido pela seguinte expressão:  $(B7 - B5) / (B7 + B5)$ .

Foi encontrada uma relação linear robusta entre as bandas 8 (665nm) e 7 (620nm), e as medições *in situ* de MPS ( $r^2 = 0.93$  para a banda 8, e  $r^2 = 0.92$  para a banda 7;  $n = 39$ ). As outras bandas e índices espectrais testados apresentaram resultados menos satisfatórios (Figura 556).

Figura 556. Avaliação da calibração do modelo para estimativa de TSM baseado na Rrs das bandas do sensor OLCI/Sentinel 3. (a) banda 8 (665nm); (b) banda 7 (620nm); (c) banda 6 (560 nm); (d) banda 5 (510 nm); (e) banda 8/banda 6 (665nm/560nm); (f) NDTI. Os melhores resultados foram encontrados usando as bandas 8 e 7. São apresentadas as equações lineares do melhor modelo de ajuste para estas duas bandas.



Estes resultados estão de acordo com a relação encontrada entre as medições de MPS e a reflectância de sensoriamento remoto (Rrs) medidas em *in situ* em Abrolhos, através de um espectro radiômetro manual, a qual apresentou uma alta correlação significativa entre as medições de MPS e os comprimentos de onda de 605 nm a 685 nm (Tabela 79).

Tabela 79. Matrix de correlação ( $r$  – Pearson) entre a reflectância de sensoriamento remoto *in situ* a concentração de material particulado total em suspensão na região de Abrolhos.

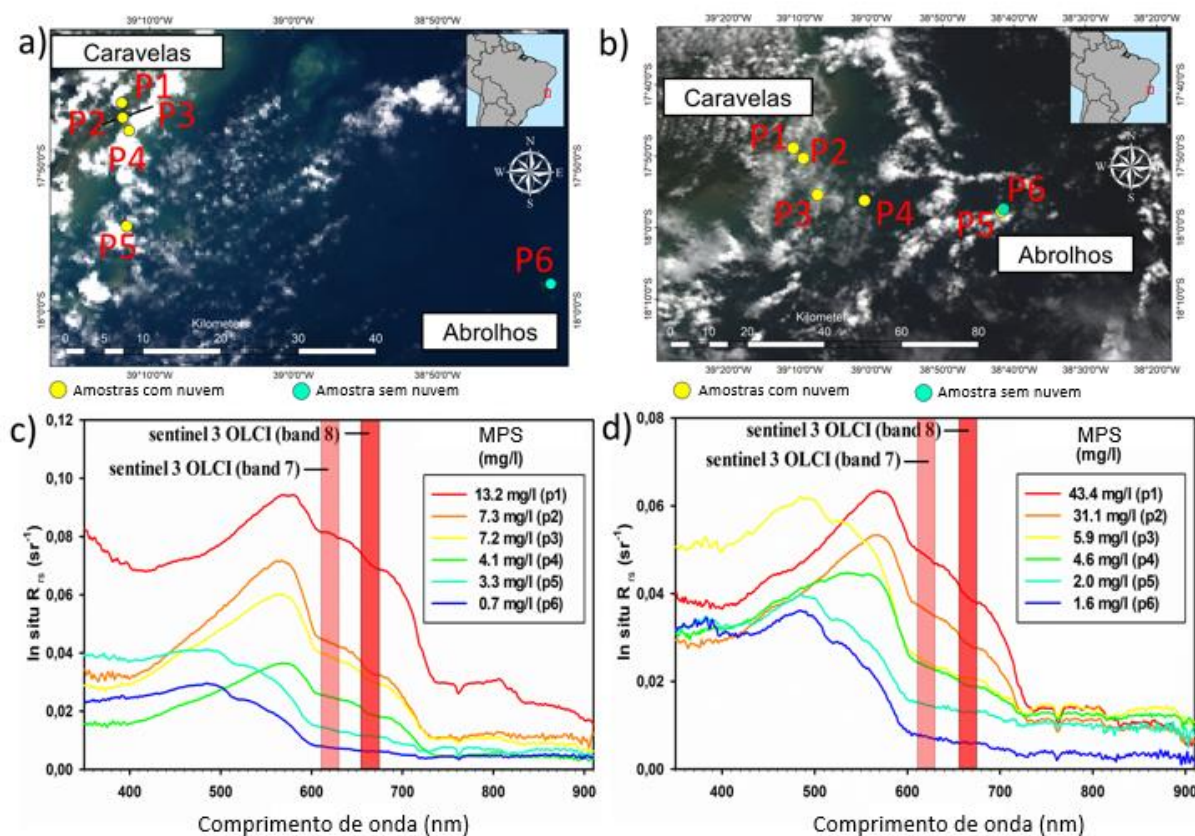
| <i>In situ</i> Rrs | MPS - nov 2018<br>(n=6) | MPS - mar 2019<br>(n=6) | Correlação estatística significativa: $r > 0,96$ em ambas as campanhas |
|--------------------|-------------------------|-------------------------|--|
|                    | $r$ – Pearson           | $r$ – Pearson           |  |
| Rrs 405nm          | 0,832                   | -0,371                  |  |
| Rrs 425nm          | 0,848                   | -0,313                  |  |
| Rrs 445nm          | 0,874                   | -0,161                  |  |
| Rrs 465nm          | 0,897                   | -0,125                  |  |
| Rrs 485nm          | 0,919                   | -0,057                  |  |
| Rrs 505nm          | 0,952                   | 0,256                   |  |
| Rrs 525nm          | <b>0,969</b>            | 0,582                   |  |
| Rrs 545nm          | <b>0,968</b>            | 0,752                   |  |
| Rrs 565nm          | <b>0,967</b>            | 0,850                   |  |
| Rrs 585nm          | <b>0,977</b>            | 0,933                   |  |
| Rrs 605nm          | <b>0,995</b>            | <b>0,969</b>            | •  |
| Rrs 625nm          | <b>0,995</b>            | <b>0,973</b>            | •  |
| Rrs 645nm          | <b>0,994</b>            | <b>0,976</b>            | •  |
| Rrs 665nm          | <b>0,994</b>            | <b>0,971</b>            | •  |
| Rrs 685nm          | <b>0,993</b>            | <b>0,968</b>            | •  |
| Rrs 705nm          | <b>0,982</b>            | 0,954                   |  |
| Rrs 725nm          | <b>0,971</b>            | 0,828                   |  |
| Rrs 745nm          | 0,954                   | 0,182                   |  |
| Rrs 765nm          | <b>0,970</b>            | -0,204                  |  |
| Rrs 785nm          | <b>0,968</b>            | 0,329                   |  |
| Rrs 805nm          | <b>0,975</b>            | 0,435                   |  |
| Rrs 825nm          | <b>0,971</b>            | 0,009                   |  |
| Rrs 845nm          | <b>0,970</b>            | -0,399                  |  |
| Rrs 865nm          | <b>0,972</b>            | -0,283                  |  |
| Rrs 885nm          | 0,948                   | -0,417                  |  |
| Rrs 905nm          | 0,928                   | -0,732                  |  |

As medições da reflectância de sensoriamento remoto *in situ* foram realizadas através de um espectro radiômetro de mão modelo ASD.FieldSpec Handheld 2 PRO (325-1075nm) com resolução espectral de 3 nm (Analytical Spectral Devices, Inc., Boulder, CO, USA). As medições seguiram o protocolo de geometria de aquisição e tratamento dos dados estabelecido por Mobley (1999). Foram realizadas medidas da radiância total ascendente ( $L_t$ ), radiância do céu ( $L_{sky}$ ) e radiância medida sobre uma placa de Spectralon ( $L_p$ ), cuja superfície se aproxima de uma superfície lambertiana (reflectância,  $R_p > 0.99$  para uma faixa de 400 a 1500 nm). A reflectância de sensoriamento remoto foi então calculada através das medições dessas 3 variáveis com base na seguinte equação (Mobley, 1999):

$$Rrs = \frac{L_t - \rho \cdot L_{sky}}{\frac{\pi}{R_p} \cdot L_p}$$

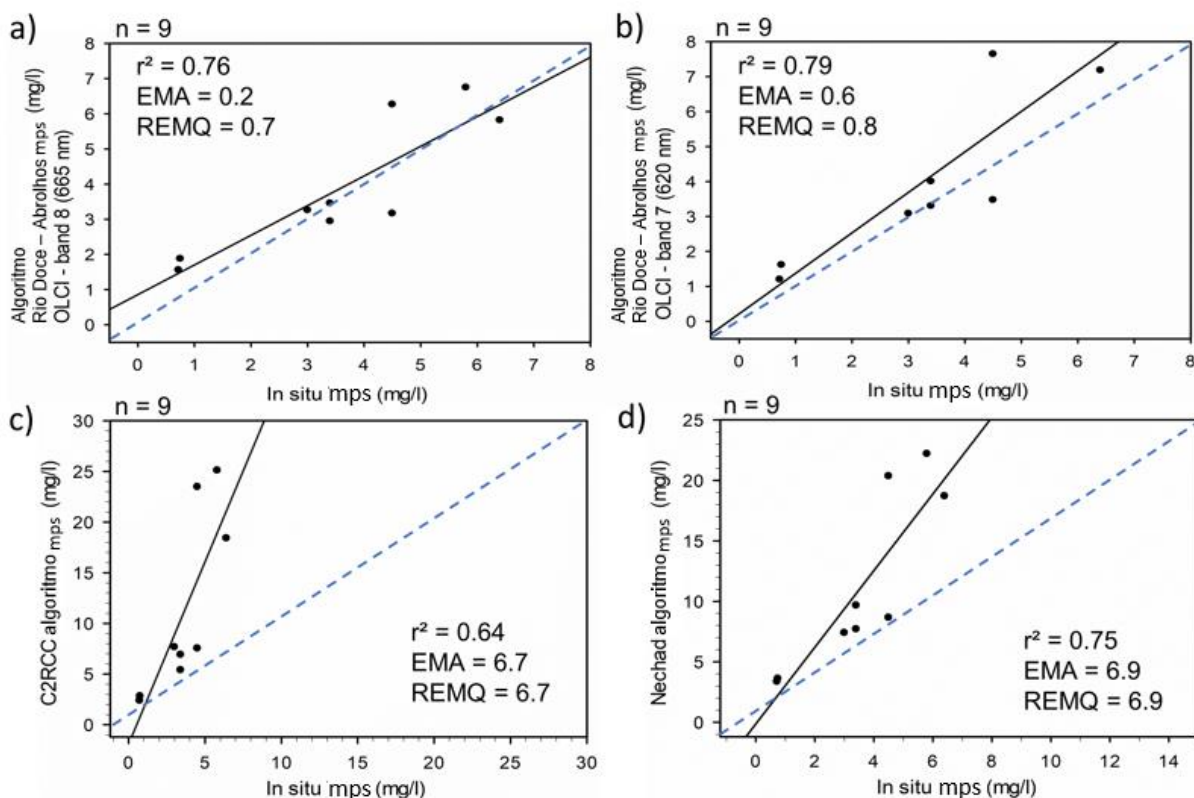
Onde  $\rho$  é um fator multiplicativo usado para incorporar o efeito da medição sobre uma superfície agitada. Foi utilizado o valor de  $\rho = 0.024$ , calculado e tabelado por Mobley (1999), e  $R_p = 1$ . Foram feitas 10 medições para cada uma das variáveis em cada ponto de coleta, sendo utilizado no cálculo a média das medições após a remoção dos outliers. A Figura 557 mostra as condições da aquisição simultânea das amostras de MPS e  $Rrs$  *in situ*, e a relação entre as concentrações de MPS e a assinatura espectral da água do mar em Abrolhos.

Figura 557. a) e (b) Imagem cor verdadeira do sensor OLCI/Sentinel3 mostrando as condições de tempo durante as coletas e a localização das medições de  $Rrs$  e TSM, para os dias 18/11/2018 e 28/03/2019 respectivamente. Apenas o ponto 6 de cada campanha foi coletado livre da influência de cobertura de nuvem ou neblina. (c) e (d) Relação entre a assinatura espectral da água do mar e a concentração de TSM nos pontos coletados para os dias 18/11/2018 e 28/03/2019, respectivamente.



Os algoritmos já existentes para estimativas de MPS, NECHAD2010 e C2RCC, foram avaliados juntamente com o algoritmo desenvolvido no nosso estudo, o qual chamamos de Rio Doce-Abrolhos<sub>mps</sub> (banda 8 e banda 7), através da comparação com dados *in situ* de MPS (Figura 558).

Figura 558. Análise de correspondência entre a base de dados de validação (medidas in situ de MPS) e os dados de MPS estimados através dos algoritmos (a) Rio Doce-Abrolhosmps OLCI banda 8, (b) Rio Doce-Abrolhosmps OLCI banda 7, (c) C2RCC, (d) NECHAD2010. A linha pontilhada representa a correspondência 1:1.



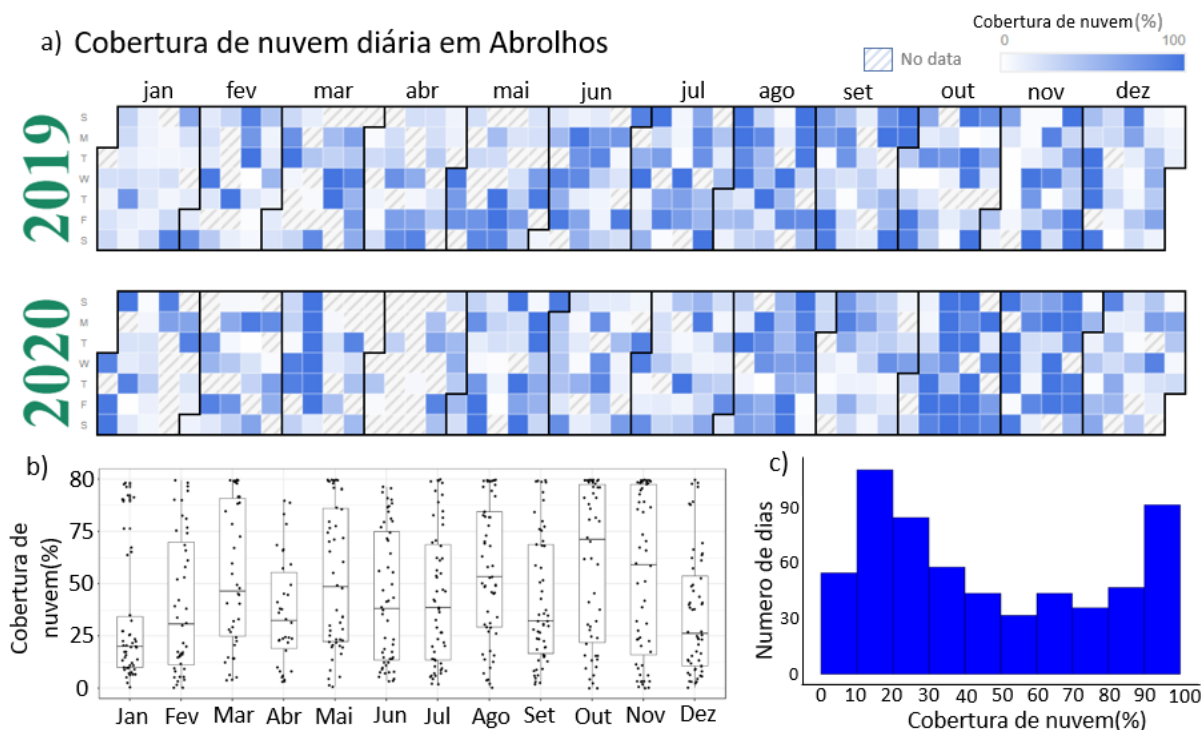
O algoritmo Rio Doce-Abrolhos<sub>mps</sub> apresentou resultados mais realísticos quando comparados com o algoritmo NECHAD2010 e o algoritmo C2RCC. Tanto a banda 8 quanto a banda 7 do sensor OLCI/Sentinel-3 apresentaram bons resultados na estimativa nas concentrações de MPS. Entretanto, os resultados mostraram que o uso da banda 8 é mais apropriado, pois possui menor erro médio absoluto (EMA) (EMA = 0.2 para a banda 8 e 0.6 para a banda 7) e menor raiz do erro médio quadrático (REMQ) (REMQ = 0.7 para a banda 8 e REMQ = 0.8 para a banda 7). Tanto o algoritmo C2RCC quanto o algoritmo NECHAD2010 superestimaram os valores de MPS (EMA a REMQ > 6.5, em ambos os algoritmos) apesar de representarem relativamente bem a variância dos dados ( $r^2 = 0.64$  para o C2RCC, e  $r^2 = 0.75$  para o NECHAD2010).

### 3.2.5 Monitoramento das concentrações de mps de 2019 a 2020 utilizando o algoritmo Rio Doce-abrolhos<sub>mps</sub>

A região de Abrolhos possui alta variabilidade de cobertura de nuvens durante o ano. Dias de alta cobertura de nuvens se intercalam com dias de baixa cobertura de nuvens (Figura 559a). De maneira geral, os meses de dezembro, janeiro e fevereiro são os meses com menor cobertura de nuvem (Figura 559b). Ao longo de 2019 e 2020 foram predominantes dias com 10% a 20% de cobertura de nuvem,

porém dias com alta cobertura de nuvem, 90% a 100%, também são frequentes (Figura 559c). Devido a isso, foi utilizado uma composição de imagens de 5 dias para compor as séries temporais de MPS. Dessa forma, utilizou-se as imagens diárias do sensor OLCI/Sentinel 3 para gerar composições médias de 5 dias consecutivos.

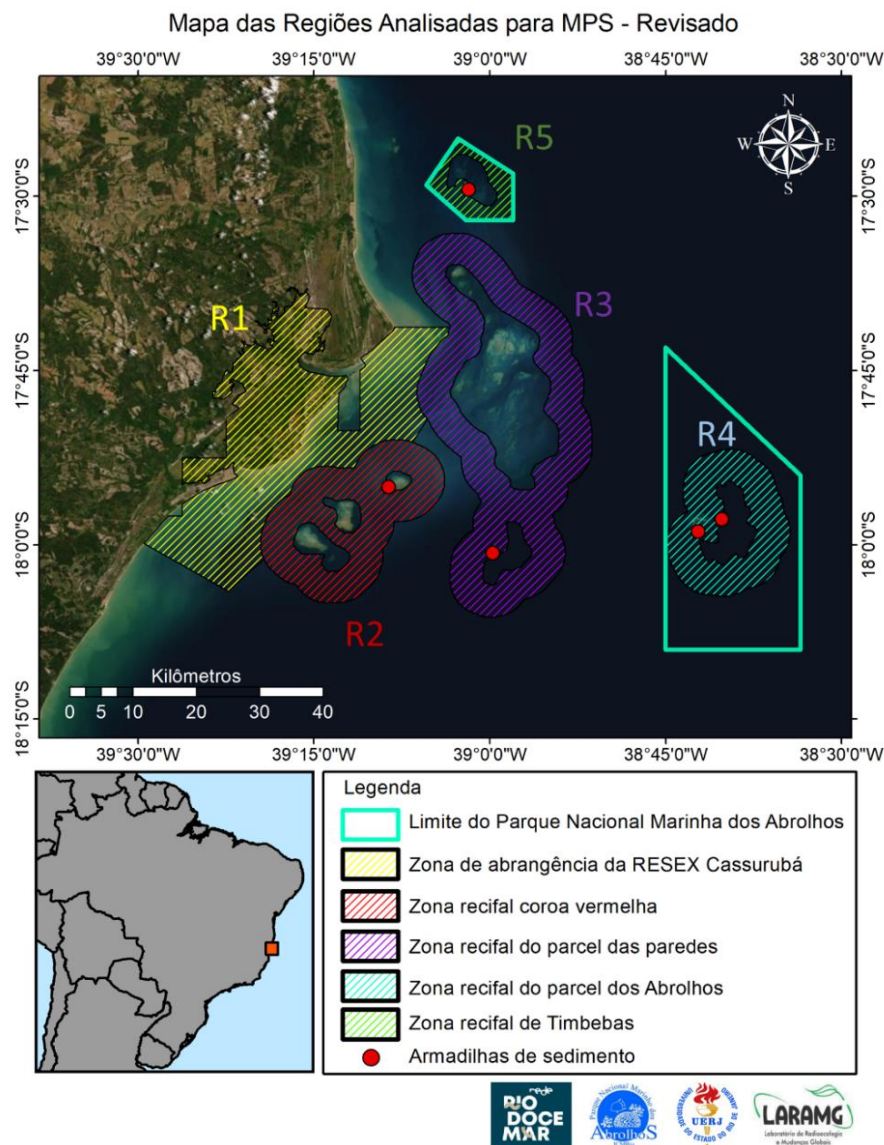
Figura 559. (a) Cobertura de nuvem diária em Abrolhos baseada na classificação automática produzida a partir do processador C2RCC para o período de 01/01/2019 a 31/12/2020. (b) boxplot da cobertura mensal de nuvens em Abrolhos, para o período de 01/01/2019 a 31/12/2020. (c) Frequência da cobertura de nuvens em Abrolhos de 2019 a 2020.



Foram analisadas as séries temporais de MPS (composições médias de 5 dias consecutivos) para o arco interno e externo, assim como para 5 regiões de interesse em Abrolhos (Figura 560): (1) Reserva extrativista Cassurubá; (2) Zona recifal da coroa vermelha; (3) Zona recifal do Parcel das paredes; (4) Zona recifal de Timbebas; e (5) Zona recifal de Abrolhos.



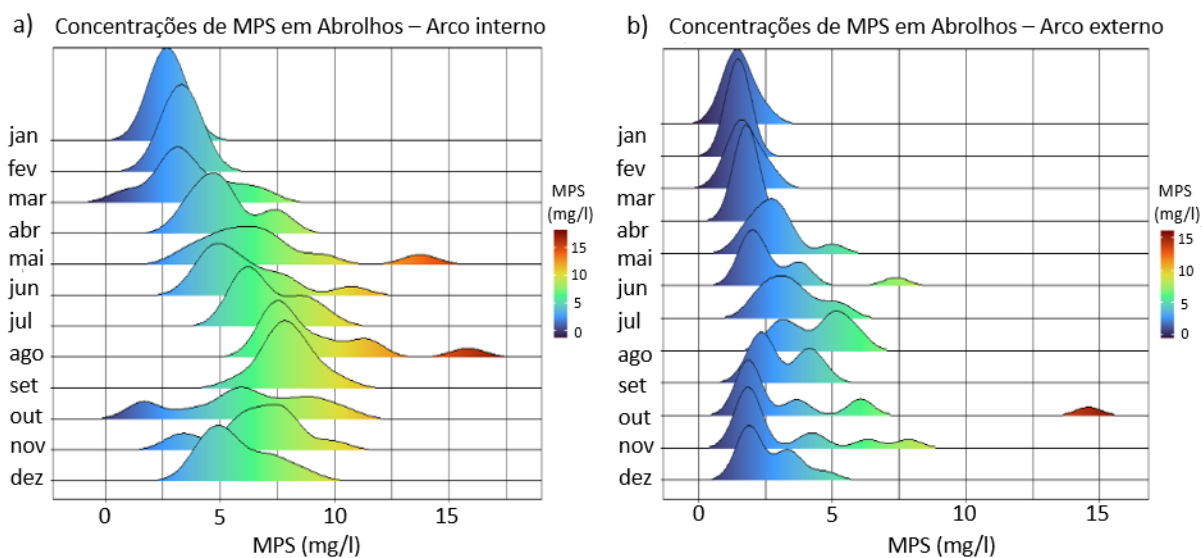
Figura 560. Mapa das regiões de interesse para levantamento das séries temporais das concentrações de MPS.



As concentrações de MPS apresentaram uma marcada sazonalidade, mais evidente nas regiões do arco interno (mais próximas a costa), porém também presente no arco externo (Figura 561). As concentrações de MPS são mais baixas de janeiro a março, aumentam a partir de abril, alcançando as concentrações mais altas em agosto e setembro. A partir de setembro as concentrações diminuem novamente (Figura 561).

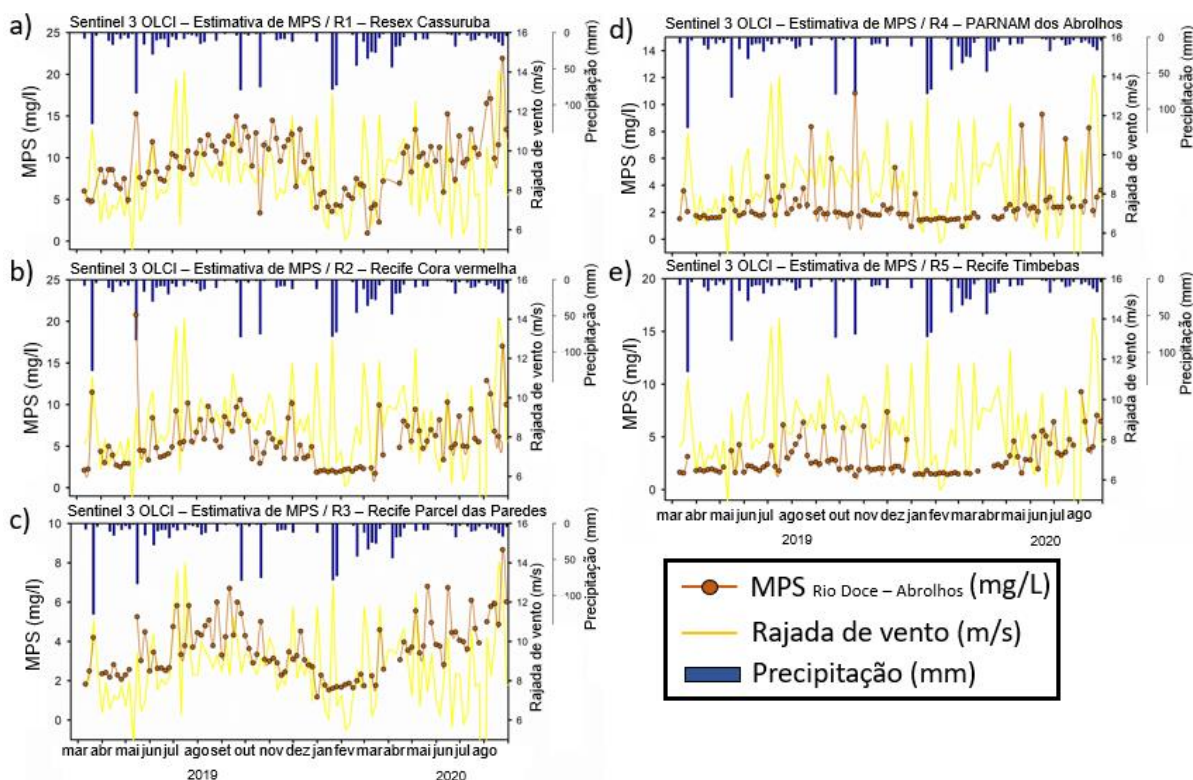


Figura 561. Padrão mensal de distribuição das concentrações de MPS para 2019 e 2020 na região de Abrolhos. (a) Arco interno; (b) Arco externo. As concentrações de MPS foram obtidas através do sensor OLCI/Sentinel 3 e utilizando o algoritmo Rio Doce-Abrolhos<sub>mps</sub>.



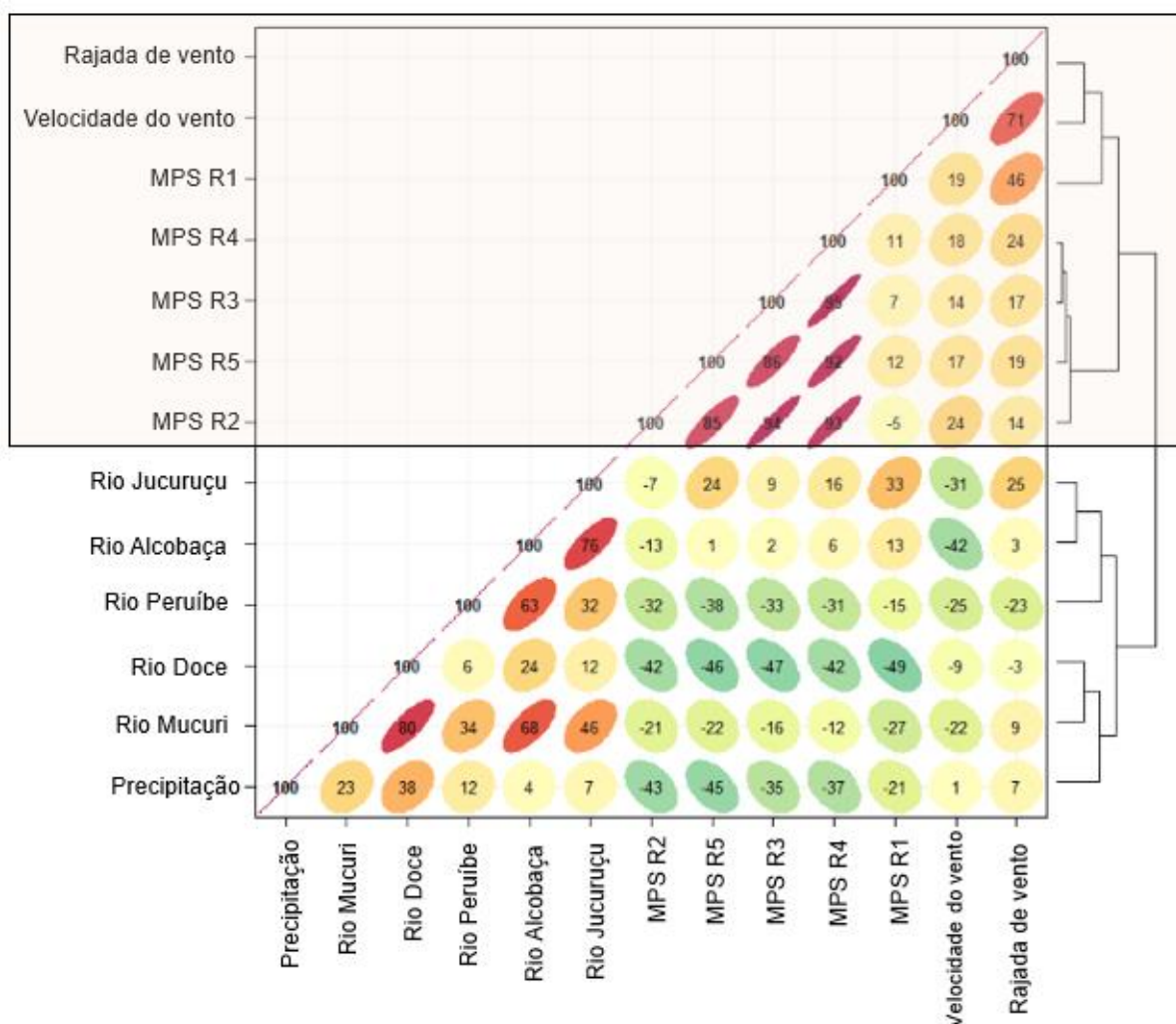
De forma geral, as concentrações de MPS acompanham a sazonalidade e os picos de intensidade/rajada do vento (Figura 562).

Figura 562. Séries temporais de MPS, obtida pelo sensor OLCI/Sentinel 3, velocidade das rajadas de vento, e precipitação medidos pela estação meteorológica automática localizada na ilha Santa Barbara, em Abrolhos. Concentrações médias de MPS para (a) Resex Cassuruba; (b) Coroa Vermelha; (c) Parcel das Paredes; (d) PARNAM dos Abrolhos; (e) Recife de Timbebas.



De fato, a concentração mensal de MPS em Abrolhos está mais relacionada com a intensidade do vento do que com a variação da vazão do Rios, como indicado pela análise de cluster (Figura 563).

Figura 563. Matrix de Correlação e análise de cluster entre os dados mensais de MPS e o conjunto de dados meteorológicos/vazões do Rios.

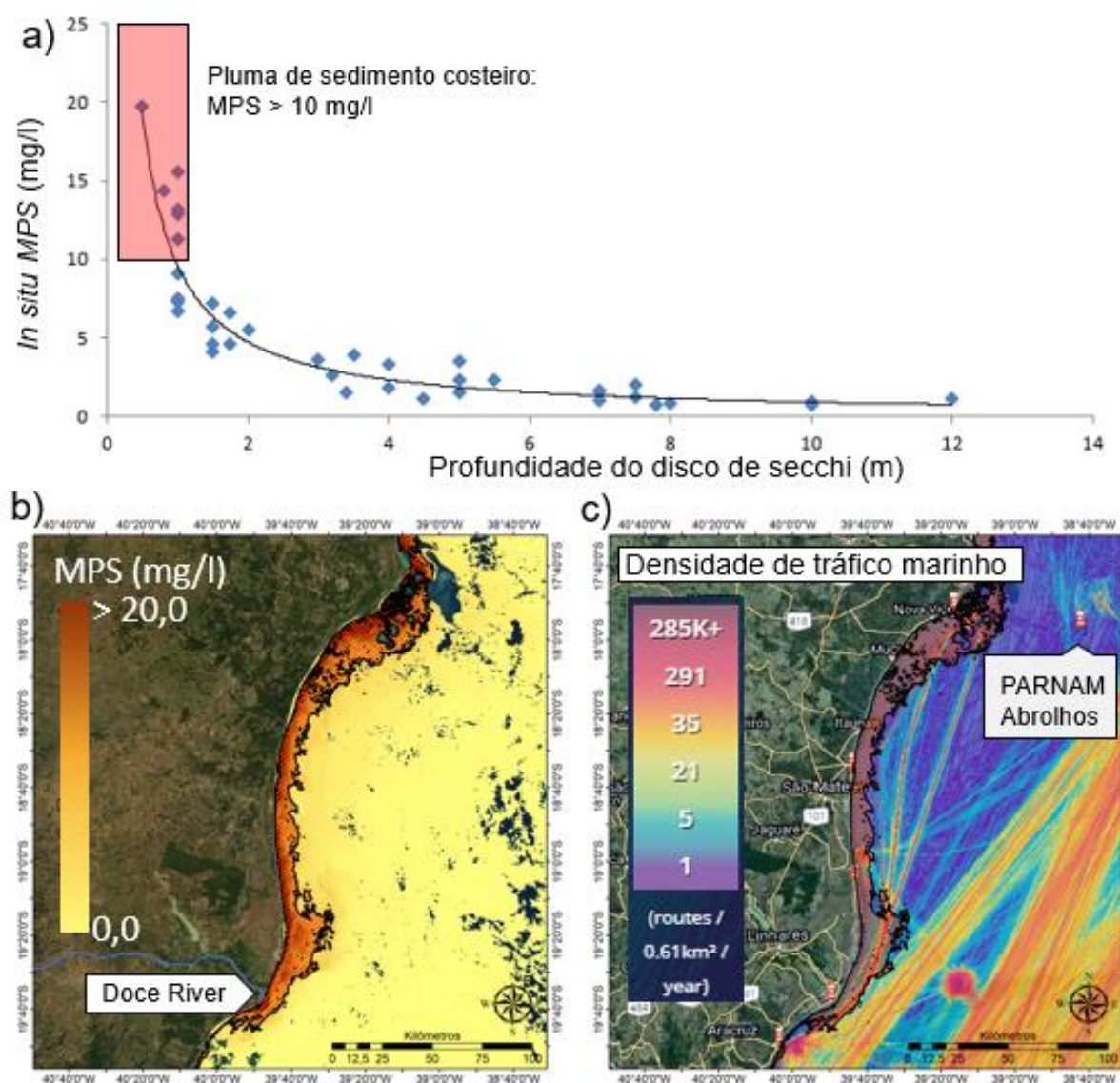


Isso indica que a variabilidade mensal dos sedimentos em suspensão em Abrolhos está relacionada com os sistemas frontais, que no inverno migram para norte, se aproximando da plataforma continental (Evangelista et al., 2007; Segal et al., 2008). Estes sistemas frontais ocorrem predominantemente durante o inverno austral e estão associados com fortes ventos de S, SE e SO (Segal et al., 2008), que além de poderem inverter a corrente marítima para norte, favorecendo o transporte de sedimento do Rio Doce para Abrolhos e provocam a resuspensão do sedimento marinho. Dessa forma, a resuspensão de sedimento do fundo marinho ocorre diversas vezes ao longo do ano, sendo maior durante o inverno e a primavera Austral. Isto pode fazer com que o material carregado do Rio Doce á Abrolhos possa ser resuspendido diversas vezes ao longo do ano, aumentando o impacto dos poluentes sobre os recifes de corais.

O monitoramento satelital das concentrações de TSM também possibilitou determinar a extensão das plumas de sedimento ao longo da costa. A análise da extensão média anual da pluma de sedimento

costeiro em conjunto com os dados de tráfego marinho mostrou que existe uma considerável densidade de rotas de navios que passam pela pluma do Rio Doce, e que vão até Abrolhos (Figura 564). O transporte de poluentes do Rio Doce até Abrolhos através do casco de navios ou da água de lastro é algo que deve ser analisado futuramente.

Figura 564. a) A extensão das plumas de sedimento ao longo da costa foi definida pela relação entre a concentração de material particulado em suspensão e a profundidade do disco de secchi medidas *in situ* na região de Abrolhos. Concentrações de MPS maiores que 10 mg/l aumentam significativamente a turbidez da água. Dessa forma, um limiar de concentração de MPS maior que 10 mg/l foi utilizado para definir a extensão das plumas. (b) Extensão média anual das plumas de sedimento costeiro para 2019. (c) Sobreposição da extensão média anual da pluma de sedimento com a densidade de tráfego marinho na região do Rio Doce/Abrolhos em 2019. É possível observar um alto fluxo de embarcações que se deslocam entre o Rio Doce e Abrolhos, atravessando a região da pluma de sedimento costeiro.



Além disso, mamíferos marinhos, como as baleias Jubartes, se movimentam ao longo da costa até Abrolhos e podem se contaminar no trajeto ao passarem próximos as plumas de sedimento. O



monitoramento da extensão das plumas de sedimento através do novo algoritmo pode ser uma ferramenta de grande valor para avaliar possíveis impactos e para determinar um plano de manejo costeiro para a região.

### 3.3 ANÁLISE DOS DADOS DOS TRAÇADORES QUÍMICOS (ISÓTOPOS RADIOGÊNICOS, MINERALOGIA E GEOQUÍMICA)

Os elementos Terras Raras (Sm e Nd) e, conseqüentemente, seus isótopos, ocorrem retidos nos materiais particulados. Esses elementos são em geral insolúveis em água e se concentram nas frações mais finas (argilominerais) durante o processo de intemperismo químico (Nesbitt, 1979). Os isótopos de Sr, através da metodologia empregada neste trabalho, também estão diretamente relacionados ao material particulado transportado em suspensão. Sendo assim, eles são utilizados como traçadores da origem e do transporte de materiais particulados ao longo da coluna d'água, em ambientes fluviais e marinhos. Os isótopos de Sm-Nd e de Sr em materiais minerais particulados, portanto, são de grande aplicabilidade em problemas ambientais relacionados ao transporte de metais tóxicos ao ambiente, ou a questões físicas da coluna d'água, como sua turbidez, com impacto sobre a sua luminosidade.

Ainda que os metais traços possam estar adsorvidos ou incorporados aos materiais particulados, os isótopos de Sm-Nd não devem ser diretamente relacionados à ocorrência destes elementos tóxicos ao meio ambiente, uma vez que: 1) não indicam a contribuição de metais adsorvidos na matéria orgânica e em óxidos, ou transportados na fração coloidal, ou dissolvidos na coluna d'água; 2) não indicam a biodisponibilidade de metais adsorvidos aos materiais particulados, uma vez que depende de condições físico-químicas da coluna d'água (Souza et al., 2015).

No entanto, ao se estabelecer que os materiais particulados são fontes significativas de metais traço biodisponíveis ou que afetam significativamente a turbidez da água, os isótopos de Sm-Nd, quando comparados aos isótopos de Sr, são traçadores incomparáveis da proveniência desse material.

A análise de proveniência é um conjunto de métodos que busca correlacionar as características (mineralógicas, químicas e isotópicas) dos sedimentos já depositados às características de uma ou mais áreas fonte representadas pela composição de suas rochas aflorantes. As aplicações destes métodos são muitas e vão desde investigação dos padrões climáticos de uma região em um determinado tempo, até a relação entre tectônica e o preenchimento sedimentar de uma bacia.

Em sedimentos arenosos, os métodos de análise de proveniência tendem a ser baseados na contagem e associação tanto dos minerais formadores de rochas (comuns a vários tipos de rochas) quanto de minerais acessórios (restritos a tipos específicos de rochas). Em sedimentos de granulometria mais fina, como os siltes e as argilas, em que não podemos separar e contar os diversos grãos, é comum se determinar sua mineralogia por meio de técnicas de Difractometria de Raios-X, as associações dos diversos tipos de minerais não são diretamente representativas de uma rocha fonte, uma vez que os argilominerais estão relacionados às condições climáticas nos quais foram formados. Nesse caso, os

métodos de proveniência são baseados em geoquímica, tanto na concentração de óxidos de elementos maiores (sílica, ferro e álcalis, por exemplo), como em razões de elementos traços (incluindo as terras-raras), e em isótopos de Sm-Nd e Sr.

Quando lidamos com geoquímica elementar em amostras-totais, devemos estar atentos ao significado de todas as análises elementares e como elas podem ser enviesadas pelos processos naturais da sedimentação. No caso dos óxidos de elementos maiores, existe uma lixiviação preferencial dos álcalis (Sódio e Potássio) durante a formação de argilominerais e o consequente enriquecimento residual em Ferro e Alumínio. Por conta disso, a composição desses elementos na amostra de sedimentos não pode ser utilizada diretamente para proveniência, no entanto, nos dá uma informação muito importante sobre a evolução do intemperismo na área fonte. Nesse sentido, para indicar características de rochas-fonte com maior efetividade, são utilizados elementos cujos íons possuem alta carga e pequeno raio, tais como: zircônio, háfnio, titânio, nióbio, escândio, tório, ítrio e os elementos terras-raras (com exceção do cério e do európio). Esses elementos, em geral muito insolúveis, tendem a não se fracionar entre si durante o intemperismo, nem em reações com água durante o transporte e deposição, ou seja, as razões entre esses elementos refletem aquelas de suas rochas-fonte. O mesmo pensamento vale para geoquímica isotópica de Sm-Nd, que será desenvolvido no próximo tópico. Alguns elementos traços como vanádio, cobalto, molibdênio e urânio sofrem alterações em sua concentração por conta de condições de oxirredução no local de deposição.

A geoquímica sempre vai refletir uma mistura entre diversas rochas-fonte que possuem diferentes mineralogias e diferentes histórias de intemperismo e erosão. Detectar essa mistura é o maior desafio da análise de proveniência e serão discutidos métodos para tanto.

### **3.3.1 Análises de proveniência por isótopos radiogênicos de Nd e Sr**

Para compor a base de dados isotópicos foram feitas compilações de dados da literatura e análises de sedimentos fluviais (Rio Doce) e litorâneos a fim de compará-los com as assinaturas isotópicas de sedimentos coletados em Abrolhos. Esta caracterização foi feita a partir dos seguintes conjuntos de dados:

Dados da literatura:

- Basaltos que compreendem o substrato vulcânico da plataforma de Abrolhos (Fodor et al. 1989);
- Sedimentos lamosos avermelhados e ricos em ferro coletados desde a Barragem de Santarém até Barra Longa, ao longo dos rios Gualaxo do Norte e Carmo, afluentes do Rio Doce que primeiramente receberam os rejeitos de mineração provenientes da barragem de Fundão (Valeriano et al. 2019);
- Substrato rochoso da bacia hidrográfica do Rio Doce:



- a) Complexos granito-gnáissicos arqueano-paleoproterozoicos do cráton do São Francisco (Teixeira et al., 1996), do Bloco Guanhães (Martins et al., 2004) e da suíte Borrachudos (Dussin, 1994);
- b) Granitos (pré, sin e pós-colisionais) da Faixa Orogênica Araçuaí (Tedeschi et al., 2016; Gonçalves et al., 2016; Novo et al., 2010; Martins et al., 2004; Nalini et al., 2000; Martins et al., 2004; De Campos et al., 2016).

Dados gerados pelo projeto:

- Sedimentos de leito e margem coletados na foz do Rio Doce em 2014 e no final de 2015;
- Sedimentos de leito e margem coletados na foz dos principais rios do Espírito Santo e Bahia em 2019: rios São Mateus, Mucuri, Caravelas e Jequitinhonha;
- Sedimentos obtidos a partir de estratificações de um testemunho de sondagem datado do médio Holoceno para Abrolhos (Ab05/1, Almeida 2009);
- Material Particulado em Suspensão (MPS) coletados em Abrolhos (próximos a Coroa Vermelha) antes de 2015;
- Sedimentos em suspensão adquiridos a partir de armadilhas coletadas em missões pretéritas, ou seja, no inverno de 2016, para as localidades Guarita, Sueste e Chapeirão do Pierre no arquipélago dos Abrolhos.
- Sedimentos em suspensão adquiridos a partir de armadilhas coletadas em missões entre março de 2019 e agosto de 2021 nas localidades de Porto Seguro, Sebastião Gomes, Popa Verde, Chapeirão do Pierre, Chapeirão do Sueste, Chapeirão das Manchas e Recife de Timbebas.

### 3.3.2 Os sistemas isotópicos Sm-Nd e Rb-Sr e a proveniência sedimentar

O sistema isotópico do Sm-Nd é baseado no decaimento do isótopo radioativo  $^{147}\text{Sm}$  para o isótopo radiogênico  $^{143}\text{Nd}$  a uma taxa constante de  $6,54 \times 10^{-12}$  por ano (Lugmair & Marti, 1977) e com uma meia vida de 106 bilhões de anos (Dickin, 2005). Todas as medidas isotópicas em laboratório são feitas por meio de razões em relação a um isótopo natural, não radiogênico, nesse caso  $^{144}\text{Nd}$ . Essa normalização evidencia a composição isotópica do Neodímio, mais ou menos radiogênica, refletindo a origem da rocha (manto *versus* crosta terrestre, respectivamente) e, por consequência, dos sedimentos dela derivados. No caso da razão isotópica  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  os valores medidos possuem variações significativas muito pequenas entre as amostras. Portanto, é convencional apresentar os dados utilizando uma notação ( $\epsilon\text{Nd}$ ) que indica a diferenciação da amostra de um modelo de reservatório mantélico comum a todo planeta Terra, chamado CHUR (meteoritos condriticos; De Paolo & Wasserburg, 1976). A equação para tanto é apresentada a seguir:

$$\epsilon\text{Nd} = \left( \frac{^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}_{\text{sample}}}{^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}_{\text{CHUR}}} - 1 \right) \times 10^4$$

Por sua vez, o sistema isotópico do Rb e Sr é baseado no decaimento do isótopo radioativo  $^{87}\text{Rb}$  para o isótopo radiogênico  $^{87}\text{Sr}$  a uma taxa de  $1,42 \times 10^{-11}$  por ano (Aldrich et al., 1953). As razões isotópicas são normalizadas pelo isótopo natural  $^{86}\text{Sr}$ .

O fracionamento entre os isótopos destes sistemas ocorre primordialmente durante a diferenciação da crosta a partir do manto. As rochas cálcicas e ferro-magnesianas do manto tendem a concentrar o Sm e o Sr durante a diferenciação (fusão parcial), enquanto o Nd e o Rb se concentram nas rochas mais silicosas e potássicas da crosta. Portanto, a crosta sempre terá uma razão  $\text{Sr}_{\text{radiogênico}}/\text{Sr}_{\text{natural}}$  maior, e uma razão  $\text{Nd}_{\text{radiogênico}}/\text{Nd}_{\text{natural}}$  menor em relação ao manto de origem (De Paolo & Wasserburg, 1976).

Ainda que os sistemas Sm-Nd e Rb-Sr mostrem uma correlação negativa entre os valores em rochas ígneas da crosta oceânica e da crosta continental, esta mesma correlação não é observada em sedimentos e rochas sedimentares metamorfas. Isso acontece por causa do intemperismo e alteração dos minerais. Durante o intemperismo, os elementos terras-raras e o rubídio tendem a ser adsorvidos e também ocupam espaços nas estruturas dos argilominerais. O estrôncio, por sua vez, tende a ser lixiviado dos minerais e se concentra na água. Em sedimentos antigos, observamos um aumento da razão  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  em relação às rochas de origem, em virtude do contínuo decaimento radioativo do  $^{87}\text{Rb}$  contido no sedimento. No entanto, em sedimentos atuais, não há tempo para que a razão isotópica seja significativamente alterada por conta do decaimento do  $^{87}\text{Rb}$ . Portanto, nesses casos, a razão isotópica deve corresponder àquela da sua origem, mesmo que esta tenha um histórico de intemperismo anterior.

A partir do diagrama  $\epsilon\text{Nd}$  versus  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ , podemos observar diferenciações entre campos dentro da própria crosta continental. Como exemplo, os granitoides de idade neoproterozoica (1000 a 541 Ma) a ordoviciano (até ca. 480 Ma) possuem  $\epsilon\text{Nd}$  menos negativo e valores de  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  menores do que as rochas de idade Paleoproterozoicas e Arqueanas (> 1600 Ma). Nesse sentido, estes reservatórios crustais caracterizam grupos geoquímicos nos quais os sedimentos podem ser diretamente derivados. Assim, as razões isotópicas de rochas sedimentares se complementam às razões elementares por indicar as origens e contextos geotectônicos das rochas fontes. Tomemos como exemplo dois basaltos de diferentes idades e origens. Embora possam ter razões elementares semelhantes, como exemplo de Th/Sc a 0,2, o primeiro se encontra no grupo de basaltos de Abrolhos com  $\epsilon\text{Nd}$  positivo a levemente negativo e  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  baixo, em relação a um basalto de idade arqueana, cujo  $\epsilon\text{Nd}$  é altamente negativo e o  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  tende a ser mais alto. Conseguimos defini-los por suas características isotópicas, logo podemos associá-los aos sedimentos derivados destas rochas.

Quando os sedimentos possuem valores isotópicos intermediários entre dois grupos isotópicos, são feitos testes para verificar a possibilidade de eles representarem misturas entre os grupos. A equação utilizada para esta análise é apresentada abaixo (Faure, 1978):

$$R_M^x = \frac{R_A^x X_A f + R_B^x X_B (1-f)}{X_A f + X_B (1-f)}$$

Na equação,  $R$  é a razões isotópica do elemento  $x$ , com concentração  $X$ , dos componentes (*endmembers*) A e B. O valor  $f$  nessa equação representa a proporção do componente A em relação a B, para a mistura M.

Igualando as equações de mistura para as duas razões isotópicas de interesse, isto é,  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  e  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ , temos a equação proposta por Allègre (1969)

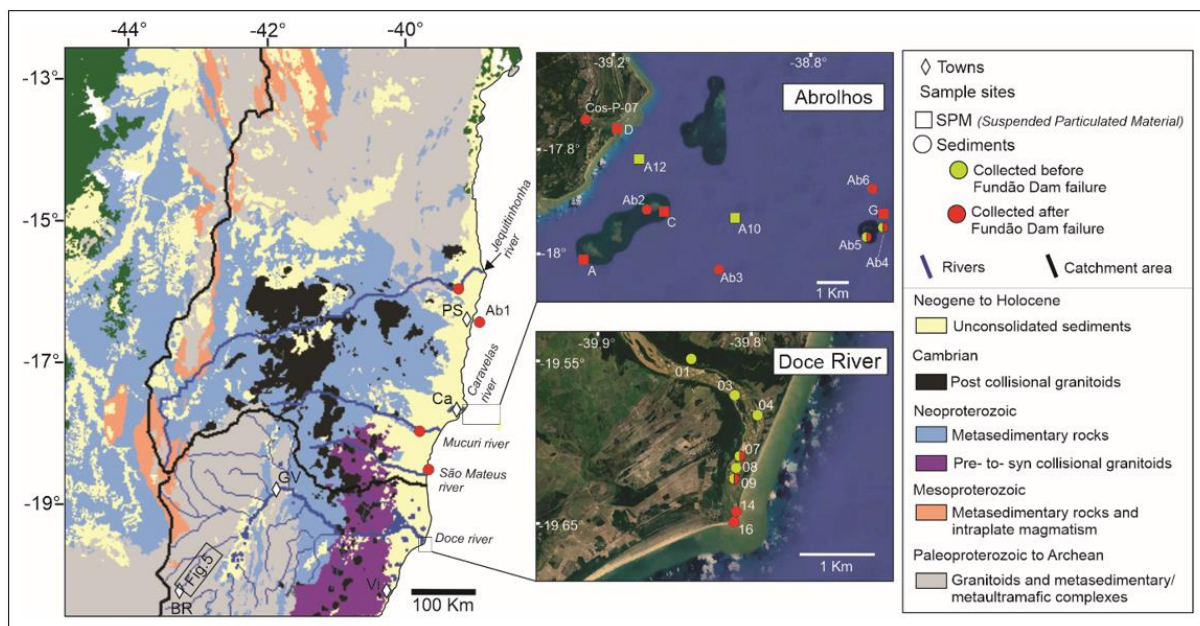
$$\frac{R_1 - R_M}{R_M - R_2} = K \frac{\rho_1 - \rho_M}{\rho_M - \rho_2}$$

Onde  $R$  é a razão isotópica  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  e  $\rho$ , razão isotópica  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ; 1 e 2, componentes da mistura isotópica (*endmembers*); M, amostra em análise (mistura entre fontes); K, razão entre a concentração elementar Sr/Nd das componentes. A curva hiperbólica resultante, portanto, pressupõe misturas entre somente dois componentes. Ela é usada como um modelo para detectar misturas possíveis e quantificá-las. No entanto, temos que lembrar que o método se baseia na tendência de comportamento pareado entre os dois sistemas isotópicos e em sua preservação a partir do momento da erosão de sua área fonte.

### 3.3.3 Influência da geologia das áreas fontes e suas diferenças geoquímicas no contexto da área monitorada

Como áreas fontes de sedimentos no contexto estudado em Abrolhos são consideradas as bacias hidrográficas dos rios que deságuam próximos a essa região da plataforma continental. Sendo assim, as bacias do Rio Doce e dos rios entre o norte do estado do Espírito Santo e o Sul/sudeste da Bahia (rios São Mateus, Mucuri, Alcobaça, Caravelas, Jucuruçu, Jequitinhonha e Pardo) podem ser considerados como principais contribuintes locais de sedimentos para a área da plataforma. Essas bacias hidrográficas são limitadas a oeste pela Serra do Espinhaço, que se estende de Minas Gerais até a porção central da Bahia e é o principal divisor com a bacia do Rio São Francisco a oeste. Os tipos de rochas (litologia) que compõem o substrato destas áreas fontes foram agrupados de acordo com a idade de sua formação e suas características isotópicas (Figura 565). Assim, essas fontes podem ser divididas em três grupos geoquímicos: basaltos de ilha oceânica de Abrolhos; rochas ígneas neoproterozoicas (1000 a 1600 Ma) a ordovicianas (541 a 485 Ma) relacionadas à formação do orógeno Araçuaí; e rochas paleoproterozoicas a arqueanas (> 1700 Ma) do Cinturão Mineiro e do Complexo Guanhães.

Figura 565. Mapa geológico da região costeira adjacente a plataforma continental onde se localiza a região de Abrolhos. As imagens de satélite (Google Earth) mostram a posição das amostras coletadas com análise geoquímica realizada (Souza et al., 2003; Pinto & Silva, 2014; Vieira et al., 2018).



As rochas arqueanas a paleoproterozoicas são caracterizadas pela presença de complexos granito-gnáissicos associados a rochas sedimentares e vulcânicas metamorfisadas, rochas graníticas mais jovens (Marshak *et al.* 1992). Estas unidades foram metamorfisadas e deformadas durante o último evento orogênico do território brasileiro durante o Neoproterozoico, chamado de evento Brasileiro (Machado *et al.* 1992), relacionado à aglutinação de antigos continentes formando o supercontinente Gondwana. As áreas representadas pelos complexos Guanhanês e Mantiqueira (Noce *et al.* 2007), estão localizadas na porção a montante da confluência que dá origem ao Rio Doce, na altura de Barra Nova, e se estende até o seu alto curso na região de Governador Valadares. Também se encontra em uma extensa porção da costa da Bahia a norte do rio Jequitinhonha, onde afloram as rochas da faixa Itabuna-Salvador-Curaçá (Oliveira *et al.* 2004). Ainda que a litologia seja muito variada, ela tipicamente apresenta épsilon de Nd muito negativo entre -25 e -40 (razão  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  entre 0,5107 e 0,5115) (Noce *et al.* 2000; Martins, 2000). A razão de isótopos de Sr, no entanto, apresenta grande variação (razão  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  entre 0,71 e 0,80), possivelmente pela diversidade litológica e pelos processos de refusão da crosta.

Do início do Neoproterozoico até o período Ordoviciano, os eventos tectônicos do Brasileiro geraram expressivas formações de rochas ígneas. As formações de rochas ígneas ocorrem antes, durante e após o evento colisional. São chamadas, portanto, de rochas pré-, sin- e pós- colisionais. As rochas pré- a sin- colisionais possuem composições básicas, intermediárias e ácidas de acordo com a proporção de sílica, enquanto as rochas sin-colisionais são mais ácidas, e as pós- colisionais tendem a características bimodais com ocorrência de rochas básicas e ácidas. As razões isotópicas medidas em rochas desses diferentes momentos, no entanto, são muito semelhantes. Caracteristicamente,

apontam para  $\epsilon_{Nd}$  bem menos negativo do que o observado em rochas ígneas mais antigas (entre -5,2 e -20,2) e razões  $^{87}Sr/^{86}Sr$  bastante variáveis (entre 0,70597 e 0,744201) (Gonçalves *et al.* 2015; Martins *et al.* 2004; Campos *et al.* 2004; Nalini *et al.* 2000, Tedeschi *et al.* 2015). Dizemos que esta característica isotópica é mais juvenil do que aquela observada nas rochas paleoproterozoicas e arqueanas e, portanto, pode ser usado com um marcador de proveniência.

Rochas metassedimentares (sedimentares metamorfasadas, ou seja, transformadas em xistos e gnaisses) ocorrem no médio curso do Rio Doce e são mais extensas na bacia hidrográfica dos rios Mucuri e Jequitinhonha. Rochas metassedimentares são produtos de misturas de antigos processos intempéricos e retrabalhadas por processos metamórficos. Suas características geoquímicas são, portanto, semelhantes às suas rochas de origem. No entanto, na literatura há grande escassez de dados isotópicos que confirmem tais características.

As rochas metassedimentares do Mesoproterozoico (1700 a 1000 Ma) são formadas por rochas siliciclásticas (arenitos e conglomerados) do Supergrupo Espinhaço depositadas em um sistema de bacias continentais (Dussin *et al.* 1995). Estas rochas afloram, em especial, na serra homônima que representa o principal divisor na nascente dos rios analisados. Rochas vulcânicas ácidas estão associados a esta antiga sedimentação (Fernandes *et al.* 1994).

Ocorrências de rochas metassedimentares durante o Neoproterozóico (Grupos Macaúbas e Jequitinhonha) estão associadas à formação de bacias sedimentares continentais no Toniano (1000 a 720 Ma) que evoluíram para bacias de plataforma continental (margem passiva) até o período ediacarano (Martins *et al.* 2008; Castro *et al.* 2019). Estas rochas são caracterizadas por camadas carbonáticas até evoluírem para deposições predominantemente siliciclásticas argilosas de ambiente marinho.

Após a quebra de Pangea, durante a formação do oceano Atlântico, basaltos de ilhas vulcânicas podem ser encontrados na plataforma continental brasileira, como é o caso das ilhas de Abrolhos (Fodor *et al.* 1988). Estas rochas, derivadas de fusões do manto, possuem  $\epsilon_{Nd}$  fracamente positivas (entre +4 e 0) e razão  $^{87}Sr/^{86}Sr$  pouco radiogênicas (entre 0,7037 e 0,7073).

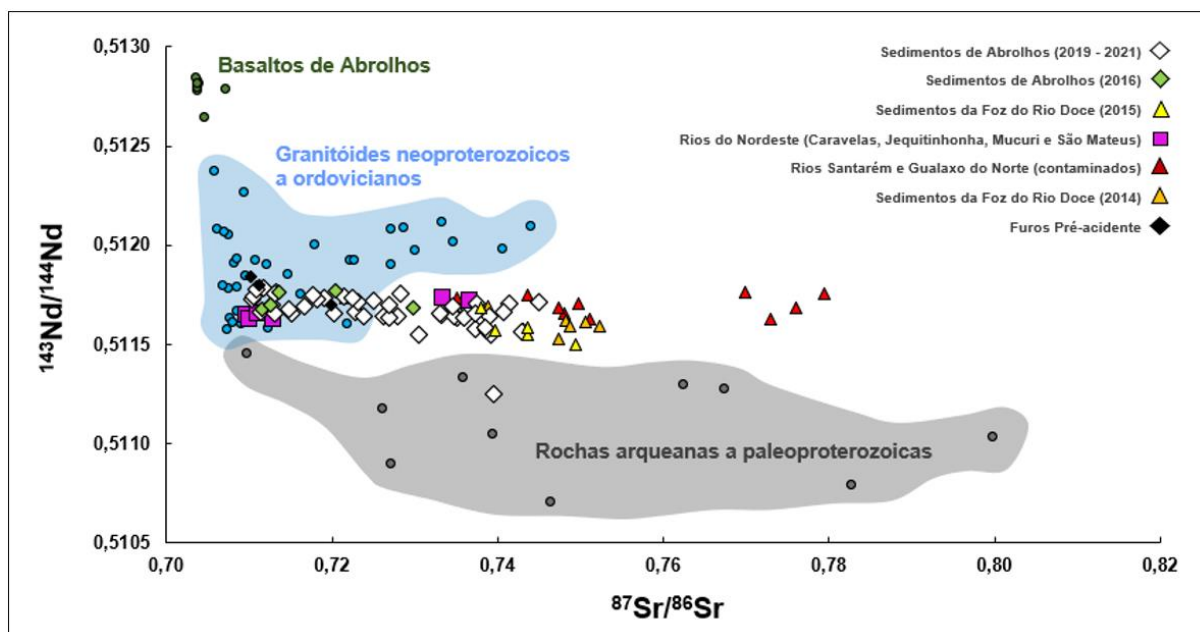
Sedimentos inconsolidados (raramente litificados) depositados durante o período Neógeno (Formação Barreiras) até o Recente são expressivos próximos ao litoral e na foz dos rios estudados. Não há, no entanto, estudos isotópicos nesses depósitos, como por exemplo, se suas áreas fontes tiveram mudanças do período Neógeno ao Recente.

Como já explicitado, as rochas fontes de sedimentos para a plataforma de Abrolhos podem ser divididas em três grupos geoquímicos (Figura 566): basaltos de ilha oceânica de Abrolhos (Fodor *et al.* 1988); rochas ígneas Neoproterozoicas a Cambrianas relacionadas à formação do orógeno Araçuaí (Gonçalves *et al.* 2015; Martins *et al.* 2004; Campos *et al.* 2004; Nalini *et al.* 2000, Tedeschi *et al.* 2015); e rochas Paleoproterozoicas do Cinturão Mineiro (Noce *et al.* 2000) e do Complexo Guanhães (Martins, 2000). No diagrama estão plotadas as principais fontes continentais de sedimentos, os granitóides neoproterozoicos a ordovicianos e rochas arqueanas a paleoproterozoicas, que chegam aos oceanos



carregados por grandes sistemas fluviais. Os basaltos de Abrolhos representam uma fonte local na região do parcel de Abrolhos. Dessa forma, observa-se que os sedimentos coletados em Abrolhos plotam entre o campo das fontes continentais, indicando que são definidas por misturas desses componentes. Dados de Fodor et al. (1988), Noce et al. (2000), Nalini et al. (2000), Campos et al. (2004), Martins et al. (2004), Gonçalves et al. (2015), De Campos et al. (2016).

Figura 566. Diagrama  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  versus  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  para as amostras de sedimentos de Abrolhos.



No diagrama Nd *versus* Sr, os agrupamentos se tornam evidentes, principalmente, pelas diferenças na razão de isótopos de Nd. Os basaltos de ilha de Abrolhos apresentam razão  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  média de 0,512783 ( $\epsilon\text{Nd} = +2,8$ ) e  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  média e 0,704409 (Figura 566). Para o conjunto de rochas ígneas do Neoproterozoico ao Cambriano, o valor médio de  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  e  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  é, respectivamente, de 0,511891 ( $\epsilon\text{Nd} = -14,4$ ) e 0,7152. (Figura 566). Nas rochas Paleoproterozoicas, as razões isotópicas são altamente variáveis. Em geral, são valores de  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  pouco radiogênicos, entre 0,511490 e 0,510700 ( $\epsilon\text{Nd} = -23,2$  a  $-37,8$ ). E valores de  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  de pouco a muito radiogênicos, entre 0,7099 e 0,79990 (Figura 566).

Os valores isotópicos medidos em sedimentos da foz do Rio Doce, tanto antes quanto depois da ruptura da barragem de Fundão, indicam pouca variação da razão  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  em comparação à variação da razão  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  (Tabela 80). As razões de isótopos de neodímio para esses sedimentos variam entre 0,511691 e 0,511500 ( $\epsilon\text{Nd} = -18,5$  a  $-22,2$ ). Esse valor é intermediário entre a das fontes ígneas do Neoproterozoico e do Paleoproterozoico (Figura 566 e Tabela 80). Os valores de Nd se encontram numa faixa semelhante à observada nos sedimentos da barragem de Fundão coletadas a montante do Rio Doce (Valeriano *et al.*, 2019). A razão  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  nos sedimentos da foz do Rio Doce é pouco maior nas amostras coletadas antes do rompimento da barragem de Fundão. Estas são menos variáveis do que as medidas de Sr observadas nos sedimentos dos rios Santarém, Carmo e Gualaxo Norte (Figura 566 e Tabela 80).



Tabela 80. Resultados isotópicos de sedimentos fluviais que são parâmetros para as áreas fontes de sedimentos de Abrolhos. Também foram analisados sedimentos de testemunho sedimentar amostrado na região da plataforma de Abrolhos.

| Amostra               | Toponímia  | Localização | Sm (ppm) | Nd (ppm) | $^{147}\text{Sm}/^{144}\text{Nd}$ | $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ (Abs 2 $\sigma$ ) | $\epsilon\text{Nd}$ | $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ (Abs 2 $\sigma$ ) |
|-----------------------|--|-------------|----------|----------|-----------------------------------|---|---------------------|---|
| <b>Fozes dos rios</b> |  |             |          |          |                                   |   |                     |   |
| 1                     | Rio Doce (antes do rompimento da barragem de Fundão) | -19.550.907 | 17.7     | 98.4     | 0.1087                            | 0.511624(4)   | -19.8               | 0.748167(8)                                       |
|                       |  | -39.840.089 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 3                     |  | -19.574.345 | 12.7     | 68.5     | 0.1120                            | 0.511691(3)   | -18.5               | 0.738860(6)                                       |
|                       |  | -39.811.832 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 4                     |  | -19.587.021 | -        | 43.3     | -                                 | 0.511595(6)   | -20.3               | 0.752302(4)                                       |
|                       |  | -39.797.668 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 7                     | Rio Doce (após rompimento da barragem de Fundão)     | -19.612.134 | 73.2     | 395.5    | 0.1119                            | 0.511613(3)   | -20.0               | 0.750522(8)                                       |
|                       |  | -39.810.249 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 8                     |  | -19.619.526 | 11.0     | 59.5     | 0.1117                            | 0.511528(5)   | -21.6               | 0.747376(8)                                       |
|                       |  | -39.812.651 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 9                     |  | -19.624.974 | 27.8     | 152.5    | 0.1102                            | 0.511593(4)   | -20.4               | 0.748702(7)                                       |
|                       |  | -39.813.965 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 16                    | Rio Doce (após rompimento da barragem de Fundão)     | -19.612.134 | 14.7     | 78.0     | 0.1139                            | 0.511548(7)   | -21.3               | 0.743657(7)                                       |
|                       |  | -39.810.249 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 07b                   |  | -19.619.526 | -        | -        | -                                 | 0.511500(5)   | -22.2               | 0.749438(9)                                       |
|                       |  | -39.812.651 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 08b                   |  | -19.624.974 | -        | -        | -                                 | 0.511584(4)   | -20.6               | 0.743689(8)                                       |
|                       |  | -39.813.965 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 09b                   | Rio Caravelas  | -19.647.884 | -        | -        | -                                 | 0.511688(7)   | -18.5               | 0.737998(8)                                       |
|                       |  | -39.813.455 |          |          |                                   |   |                     |   |
| 14b                   |  | -19.653.879 | -        | -        | -                                 | 0.511573(4)   | -20.8               | 0.739625(10)                                      |
|                       |  | -39.815.816 |          |          |                                   |   |                     |   |
| #4                    |  | -           | -        | -        | -                                 | 0.511652(5)   | -19.2               | 0.709746(5)                                       |
| #5                    |  | -           | -        | -        | -                                 | 0.511627(5)   | -19.7               | 0.710088(6)                                       |
| Cos- P-07             | Rio São Mateus                                       | -1.773.738  | 6.2      | 35.8     | 0.1048                            | 0.511654(3)   | -19.2               | 0.711029(9)                                       |
|                       |  | -3.926.350  |          |          |                                   |   |                     |   |
| Cos-P-05              | Rio Mucuri   | -1.859.469  | 7.7      | 43.2     | 0.1083                            | 0.511625(6)   | -19.8               | 0.712988(8)                                       |
|                       |  | -3.973.248  |          |          |                                   |   |                     |   |
| Cos- P-06             |  | -1.809.711  | 36.5     | 211.5    | 0.1044                            | 0.511721(3)   | -17.9               | 0.736697(10)                                      |
|                       |  | -3.989.391  |          |          |                                   |   |                     |   |

| Amostra  | Toponímia         | Localização              | Sm (ppm) | Nd (ppm) | <sup>147</sup> Sm/ <sup>144</sup> Nd | <sup>143</sup> Nd/ <sup>144</sup> Nd (Abs 2 σ) | εNd   | <sup>87</sup> Sr/ <sup>86</sup> Sr (Abs 2 σ) |
|--|-------------------|--------------------------|----------|----------|--------------------------------------|--|-------|--|
| Fozes dos rios   |                   |                          |          |          |                                      |  |       |  |
| Cos- P-16  | Rio Jequitinhonha | -1.604.772<br>-3.927.128 | 16.0     | 87.9     | 0.1099                               | 0.511736(4)                                    | -17.6 | 0.733328(7)                                  |
| Sedimentos proximais a barragem de Fundão (Valeriano <i>et al.</i> 2019) |                   |                          |          |          |                                      |  |       |  |
| P2   | Rio Santarém      | -2.023.511<br>-4.342.364 | 1.4      | 7.3      | 0.1193                               | 0.511765(3)                                    | -17.0 | 0.769920(7)                                  |
| P3   |                   | -2.023.625<br>-4.342.522 | 0.5      | 2.3      | 0.1236                               | 0.511688(6)                                    | -18.5 | 0.775955(9)                                  |
| P4   |                   | -2.023.389<br>-4.342.550 | 0.7      | 3.2      | 0.1224                               | 0.511753(8)                                    | -17.3 | 0.779464(2)                                  |
| P6A  |                   | -2.023.319<br>-4.342.861 | 1.2      | 5.1      | 0.1374                               | 0.511734(8)                                    | -17.6 | 0.735144(5)                                  |
| P6   |                   | -2.023.319<br>-4.342.861 | 0.2      | 5.1      | 0.1374                               | 0.511734(8)                                    | -17.6 | 0.721531(5)                                  |
| P7   |                   | -2.023.947<br>-4.340.822 | 1.0      | 5.2      | 0.1192                               | 0.511629(4)                                    | -19.7 | 0.772942(5)                                  |
| BL-01  | Rio Gualaxo Norte | -2.057.661<br>-4.312.708 | 1.0      | 5.1      | 0.1202                               | 0.511709(7)                                    | -18.1 | 0.749692(9)                                  |
| BL-02  |                   | -2.025.775<br>-4.312.175 | 1.3      | 6.5      | 0.1189                               | 0.511627(8)                                    | -19.7 | 0.751156(6)                                  |
| BL-03  |                   | -2.026.584<br>-4.310.723 | 0.4      | 2.1      | 0.1253                               | 0.511655(10)                                   | -19.2 | 0.748074(7)                                  |
| BL-04  |                   | -2.027.740<br>-4.309.075 | 0.6      | 3.2      | 0.1218                               | 0.511751(4)                                    | -17.3 | 0.743678(9)                                  |
| BL-05  | Rio Carmo         | -2.028.498<br>-4.305.824 | 0.4      | 1.9      | 0.1258                               | 0.511686(8)                                    | -18.6 | 0.747396(10)                                 |
| BL-06  |                   | -2.028.233<br>-4.303.367 | 0.3      | 1.7      | 0.1275                               | 0.511579(8)                                    | -20.7 | 0.743169(8)                                  |
| Testemunho de sedimentos de Abrolhos (Almeida, 2009)                     |                   |                          |          |          |                                      |  |       |  |
| ABO5/1(140-142)  |                   |                          | -        | -        | -                                    | 0.511842(4)                                    | -15.5 | 0.710125(7)                                  |
| ABO5/1(142-144)  |                   | -17.96°                  | -        | -        | -                                    | 0.511800(7)                                    | -16.3 | 0.711221(7)                                  |
| ABO5/1(144-146)  |                   | -38.67°                  | -        | -        | -                                    | 0.511702(4)                                    | -18.3 | 0.719879(7)                                  |

Os sedimentos dos rios Jequitinhonha e Mucuri possuem valores de  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  mais altos, e  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  semelhantes aos observados nos sedimentos do Rio Doce (Figura 566 e Tabela 80). Sendo assim, podemos interpretar uma mistura entre os granitos cambro-ordovicianos (uma vez que os granitoides neoproterozoicos se encontram restritos à bacia do Rio Doce) com fontes de rochas ígneas do Paleoproterozoico, cuja área de exposição em mapa é consideravelmente menor.

Os sedimentos das desembocaduras dos rios Caravelas e São Mateus, por outro lado, apresentam valores de  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  semelhantes aos sedimentos da foz do Rio Doce, mas razão  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  consideravelmente menor (Figura 566 e Tabela 80). O mesmo comportamento é observado nos sedimentos coletados em um testemunho sedimentar (Almeida, 2009). Estas amostras plotam no diagrama  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  versus  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  dentro do campo referente às rochas ígneas do Neoproterozoico ao Ordoviciano (área em azul na Figura 566). Uma hipótese que surge a partir desses dados é a de que os sedimentos da plataforma de Abrolhos apresentam naturalmente características semelhantes a essas rochas ígneas que formam expressivas áreas montanhosas (Serra do Mar) na zona costeira adjacente à plataforma continental.

### 3.3.4 A assinatura de Nd e Sr dos sedimentos de Abrolhos e modelos de mistura isotópica

Como um todo, os sedimentos coletados pelas armadilhas instaladas próximas às áreas de recifes em Abrolhos apresentam variação da razão  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  entre 0,511252 e 0,511786 ( $\epsilon\text{Nd} = -27,0$  a  $-16,6$ ) (Tabela 81). Os valores da razão  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  são mais variáveis e ocorrem entre 0,7103 e 0,7450 (Tabela 81). No diagrama  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  versus  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  (Figura 566), as amostras plotam numa faixa intermediária entre a área onde predomina a composição das rochas ígneas neoproterozoicas a ordovicianas e a área onde predomina a composição das rochas ígneas arqueanas a paleoproterozoicas. Essa faixa varia em razões de Sr entre a assinatura dos sedimentos do rio Caravelas e dos rios Doce, Santarém e Gualaxo Norte. Há uma dispersão considerável das medidas em direção a razões menores de  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  e maiores de  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ , que não plotam em nenhum campo discriminado no diagrama. Sendo assim, pode-se considerar que existe uma mistura entre, pelo menos, duas fontes de sedimentos na região de Abrolhos durante o período estudado.

Tabela 81. Resultados isotópicos das amostras de sedimentos coletados nas áreas recifais de Abrolhos.

| Amostra     | Período de amostragem   | Toponímia                        | Localização                | $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$<br>(Abs 2 $\sigma$ ) | $\epsilon\text{Nd}_{(0)}$ | $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$<br>(Abs 2 $\sigma$ ) |
|-------------|-------------------------|----------------------------------|----------------------------|--|---------------------------|--|
| Ab01- ATV4  | 26/03/2019 – 17/05/2019 | Recife de Fora<br>(Porto Seguro) | -16.423.611<br>-38.985.944 | 0,511713(4)  | -18,0                     | 0,745058(10)   |
| Ab01- ATV5  | 17/05/2019 – 04/07/2019 |                                  |                            | 0,511703(9)  | -18,2                     | 0,7413838(8)   |
| Ab01- ATV6  | -                       |                                  |                            | Sem dados  |                           |  |
| Ab01- ATV7  | 14/08/2019 – 26/09/2019 |                                  |                            | 0,511564(11)   | -21,0                     | 0,742977(6)  |
| Ab01- ATV9  | 26/09/2019 – 17/01/2020 |                                  |                            | 0,511252(41)   | -27,0                     | 0,739546(11)   |
| Ab02-ATV4   | -                       | Sebastião<br>Gomes               | -17.916.861<br>-39.143.750 | Sem dados  |                           |  |
| Ab02-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 |                                  |                            | 0,511647(3)  | -19,3                     | 0,733294(8)  |
| Ab02-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 |                                  |                            | 0,511644(23)   | -19,4                     | 0,738935(11)   |
| Ab02-ATV7   | 14/08/2019 – 26/09/2019 |                                  |                            | 0,511733(13)   | -17,7                     | 0,719078(11)   |
| Ab02-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 |                                  |                            | 0,511547(18)   | -21,3                     | 0,739210(14)   |
| Ab02-ATV10  | 17/01/2020 – 22/07/2020 |                                  |                            | 0,511692(6)  | -18,5                     | 0,716726(5)  |
| Ab02-ATV11  | 30/01/2021 – 23/03/2021 |                                  |                            | 0,511571(9)  | -20,8                     | 0,738618(16)   |
| Ab02-ATV12  | 23/03/2021 – 27/04/2021 |                                  |                            | 0,511585(10)   | -20,5                     | 0,738507(27)   |
| Ab02-ATV13  | 27/04/2021 – 27/06/2021 |                                  |                            | 0,511666(8)  | -19,0                     | 0,740734(27)   |
| Ab02-ATV14  | 27/06/2021 – 21/08/2021 |                                  |                            | ?  | ?                         | ?  |
| Ab03-ATV4   | 27/03/2019 - 13/05/2019 | Popa Verde                       | -18.036.111<br>-39.002.472 | 0,511670(5)  | -18,9                     | 0,734756(5)  |
| Ab03-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 |                                  |                            | 0,511643(5)  | -19,4                     | 0,726255(10)   |
| Ab03-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 |                                  |                            | 0,511580(9)  | -20,6                     | 0,737257(9)  |
| Ab03-ATV7   | 14/08/2019 – 26/09/2019 |                                  |                            | 0,511546(1)  | -21,3                     | 0,730559(16)   |
| Ab03- ATV9  | 26/09/2019 – 17/01/2020 |                                  |                            | 0,511633(2)  | -19,6                     | 0,735062(8)  |
| Ab03-ATV10  | 17/01/2020 – 22/07/2020 |                                  |                            | 0,511654(6)  | -19,2                     | 0,713079(3)  |
| Ab03-ATV11  | 30/01/2021 – 23/03/2021 |                                  |                            | 0,511642(5)  | -19,4                     | 0,734669(6)  |
| Ab03-ATV12  | 23/03/2021 – 27/04/2021 |                                  |                            | 0,511644(6)  | -19,3                     | 0,723897(3)  |
| Ab03-ATV13  | 27/04/2021 – 27/06/2021 |                                  |                            | 0,511653(3)  | -19,2                     | 0,733071(5)  |
| Ab03-ATV14  | 27/06/2021 – 21/08/2021 |                                  |                            | 0,511636(3)  | -19,6                     | 0,736003(4)  |
| Ab04-ATV4   | 27/03/2019 – 13/05/2019 | Chapeirão do<br>Pierre           | -17.963.667<br>-38.670.806 | 0,511660(8)  | -19,1                     | 0,722763(10)   |
| Ab04-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 |                                  |                            | 0,511633(9)  | -19,6                     | 0,726851(11)   |
| Ab04-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 |                                  |                            | 0,511680(8)  | -18,7                     | 0,714763(8)  |
| Ab04-ATV7   | 14/08/2019 – 26/09/2019 |                                  |                            | 0,5117430(5)   | -17,5                     | 0,721403(9)  |
| Ab04- ATV9  | 26/09/2019 – 17/01/2020 |                                  |                            | 0,511710(14)   | -18,1                     | 0,723187(12)   |
| Ab04-ATV10  | 17/01/2020 – 22/07/2020 |                                  |                            | 0,511728(4)  | -17,8                     | 0,710399(3)  |
| Ab04-ATV11  | 30/01/2021 – 23/03/2021 |                                  |                            | 0,511762(10)   | -17,1                     | 0,713224(9)  |
| Ab04-ATV12  | 23/03/2021 – 27/04/2021 |                                  |                            | 0,511778(7)  | -16,8                     | 0,710928(11)   |
| Ab04-ATV13  | 27/04/2021 – 27/06/2021 |                                  |                            | 0,511732(7)  | -17,7                     | 0,722385(6)  |
| Ab04-ATV13  | 27/06/2021 – 22/08/2021 |                                  |                            | 0,511720(5)  | -17,9                     | 0,725024(5)  |
| Ab05-ATV4   | 27/03/2019 – 13/05/2019 | Chapeirão do<br>Sueste           | -17.980.972<br>-38.704.500 | 0,511644(8)  | -19,4                     | 0,727867(9)  |
| Ab05-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 |                                  |                            | 0,511696(7)  | -18,4                     | 0,712785(3)  |
| Ab05-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 |                                  |                            | Sem dados  |                           |  |
| Ab05-ATV7   | 14/08/2019 – 26/09/2019 |                                  |                            | Sem dados  |                           |  |
| Ab05-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 |                                  |                            | 0,511725(26)   | -17,8                     | 0,718276(7)  |
| Ab05-ATV10  | 17/01/2020 – 22/07/2020 |                                  |                            | 0,511739(8)  | -17,5                     | 0,710497(4)  |
| Ab05-ATV11  | 30/01/2021 – 23/03/2021 |                                  |                            | 0,511786(11)   | -16,6                     | 0,711645(11)   |
| Ab05-ATV12  | 23/03/2021 – 27/04/2021 |                                  |                            | 0,511759(4)  | -17,2                     | 0,713082(5)  |
| Ab05-ATV13  | 27/04/2021 – 27/06/2021 |                                  |                            | 0,511751(2)  | -17,3                     | 0,717620(11)   |
| Ab05-ATV14  | 27/06/2021 – 22/08/2021 |                                  |                            | ?  | ?                         | 0,723899 (4)   |
| Ab06-ATV4   | 27/03/2019 – 13/05/2019 | Chapeirão da<br>Mancha           | -17.888.278<br>-38.689.361 | 0,511663(4)  | -19,0                     | 0,711408(3)  |
| Ab06-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 |                                  |                            | 0,511657(5)  | -19,1                     | 0,715159(8)  |
| Ab06-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 |                                  |                            | 0,511698(7)  | -18,3                     | 0,726826(6)  |
| Ab06-ATV7   | 14/08/2019 – 26/09/2019 |                                  |                            | Sem dados  |                           |  |
| Ab06-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 |                                  |                            | 0,511653(11)   | -19,2                     | 0,720326(14)   |
| Ab06a-ATV11 | 30/01/2021 – 23/03/2021 | Timbebas                         | -17.494.200<br>-39.033.180 | 0,511756(4)  | -17,2                     | 0,728306(11)   |
| Ab06a-ATV12 | 23/03/2021 – 27/04/2021 |                                  |                            | 0,511691(5)  | -18,5                     | 0,734651(11)   |
| Ab06a-ATV13 | 27/04/2021 – 27/06/2021 |                                  |                            | 0,511708(9)  | -18,1                     | 0,737444(11)   |
| Ab06a-ATV14 | 27/06/2021 – 23/08/2021 |                                  |                            | 0,511658(11)   | -19,1                     | 0,737352(8)  |
| A1- RT      | Agosto - Nov/2016       | Chapeirão do<br>Sueste           | -17.979.222<br>-3.669.100  | 0,511682(2)  | -18,7                     | 0,729860(9)  |
| A2- RT      | Agosto - Nov/2016       | Chapeirão do<br>Pierre           | -17.963.222<br>-3.867.194  | 0,511766(5)  | -17,0                     | 0,713591(8)  |

Legenda. Análises de Nd e Sr serão refeitas para as amostras Ab02-ATV14 e Ab05-ATV14. Não houve sinal analítico de Nd e nem de Sr para amostra Ab02-ATV14. Houve interferente isobárico na análise de Nd da amostra Ab05-ATV14.

Como demonstrado (Figura 566), a parte terrígena dos sedimentos marinhos coletados em Abrolhos corresponde a uma média dos variados terrenos que compõem os continentes adjacentes a plataforma continental e que chegam aos oceanos carregados por grandes sistemas fluviais. A assinatura isotópica dos sedimentos dos principais rios que deságuam próximo a região de Abrolhos ocorre parcialmente em valores intermediários em relação a grupos geoquímicos considerados como áreas fontes continentais (Figura 566). Faz-se necessária então elaborar uma hipótese de mistura que contemple a assinatura isotópica dos sedimentos de Abrolhos, cuja tendência de alinhamento observada indica uma mistura relacionada, principalmente, com a chegada de plumas de sedimentos do Rio Doce. Sedimentos dos rios Jequitinhonha e Mucuri, com razões maiores de  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ , também podem ser responsáveis. Deve-se considerar, então, que a assinatura isotópica dos sedimentos de Abrolhos representará uma mistura entre as assinaturas de diversas plumas fluviais que chegam na região com fontes locais, caracterizadas pelos basaltos de Abrolhos.

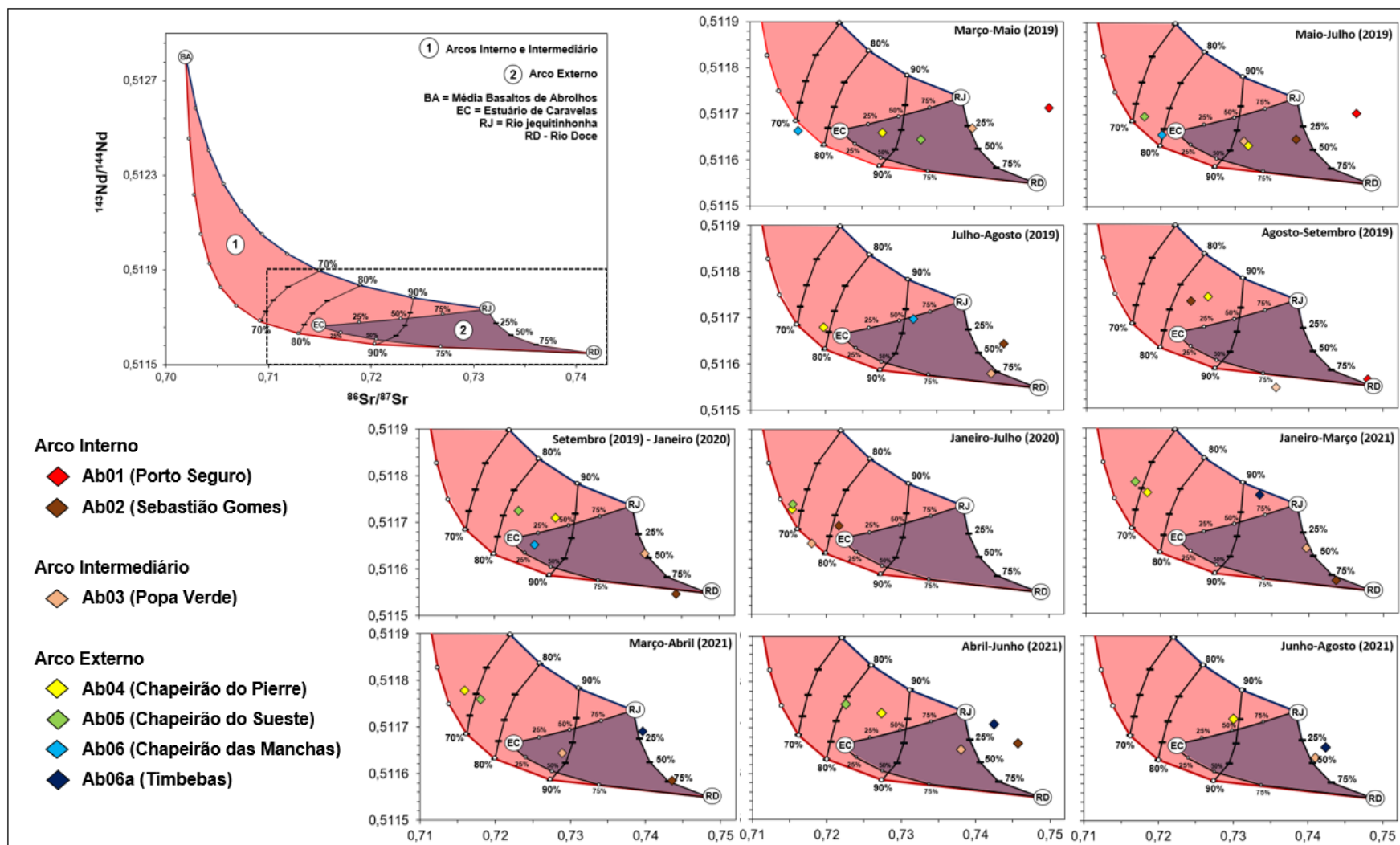
Amostras coletadas em Abrolhos foram setorizadas em amostras do Arco Interno, amostras do Arco Intermediário e amostras do Arco Externo. Amostras do Arco Interno correspondem aquelas coletadas nas localidades de Porto Seguro (Ab01) e Sebastião Gomes (Ab02). Amostras do Arco Intermediário foram coletadas na localidade de Popa Verde (Ab03) e, amostras do Arco Externo foram coletadas nas localidades dos chapeirões do Pierre (Ab04), Sueste (Ab05) e Manchas (Ab06), bem como na região de Timbebas (Ab06a). Para a modelagem isotópica, consideram-se como fontes principais para as amostras dos arcos Interno e Intermediário os rios Doce e Jequitinhonha, bem como os rios que compõem o Estuário de Caravelas (rios Caravelas e Mucuri). Para as amostras do Arco Externo, além dos rios Doce e Jequitinhonha, ainda se deve considerar os basaltos de Abrolhos, que representam uma fonte local subordinada. Dessa forma, foram feitas curvas de mistura considerando três componentes (Quadro 15).

Quadro 15. Componentes isotópicos usados para o cálculo das equações de mistura. EC, RD e RJ foram usados para a modelagem das amostras dos arcos Interno e Intermediário, enquanto BA, ED e RJ foram usados para modelagem das amostras do Arco Externo.

| Acrônimo | Área fonte   | $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ | $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ | Nd (ppm) | Sr (ppm) |
|----------|--|-----------------------------------|---------------------------------|----------|----------|
| EC       | Estuário de Caravelas<br>(rios Caravelas e Mucuri) | 0,511664(4)                       | 0,716890(8)                     | 123,6    | 142      |
| BA       | Basaltos de Abrolhos                               | 0,512808(16)                      | 0,703878(3)                     | 36,29    | 394      |
| RD       | Rio Doce   | 0,511548(7)                       | 0,743657(7)                     | 87,9     | 38,1     |
| RJ       | Rio Jequitinhonha                                  | 0,511736(4)                       | 0,733328(7)                     | 128      | 136      |

Diagramas de mistura entre os componentes EC, BA, RD e RJ do Quadro 15 foram plotados por período de coleta e linhas de mistura foram traçadas para identificar a componente do Rio Doce em contraponto às demais fontes de plumas fluviais (Figura 567)

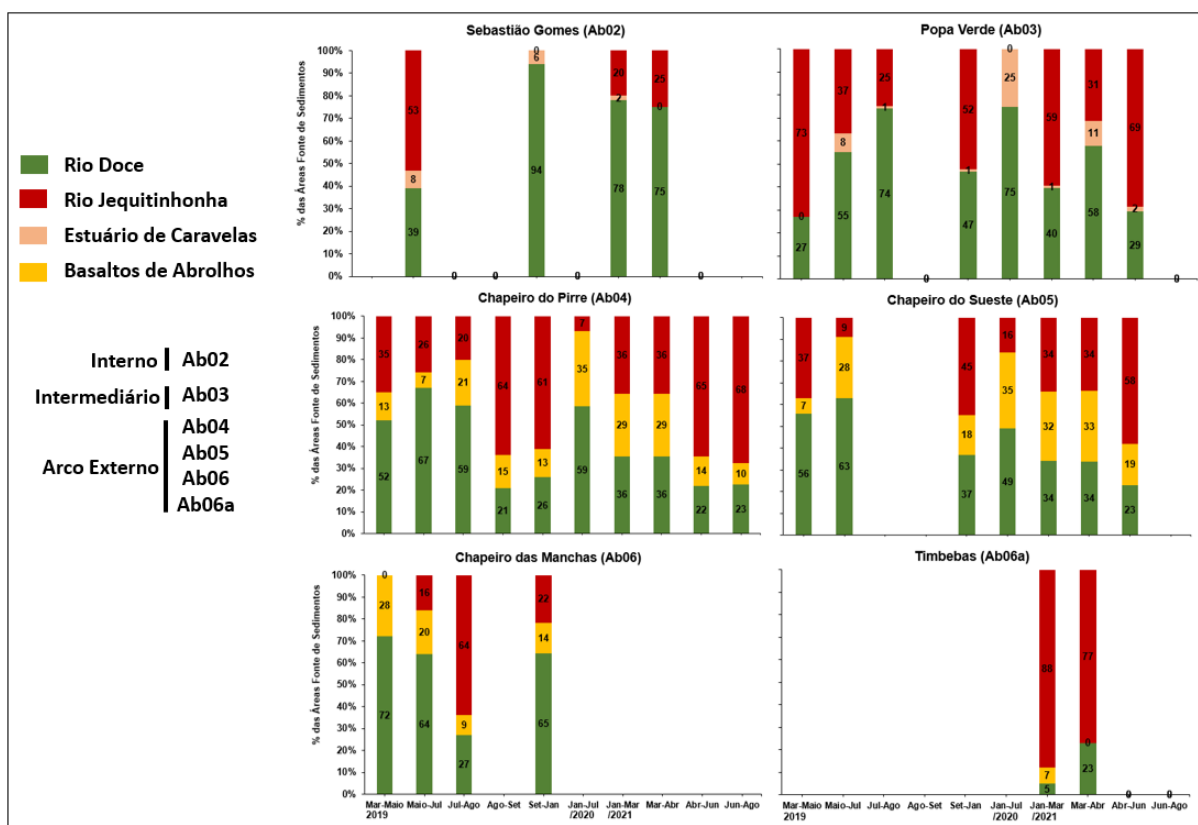
Figura 567. Os modelos de mistura foram traçados considerando como áreas fonte principais os rios Doce e Jequitinhonha. Para as amostras dos arcos Interno e Intermediário, considerou-se como terceira área fonte os rios que nutrem o Estuário de Caravelas, enquanto para as amostras do Arco Externo, utilizou-se os Basaltos de Abrolhos como terceira área fonte.





Com os novos modelos de mistura, que consideram quatro componentes, os resultados apontam para a chegada de sedimentos de todos os rios da região nordeste (Doce, Jequitinhonha, Caravelas e Mucuri) nas amostras coletadas. Ao longo do tempo, de 2019 a 2021, a contribuição do Rio Doce variou de 0 a 94 % nas amostras do Arco Interno, de 0 a 74 % nas amostras do Arco Intermediário e, de 0 a 72 % nas amostras do Arco Externo (Figura 568). A contribuição do rio Jequitinhonha variou de 20 a 53 % nas amostras do Arco Interno, de 25 a 73 % nas amostras do Arco Intermediário e, de 0 a 88 % nas amostras do Arco Externo (Figura 568). Vale ressaltar que, embora o rio Mucuri tenha sido considerado junto ao componente do Estuário de Caravelas, sua assinatura isotópica ( $Nd = 0,511721$  e  $Sr = 0,736697$ ) é similar à do rio Jequitinhonha ( $Nd = 0,511736$  e  $Sr = 0,733328$ ), de modo que parte do que está sendo contabilizado como Jequitinhonha possa ter origem no rio Mucuri, cuja contribuição seria ausente ou menor que 50 % para as amostras localizadas nos arcos Intermediário e Externo (Figura 568). A contribuição dos basaltos de Abrolhos seria inferior a 35 % nas amostras do Arco Externo (Figura 50).

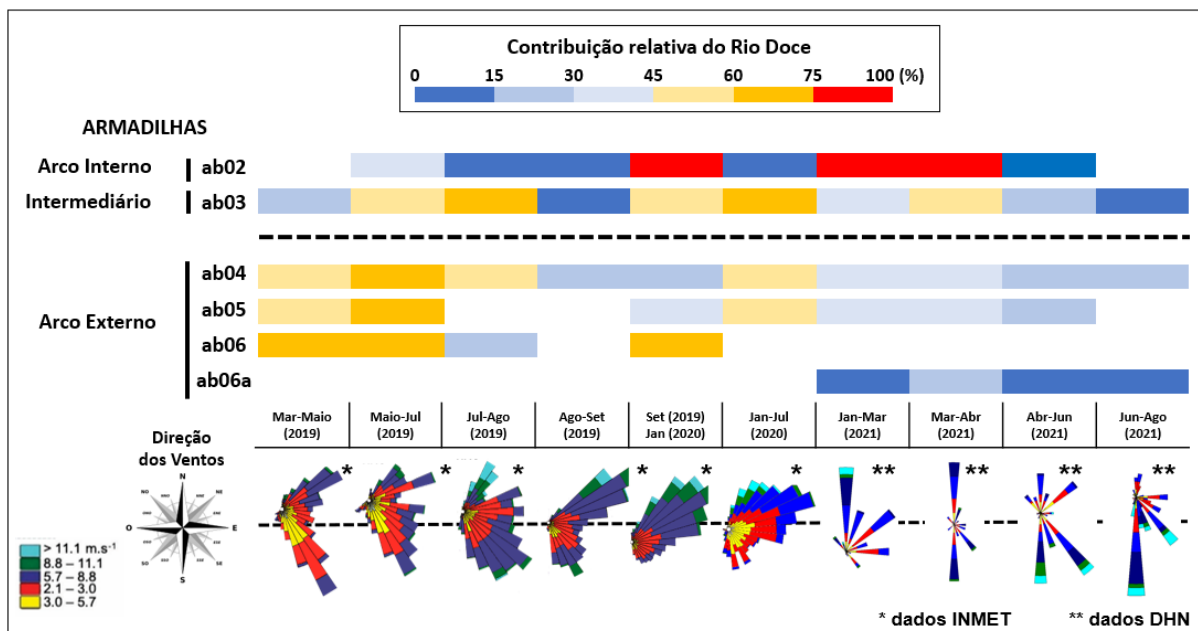
Figura 568. Diagramas de distribuição das porcentagens de contribuição das fontes modeladas, rios Doce e Jequitinhonha, Estuário de Caravelas e Basaltos de Abrolhos.



A contribuição do Rio Doce se mostrou mais constante nas amostras do Arco Intermediário (Figura 569), região de Popa Verde. A localidade com menor influência do Rio Doce é a região de Timbebas (de 0 a 23 %), no entanto, a região de Porto Seguro, Arco Interno, por estar bem à norte do parcel, não apresenta indicativos de sinal isotópico do Rio Doce (Figura 567). Há o predomínio de sedimentos do

Rio Jequitinhonha nas amostras coletadas na região de Timbebas. Na região de Sebastião Gomes, o sinal do Rio Doce é mais forte a partir de setembro de 2019 (Figura 569), enquanto, nas demais localidades, o sinal isotópico do Rio Doce variou de 0 a 75 %, com uma média de 45 %.

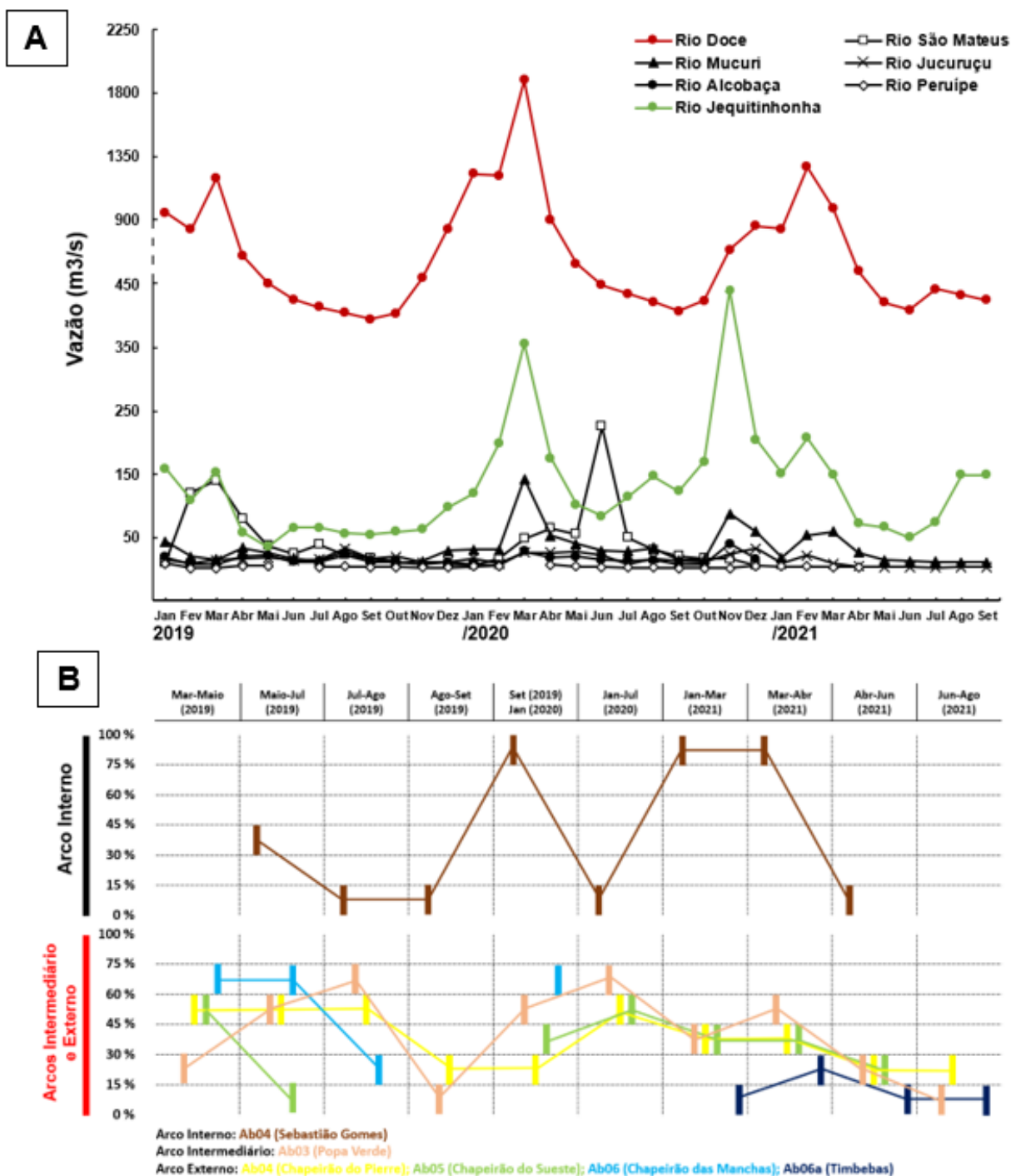
Figura 569. Diagramas de distribuição das porcentagens de contribuição do Rio Doce para os sedimentos de Abrolhos comparativamente às direções dos ventos.



De março a agosto de 2019 sedimentos do Rio Doce chegam, principalmente, nas amostras coletadas nos arcos Intermediário e Externo, com contribuições que variaram de 30 a 75 % (Figura 569). Nesse período, as direções dos ventos se concentraram, predominantemente, nos quadrantes NE e SE, sendo a componente SE mais expressiva. Na região de Sebastião Gomes, Arco Interno, por outro lado, as contribuições do Rio Doce não excederam 30 % nesse mesmo período (Figura 569). A partir de setembro de 2019 a junho de 2021, quando a componente NE se torna mais expressiva, a contribuição do Rio Doce varia de 75 a 100 % nas amostras do Arco Interno, enquanto há uma clara redução da contribuição do Rio Doce para as amostras dos arcos Intermediário e Externo (Figura 569).

Analisando a contribuição isotópica do Rio Doce nos sedimentos de Abrolhos em função da sua vazão, as amostras da região de Sebastião Gomes, no Arco Interno, são as que melhor correspondem (Figura 570). Quando a aumento/redução da vazão, há aumento/redução da contribuição observada. De março a setembro de 2019 a vazão do Rio Doce cai de ~ 1200 m<sup>3</sup>/s para ~ 200 m<sup>3</sup>/s e sua contribuição no Arco Interno varia de 30-45 % no período de maio-julho/2019 para 0-15 % no período de julho-setembro/2019. De setembro/2019 a janeiro/2020 a contribuição do Rio Doce aumenta para 60-75 % com as vazões do Rio Doce indo de ~ 200 m<sup>3</sup>/s para ~ 800 m<sup>3</sup>/s. A vazão máxima do Rio Doce para a série temporal de 2019-2021 ocorre em março de 2020 (~ 2000 m<sup>3</sup>/s) e decresce para ~ 200 m<sup>3</sup>/s até setembro/2020, quando volta a aumentar novamente. Nesse período, a contribuição do Rio Doce no Arco Interno varia de 0-15 % a 75-100 %.

Figura 570. (A) Variabilidade temporal das vazões dos principais rios relacionados a região de estudo (Fonte: ANA – Agência Nacional de ÁGUAS, 2021), com destaque para o Rio Doce que comparativamente apresenta escala distinta em relação aos demais; (B) Contribuição relativa do material que flui na foz do Rio Doce para os sedimentos totais em Abrolhos, de acordo com o método de mistura isotópica para Sr e Nd.



A região de Popa Verde, Arco Intermediário, onde há uma influência mais constante do sinal isotópico do Rio Doce, os picos de influência ocorrem nos períodos de julho-agosto/2019 e janeiro-julho/2020 (Figura 570C). No período de março a agosto de 2019, quando as vazões do Rio Doce estavam decrescendo de  $\sim 1200 \text{ m}^3/\text{s}$  a  $\sim 200 \text{ m}^3/\text{s}$ , houve um aumento do sinal do Rio Doce de 15-30 % para 60-75 % (Figura 570). Esse padrão pode estar associado à ação das frentes frias que geraram ressuspensão do material sedimentar e seu transporte em direção a regiões mais intermediárias de Abrolhos. Em agosto-setembro/2019 o sinal do Rio Doce cai para 0-15 % e volta a subir no intervalo de setembro/2019 a julho/2020, variando de 0-15 % a 60-75 % (Figura 570C). Nesse período, o aumento do sinal acompanha um aumento da vazão do Rio Doce, de  $\sim 200 \text{ m}^3/\text{s}$  para  $\sim 1200 \text{ m}^3/\text{s}$  (Figura 570A e Figura 570B). De julho/2020 a agosto/2021 o sinal do Rio Doce decresce de 60-75 % para 0-15 % (Figura 570C).

Nas amostras coletadas no Arco Externo, o sinal isotópico do Rio Doce é, no geral, menor que nos sedimentos dos arcos Interno e Intermediário (Figura 570C). Isto implica em menor *input* de material sedimentar do Rio Doce nas porções mais afastadas do parcel de Abrolhos. O conjunto de ilhas poderia servir de barreira para a chegada de sedimentos vindos de SW, principalmente, no Chapeirão do Sueste. No período de março a agosto de 2019 as interações entre pluma fluvial e dinâmica marinha parecem ter sido mais complexas que de agosto/2019 a agosto/2021, quando o sinal isotópico do Rio Doce acompanha o aumento/diminuição da sua vazão (Figura 570). Entre março-julho/2019 e setembro/2019-janeiro/2020 o sinal isotópico do Rio Doce é mais forte no Chapeirão das Manchas em relação aos chapeirões do Pierre e Sueste, sugerindo que os sedimentos estão sendo carreados de SW para NE.

### 3.3.5 Análises mineralógicas por Difratometria de Raios-X

Para os sedimentos de Abrolhos, dados de mineralogia foram obtidos por Difratometria de Raios-X (DRX) (Tabela 82).

Tabela 82. Quantificação mineralógica através de DRX dos sedimentos coletados em Abrolhos.

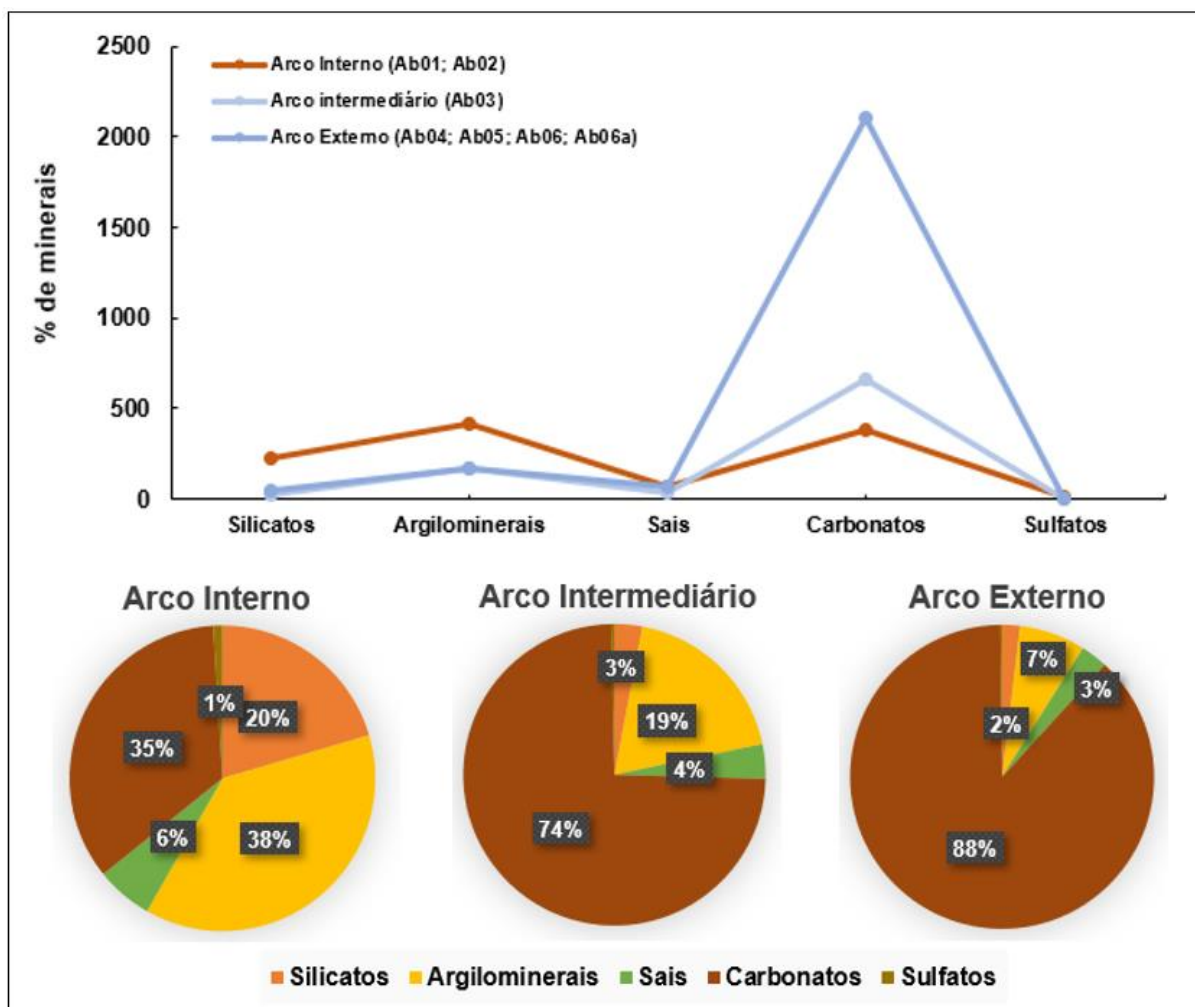
| Amostra     | Coleta                  | Qtz   | Alb   | Musc  | Ap   | Ill   | Cao   | Gib  | Hal   | Cal  | Cal(Mg) | Ara   | Bas + Gip | Lep  |
|-------------|-------------------------|-------|-------|-------|------|-------|-------|------|-------|------|---------|-------|-----------|------|
| Ab01-ATV4   | 27/03/2019 - 13/05/2019 | 1,13  | -     | 8,46  | -    | -     | 32,81 | 1,73 | 23,22 | 2,18 | 7,21    | 18,36 | 4,90      | -    |
| Ab01-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 | 1,45  | -     | 8,92  | -    | -     | 36,64 | 1,89 | 10,66 | 2,46 | 11,36   | 24,80 | 1,83      | -    |
| Ab01-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 | 1,40  | -     | 8,25  | 0,60 | 4,98  | 36,99 | 1,90 | 5,63  | 1,71 | 11,24   | 25,47 | 0,70      | 1,20 |
| Ab02-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 | 2,25  | -     | 6,53  | 0,40 | -     | 37,74 | 2,82 | 7,70  | 3,24 | 13,78   | 24,54 | 1,02      | -    |
| Ab02-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 | 2,11  | -     | 6,03  | 0,32 | -     | 31,95 | 2,16 | 6,62  | 2,73 | 17,22   | 29,89 | 0,97      | -    |
| Ab02-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 | 2,02  | -     | 5,51  | 0,30 | 2,44  | 34,47 | 2,50 | 7,90  | 2,34 | 14,07   | 25,97 | 1,10      | 1,40 |
| Ab02-ATV10  | 17/01/2020 – 22/07/2020 | 60,31 | 10,32 | 9,64  | -    | -     | 17,12 | 1,68 | 0,94  | -    | -       | -     | -         | -    |
| Ab02-ATV11  | 30/01/2021 – 23/03/2021 | 2,10  | -     | 17,90 | -    | -     | 29,70 | 0,90 | -     | 3,10 | 16,40   | 29,90 | -         | -    |
| Ab02-ATV12  | 23/03/2021 – 27/04/2021 | 4,80  | -     | -     | -    | 22,40 | 28,80 | 1,10 | 1,20  | 2,60 | 13,30   | 25,80 | -         | -    |
| Ab02-ATV13  | 27/04/2021 – 27/06/2021 | 1,70  | -     | 51,00 | -    | -     | 22,70 | 0,70 | 1,00  | -    | 6,50    | 16,40 | -         | -    |
| Ab02-ATV14  | 27/06/2021 – 21/08/2021 | 11,10 | -     | -     | -    | 32,90 | 22,00 | 3,40 | 0,90  | 4,50 | 8,50    | 16,80 | -         | -    |
| Ab03-ATV4   | 27/03/2019 - 13/05/2019 | 0,88  | -     | 3,06  | -    | -     | 18,29 | 1,69 | 9,92  | 5,61 | 22,69   | 35,27 | 1,36      | 1,24 |
| Ab03-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 | 0,94  | -     | 3,56  | 0,24 | -     | 17,02 | 2,00 | 5,43  | 6,38 | 25,58   | 38,37 | 0,48      | -    |
| Ab03-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 | 0,89  | -     | 3,09  | 0,31 | -     | 17,07 | 2,13 | 4,78  | 6,36 | 25,80   | 39,10 | 0,48      | -    |
| Ab03-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 | 1,16  | -     | 2,73  | -    | 1,78  | 17,34 | 1,90 | 3,83  | 6,72 | 25,28   | 38,09 | -         | 1,10 |
| Ab03-ATV10  | 17/01/2020 – 22/07/2020 | 0,87  | -     | 3,13  | -    | -     | 16,63 | 1,10 | 6,53  | 6,35 | 25,61   | 38,81 | 1,00      | -    |
| Ab03-ATV11  | 30/01/2021 – 23/03/2021 | 1,00  | -     | -     | -    | -     | 13,90 | -    | 1,30  | 9,50 | 31,30   | 43,10 | -         | -    |
| Ab03-ATV12  | 23/03/2021 – 27/04/2021 | 1,90  | -     | -     | -    | 0,60  | 18,60 | -    | -     | 8,10 | 29,20   | 41,60 | -         | -    |
| Ab03-ATV13  | 27/04/2021 – 27/06/2021 | 0,60  | -     | -     | -    | -     | 16,50 | -    | 1,40  | 7,80 | 30,20   | 43,60 | -         | -    |
| Ab03-ATV14  | 27/06/2021 – 21/08/2021 | 2,40  | -     | -     | -    | -     | 21,80 | -    | -     | 9,60 | 27,10   | 39,10 | -         | -    |
| Ab04-ATV4   | 27/03/2019 - 13/05/2019 | 0,68  | -     | -     | 0,59 | -     | 4,62  | -    | 6,06  | 5,77 | 33,81   | 47,71 | 0,75      | -    |
| Ab04-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 | 0,66  | -     | -     | 0,32 | -     | 4,07  | -    | 3,68  | 6,13 | 35,19   | 49,63 | 0,33      | -    |
| Ab04-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 | 0,90  | -     | -     | -    | -     | 4,14  | -    | 3,15  | 6,19 | 35,52   | 49,74 | 0,36      | -    |
| Ab04-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 | 0,80  | -     | 0,78  | 0,20 | 0,27  | 4,05  | 0,80 | 3,57  | 5,80 | 34,21   | 48,81 | -         | 0,70 |
| Ab04-ATV10  | 17/01/2020 – 22/07/2020 | 0,68  | -     | -     | -    | -     | 3,67  | -    | 3,19  | 4,94 | 44,48   | 43,06 | -         | -    |
| Ab04-ATV11  | 30/01/2021 – 23/03/2021 | 0,50  | -     | -     | -    | -     | 0,70  | -    | 0,40  | 3,00 | 38,20   | 57,20 | -         | -    |
| Ab04-ATV12  | 23/03/2021 – 27/04/2021 | -     | -     | -     | -    | -     | 1,20  | -    | -     | 2,80 | 38,40   | 57,60 | -         | -    |
| Ab04-ATV13  | 27/04/2021 – 27/06/2021 | -     | -     | -     | -    | -     | -     | -    | -     | 7,60 | 38,70   | 53,70 | -         | -    |
| Ab04-ATV14  | 27/06/2021 – 22/08/2021 | 0,00  | -     | -     | -    | -     | 0,70  | -    | -     | 5,80 | 38,00   | 55,60 | -         | -    |
| Ab05-ATV4   | 27/03/2019 - 13/05/2019 | 0,62  | -     | -     | 0,35 | -     | 6,35  | 0,92 | 10,19 | 5,87 | 28,78   | 44,83 | 1,04      | 1,07 |
| Ab05-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 | 0,69  | -     | -     | 0,20 | -     | 4,70  | 0,81 | 5,97  | 5,87 | 32,13   | 49,08 | 0,57      | -    |
| Ab05-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 | 1,00  | -     | 0,66  | 0,20 | 0,29  | 4,54  | 1,10 | 5,60  | 6,60 | 31,99   | 46,97 | -         | 1,00 |
| Ab05-ATV10  | 17/01/2020 – 22/07/2020 | 0,63  | -     | 0,94  | -    | -     | 4,72  | -    | 5,34  | 5,65 | 33,98   | 48,21 | 0,53      | -    |
| Ab05-ATV11  | 30/01/2021 – 23/03/2021 | -     | -     | -     | -    | -     | 1,20  | -    | 0,80  | 7,90 | 36,90   | 53,30 | -         | -    |
| Ab05-ATV13  | 27/04/2021 – 27/06/2021 | 0,50  | -     | -     | 1,60 | -     | 1,40  | -    | 1,60  | 7,00 | 35,00   | 54,00 | -         | -    |
| Ab05-ATV14  | 27/06/2021 – 22/08/2021 | 1,30  | -     | -     | -    | -     | -     | -    | -     | 4,80 | 34,80   | 59,20 | -         | -    |
| Ab06-ATV4   | 27/03/2019 - 13/05/2019 | 1,04  | -     | -     | 0,29 | -     | 4,41  | -    | 7,10  | 6,07 | 32,39   | 47,94 | 0,76      | -    |
| Ab06-ATV5   | 13/05/2019 – 02/07/2019 | 1,03  | -     | -     | 0,47 | -     | 4,19  | -    | 3,49  | 6,03 | 33,86   | 50,62 | 0,33      | -    |
| Ab06-ATV6   | 02/07/2019 – 14/08/2019 | 1,50  | -     | -     | 0,06 | -     | 2,95  | -    | 2,18  | 5,86 | 34,87   | 52,27 | 0,31      | -    |
| Ab06-ATV9   | 26/09/2019 – 17/01/2020 | 1,19  | -     | 0,96  | 0,10 | 0,48  | 4,42  | 0,70 | 4,38  | 6,34 | 31,58   | 48,36 | -         | 1,50 |
| Ab06a-ATV11 | 30/01/2021 – 23/03/2021 | 4,50  | -     | -     | -    | -     | 26,50 | -    | 1,60  | -    | 24,70   | 42,80 | -         | -    |
| Ab06a-ATV12 | 23/03/2021 – 27/04/2021 | 5,00  | -     | -     | -    | 0,40  | 23,40 | -    | -     | 7,20 | 24,50   | 39,50 | -         | -    |
| Ab06a-ATV13 | 27/04/2021 – 27/06/2021 | 4,20  | -     | 7,10  | -    | -     | 19,00 | 0,80 | -     | 3,10 | 25,40   | 40,50 | -         | -    |
| Ab06a-ATV14 | 27/06/2021 – 23/08/2021 | 3,50  | -     | -     | -    | -     | 30,90 | -    | -     | 7,00 | 21,30   | 37,40 | -         | -    |

Qtz= quartz; Alb = albita; Musc= muscovita; Apt= apatita; Ill= illita; Cao= caulinita; Gib= gibbsita; Hal= halita; Cal= calcita; Cal(Mg)= Mg-Calcita; Ara= aragonita; Bas= bassanita; Gip= gipso; Lep= lepidocrocita



A mineralogia dos sedimentos de Abrolhos (Tabela 82 e Figura 571) mostra a presença de minerais dos grupos dos silicatos (quartzo, albita, muscovita e apatita), incluindo os argilominerais (illita, caulinita e gibbsita), carbonatos (calcita, aragonita e calcita magnesiana), sais (halita) e sulfatos (bassanita e gipsita). As amostras de Abrolhos são constituídas, predominantemente, por carbonatos, que compõem 48,09 % a 76,15 % dos minerais (Figura 571). Argilominerais são o segundo grupo mais abundante, variando de 3,54 a 27,10 %. Sais correspondem a < 10 %. Silicatos variam de 3,14 a 13,65 % e sulfatos ficam em torno de 1-3 % (Figura 571).

Figura 571. Proporção de minerais nas amostras de Abrolhos distribuídas entre Arco Interno, Arco Intermediário e Arco Externo.



Os resultados de mineralogia indicam uma associação muito restrita de minerais litogênicos e que podem estar presentes em litotipos muito variados (Tabela 82). Os minerais silicáticos e os argilominerais constituem os principais componentes litogênicos presentes nos sedimentos marinhos, ou seja, sedimentos transportados como partículas detríticas ou terrígenas (Fütterer, 2010). Essas partículas litogênicas são resultado do intemperismo e erosão de áreas continentais e são transportadas para os oceanos, principalmente, pela ação de rios e vento, com forte controle da

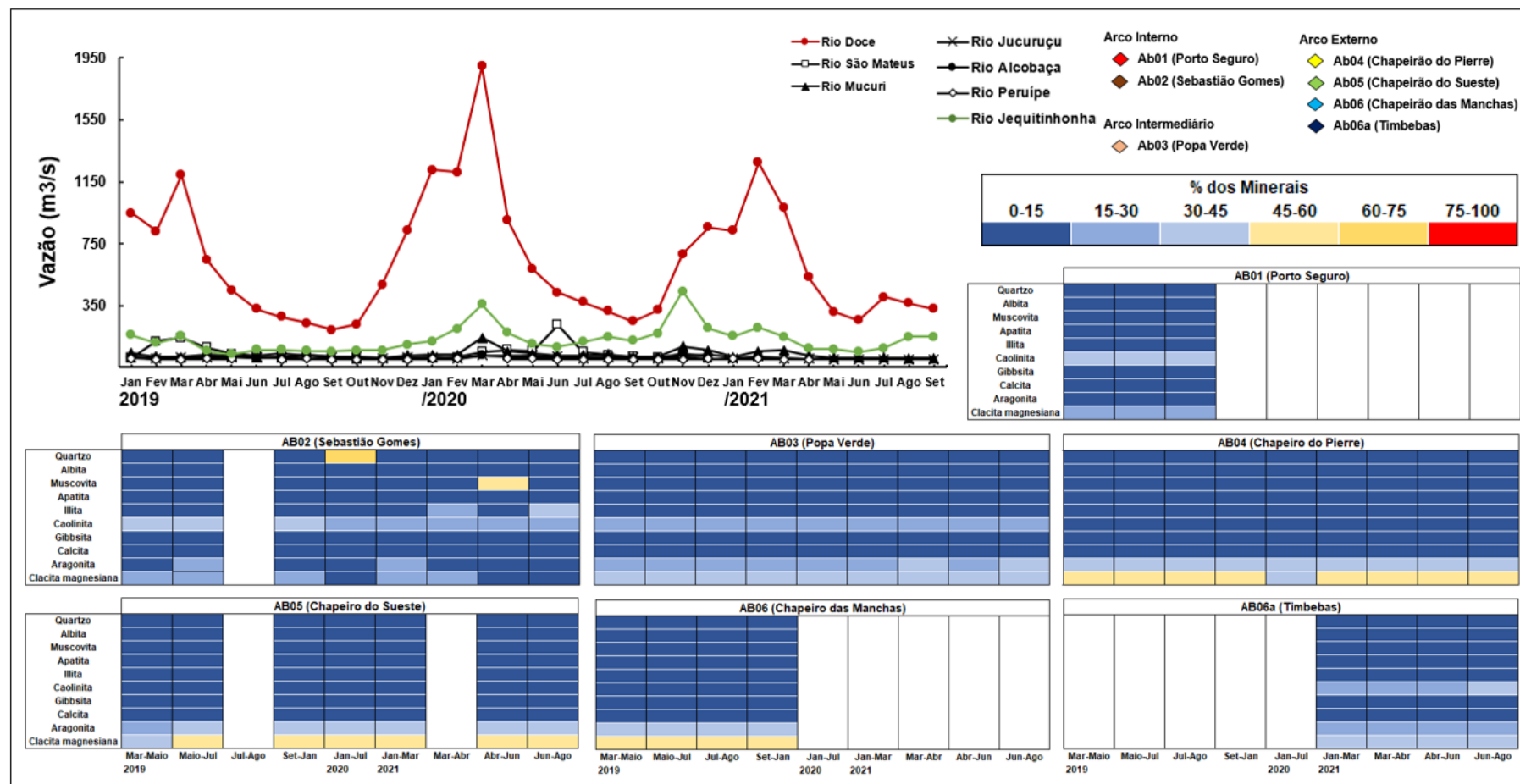


distribuição do tamanho do grão na carga em suspensão (Fütterer, 2010). Dessa forma, são os melhores indicadores de proveniência sedimentar. Caulinita, gibbsita e illita são argilominerais secundários, formados a partir do intemperismo de feldspatos e micas em climas úmidos e, portanto, não são bons indicadores de proveniência para este caso. A muscovita é um filossilicato primário ou secundário comum em rochas metamórficas de protólito sedimentar, granitos, leucogranitos e pegmatitos (litotipos comuns em toda a costa do Espírito Santo e sul da Bahia). Quartzo, por sua vez, é um mineral resistido, ou seja, com nenhuma capacidade de alteração nos processos de intemperismo químico, e presente na maior parte das rochas. A associação mineralógica dos sedimentos amostrados ao longo dos recifes de Abrolhos indica uma proveniência a partir do retrabalhamento de rochas sedimentares, metassedimentares e de rochas granitóides mais antigas.

As fases autoclásticas (erosão e ressuspensão do sedimento local) e evaporíticas (precipitadas da água do mar) foram diagnosticadas como aragonita, calcita, calcita com substituições de magnésio (dolomita), halita, bassanita e gipsita. Estas fases não indicam proveniência sedimentar dessa bacia e estão associadas principalmente a materiais biogênicos e precipitação. São associações comuns a todas as amostras analisadas, não ocorrendo variações diagnosticáveis qualitativamente em escala temporal ou geográfica. Quanto às razões isotópicas, as fases autoclásticas, isto é, carbonáticas e evaporíticas, não contribuem para os valores medidos, uma vez que são eliminados previamente no procedimento em laboratório. Sendo assim, somente as fases terrígenas contribuem para os valores de isótopos de Nd e Sr.

Illita e caulinita são minerais descritos na literatura como principais componentes da lama no entorno dos recifes de Abrolhos, principalmente, daqueles próximos a costa (Silva et al., 2013). Neste trabalho, a caulinita é o principal argilomineral que compõe os sedimentos de Abrolhos. A presença de illita nos sedimentos de todos os pontos amostrados (Tabela 82), por outro lado, só foi observada no período de setembro/2019 a janeiro/2020, sugerindo que ocorreu uma mudança da fonte sedimentar. A illita também ocorre na amostra de Sebastião Gomes, Arco Interno, coletada entre março-abril/2021, período em que há ausência de muscovita nessa amostra (Figura 572). Muscovita também está ausente em quase todas as amostras do Arco Externo entre janeiro-agosto/2021 (Figura 572). Os rios do nordeste (rios Doce, São Mateus, Mucuri, Alcobaça, Caravelas, Frades e Jequitinhonha) que deságuam no oceano apresentam concentrações de caulinita que variam de 36,97 %, no rio Jequitinhonha, a 75,23 %, no Rio Doce. Illita não é observada nesses rios. Muscovita varia de 6,66 %, no Rio Jequitinhonha, a 16,15 %, no Rio Mucuri.

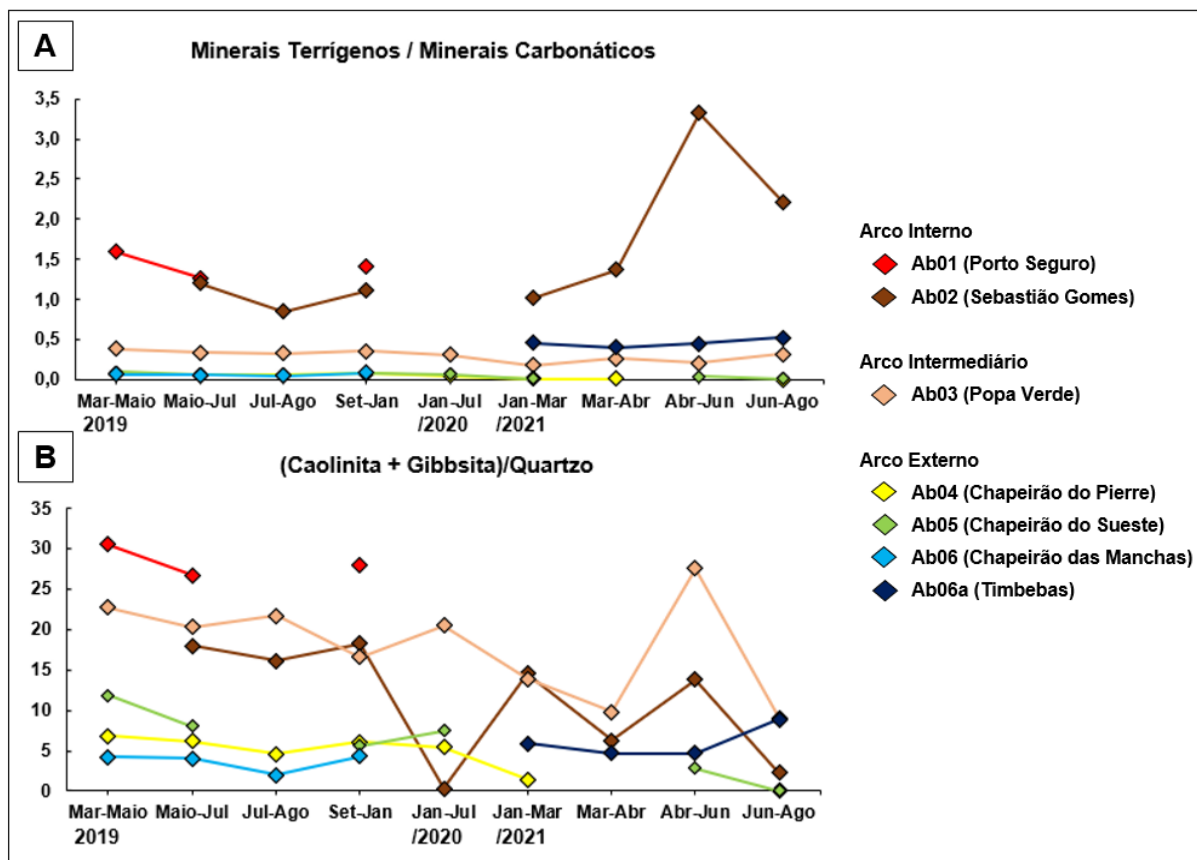
Figura 572. Variação temporal e espacial dos principais componentes litogênicos e carbonáticos dos sedimentos de Abrolhos



O período de janeiro-julho/2020 também marca uma mudança importante na mineralogia das amostras do Arco Interno na região de Sebastião Gomes (Figura 572). Há um pico de quartzo, que varia de concentrações < 4 % para 60 %, associado a presença de albita (~ 10 %) e diminuição das concentrações de muscovita (~ 17 %) e gibbsita (~ 2 %). Nesse período também não são registrados minerais carbonáticos. Essa mudança deve estar associada a entradas consideráveis de material terrígeno proveniente do Rio Doce, cujas vazões atingem valores médios em torno de 2000 m<sup>3</sup>/s, sua máxima para série temporal de janeiro/2019 a setembro/2021.

A concentração das fases terrígenas (Tr) (silicatos e argilominerais) em função da quantidade de carbonatos totais (Cr) foi utilizada para indicar tendências de retrabalhamento de fundo oceânico e chegada de plumas de sedimentos (Figura 571). Em geral, quando a razão Tr/Cr em um mesmo ponto de amostragem aumenta em relação a uma medida anterior, podemos considerar que terrígenos estão sendo carregados pelas correntes até o momento de deposição. Isso é verdadeiro, porque a plataforma de Abrolhos não fornece tais minerais e eles têm que ser trazidos de uma área fonte. Ao mesmo tempo, os corais são produtos carbonáticos, e como tal, são produzidos na própria bacia. Portanto, quando a razão Tr/Cr diminui em relação a um período anterior, devemos entender que estão dominando processos de retrabalhamento de sedimentos de fundo em relação à deposição de materiais novos. Nos dados de sedimentos coletados nos arcos Intermediário e Externo de Abrolhos, há pouca variação na razão Tr/Cr (Figura 573A), sugerindo que há o predomínio de processos deposicionais carbonáticos sobre processos de retrabalhamento. Para as amostras do Arco Interno, por outro lado, predominam processos de retrabalhamento com aportes sedimentares mais expressivos nos meses de março-maio/2019 e abril-junho/2021 (Figura 573A), sugerindo que o aporte sedimentar é maior nos meses de primavera/verão.

Figura 573. A) A razão Tr/Cr (quartzo + argilominerais + muscovita/ calcita + aragonita) indica a quantidade de material transportado em relação ao total de minerais formados na própria bacia. B) A razão (caulinita+gibbsita)/quartzo indica qual tipo de material é transportado e seu potencial de carregar elementos terras raras.

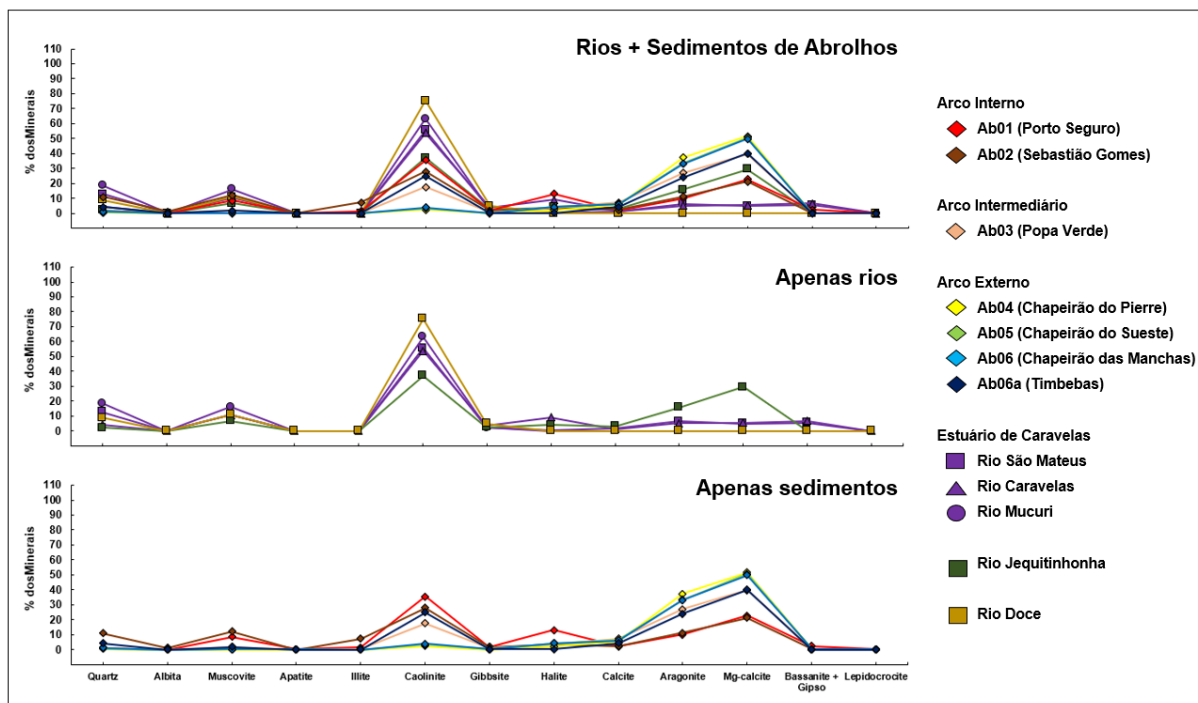


Outro Proxy indicado pela mineralogia é a razão entre argilominerais (caolinita e gibbsita) e quartzo (Figura 573B). Entende-se que essa razão esteja intimamente ligada aos processos de *input* e retrabalhamento sedimentar no caso em estudo. Uma vez que os argilominerais entram em suspensão, tendem a se manter por um período mais longo do que o quartzo. Por isso, o quartzo deve se reconcentrar em áreas mais proximais, enquanto os argilominerais são transportados por longas distâncias, causando um enriquecimento de quartzo em momentos de retrabalhamento de fundo. No caso de chegadas de plumas sedimentares, a tendência de enriquecimento em argilominerais está relacionada ao transporte em suspensão por longas distâncias. Sendo assim, a razão argilominerais/quartzo (Ar/Qtz) deve estar diretamente correlacionada com a razão Tr/Cr. Para os sedimentos de Abrolhos, essa relação ocorre para os sedimentos do Arco Externo, onde predominam processos de deposição carbonática. As amostras dos arcos Intermediário e Externo, por outro lado, indicam predomínio de processos de retrabalhamento, com razões argilominerais/quartzo bastante variadas.

A mineralogia dos rios São Mateus, Caravelas, Mucuri, Doce e Jequitinhonha é similar à mineralogia das amostras dos sedimentos de Abrolhos (Figura 574). Sais, sulfetos e carbonatos são minerais autóctones e variam de rio para rio (Figura 574). Em relação aos componentes terrígenos, silicatos e

argilominerais, assim como nos sedimentos de Abrolhos, predomina a caulinita como principal mineral detrítico, seguida da muscovita, do quartzo e da gibbsita (Figura 574). Albite, apatita e illita estão ausentes nos rios estudados, mas ocorrem nos sedimentos de Abrolhos (Figura 574).

Figura 574. Diagramas de distribuição das fases minerais dos sedimentos de Abrolhos e dos rios São Mateus, Caravelas, Mucuri, Doce e Jequitinhonha.



### 3.3.6 Análises químicas por Fluorescência de Raios-X e comparações com a mineralogia e com a assinatura isotópica de Nd e Sr

Para os sedimentos de Abrolhos, a caracterização química foi feita com base na análise de elementos químicos por Fluorescência de Raios-X (FRX) (Tabela 83), onde foram analisados elementos maiores (Si, Al, Fe, Mn, Ca, K, Ti e P), traços (Cl, S, Br, Rb, Sr, Zr, Y, Cr, Nb e Ga) e metais (Cu, Ni, Pb e Zn).

Tabela 83. Resultado analítico de FRX.

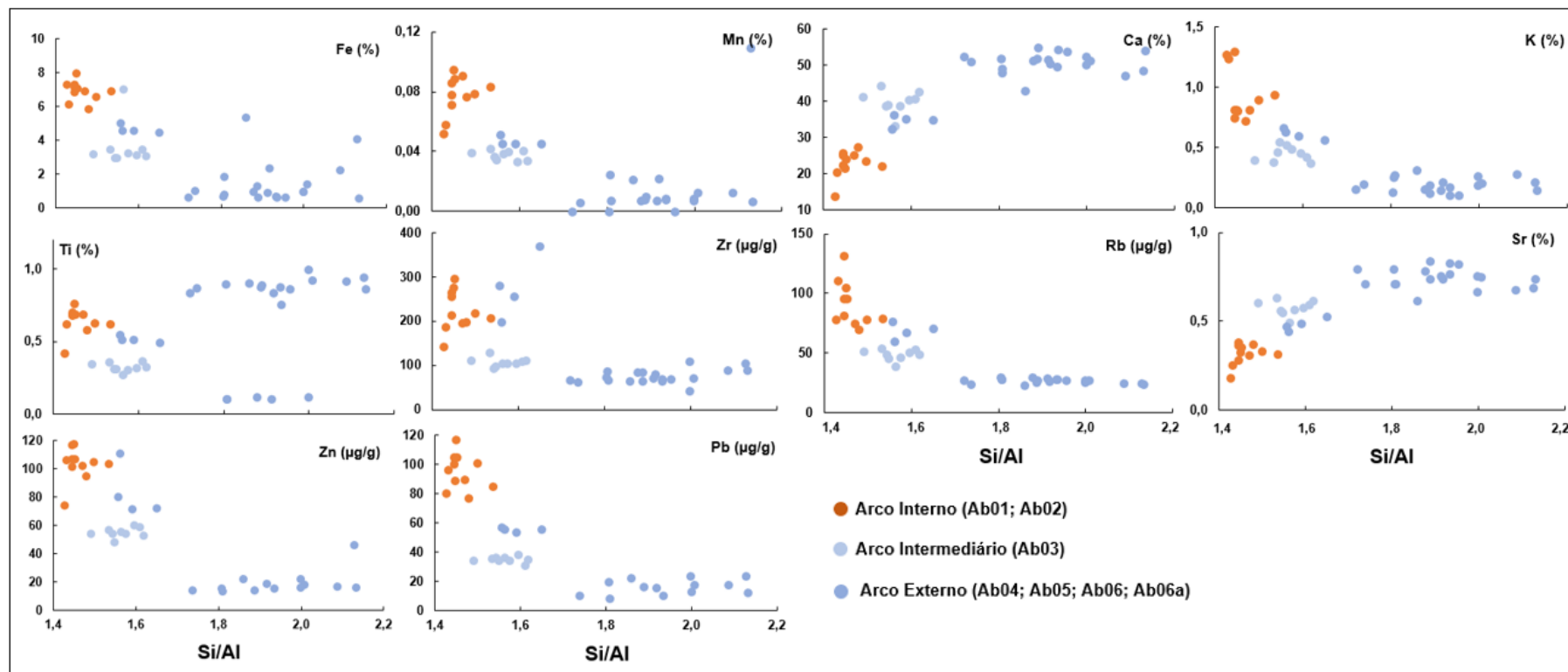
| Amostra                | Coleta                        | Si (%) | Al (%) | Fe (%) | Mn (%) | Ca (%) | K (%) | Ti (%) | Cl (%) | S (%) | Br (µg/g) | Rb (µg/g) | Sr (%) | Zr (µg/g) | Cr (µg/g) | Cu (µg/g) | Ni (µg/g) | Zn (µg/g) | Pb (µg/g) | Si/Al | Ca/Fe | Ca/Ti  | Fe/Ti |
|------------------------|-------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|-------|-----------|-----------|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------|-------|--------|-------|
| SEDIMENTOS DE ABROLHOS |                               |        |        |        |        |        |       |        |        |       |           |           |        |           |           |           |           |           |           |       |       |        |       |
| ATV4-Ab01              | 26/03/19 a<br>17/05/19        | 6,55   | 4,59   | 7,30   | 0,05   | 13,66  | 1,27  | 0,42   | 9,42   | 0,54  | 1523,33   | 78,30     | 0,18   | 141,60    | 11136,67  | 85,03     | 1850,00   | 74,30     | 80,63     | 1,43  | 1,87  | 32,33  | 17,28 |
| ATV4-Ab03              |                               | 4,91   | 3,14   | 7,01   | 0,04   | 33,10  | 0,52  | 0,27   | 4,84   | 0,49  | 715,07    | 39,07     | 0,50   | 101,87    | 2226,67   |           | 3013,33   | 56,03     | 36,10     | 1,56  | 4,72  | 121,53 | 25,76 |
| ATV4-Ab04              |                               | 1,79   | 0,93   | 2,35   | 0,02   | 50,44  | 0,21  | 0,83   | 2,82   | 0,37  | 468,17    | 26,20     | 0,74   | 77,57     | 6033,33   | 42,23     | 1410,00   | 19,13     | 15,70     | 1,92  | 21,47 | 60,56  | 2,82  |
| ATV4-Ab05              |                               | 2,02   | 1,08   | 5,35   | 0,02   | 42,84  | 0,31  | 0,90   | 4,75   | 0,49  | 799,47    | 23,00     | 0,61   | 64,60     | 11980,00  | 77,73     | 2640,00   | 22,20     | 22,13     | 1,86  | 8,00  | 47,37  | 5,92  |
| ATV4-Ab06              |                               | 1,88   | 0,90   | 2,23   | 0,01   | 47,17  | 0,28  | 0,91   | 3,59   | 0,45  | 676,70    | 24,50     | 0,68   | 88,50     | 5670,00   | 49,83     | 747,40    | 16,70     | 17,53     | 2,09  | 21,14 | 51,65  | 2,44  |
| ATV5-Ab01              | 17/05/19 a<br>04/07/19        | 9,77   | 6,83   | 6,17   | 0,06   | 20,46  | 1,24  | 0,62   | 6,82   | 0,39  | 781,77    | 110,77    | 0,26   | 187,53    | 557,57    | 45,63     | 143,33    | 106,60    | 96,77     | 1,43  | 3,31  | 32,98  | 9,95  |
| ATV5-Ab02              |                               | 10,58  | 6,89   | 6,92   | 0,08   | 22,09  | 0,94  | 0,62   | 5,11   | 0,39  | 828,47    | 78,77     | 0,31   | 207,63    | 1556,67   | 60,10     | 289,67    | 104,03    | 84,97     | 1,53  | 3,19  | 35,42  | 11,09 |
| ATV5-Ab03              |                               | 5,44   | 3,46   | 3,27   | 0,04   | 38,79  | 0,49  | 0,31   | 3,80   | 0,37  | 556,10    | 46,33     | 0,57   | 101,97    | 1136,67   | 64,57     | 252,97    | 54,50     | 34,40     | 1,57  | 11,87 | 125,66 | 10,58 |
| ATV5-Ab04              |                               | 1,86   | 0,99   | 1,31   | 0,01   | 51,83  | 0,18  | 0,87   | 2,19   | 0,36  | 408,07    | 25,53     | 0,74   | 63,73     | 1923,33   | 34,90     | 352,13    | 14,43     | 16,40     | 1,89  | 39,65 | 59,28  | 1,50  |
| ATV5-Ab05              |                               | 2,08   | 1,15   | 1,85   | 0,02   | 48,08  | 0,25  | 0,10   | 3,56   | 0,41  | 623,50    | 27,63     | 0,71   | 86,83     | 10403,33  | 59,73     | 722,73    | 15,73     | 19,53     | 1,81  | 25,93 | 462,29 | 17,83 |
| ATV5-Ab06              |                               | 2,02   | 1,01   | 0,98   | 0,01   | 52,51  | 0,19  | 1,00   | 2,17   | 0,35  | 432,93    | 27,40     | 0,76   | 109,70    | 1123,33   | 23,10     | 168,47    | 16,10     | 13,23     | 2,00  | 53,37 | 52,66  | 0,99  |
| ATV6-Ab02              | 02/07/19 a<br>14/08/19        | 9,23   | 6,24   | 5,86   | 0,08   | 27,50  | 0,81  | 0,58   | 4,64   | 0,37  | 582,17    | 69,90     | 0,37   | 198,43    | 201,67    | 52,67     | 106,77    | 95,27     | 77,30     | 1,48  | 4,69  | 47,19  | 10,06 |
| ATV6-Ab03              |                               | 5,27   | 3,42   | 2,97   | 0,04   | 38,67  | 0,46  | 0,31   | 3,16   | 0,32  | 489,67    | 48,87     | 0,56   | 92,83     | 405,93    | 54,67     | 114,47    | 54,50     | 36,37     | 1,54  | 13,04 | 124,07 | 9,52  |
| ATV6-Ab04              |                               | 1,78   | 0,92   | 0,72   | 0,01   | 49,79  | 0,17  | 0,88   | 1,97   | 0,31  | 388,13    | 28,03     | 0,76   | 65,77     | 423,60    | 24,70     | 113,00    | 15,43     | 10,47     | 1,93  | 69,32 | 56,78  | 0,82  |
| ATV6-Ab06              |                               | 1,81   | 0,85   | 0,60   | 0,01   | 54,08  | 0,15  | 0,86   | 1,57   | 0,32  | 289,83    | 23,57     | 0,74   | 90,20     | 486,53    | 26,10     | 96,07     | 16,37     | 12,03     | 2,13  | 90,74 | 62,80  | 0,69  |
| ATV9-Ab01              | 26/09/19 a<br>17/01/20        | 12,11  | 8,39   | 7,31   | 0,07   | 22,47  | 1,30  | 0,69   | 3,81   | 0,42  | 604,63    | 131,23    | 0,28   | 213,27    | 612,43    | 62,17     | 409,70    | 117,17    | 105,13    | 1,44  | 3,07  | 32,71  | 10,64 |
| ATV9-Ab02              |                               | 10,56  | 7,05   | 6,59   | 0,08   | 23,43  | 0,89  | 0,63   | 4,62   | 0,42  | 728,30    | 78,53     | 0,33   | 219,10    | 853,73    | 58,73     | 169,30    | 105,07    | 101,47    | 1,50  | 3,56  | 37,25  | 10,47 |
| ATV9-Ab03              |                               | 5,88   | 3,68   | 3,15   | 0,03   | 40,49  | 0,46  | 0,32   | 2,69   | 0,35  | 481,40    | 50,33     | 0,58   | 101,63    | 471,33    | 55,63     | 141,57    | 60,23     | 38,27     | 1,59  | 12,85 | 125,11 | 9,74  |
| ATV9-Ab04              |                               | 2,12   | 1,06   | 1,44   | 0,01   | 51,33  | 0,20  | 0,92   | 2,26   | 0,39  | 485,77    | 27,17     | 0,75   | 71,73     | 1170,00   | 50,67     | 456,23    | 18,07     | 18,00     | 2,01  | 35,63 | 55,69  | 1,56  |
| ATV9-Ab05              |                               | 2,45   | 1,23   | 0,95   | 0,01   | 50,33  | 0,26  | 0,12   | 3,57   | 0,47  | 592,73    | 25,37     | 0,67   | 42,20     | 264,07    | 59,97     | 122,60    | 22,33     | 23,83     | 2,00  | 53,19 | 430,19 | 8,09  |
| ATV9-Ab06              |                               | 2,18   | 1,03   | 4,10   | 0,00   | 48,68  | 0,21  | 0,94   | 2,89   | 0,48  | 553,83    | 24,27     | 0,69   | 102,20    | 13223,33  | 47,53     | 432,90    | 46,57     | 23,83     | 2,13  | 11,87 | 51,82  | 4,36  |
| ATV10-Ab02             | 17/01/20 a<br>22/07/20        | 5,94   | 3,84   | 2,99   | 0,03   | 39,05  | 0,54  | 0,32   | 4,15   | 0,62  | 707,73    | 45,73     | 0,55   | 97,20     | 872,57    | 37,50     | 150,13    | 48,53     | 34,20     | 1,55  | 13,04 | 123,98 | 9,51  |
| ATV10-Ab03             |                               | 1,92   | 1,11   | 1,01   | 0,01   | 51,18  | 0,20  | 0,87   | 2,41   | 0,51  | 505,53    | 23,87     | 0,71   | 63,37     | 2660,00   | 24,67     | 262,53    | 14,03     | 10,40     | 1,74  | 50,45 | 59,15  | 1,17  |
| ATV10-Ab04             |                               | 11,38  | 7,87   | 6,87   | 0,08   | 25,66  | 0,81  | 0,68   | 2,93   | 0,64  | 546,73    | 81,63     | 0,37   | 255,73    | 357,70    | 49,93     | 133,70    | 101,60    | 89,30     | 1,45  | 3,74  | 37,53  | 10,05 |
| ATV10-Ab05             |                               | 2,19   | 1,21   | 0,80   | 0,01   | 49,00  | 0,27  | 0,11   | 3,31   | 0,50  | 693,90    | 27,90     | 0,71   | 66,73     | 446,30    | 17,77     |           | 13,57     | 8,50      | 1,81  | 61,02 | 462,25 | 7,58  |
| ATV11-Ab02             | 30/01/2021<br>a<br>23/03/2021 | 10,04  | 6,95   | 7,16   | 0,09   | 25,14  | 0,74  | 0,70   | 1,67   | 0,68  | 485,70    | 95,50     | 0,38   | 264,20    | 301,80    | 52,83     | 130,17    | 107,47    | 100,57    | 1,44  | 3,51  | 35,98  | 10,24 |
| ATV11-Ab03             |                               | 6,05   | 3,74   | 3,10   | 0,03   | 42,73  | 0,37  | 0,33   | 1,25   | 0,45  | 376,03    | 49,23     | 0,62   | 111,47    | 509,33    |           | 107,90    | 53,10     | 35,23     | 1,62  | 13,79 | 131,09 | 9,51  |
| ATV11-Ab04             |                               | 1,88   | 0,97   | 0,62   | 0,01   | 54,43  | 0,10  | 0,75   | 0,68   | 0,31  | 309,37    | 27,73     | 0,83   | 68,83     | 157,30    |           |           |           |           | 1,93  | 87,60 | 72,23  | 0,82  |
| ATV11-Ab05             |                               | 2,28   | 1,19   | 0,89   | 0,01   | 51,69  | 0,14  | 0,11   | 1,40   | 0,44  | 529,33    | 28,47     | 0,75   | 71,20     | 335,37    |           |           |           |           | 1,91  | 58,26 | 486,16 | 8,34  |
| ATV11-Ab06a            |                               | 7,99   | 5,11   | 4,56   | 0,05   | 36,25  | 0,63  | 0,51   | 1,92   | 0,50  | 477,60    | 59,60     | 0,44   | 197,57    | 132,23    |           | 101,10    | 111,40    | 56,07     | 1,56  | 7,95  | 70,56  | 8,88  |
| ATV12-Ab02             | 23/03/2021<br>a<br>27/04/2021 | 9,94   | 6,76   | 6,93   | 0,09   | 25,19  | 0,72  | 0,69   | 1,30   | 0,43  | 403,93    | 75,10     | 0,31   | 197,10    | 271,73    |           | 115,90    | 102,23    | 89,77     | 1,47  | 3,64  | 36,61  | 10,07 |
| ATV12-Ab03             |                               | 6,61   | 4,31   | 3,45   | 0,04   | 44,25  | 0,38  | 0,36   | 0,80   | 0,46  | 295,13    | 54,23     | 0,63   | 126,17    | 409,13    |           | 117,30    | 56,80     | 35,73     | 1,53  | 12,84 | 122,02 | 9,50  |
| ATV12-Ab04             |                               | 1,84   | 0,97   | 0,62   | 0,01   | 54,88  | 0,12  | 0,89   | 0,78   | 0,33  | 350,20    | 27,30     | 0,84   | 81,77     | 208,63    |           |           |           |           | 1,89  | 88,14 | 61,70  | 0,70  |
| ATV12-Ab06a            |                               | 8,09   | 5,09   | 4,58   | 0,05   | 35,26  | 0,59  | 0,51   | 1,21   | 0,52  | 355,20    | 67,03     | 0,49   | 253,63    | 150,90    |           |           | 71,57     | 53,43     | 1,59  | 7,69  | 68,59  | 8,92  |
| ATV13-Ab02             | 27/04/2021<br>a<br>27/06/2021 | 10,15  | 6,99   | 7,08   | 0,09   | 23,93  | 0,80  | 0,69   | 2,31   | 0,45  | 549,60    | 95,50     | 0,35   | 296,17    | 250,97    | 47,07     | 120,83    | 107,20    | 104,90    | 1,45  | 3,38  | 34,89  | 10,33 |
| ATV13-Ab03             |                               | 5,79   | 3,88   | 3,19   | 0,04   | 41,26  | 0,40  | 0,35   | 1,45   | 0,43  | 398,30    | 51,60     | 0,60   | 111,13    | 403,03    |           |           | 54,30     | 34,57     | 1,49  | 12,92 | 118,44 | 9,16  |
| ATV13-Ab04             |                               | 1,76   | 1,02   | 0,63   | 0,00   | 52,52  | 0,15  | 0,84   | 1,24   | 0,35  | 395,10    | 27,57     | 0,80   | 66,37     |           |           |           |           |           | 1,72  | 83,72 | 62,78  | 0,75  |
| ATV13-Ab05             |                               | 1,62   | 0,90   | 0,71   | 0,00   | 52,00  |       |        |        |       |           |           |        |           |           |           |           |           |           |       |       |        |       |



Razões de Si/Al, de Ca/Fe ou Fe/Ca e de Ti/Ca são utilizadas para avaliação do aporte sedimentar terrígeno em ambientes marinhos. Si, Al, Fe e Ti estão presentes em silicatos e argilominerais. Ca, por outro lado, está associado a deposição biogênica. Razões de Si/Al altas indicam maior incidência de sedimentos em suspensão chegando na bacia, enquanto razões de Fe/Ca e Ti/Ca podem estar associadas a um maior retrabalhamento dos sedimentos de fundo oceânico. Predomínio de sedimentação biogênica está associado razões Fe/Ca e Ti/Ca baixas.

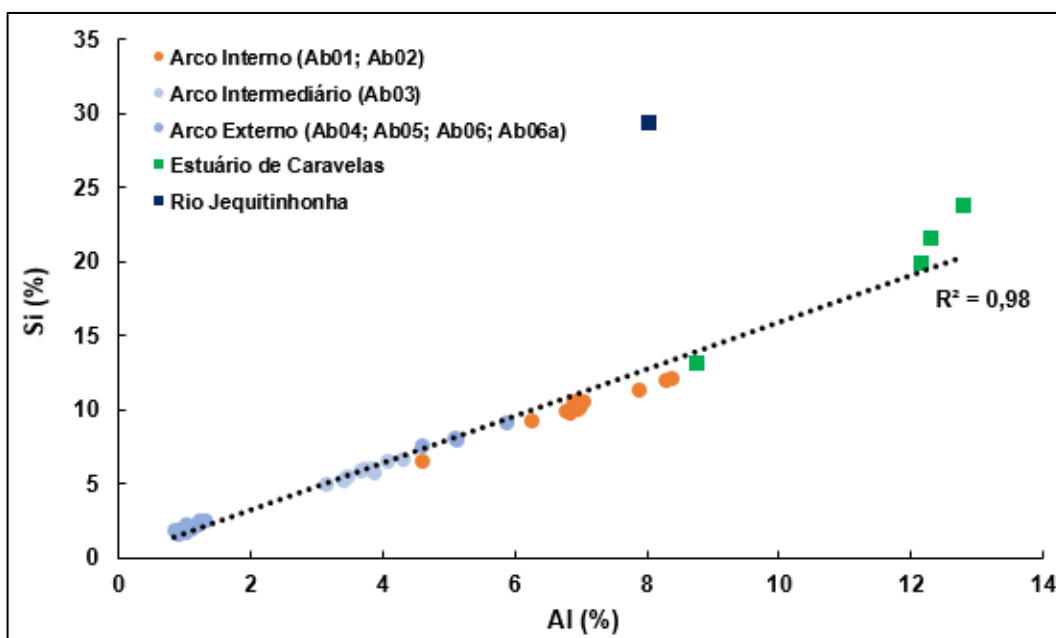
Razões de Si/Al foram utilizadas para diferenciar a assinatura química dos sedimentos de Abrolhos, uma vez que amostras dos arcos Intermediário e Externo apresentam razões de Si/Al mais altas (de 1,49 a 2,13) que aquelas do Arco Interno (de 1,43 a 1,53) (Figura 575) o que reflete a maior presença de alumino-silicatos nas amostras próximas à costa. Como há menos sedimento terrígeno chegando na região dos arcos Intermediário e Externo, onde predomina a deposição carbonática, há menos Si e menos Al sendo contabilizados na química. Assim, quanto menor a razão Si/Al, maior é o *input* sedimentar na bacia. Diagramas de razões Si/Al *versus* elementos químicos (Figura 575) permitiram, então, identificar que as amostras do Arco Interno têm concentrações maiores de Fe, Mn, K, Zr, Rb, Zn e Pb, enquanto as amostras dos arcos Intermediário e Externo são mais enriquecidas em Ca e Sr. Valores de Ti são bem variáveis para as amostras do Arco Externo e, valores de S e Cr são similares em todas as amostras.

Figura 575. Diagramas binários de Si/Al versus elemento químicos mostrando diferenças entre amostras dos arcos Interno e Externo.



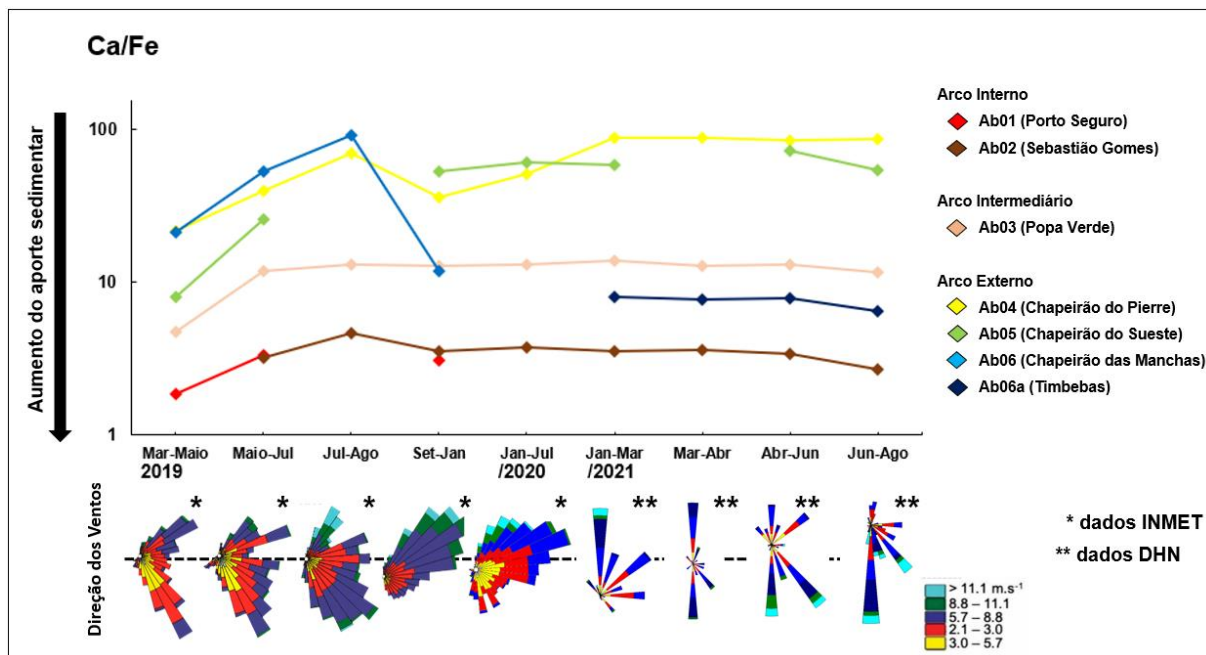
A forte correlação positiva entre Al e Si (Figura 576) indica que a maior parte da Si presente nos sedimentos de Abrolhos estaria associada a fases minerais alumino-silicáticas, o que se reflete nas baixas concentrações de quartzo observadas nas análises mineralógicas e altas concentrações de argilominerais (Tabela 82). Observa-se uma tendência de linearidade entre Si e Al que acompanha a assinatura dos rios Caravelas e São Mateus, enquanto o rio Jequitinhonha apresenta concentrações de Si mais altas (Figura 576).

Figura 576. Diagrama de Al versus Si, mostrando a forte correlação entre esses elementos, seguindo a tendência de distribuição das amostras dos rios do Estuário de Caravelas.



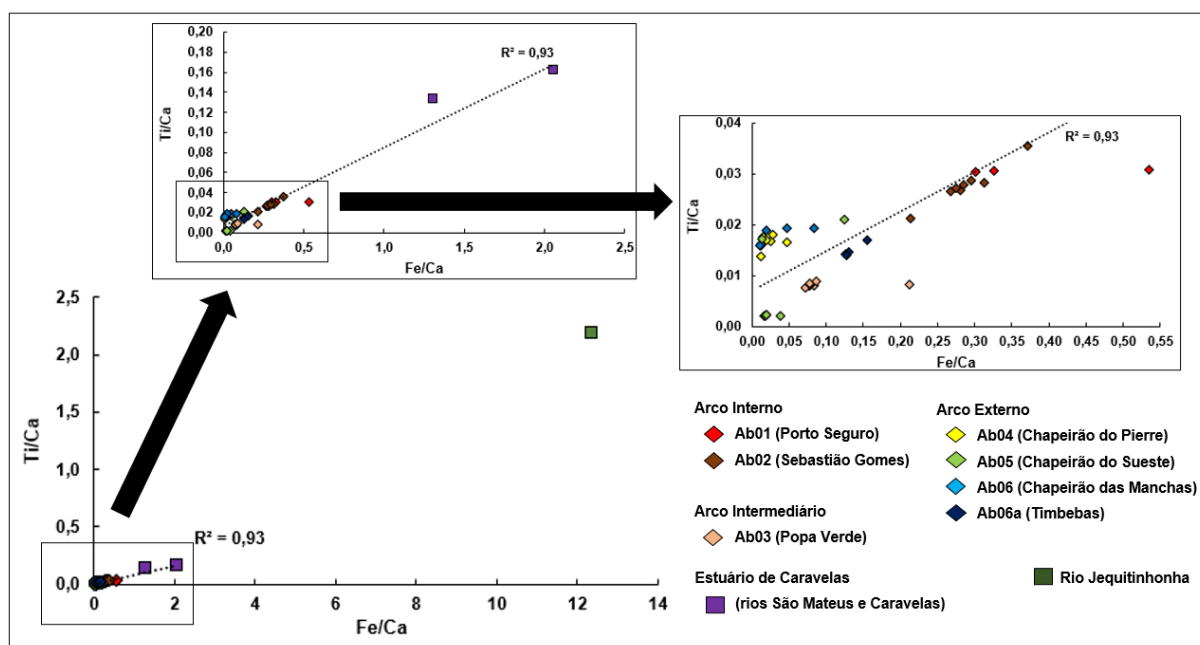
Quanto menores as razões Ca/Fe, maior o *input* de material terrígeno. Quanto maiores as razões Ca/Fe, maior é a atividade biogênica de precipitação de carbonatos. Dessa forma, fica bastante evidente no diagrama da Figura 577, o comportamento geoquímico distinto entre amostras do Arco Interno e amostras dos arcos Intermediário e Externo. Amostras coletadas no Arco Intermediário mostram a mesma tendência de razões Ca/Fe que as amostras do Arco Interno, sugerindo um aporte sedimentar constante e alto se comparado com as amostras do Arco Externo. Para o Arco Externo, chama atenção a queda abrupta das razões Ca/Fe nas amostras dos chapeirões do Pierre e das Manchas no período de setembro/2019 a janeiro/2020, causada, provavelmente, pela chegada de sedimentos fluviais.

Figura 577. Razões Ca/Fe dos sedimentos de Abrolhos indicando maior ou menor input sedimentar.



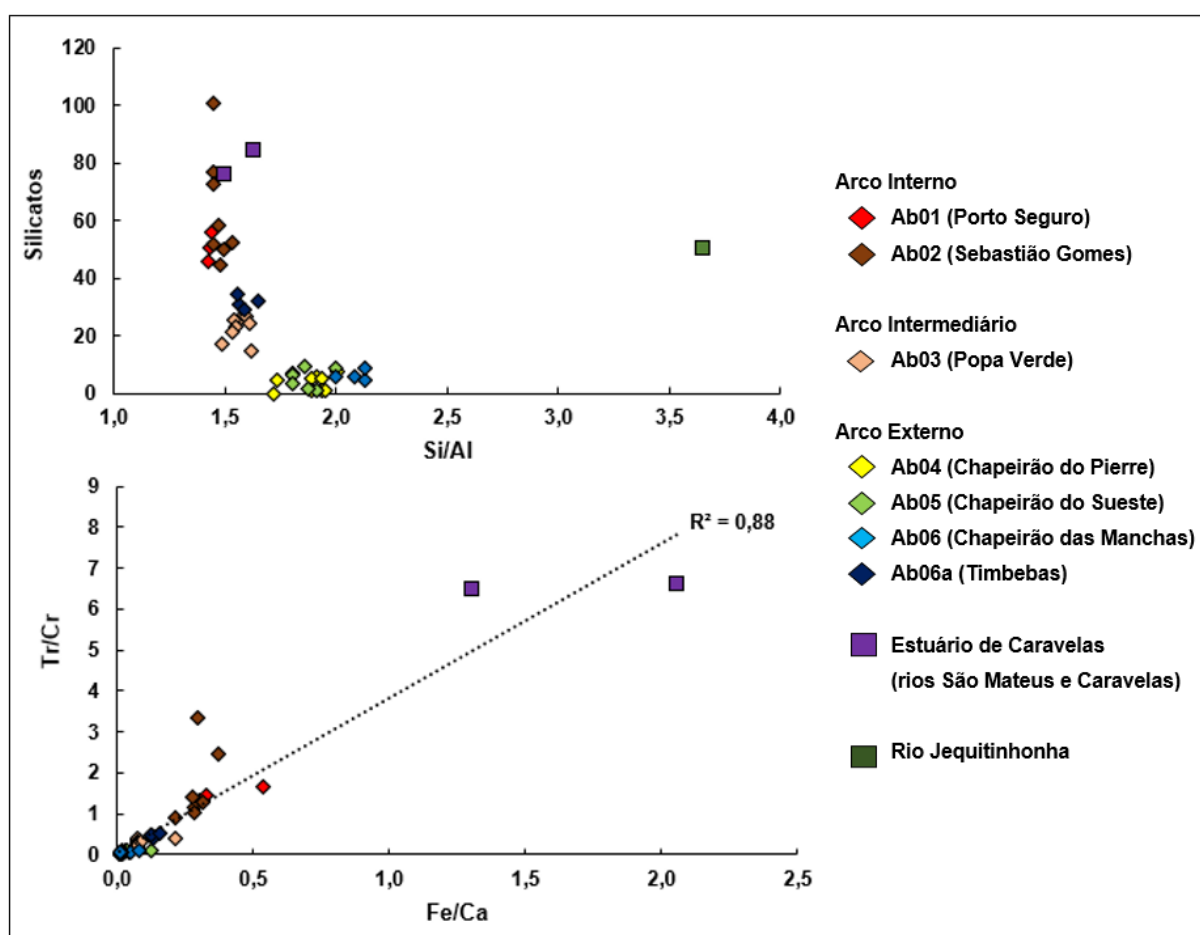
Diagramas de Fe/Ca vs. Ti/Ca mostram, novamente, a tendência de correlação positiva da assinatura química entre os sedimentos de Abrolhos e os sedimentos dos rios São Mateus e Caravelas (Figura 578), principalmente em relação às amostras dos arcos Interno e Intermediário. O comportamento químico das amostras de Timbebas se distingue daquele das amostras do Arco Externo, sendo similar ao das amostras do Arco Intermediário (Figura 578).

Figura 578. Diagrama de Fe/Ca vs. Ti/Ca para os sedimentos de Abrolhos e dos rios São Mateus, Caravelas e Jequitinhonha.



Diagramas de Si/Al vs. % de Silicatos e de Fe/Ca vs. Terrígenos/Carbonatos (Tr/Cr) mostram tendência de evolução similar às amostras dos rios do Estuário de Caravelas, evidenciando seu forte controle da assinatura química dos sedimentos de Abrolhos (Figura 579). Há maior presença de sedimentos terrígenos nas amostras dos arcos Interno e Intermediário se comparados às amostras do Arco Externo (Figura 579). Novamente, amostras da região de Timbebas apresentam concentrações de terrígenos similares às das amostras do Arco Intermediário (Figura 579). O Chapeirão do Sueste, Arco Intermediário, está localizado a sul do Parcel de Abrolhos e, provavelmente, recebe contribuições de sedimentos vindos, principalmente, do Rio Doce. Por outro lado, Timbebas, no Arco Externo, está localizado à norte do Parcel de Abrolhos e deve ter como principal fonte sedimentar o rio Jequitinhonha.

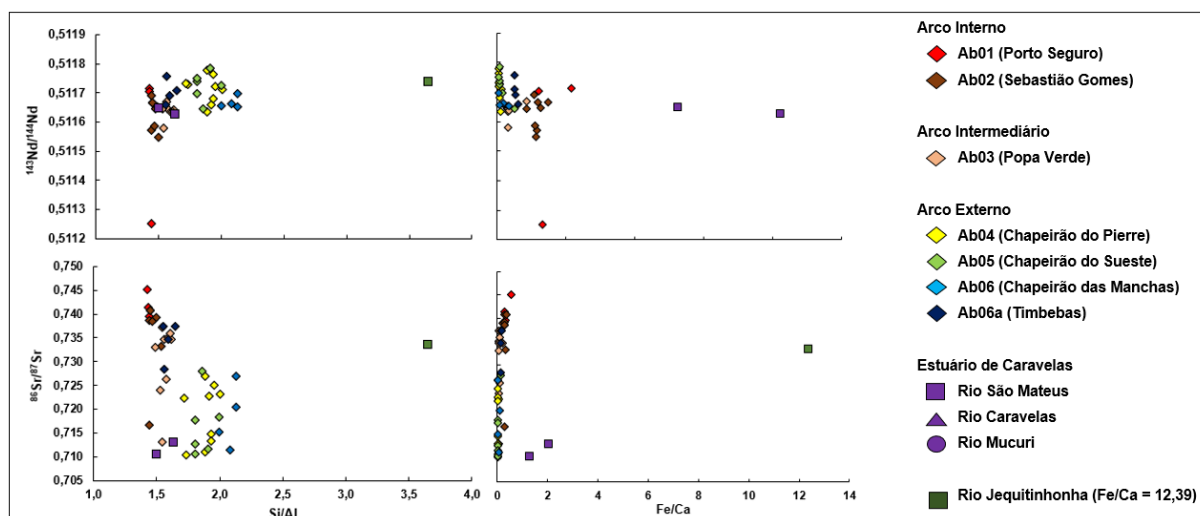
Figura 579. Diagramas de Si/Al vs. % de Silicatos e de Fe/Ca vs. Terrígenos/Carbonatos (Tr/Cr).



As amostras dos rios do Estuário de Caravelas, São Mateus e Caravelas, apresentam razões de Si/Al similares as amostras dos arcos Interno e Intermediário de Abrolhos, enquanto razões de Fe/Ca dos rios do Estuário de Caravelas e do Rio Jequitinhonha são maiores que as dos sedimentos de Abrolhos (Figura 580). Diagramas de Si/Al vs. razões de Nd e Sr indicam que as razões de Nd aumentam do Arco Interno para o Arco Externo, enquanto as razões de Sr tendem a diminuir (Figura 580). Assinaturas de Nd dos rios do Estuário de Caravelas são similares às assinaturas das amostras dos arcos Interno e Intermediário, enquanto razões de Sr são mais compatíveis com aquelas medidas principalmente nas amostras do Arco Externo (Figura 580). Razões de Nd do Rio Jequitinhonha tendem a ser similares

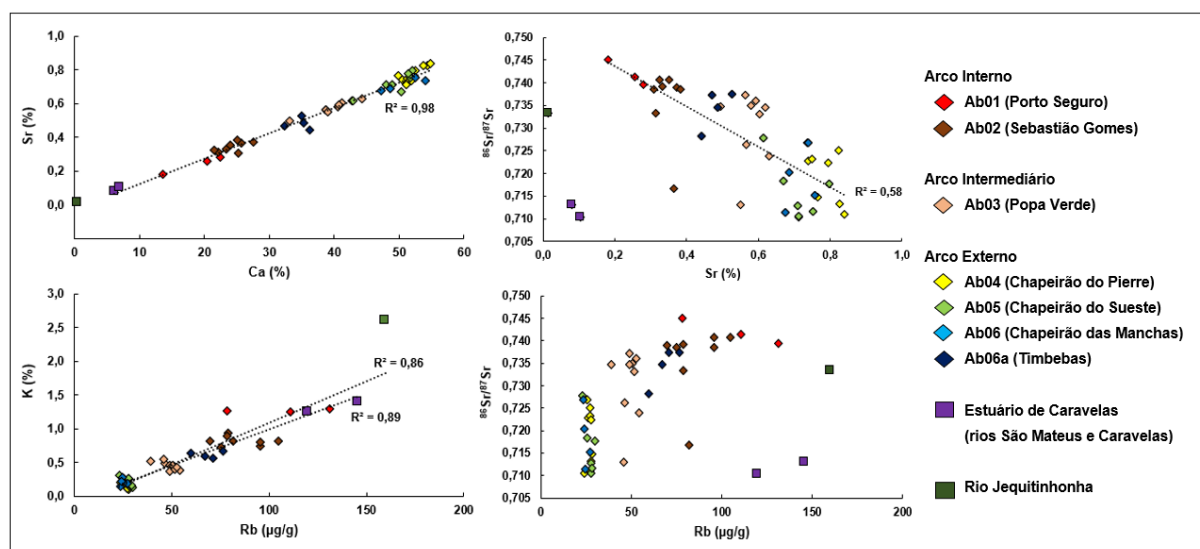
àquelas medidas nas amostras do Arco Externo, enquanto razões de Sr são mais parecidas com as das amostras dos arcos Interno e Intermediário (Figura 580).

Figura 580. Diagramas de Si/Al vs. razões de Nd e Sr para as amostras de Abrolhos e dos rios São Mateus, Caravelas e Jequitinhonha.



Sr apresenta forte correlação positiva com o Ca, sugerindo que o conteúdo de Sr é controlado pelas fases carbonáticas de sedimentação biogênica (Figura 581), aumentando das amostras do Arco Interno para o Arco Externo. Por outro lado, o alto conteúdo de caulinita observado na mineralogia dos sedimentos de Abrolhos se reflete na forte correlação positiva entre o Rb e o K (Figura 581), que aumenta das amostras do Arco Externo para as amostras do Arco Interno devido a maior presença de fases terrígenas nesses últimos. Como a razão  $^{86}\text{Sr}/^{87}\text{Sr}$  medida está associada a assinatura isotópica da porção terrígena dos sedimentos de Abrolhos, o Sr apresenta correlação moderadamente negativa com a razão  $^{86}\text{Sr}/^{87}\text{Sr}$  (Figura 581), diminuindo do Arco Interno para o Arco Externo. Não há correlação da razão  $^{86}\text{Sr}/^{87}\text{Sr}$  com as concentrações de Rb (Figura 581).

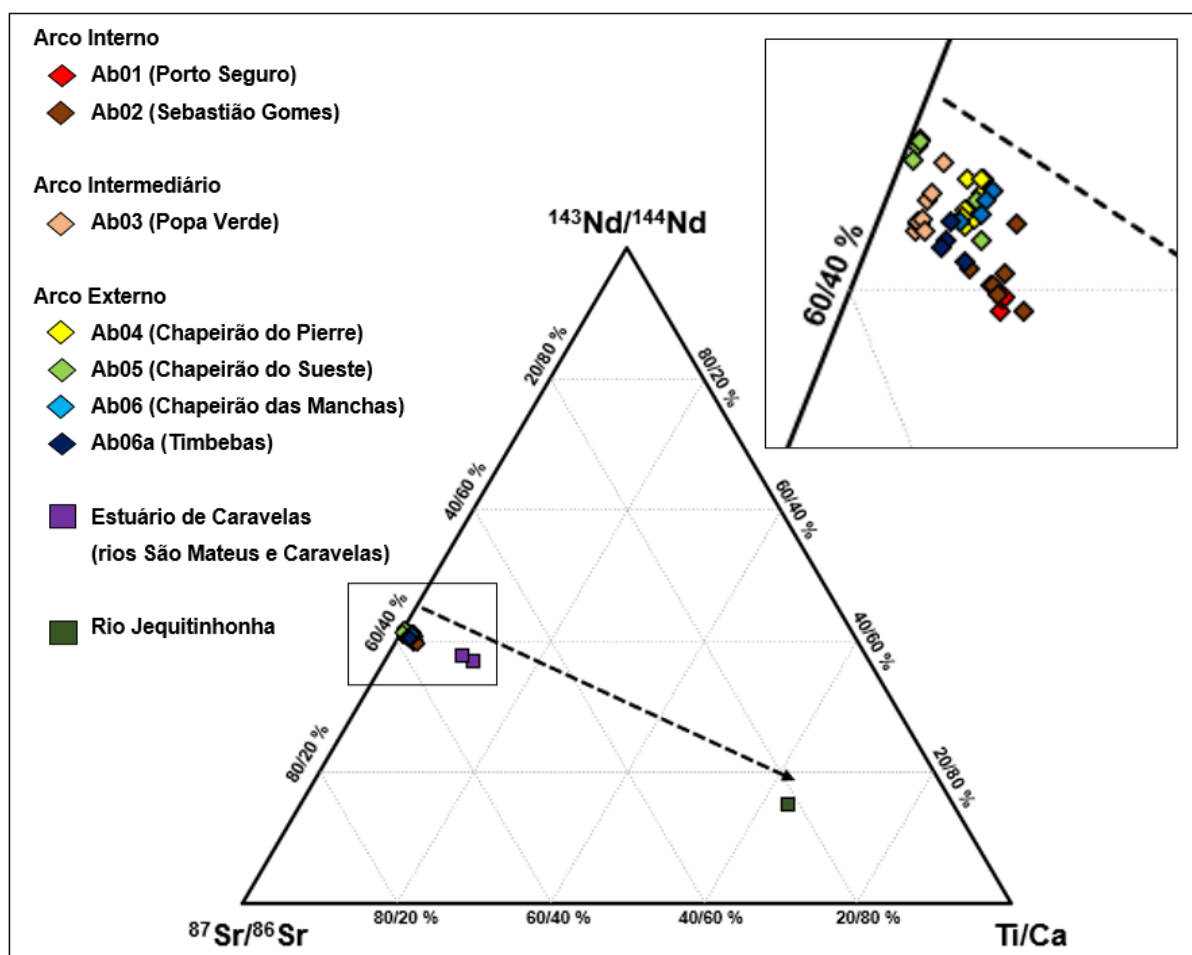
Figura 581. Diagramas de Ca vs. Sr, Sr vs.  $^{86}\text{Sr}/^{87}\text{Sr}$ , Rb vs. K e Rb vs.  $^{86}\text{Sr}/^{87}\text{Sr}$  para os sedimentos de Abrolhos e dos rios São Mateus, Caravelas e Jequitinhonha.





Uma diagramação ternária (Figura 582) entre os isótopos de Sr e Nd e a razão Ti/Ca tornou possível uma diferenciação entre o sedimento do Rio Jequitinhonha e as demais fontes potenciais de sedimentos para Abrolhos, aspecto este bastante importante no processo de proveniência dos sedimentos que aportam em Abrolhos, principalmente pelo fato de que as assinaturas isotópicas para os Rios Jequitinhonha e Mucuri são relativamente semelhantes.

Figura 582. Diagrama ternário de razões de Nd vs. razões de Sr vs. razões de Ti/Ca para os sedimentos de Abrolhos, comparativamente aos sedimentos dos rios do Estuário de Caravelas e Jequitinhonha.



### 3.4 PRINCIPAIS CONSIDERAÇÕES

- Nesta etapa do projeto, fez-se uso de um modelo de mistura isotópica que considera separadamente as principais fontes sedimentares. Os modelos ternários utilizam como “*end members*” Rio Doce-Jequitinhonha-Basaltos de Abrolhos (para o arco externo de Abrolhos) e Rio Doce-Jequitinhonha e Estuário do Caravelas (para o arco interno de Abrolhos). Neste contexto, a contribuição percentual do Rio Doce sobre a região de Abrolhos evidenciou que a presença de sinais de traços dos materiais da foz do Rio Doce acompanha o regime hidrológico continental de verão para o arco interno, com sazonalidade bem definida. A zona intermediária e o arco externo apresentaram uma defasagem temporal com máximos no período outono-

inverno acompanhando o início do período dos sistemas frontais na região onde predomina ventos no setor SSE;

- Os dados isotópicos em sedimentos em Abrolhos mostraram uma sistemática redução ao longo do tempo no sinal do Rio Doce para o arco externo. O arco interno por sua vez não tem evidenciado tendência de redução passados 6 anos após a chegada dos rejeitos a foz do Rio Doce, mas uma leve tendência do aumento de sinal;
- Uma comparação entre o sinal isotópico em Abrolhos (arco externo), decorrente da foz do Rio Doce, e os ventos de superfície mostra uma clara associação. Os maiores percentuais estiveram associados aos ventos no quadrante SSE e os menores no quadrante NNE;
- Nossos resultados mostram que uma diagramação ternária composta pelas razões dos isótopos de Sr, as razões dos isótopos de Nd e a razão de Ti/Ca (Figura 63) oferece uma diferenciação para a presença do Rio Jequitinhonha em Abrolhos, em relação as demais fontes regionais de sedimentos;
- Quanto aos termos fonte, os sedimentos coletados na região de Santarém e Gualaxo norte, representantes diretos dos rejeitos da barragem (Valeriano et al., 2019), isoladamente não demonstraram ser fontes dos sedimentos de Abrolhos. Isso ocorre porque sua composição é diluída por outras fontes sedimentares ao longo do curso do Rio Doce. Sendo assim, mesmo que esteja presente, não é detectada. Isto reafirma os sedimentos da foz do Rio Doce como resultante de todas as misturas de montante, como representativa das fontes a serem consideradas em Abrolhos;
- A mesma associação de minerais terrígenos, silicatos e argilominerais, foi observada tanto nos sedimentos armadilhados de Abrolhos no arco interno, quanto nos rios São Mateus, Caravelas, Mucuri, Doce e Jequitinhonha, com predomínio da caulinita como principal mineral detrítico. Tanto a mineralogia como a química elementar dos sedimentos de Abrolhos refletem o predomínio de processos de retrabalhamento no Arco Interno, principalmente, nos meses de primavera/verão, quando há maior aporte sedimentar. Nos arcos Intermediário e Externo, por outro lado, predominam os processos de sedimentação carbonática. Popa Verde, no Arco Intermediário, e Timbebas, no Arco Externo, seriam as regiões do Parcel de Abrolhos com maior input sedimentar. A assinatura química dos sedimentos de Abrolhos, principalmente dos arcos Interno e Intermediário, apresentou semelhanças com as assinaturas químicas dos rios que compõem o Estuário de Caravelas, São Mateus e Caravelas;
- O algoritmo de banda única Rio Doce-Abrolhos MPS, gerado através da calibração empírica com dados da região Rio Doce-Abrolhos, é capaz de gerar estimativas da concentração de MPS mais realísticas quando comparado com as obtidas pelos algoritmos NECHAD2010 e pelo processador C2RCC. Estes últimos, tendem a superestimar as concentrações de MPS para a região de Abrolhos. Encontramos um melhor resultado utilizando a banda 8 do sensor OLCI/Sentinel 3. O algoritmo Rio Doce-Abrolhos MPS resulta da relação linear entre a banda 8 e a concentração de mps, e é descrito pela seguinte equação:  $Y = 291.87X + 0.9154$ . Onde "x" se refere a Rrs na banda 8 do sensor OLCI/Sentinel 3. O sensor OLCI/Sentinel 3 é uma ferramenta indispensável para o monitoramento a longo prazo da concentração de MPS na

região recifal dos Abrolhos, podendo gerar dados com uma resolução de 5 dias (composição a partir das imagens diárias). Com a previsão da ESA de lançar mais 2 satélites Sentinel 3, o que estenderá a missão até 2030, será possível monitorar a região por mais de uma década utilizando este sensor.

### 3.5 RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

- No sentido de aprofundar o estudo dos isótopos radiogênicos quanto a assinatura de proveniência mineral nós sugerimos o emprego dos isótopos de Pb que muito contribuiria para a validação dos resultados, com o auxílio de isócronas traçadas em diagramas  $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$  x  $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$  e  $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$  x  $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ ;
- Apesar deste relatório ter aprofundado ao máximo as relações entre a geologia isotópica aplicada e a dinâmica meteorológica local, há uma necessidade de ampliação do uso de modelos regionais de correntes marinhas robustos para se buscar associações entre a sedimentologia e as parametrizações ambientais.

## 4 ANEXO 7

### 4.1 ICTIOFAUNA ESTUARINA/MARINHA

Visando retratar as mudanças das comunidades e populações de peixes e crustáceos estuarinos/marinheiros após o Rompimento da Barragem de Mariana, foram analisados dados coletados em cinco estuários e áreas marinhas adjacentes: Rio Doce, que sofreu o impacto direto do rejeito, e rios Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açú, que foram atingidos indiretamente, sendo considerados locais de referência ou controle. Foram avaliados indicadores das comunidades e populações de peixes e crustáceos, como abundância (expressa através da densidade – número de indivíduos/100 m<sup>2</sup>), biomassa (g/100 m<sup>2</sup>), riqueza (número de espécies/100 m<sup>2</sup>), Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'Log_e$ ) e Equitatividade de Pielou ( $J'$ ). Para tanto, utilizando-se arrasto de fundo com portas (05 estuários e área marinhas adjacentes x 06 pontos x 03 arrastos), entre outubro/2018 e setembro/2019 (campanhas mensais), e entre novembro/2019 e julho/2021 (campanhas trimestrais). Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. Desta forma, para a descrição da composição das comunidades de peixes e crustáceos estuarinos/marinheiros, foram consideradas todas as amostras obtidas até julho/2021. Para a detecção do impacto causado pelo rompimento da barragem de Fundão, foram comparadas as amostras coletadas nos cinco estuários, agrupando meses selecionados em períodos, da seguinte forma: Chuvoso1 (C1, dezembro/2018 e fevereiro/2019); Seco1 (S1, maio e julho/2019); Chuvoso2 (C, novembro-dezembro/2019 e fevereiro/2020); Seco2 (S2, período não amostrado devido à pandemia); Chuvoso3 (C3, janeiro/2021, excluído das análises por não ter réplica); Seco3 (S3, maio e julho/2021). Foi testada a hipótese de que não ocorreram mudanças nos indicadores das comunidades ictiofaunísticas do Rio Doce (local impactado) entre os períodos do monitoramento (C1, S1, C2 e S3), quando comparados à variação natural nos locais utilizados como referência (controles: Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açú). Tal diferença foi analisada com base nos resultados da interação entre os fatores Período x Local nas Análises de Variância Permutacionais (PERMANOVAs). Quando os resultados desta interação foram significativos, considerou-se que a assembleia de peixes do Rio Doce variou entre os períodos analisados de forma distinta daquelas dos estuários controle. Além disso, são mostrados gráficos de médias de densidade (n. de indiv./100m<sup>2</sup>) e biomassa (g/100m<sup>2</sup>) das espécies que apresentaram correlação acima de 78% (peixes) e 80% (crustáceos) na análise de redundância (dbRDA).

Para verificar potenciais impactos do rejeito nas assembleias de peixes e crustáceos estuarinos/marinheiros, foram adicionados 11 pontos de coleta à malha amostral do Anexo 7 a partir de novembro/2019, aqui chamados “Pontos novos”. Por meio da integração de dados será possível determinar o efeito relativo do rejeito e de fatores naturais, tais como profundidade, salinidade e temperatura da água, na composição das assembleias de peixes e crustáceos estuarinos/marinheiros na área impactada.

Informações adicionais sobre os procedimentos de campo e laboratório, e análise de dados estão disponíveis nos arquivos “Protocolos de análises RRDM”, “Protocolos de amostragens RRDM” e no *Material Suplementar A7MICS11*.

#### 4.1.1 Composição da ictiofauna estuarina/marinha

Considerando todo o período de amostragem, nos estuários e áreas adjacentes aos rios Caravelas, São Mateus, Ipiranga, Doce e Piraquê-Açú, foram coletados 90097 peixes, compondo 1.071.700,65 kg, sendo 213 espécies identificadas, distribuídas em 66 famílias (*Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 1*). Neste período, considerando os cinco estuários, a família Sciaenidae (pescadas, cangoás) foi a que apresentou maior número de espécies identificadas (22, uma a mais que no relatório anterior – RRDM, 2020), seguida de Engraulidae (manjubas, 13 espécies, como no relatório anterior), além de Ariidae (bagres) e Paralichthyidae (alguns linguados), com 11 espécies cada (a exemplo do relatório anterior). Em relação ao relatório anterior (RRDM, 2020 – Ambiente Marinho), não houve mudanças nas espécies dominantes em abundância (N%) e biomassa (B%). A sardinha-dentuça *Chirocentrodon bleekermanus* (12,59% do total capturado), o cangoá, *Stellifer brasiliensis* (11,54%), a sardinha-mole, *Pellona harroweri* (7,36%), outra espécie de cangoá *Stellifer rastriifer* (5,80%), a manjuba *Anchoa filifera* (4,83%) e o bagre *Genidens genidens* (4,52%), se destacaram como as espécies mais abundantes nas amostragens. Mesmo não sendo a espécie mais abundante nem figurando entre as mais frequentes, *G. genidens* permaneceu como a espécie com maior biomassa relativa, representando 22,51% do total coletado, sendo seguido por *Stellifer brasiliensis* (9,42%). De forma geral, destacaram-se ainda, os elasmobrânquios que, apesar da baixa abundância (0,10% do total coletado), representaram 9,38% da biomassa total coletada. A raia-lixia *Hypanus guttatus* continuou sendo a terceira com maior biomassa, representando 5,79% do total coletado. Quanto à frequência de ocorrência (FO%), apenas oito espécies estiveram presentes em pelo menos 20% dos arrastos realizados. Dentre estas, destacou-se *Stellifer brasiliensis*, presente em 36,53% dos arrastos e figurando entre as espécies mais abundantes e de maior biomassa no período. Esta foi seguida por *Paralichthys brasiliensis* (Maria-Luísia), que ocorreu em 30,06% dos arrastos, *P. harroweri* (29,93%), *Isopisthus parvipinnis* (pescada boca-torta, 27,45%), *C. bleekermanus* (23,66% e a mais abundante deste estudo), dentre outras.

Após o relatório anterior (RRDM, 2020), houve novos registros de espécies, incluindo duas espécies identificadas com auxílio da genética molecular (DNA *Barcoding*). Dentre estas, exemplares identificados morfologicamente como *Achirus lineatus*, *A. declivis* e *Trinectes paulistanus* (espécies de linguado), foram identificadas como *A. mucuri*, e ocorreram nos pontos internos dos rios Doce e São Mateus. Outra espécie identificada com auxílio do DNA *Barcoding* foi *Eucinostomus harengulus* (escrivão), previamente identificada como *E. argenteus*. Além destas espécies, destaca-se a primeira ocorrência (no presente estudo) de *Clarias gariepinus* (bagre-africano), uma espécie invasora nativa do continente africano, oportunista, que representa perigo à biodiversidade por predação de espécies nativas (MILI & TEIXEIRA, 2006; ROCHA, 2008). Esta espécie foi observada na área externa do estuário do Ipiranga. No Rio Doce houve ainda os primeiros registros (neste estudo) de *Mugil curvidens* (tainha,

área interna) e *Scorpaena bergii* (peixe-pedra, área externa). Foram observadas ainda *Aluterus monocerus* (peixe-porco, áreas externas dos rios São Mateus e Ipiranga), *Scomberomorus cavalla* (sarda, área externa do rio São Mateus), *Symphurus kyaropterygium* (língua-de-mulata) e *Umbrina coroides* (castanha), ambas na área externa do rio Piraquê-Açú (*Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 1*).

Dentre os peixes capturados após o Relatório Anual 2020 (RRDM, 2020), 55% das espécies apresentam algum uso comercial, seja para a pesca ou aquarismo. Dentre as espécies de importância comercial para a pesca (seja a pesca comercial, seja de subsistência), destacam-se as pescadas (família Sciaenidae), xaréus (Carangidae), robalos (Centropomidae), manjubas (Engraulidae), ciobas e guaiúbas (Lutjanidae), além dos bagres (Ariidae), garoupas e badejos (Epinephelidae). Ainda no grupo das espécies comerciais, 17 espécies estão enquadradas em alguma categoria de ameaça (ICMBio, 2018a e b). A seguir são destacadas algumas destas espécies que ocorreram no Rio Doce e nos demais estuários, demonstrando a importância desta região na conservação de espécies de peixes (*Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 1*).

Como no período anterior (RRDM, 2020), no Rio Doce foram coletados novamente exemplares de espécies enquadradas em alguma categoria de ameaça. O bagre *Paragenidens grandoculis* (anteriormente *Potamarius grandoculis*) enquadrado como “criticamente ameaçado” (CR) no Espírito Santo, foi coletado novamente na área interna do Rio Doce e no período chuvoso, a exemplo do período anterior. Esta espécie é rara e sua distribuição é restrita à região do baixo Rio Doce e baixo rio Paraíba do Sul (RJ), e seu status de ameaça se deve principalmente à perda de habitat (ICMBio, 2018b). Destaca-se que, conforme descrito por MARCENIUK et al. (2019), no período chuvoso, quando há cheias, as lagoas Juparanã e Nova conectam-se ao Rio Doce e a coleta dos indivíduos de *P. grandoculis* no presente estudo corrobora a hipótese de que tais lagoas, assim como os tributários, serão essenciais para a recolonização do Rio Doce após o impacto causado pela lama de rejeitos de minério, oriunda do Rompimento da Barragem. Após o relatório anterior (RRDM, 2020), além desta espécie, o bagre-branco *Genidens barbus* classificado como “em perigo” (EN) também foi capturado principalmente na área interna, mas ao contrário do relatório anterior, a maior parte dos exemplares foi coletada no período seco. Conforme já destacado no relatório anterior, considerando que esta espécie já sofreu perdas populacionais consideráveis nos desembarques pesqueiros em Rio Grande/RS (ICMBio, 2018a), e que as condições populacionais desta espécie não são conhecidas no Espírito Santo, os monitoramentos futuros devem considerar o aprofundamento de estudos sobre ela. Na área impactada, neste período, foi coletado ainda o ariacó (*Lutjanus synagris*), espécie de importância comercial e categorizada como NT (“quase ameaçada”) (FRAGA et al., 2019) cujos exemplares estiveram entre 2 e 3cm, abaixo do comprimento de primeira maturação descrito (FREITAS et al., 2014) para a região (fêmeas, 23cm; machos, 24,2cm). Apesar da baixa abundância destas espécies, destaca-se o Rio Doce como área de criação para espécies em alguma categoria de ameaça.

Nos estuários controle, no período considerado, destaca-se a ocorrência (ainda que em baixa abundância) de exemplares de espécies NT (conforme FRAGA et al., 2019), como o robalo-peva (*Centropomus parallelus*) e o robalo-flecha (*C. undecimalis*), ambos no Ipiranga, área interna. Estas



espécies apresentam importância comercial, seja na pesca de subsistência, seja na pesca esportiva, são eurialinas e estuarino-dependentes (FIGUEIREDO-FILHO et al., 2021). No presente estudo, a baixa abundância e o pequeno tamanho (entre 10 e 15 cm de comprimento total) dos robalos, devem-se principalmente ao petrecho de pesca utilizado (arrasto de fundo com portas), uma vez que exemplares destas espécies são principalmente capturados com redes de emalhe. Além disso, os robalos foram bastante observados e a captura de exemplares em tamanho de comercialização por pescadores, com petrechos adequados foi bastante comum no Rio Doce durante todo o período de estudo (F. A. FREHSE, comunicação pessoal). Nos demais estuários, foram capturados também o baiacu-arara (NT, *Lagocephalus laevigatus*), o xarelete (*Caranx crysos*), classificado como EN (“em perigo”) no Caravelas, área interna; o dentão (*Lutjanus jocu*), EN no Caravelas (interna) e Ipiranga (externa). Apesar de não apresentar importância comercial, vale destacar a presença da raia-viola (*Zapterix brevirostris*) no Piraquê-Açú, área externa, VU (“vulnerável”) em virtude de ser capturada como *bycatch* (captura incidental). Além disso, dentro desta categoria, foram capturados os cavalos-marinhos *Hippocampus erectus* (áreas externas do São Mateus e Ipiranga) e *H. reidi* (área externa do São Mateus). Ambas as espécies são ornamentais, comercializadas para aquarismo.

O *Material Suplementar A7MICS1b* apresenta imagens de espécies de peixes coletadas nos ambientes estuarinos e marinhos costeiros amostrados ao longo de todo monitoramento, enquanto o *Material Suplementar A7MICS1c* apresenta tabelas com comprimentos totais das espécies, além de seus nomes populares.

Dentre os estuários estudados, o Rio Doce apresentou menor riqueza de espécies absoluta tanto na área interna (exceto rio Ipiranga), quanto na externa. Notadamente em sua área interna, foi observada dominância de poucas espécies. Mesmo com maiores valores absolutos de abundância (N) e biomassa (g) dentre as áreas internas dos estuários amostrados, apenas 10 e 7 espécies compuseram 90% da abundância e da biomassa, respectivamente, nesta área do Rio Doce, indicando uma comunidade ictiofaunística mais homogênea em relação aos demais estuários. Caravelas apresentou maior número de espécies compondo 90% tanto da abundância quanto da biomassa, em ambas as áreas, e este estuário, juntamente com Piraquê-Açú, exibiu maior riqueza de espécies absoluta (81). Uma síntese da ictiofauna amostrada durante todo o período em cada área de cada estuário, encontra-se na Tabela 84.

Tabela 84: Aspectos ecológicos da ictiofauna estuarina/marinha coletada utilizando-se arrasto de fundo entre outubro/2018 e julho/2021 nas áreas internas e externas de cada estuário. Legenda: N=abundância numérica absoluta; 90% N=número de espécies que, somadas, representaram 90% da abundância numérica total coletada; 90% Biom=número de espécies que, somadas, representaram 90% da biomassa total coletada

|                    | Estuário                   | Famílias | Espécies | N     | Biomassa (g) | 90% N | 90% Biom |
|--------------------|----------------------------|----------|----------|-------|--------------|-------|----------|
| Área interna       | Rio Doce                   | 21       | 65       | 9101  | 333380,39    | 10    | 7        |
|                    | Caravelas                  | 27       | 81       | 1991  | 24794,72     | 30    | 27       |
|                    | São Mateus                 | 24       | 67       | 3402  | 51994,57     | 17    | 17       |
|                    | Ipiranga                   | 19       | 32       | 496   | 13304,67     | 15    | 7        |
|                    | Piraquê-Açú                | 31       | 81       | 7664  | 84919,84     | 17    | 22       |
|                    |                            |          |          |       |              |       |          |
| Área externa       | Estuário                   | Famílias | Espécies | N     | Biomassa (g) | 90% N | 90% Biom |
|                    | Rio Doce                   | 35       | 79       | 12563 | 108663,92    | 19    | 16       |
|                    | Caravelas                  | 33       | 97       | 10499 | 58898,20     | 26    | 30       |
|                    | São Mateus                 | 41       | 95       | 9867  | 88740,11     | 18    | 23       |
|                    | Ipiranga                   | 37       | 92       | 12565 | 98397,22     | 13    | 17       |
|                    | Piraquê-Açú                | 46       | 120      | 21949 | 208607,31    | 13    | 20       |
| Total por estuário | Estuário                   | Famílias | Espécies | N     | Biomassa (g) | 90% N | 90% Biom |
|                    | Rio Doce                   | 39       | 115      | 21664 | 442044,31    | 26    | 18       |
|                    | Caravelas                  | 36       | 112      | 12490 | 83692,62     | 29    | 35       |
|                    | São Mateus                 | 46       | 124      | 13269 | 140734,69    | 29    | 33       |
|                    | Ipiranga                   | 44       | 108      | 13061 | 111701,89    | 16    | 22       |
|                    | Piraquê-Açú                | 49       | 146      | 29613 | 293527,15    | 23    | 35       |
|                    | Total (todos os estuários) | 66       | 213      | 90097 | 1071700,65   | 38    | 46       |

Enquanto a dominância de cada espécie representou entre 10 e 30% da abundância e biomassa nos estuários controle (exceto Ipiranga), na área interna do Rio Doce, *G. genidens* representou a maior captura tanto em abundância (41,47% do total) quanto em biomassa (mais de 70% do total), confirmando a homogeneidade da ictiofauna nesta área. É importante destacar a dominância de *H. guttatus* nas áreas externas de Caravelas, São Mateus e Ipiranga. Esta é uma espécie categorizada como NT (CARLSON et al., 2020) pela IUCN, porém apenas como LC na avaliação nacional (ICMBio, 2016), devido à falta de informações na época (2010-2021). No entanto, esta espécie é comum na fauna acompanhante do arrasto de fundo voltado à camarões (ICMBio, 2016), havendo crescente exploração da mesma como recurso pesqueiro (FEITOSA et al., 2021) e declínio populacional já foi observado (CARLSON et al., 2020). As espécies dominantes de cada área constam no *Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 2*.

A riqueza observada na curva de rarefação (*Material Suplementar A7MICS1a, Figura 1*), utilizando o método *Bootstrap* ainda não atingiu a riqueza esperada em nenhum dos estuários amostrados, indicada

pela curva extrapolada ascendente de cada estuário. Isso indica que a suficiência amostral ainda não foi atingida, reforçando a importância da manutenção do monitoramento da ictiofauna estuarina/marinha.

Nos “Pontos novos”, foram coletados 9656 indivíduos, representando cerca de 998 kg de peixes estuarinos/marinhos. A exemplo do período anterior (RRDM, 2020), a sardinha-dentuça *C. bleekermanus* foi a espécie mais abundante, constituindo 25,67% dos peixes coletados. Por outro lado, a manjuba *Anchoa filifera* foi substituída por *P. harroweri* (11,06%), com participação menor de *Stellifer brasiliensis* (9,42%) em relação ao período anterior (15%). A biomassa foi dominada por *H. guttatus* (19,63%), seguida de *Stellifer brasiliensis* (9,87%) e *C. bleekermanus* (7%). Uma mudança observada em relação ao período anterior, é que a ovelha *L. breviceps* figurava entre as espécies de maior biomassa, mas neste período não estava entre as três espécies que se destacaram. Os táxons coletados nestes pontos estão listados no *Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 3*.

#### 4.1.2 Variações espaço-temporais na ictiofauna estuarina/marinha

Não foram observadas diferenças significativas na interação Local x Período em qualquer dos indicadores da ictiofauna avaliados (densidade, biomassa, riqueza, Diversidade de Shannon-Wiener e Equitatividade de Pielou), o que indica que as variações espaço-temporais nestes indicadores foram similares entre o Rio Doce e os estuários controles. O padrão de variações dos indicadores também foi similar entre os períodos em cada estuário. Em todos os indicadores as diferenças mais conspícuas ocorreram entre as áreas interna e externa de cada estuário. No entanto, algumas interações significativas indicando tendências temporais foram registradas, destacando-se os resultados a seguir.

A densidade (*Material Suplementar A7MICS1a Figura 2, Tabela 4*) apresentou tendência a aumentar de C1 para C2 nas áreas externas, o oposto ocorrendo nas áreas internas nos estuários controle Caravelas, São Mateus e Piraquê-Açú. No entanto, no Rio Doce, ocorreu a tendência à diminuição de C1 para S3, tanto na área interna quanto na externa. Apenas em C1 a densidade da área interna foi maior que a da externa no Rio Doce, enquanto no Ipiranga (em S1) e no Caravelas (S3) a externa foi maior que a interna.

A biomassa (*Material Suplementar A7MICS1a Figura 3, Tabela 4*) do Rio Doce não foi significativamente maior que a dos estuários controle, porém sua área interna apresentou maiores valores que a externa, sobretudo nos períodos chuvosos. O maior valor de biomassa na área interna foi também observado no São Mateus e no Piraquê-Açú em C1. Nos demais estuários, quando houve diferença, a área externa apresentou maiores valores, independente do período. Entre os períodos, houve a tendência de diminuição dos valores na área interna tanto do Rio Doce quanto dos demais estuários, exceto Ipiranga, onde S1 foi menor que S3. Por outro lado, nas áreas externas de Caravelas e Piraquê-Açú, houve tendência ao aumento destes valores, enquanto no Rio Doce foi observada a tendência de diminuição.

Quanto a variação na riqueza de espécies (*Material Suplementar A7MICS1a, Figura 4, Tabela 4*), os maiores valores foram observados nas áreas externas dos estuários, exceto São Mateus e Piraquê-Açú, cujos valores foram maiores nas áreas internas em C1. Em ambas as áreas tanto do Rio Doce, quanto dos estuários controle (exceto a área externa de Caravelas, que se manteve, e a externa do Piraquê-Açú que tendeu a aumentar) houve tendência à diminuição dos valores ao longo dos períodos. Vale destacar que no relatório anterior (RRDM, 2021) não houve diferença temporal (entre meses) significativa, porém no presente documento, observando-se os períodos secos e chuvosos de três anos de amostragens, foi possível perceber as tendências, reforçando a importância do monitoramento em longo prazo.

Entre as áreas, a Diversidade de Shannon-Wiener (*Material Suplementar A7MICS1a, Figura 5, Tabela 5*), foi menor na área interna do Rio Doce, o que também foi observado nos estuários controle Caravelas e Ipiranga, não havendo diferenças significativas entre as áreas do São Mateus e Piraquê-Açú. Quando considerados os períodos, quando houve diferença, a área interna apresentou menores valores, exceto no São Mateus e Piraquê-Açú, onde a área interna apresentou maior valor nos períodos chuvosos. Ao longo dos períodos, foi observada uma tendência a diminuição nos valores em ambas as áreas, tanto no Rio Doce quanto nos estuários controle.

A Equitatividade de Pielou (*Material Suplementar A7MICS1a, Figura 6, Tabela 5*) foi maior nas áreas externas, exceto no São Mateus, onde não houve diferenças entre as áreas, e no Piraquê-Açú em C2, quando o valor da área interna foi maior que o da externa. Os valores médios do Ipiranga não se alteraram ao longo dos períodos em nenhuma das áreas, porém no Rio Doce e nos controles, Caravelas e São Mateus, foi observada uma tendência de diminuição dos valores médios nas áreas internas, enquanto nas áreas externas, os valores se alteraram pouco ao longo dos períodos. Por outro lado, as médias da área interna tenderam a aumentar, enquanto as da área externa tenderam a diminuir.

A ausência de diferenças significativas na interação Local x Período dos indicadores da comunidade, apontando para tendências similares entre o Rio Doce e os estuários controle, já havia sido observada no relatório anterior (RRDM, 2020). A falta de diferenças claras dos indicadores da comunidade entre o Rio Doce e os estuários controle, não indica que as comunidades ictiofaunísticas não estão sendo afetadas pela lama de rejeitos. Como os peixes apresentam relativa mobilidade, isso permite que se desloquem para áreas menos perturbadas, caso percebam a perturbação, o que faria com que espécies mais resilientes ocupassem o espaço deixado pelas espécies menos resilientes, provocando assim uma mudança na composição da comunidade, ainda que estas mudanças não sejam conspícuas nos seus indicadores. Seria esperado que riqueza e diversidade fossem menores no local impactado em relação aos estuários controle, porém as flutuações foram mais notadas entre as áreas externa e interna de cada estuário, e em alguns períodos analisados, da mesma forma que foi observado no relatório anterior (RRDM, 2020). FERNANDES et al. (2020) observaram aumento na abundância e diminuição da diversidade, com dominância de espécies resilientes correlação com alguns metais, cinco dias após o rompimento, demonstrando a rápida assimilação do impacto pela comunidade

zooplancônica. Porém, devido ao tamanho corporal dos peixes, esta assimilação deve levar mais tempo para ocorrer e ser detectada nas comunidades ictiofaunísticas.

É importante observar que o presente estudo é o primeiro de longo prazo (três anos) a retratar mudanças nas comunidades ictiofaunísticas do baixo Rio Doce e área marinha adjacente, sobretudo após o Rompimento da Barragem de Fundão. Desta forma, foi possível observar as primeiras tendências temporais destes indicadores da ictiofauna na região, como altas densidade e biomassa na sua área interna, principalmente nos períodos chuvosos, e a tendência a diminuição dos indicadores ao longo do tempo. Esta tendência a diminuição nas médias dos indicadores foi também observada nos estuários controle, que são úteis enquanto referência para o presente estudo.

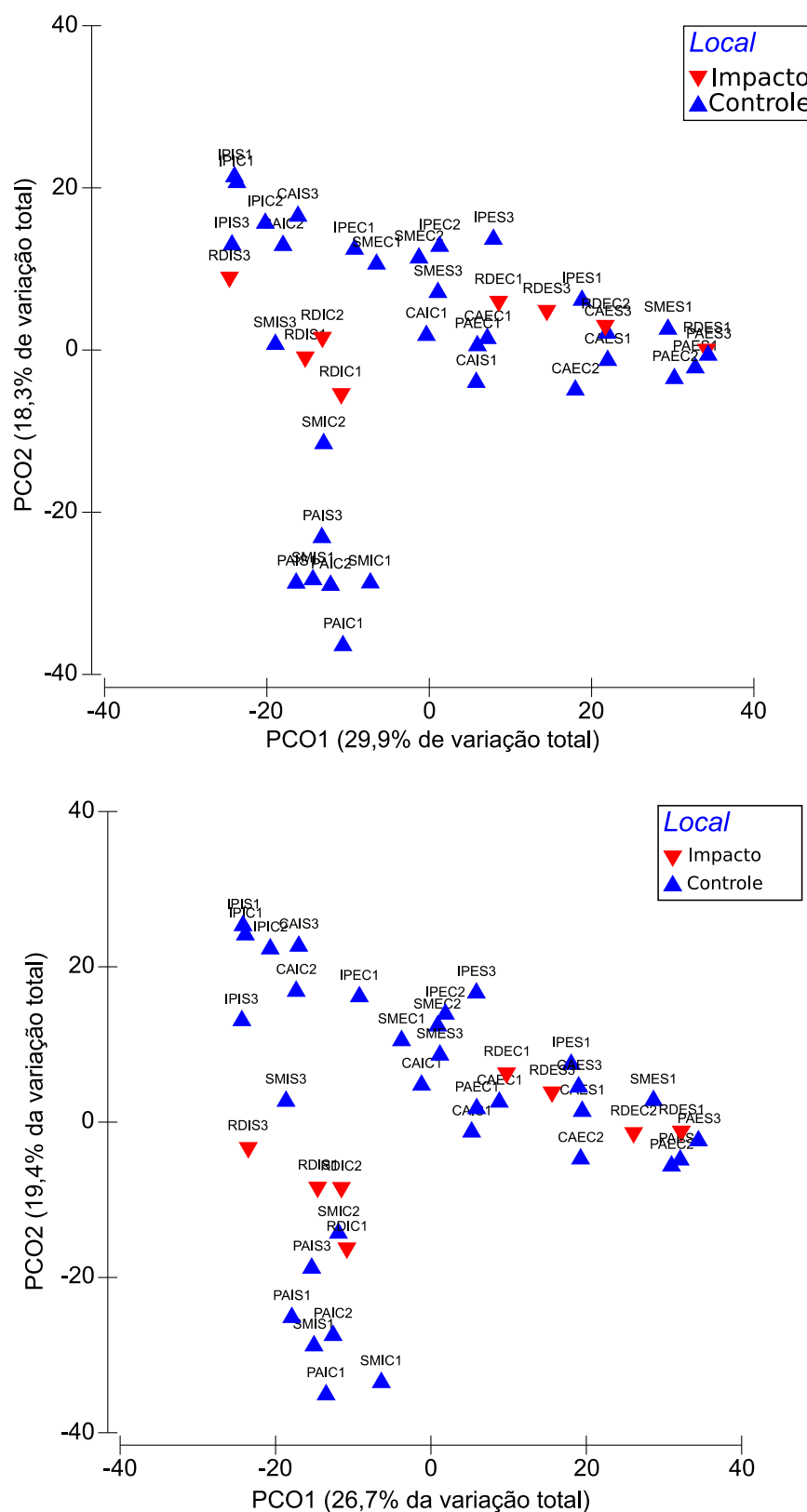
A área interna do Ipiranga, estuário sem estudos pretéritos de ictiofauna, apresentou baixos valores médios dos indicadores ao longo dos períodos analisados, quando comparada aos demais estuários. A foz do Ipiranga se fecha periodicamente por conta da erosão, estando sujeita a dragagens constantes, o que pode explicar os baixos valores (H. A. PICHLER, observação pessoal). Por outro lado, a influência do rejeito de minério proveniente do Rompimento da Barragem de Fundão influenciou alguns aspectos físico-químicos desta área, levando a mortalidade de peixes, observada no período subsequente ao rompimento (2016-2017) (SILVA et al., 2018). Desta forma, é possível que os baixos valores dos indicadores observados nesta área durante o presente estudo, ainda seja reflexo da influência do rejeito.

#### **4.1.3 Estrutura da comunidade de peixes estuarinos/marinhos**

As análises multivariadas na estrutura da comunidade em termos de densidade (n. de indiv./100m<sup>2</sup>) e biomassa (g/100m<sup>2</sup>) (*Material Suplementar A7MICS1a Tabela 6*) não revelou diferenças significativas entre os fatores Local x Período, indicando similaridade entre o Rio Doce e os estuários controle. Da mesma forma, a análise de Coordenadas Principais (PCO) (*Figura 583A e B*) demonstrou que a biomassa e a densidade das populações seguem o mesmo padrão de distribuição tanto no Rio Doce quanto nos estuários controle, havendo maior similaridade entre as áreas internas e entre as áreas externas dos estuários estudados.

Mesmo com a ausência de diferenças significativas entre Local x Período, a PERMANOVA multivariada indicou diferenças significativas entre as Áreas e entre Áreas x Períodos (*Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 6*). Os primeiros dois eixos da PCO apresentaram explicação de 48,2% da variação total da densidade (*Material Suplementar A7MICS1a, Figura 7A*) e 46,1% da variação total da biomassa (*Material Suplementar A7MICS1a, Figura 7B*). A estrutura da comunidade em densidade e biomassa ocorreu de forma similar, reforçando as maiores diferenças entre as áreas de cada estuário, independente do período, ainda que a distribuição das espécies varie entre os períodos em cada estuário. Houve maior similaridade entre as áreas internas de Rio Doce e São Mateus, Piraquê-Açú e São Mateus, e Ipiranga e Caravelas. Entre as áreas externas, a maior similaridade foi observada entre Rio Doce, Piraquê-Açú e Caravelas (áreas interna e externa), além de São Mateus e Ipiranga.

Figura 583: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da densidade (n. de indiv./100m<sup>2</sup>) e da biomassa das espécies de peixes estuarinos/marinhas, coletados nos estuários e áreas marinhas adjacentes dos rios Caravelas (CA), São Mateus (SM), Ipiranga (IP), Doce (RD) e Piraquê-Açú (PA), em suas porções internas (I) e externas (E) e nos períodos chuvosos (C1 e C2) e secos (S1 e S3). A matriz de similaridade foi baseada no índice de Bray-Curtis entre os centróides por Área x Período sobre dados transformados pela raiz quarta.





O nível de 78% de correlação indicou quatro espécies como responsáveis pela estruturação da comunidade de peixes estuarinos/marinhos, tanto em densidade quanto em biomassa (*Material Suplementar A7MIC7S1, Figuras 7A e 7B*). O linguado-tapa *Achirus lineatus* (*Material Suplementar A7MIC7S1, Figuras 8 e 9*) e a carapeba *Diapterus auratus* (*Material Suplementar A7MIC7S1, Figuras 10 e 11*) estiveram mais associadas às áreas internas do São Mateus e Piraquê-Açú, independentemente do período. A Maria-Luísia *Paralichthys brasiliensis* (*Material Suplementar A7MIC7S1, Figuras 12 e 13*) e a sardinha-olhuda *Pellona harroweri* (*Material Suplementar A7MIC7S1, Figuras 14 e 15*) estiveram mais associadas às áreas externas do Rio Doce Caravelas, São Mateus e Piraquê-Açú, independentemente do período, porém, ambas apresentaram também ocorrência na área interna do Caravelas, independentemente do período. A oveva *Larimus breviceps* (*Material Suplementar A7MIC7S1, Figura 16*) foi outra espécie que influenciou na estruturação da densidade da comunidade ictiofaunística, ocorrendo nas áreas externas do Rio Doce, sobretudo no período C2, mas também no São Mateus e Piraquê-Açú, independentemente do período. Além dela, o cangoá *S. rastrifer* (*Material Suplementar A7MIC7S1, Figura 17*), caracterizou a comunidade da área externa do Piraquê-Açú, porém esteve também associado à ambas as áreas do Caravelas. A pescada boca-torta *I. parvipinnis* (*Material Suplementar A7MIC7S1, Figura 18*) destacou-se na estruturação da comunidade em termos de biomassa, principalmente nas áreas externas e nos períodos secos dos estuários controle.

As espécies que estruturaram a comunidade ictiofaunística em termos de densidade e biomassa, são relativamente abundantes e frequentes como *bycatch* em pescarias que utilizam arrastos de fundo com portas, cujo alvo é principalmente o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) (FREITAS et al., 2011; SILVA JÚNIOR et al., 2019), sobretudo aquelas da família Sciaenidae (pescadas, cangoás, oveva) (BERNARDO et al., 2011; SILVA JÚNIOR et al., 2015). Dentre as espécies de peixes que compõem o *bycatch*, destacam-se algumas que apresentam algum valor comercial, ainda que baixo e que são comercializadas como “mistura”, como *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* (SOUZA et al., 2007). As espécies preditoras das comunidades ictiofaunísticas figuraram entre as mais abundantes, de maior biomassa e mais frequentes, ocorrendo nos diversos períodos, principalmente nas áreas externas dos estuários amostrados. Desta forma, a espécie *G. genidens*, que representou maior abundância e biomassa relativas (*Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 2*) nas áreas internas do Rio Doce e Ipiranga, não esteve entre as espécies preditoras. Esta espécie ocorre em grandes agregados nestas áreas, sobretudo nos períodos chuvosos (*Material Suplementar A7MICS1a, Figuras 15 e 16*), sendo relativamente comum em estuários, porém bastante resiliente, dominando as comunidades onde as espécies menos tolerantes não estão aptas a sobreviver (SILVA JÚNIOR et al., 2013).

Vale destacar que a região de Caravelas, importante fonte de recursos pesqueiros que abriga a Reserva Extrativista de Cassurubá (GIGLIO & FREITAS, 2013), sofre constantes dragagens com o objetivo de remover o sedimento que se deposita naturalmente no seu canal principal, visando manter sua navegabilidade (SANTOS & IVO, 2008). Sendo assim, o canal principal torna-se mais profundo, assemelhando-se à área costeira adjacente, o que explicaria a similaridade da ictiofauna entre as áreas

interna e externa deste estuário, e as espécies *Paralonchurus brasiliensis* e *P. harroweri* como preditoras em ambas, sendo que estas espécies foram mais observadas nas áreas externas dos demais estuários.

#### 4.1.4 Interações entre variáveis ambientais e as comunidades de peixes estuarinos/marinhos

Dentre as cinco variáveis ambientais avaliadas nas interações com a estrutura das comunidades de peixes estuarinos/marinhos, as variáveis pH, salinidade e profundidade apresentaram correlação significativa ( $p < 0,05$ ) com os padrões de distribuição observados tanto com a densidade (n. de indiv./100m<sup>2</sup>) quanto com a biomassa (g/100m<sup>2</sup>). O teste marginal indicou que a salinidade foi a variável com maior correlação tanto com a densidade (17%) quanto com a biomassa (16%), porém profundidade (densidade: 14%; biomassa: 13%) e pH (densidade: 9%; biomassa: 8%) também apresentaram correlação significativa.

As variáveis oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez e profundidade, apresentou contribuição de 31,6% na distribuição espacial da densidade (*Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 7*) das espécies de peixes estuarinos/marinhos, através da seleção pela rotina BEST com menor valor de AIC (275,13). O modelo de distribuição espacial da biomassa, foi mais bem descrito pelo conjunto pH, salinidade, turbidez e profundidade, com contribuição de 30,9% (menor valor de AIC = 279,89) (*Material Suplementar A7MICS1a, Tabela 7*).

Os dois primeiros eixos da análise de redundância capturaram 81,6% do modelo e 25,8% da variação total dos dados de densidade (*Material Suplementar A7MICS1a, Figura 21A*), enquanto estes eixos capturaram 77,7% do modelo e 24% da variação total dos dados de biomassa (*Material Suplementar A7MICS1a, Figura 21B*). Novamente ficou evidente a similaridade das áreas internas e das áreas externas.

A hipótese nula que não há diferenças nos fatores que governam a estrutura em densidade e biomassa das comunidades ictiofaunísticas entre o Rio Doce e estuários controle foi corroborada. As variáveis apontadas como responsáveis pela estruturação da ictiofauna estiveram mais relacionadas com as áreas dos estuários, incluindo o Rio Doce, cuja área externa foi mais similar àquelas dos demais estuários, que à sua área interna. A falta de diferenças significativas pode indicar que outros fatores além dos avaliados, podem estar determinando a estruturação das comunidades ictiofaunísticas. Ainda assim, destaca-se a menor similaridade da área interna do Rio Doce com as demais áreas. Esta menor similaridade é esperada, pois o Rio Doce, ao contrário dos demais estuários, flui mar adentro (SCHETINI & HATJE, 2020) e a menor similaridade reflete a baixa salinidade desta área em todos os períodos. Desta forma, reforça-se a necessidade das avaliações das interações entre a ictiofauna da região e as variáveis ambientais por longo prazo, visando detectar possíveis alterações.

## 4.2 CARCINOFAUNA ESTUARINA/MARINHA

### 4.2.1 Composição da carcinofauna estuarina/marinha

Ao longo das amostragens da fauna de crustáceos conduzida pelo PMBA/Fest-RRDM nos estuários e áreas marinhas adjacentes ao Rio Doce, Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açú, foram coletados 176.372 indivíduos, totalizando 230 kg, sendo identificadas 63 espécies/táxons pertencentes a 26 famílias (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 1*). A família mais representativa foi Portunidae (10 espécies/táxons), seguida de Penaeidae (7), Alpheidae (4), Palaemonidae (4) e Sicyonidae (4). O camarão *Peisos petrunkevitchi* (117.901 ind.; 66,8% do total capturado) e o camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (39.580 ind.; 22,4%) se destacaram como as espécies mais abundantes na área amostrada. Quanto à biomassa, o camarão sete-barbas (117,1 kg; 50,9%) e os siris-azul *Callinectes danae* (44,7 kg; 19,4%) e *Callinectes ornatus* (33,8 kg; 14,7%) foram as espécies mais representativas. O camarão sete-barbas (41,7%) e o siri-azul *C. ornatus* (33,7%) foram ainda as espécies coletadas com mais frequência ao longo de todas as campanhas realizadas, mas é válido destacar também a ocorrência de *Sicyonia dorsalis*, *Callinectes danae*, *Farfantepenaeus paulensis*, *Peisos petrunkevitchi* e *Exhippolysmata oplophoroides*, embora com abundância e/ou biomassa relativa menos expressivas.

A partir das amostragens realizadas após as campanhas de coleta consideradas no RA2020, foram feitos 8 novos registros de espécies, quais sejam: *Acantholobulus* sp., *Eucratopsis crassimanus* e *Petrochirus diogenes* na área externa do Rio Doce, *Dromia erythropus* e *Sicyonia brevirostris* na área externa do São Mateus, *Moreiradromia antillensis* na área externa do Ipiranga, *Macropodia* sp. na área externa do São Mateus e Ipiranga, *Hypoconcha* sp. na área interna do Caravelas. Uma síntese da fauna de crustáceos amostrada em cada estuário encontra-se abaixo na Tabela 85. O *Material Suplementar A7MICS2b* apresenta registros fotográficos das espécies coletadas no PMBA/Fest-RRDM e *Material Suplementar A7MICS2c* tabelas com medidas morfométricas das espécies por estuário.

Dentre as espécies coletadas, onze espécies (17%) apresentam interesse comercial, sendo o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) um dos principais recursos pesqueiros na região (DIAS, 2011; MARTINS et al., 2013; MUSSIELO-FERNANDES, 2018). Outras espécies de interesse comercial na costa brasileira e que também se destacaram em termos de abundância e biomassa capturada foram: camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) e camarão branco (*Litopenaeus schmitti*). Ainda com relação às espécies que apresentam interesse comercial, um único indivíduo de *Cardisoma guanhumi* foi coletado em Piraquê-Açú, espécie classificada com status de conservação criticamente ameaçado no Brasil (ICMBio, 2018) e atualmente vulnerável no estado do Espírito Santo (FRAGA et al., 2021).

Quanto às espécies coletadas particularmente no Rio Doce, duas espécies (*Panulirus laeviscauda* e *Ucides cordatus*) estão classificadas atualmente em estado de quase ameaça, enquanto 11 espécies compõem o quadro de espécies em estado menos preocupante (WAICHERT et al., 2021). Seis espécies ainda não possuem dados suficientes para avaliação populacional do status de ameaça, incluindo o camarão sete-barbas, enquanto outras 16 espécies ainda não foram avaliadas, o que ressalta a necessidade de informações básicas que são fundamentais para a conservação da biodiversidade e o ordenamento dos recursos pesqueiros na região.

Nos pontos novos foi coletado um total de 31 táxons (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 2*), todos registrados nos pontos antigos de monitoramento, totalizando 33.391 indivíduos e aproximadamente 18,4 kg. *Peisos petrunkevitchi* foi claramente a espécie mais abundante nos pontos novos, com quase a totalidade dos indivíduos capturados (28.199 ind.; 84,5%). Em termos de biomassa, se destacaram o camarão sete-barbas (~11,3 kg; 61,3%) e o siri *Callinectes ornatus* (~18,6 kg; 10,1%). A espécies coletadas com maior frequência nos pontos novos, em ordem decrescente, foram o camarão *Sicyonia dorsalis* (41,4%), o camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (39,7%) e o siri *Callinectes ornatus* (30,5%).

Tabela 85: Crustáceos estuarinos/marinheiros coletados utilizando-se arrasto de fundo entre outubro/2018 e julho/2021 nas áreas internas e externas de cada estuário. Legenda: N=abundância numérica total, B=biomassa total; 90% N=número de espécies que somadas representaram 90% da abundância numérica total coletada; 90% B=número de espécies que somadas representaram 90% da biomassa total coletada

|                    | Estuários   | Famílias | Espécies | N Total | B Total | 90% N | 90% B |
|--------------------|-------------|----------|----------|---------|---------|-------|-------|
| Total por estuário | Caravelas   | 15       | 31       | 43652   | 61379,8 | 2     | 3     |
|                    | São Mateus  | 16       | 36       | 12106   | 22808,0 | 2     | 6     |
|                    | Ipiranga    | 18       | 34       | 65078   | 71902,7 | 4     | 8     |
|                    | Rio Doce    | 21       | 37       | 24489   | 46873,5 | 3     | 5     |
|                    | Piraquê-Açú | 18       | 39       | 31047   | 27135,9 | 2     | 5     |
|                    | Estuários   | Famílias | Espécies | N Total | B Total | 90% N | 90% B |
| Área externa       | Caravelas   | 13       | 29       | 42484   | 51053,3 | 2     | 3     |
|                    | São Mateus  | 16       | 36       | 30631   | 10326,4 | 2     | 6     |
|                    | Ipiranga    | 16       | 34       | 11933   | 18789,5 | 4     | 7     |
|                    | Rio Doce    | 21       | 35       | 24431   | 4018,5  | 3     | 4     |
|                    | Piraquê-Açú | 15       | 29       | 62192   | 37054,5 | 2     | 7     |
|                    | Estuários   | Famílias | Espécies | N Total | B Total | 90% N | 90% B |
| Área interna       | Caravelas   | 9        | 16       | 1168    | 34848,2 | 5     | 3     |
|                    | São Mateus  | 5        | 16       | 416     | 45546,5 | 4     | 3     |
|                    | Ipiranga    | 7        | 12       | 173     | 1327,0  | 5     | 2     |
|                    | Rio Doce    | 4        | 7        | 58      | 15946,8 | 3     | 3     |
|                    | Piraquê-Açú | 12       | 22       | 2886    | 11189,0 | 4     | 2     |

Em resumo, dentre as espécies identificadas até o momento, as mais representativas são tipicamente encontradas na costa brasileira (MELO, 1996) e continuam sendo coletadas com frequência na área de monitoramento. Entretanto, as curvas de acúmulo de espécies (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 1*) mostram que não houve aproximação da assíntota com 306 arrastos realizados em cada um dos estuários, com exceção de Caravelas, o que indica insuficiência na amostragem em termos da composição específica da comunidade, sendo esperado, portanto, novos registros de espécies mais raras com o aumento no esforço amostral.

#### 4.2.2 Variações espaço-temporais da carcinofauna estuarina/marinha

As análises de variância permutacional univariadas indicaram que não houve diferença significativa quanto à densidade, biomassa, riqueza, diversidade e equitatividade dos crustáceos no Rio Doce e estuários controle (i.e. Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açú), tal como evidenciado pela ausência de interação significativa entre o local de impacto e estuários controle ao longo dos períodos (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabelas 3-4*). Este resultado sugere, portanto, uma homogeneidade espacial e temporal da fauna entre os estuários monitorados.

As análises de variância permutacional da densidade de crustáceos por área amostrada ( $\text{ind./100m}^2$ ) mostraram uma interação significativa entre as áreas internas e externas dos estuários e os períodos (Pseudo-F: 5,04;  $p < 0,01$ ) (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 3*). Os maiores valores de densidade da fauna de crustáceos foram obtidos na área externa do Piraquê-Açú durante o período Seco3 (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 2*), seguida da área externa do Caravelas no período Chuvoso2 e da área externa do Rio Doce no período Seco1, enquanto a área interna do Rio Doce apresentou menores valores independente do período. Em geral, houve uma tendência de maior densidade nas áreas externas dos estuários, especialmente durante os períodos secos, e de menor densidade na área interna do Rio Doce.

Em relação à biomassa por área amostrada ( $\text{g/100m}^2$ ), as análises de variância permutacional também mostraram uma interação significativa entre as áreas internas e externas dos estuários e períodos (Pseudo-F: 4,63;  $p < 0,01$ ) (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 3*). Os maiores valores de biomassa foram observados na área externa do Piraquê-Açú durante os períodos Chuvoso1 e Seco1 (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 3*), seguida da área externa do Rio Doce no período Seco1. Os menores valores de biomassa foram obtidos no Rio Doce durante os períodos Chuvoso1 e Seco3. Em geral, não foi observado um padrão claro no que se refere à biomassa da fauna de crustáceos entre os estuários, áreas e períodos. Particularmente no Rio Doce, os valores de biomassa foram consistentemente maiores na área externa em todos os períodos. Foi observado um aumento da biomassa nos períodos Seco1 e Chuvoso2, mas novamente reduzindo no último período analisado (Seco3).

Quanto à riqueza de espécies por área amostrada ( $\text{spp./100m}^2$ ), como observado para densidade e biomassa, houve uma interação significativa entre as áreas internas e externas dos estuários e os períodos (Pseudo-F: 4,23;  $p < 0,01$ ) (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 3*). Os maiores valores ocorreram nas áreas externas do São Mateus e Rio Doce no período Seco1 (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 4*), e no Piraquê-Açú no período Seco3. Em geral, houve uma tendência de maior riqueza de espécies nas áreas externas de todos os estuários, enquanto os menores valores foram observados nas áreas internas do Rio Doce e Ipiranga, independente do período.

Considerando a diversidade de Shannon, os resultados das análises de variância permutacional também mostraram apenas diferença espacial significativa entre as áreas internas e externas dos estuários (Pseudo-F: 14,51;  $p < 0,01$ ). Os maiores valores de diversidade ocorreram nas áreas externas do São Mateus, Rio Doce e Piraquê-Açú (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 4, Figura 5*),



enquanto os valores mais baixos foram obtidos nas áreas internas do Rio Doce e Ipiranga. Em geral, houve uma tendência de maior diversidade nas áreas externas de todos os estuários, com exceções pontuais no São Mateus e no Piraquê-Açú. No Rio Doce, assim como os resultados observados para riqueza de espécies, a diversidade foi consistentemente menor na área interna.

Em termos de equitatividade das assembleias, as análises de variância permutacional mostrou o mesmo resultado obtido para diversidade, com diferença espacial significativa entre as áreas internas e externas dos estuários (Pseudo-F: 12,19;  $p < 0,01$ ). Os maiores valores foram observados na área externa do Piraquê-Açú e São Mateus (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 4, Figura 6*). Valores médios de equitatividade iguais a zero foram observados nas áreas internas do Rio Doce e Ipiranga. Estes resultados mostram que as assembleias possuem maior homogeneidade quanto à ocorrência e dominância relativa das espécies nas áreas externas dos estuários, enquanto as áreas internas do Rio Doce e Ipiranga apresentaram baixo número de espécies e indivíduos.

De modo geral, embora o efeito do impacto do rejeito sobre as assembleias de crustáceos não tenha sido detectado por meio dos testes de hipótese das análises de variância permutacional, a variabilidade espaço-temporal dos índices ecológicos mostrou interação significativa entre áreas e períodos, cujos valores foram maiores nas áreas externas dos estuários e de forma consistente menores (baixos ou mesmo zero) nas áreas internas do Rio Doce e Ipiranga. Entretanto, com a falta de dados pretéritos ao rompimento somada à interrupção das amostragens nos períodos Seco2 e Chuvoso3 ocasionada pela situação da pandemia de Covid-19, ainda não foi possível compreender potenciais efeitos do impacto do rompimento sobre a variabilidade natural da fauna de crustáceos no espaço (i.e., pequena e larga escala na área de monitoramento) e no tempo (i.e., sazonal e interanual), que é influenciada também por processos de sucessão que afetam as mudanças na abundância, biomassa e diversidade das espécies (TECCHIO et al., 2016). Por outro lado, estes resultados podem também indicar que 1) vem ocorrendo uma recolonização da fauna, ou 2) que as amostragens ainda não foram suficientes para detectar diferenças entre os estuários, sugerindo a necessidade de um aumento do esforço amostral nos estuários com vistas à elaboração de um planejamento de recuperação adequado para área impactada.

#### 4.2.3 Estrutura da comunidade de crustáceos estuarinos/marinhos

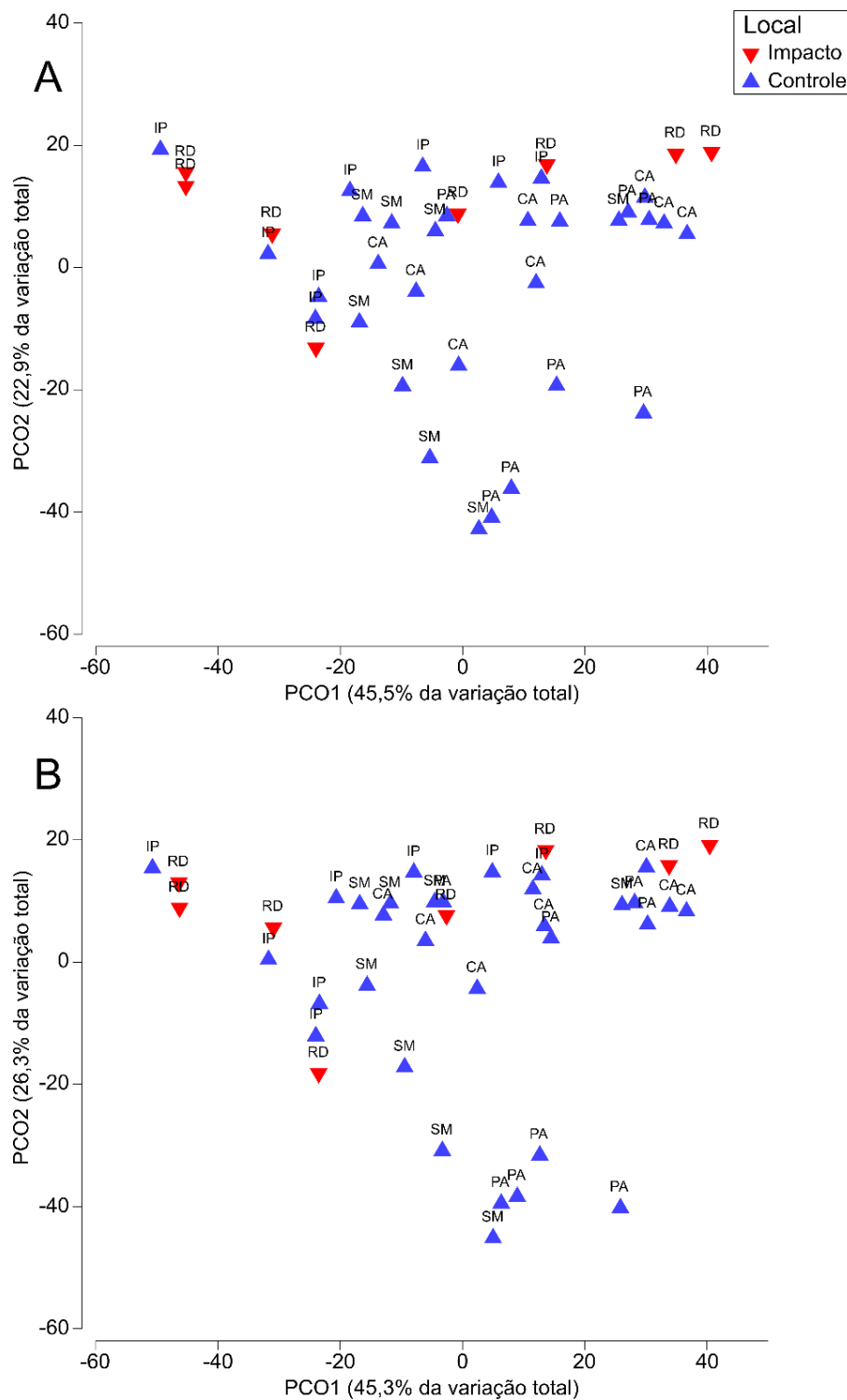
As análises da estrutura das assembleias de crustáceos baseadas nos dados de densidade e biomassa apontaram os mesmos resultados das análises univariadas, ou seja, um comportamento similar das assembleias do Rio Doce e estuários controle, evidenciado pela ausência de diferença significativa na interação entre o local de impacto e estuários controle ao longo dos períodos (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 5*). As análises de coordenadas principais para dados de densidade e biomassa mostraram que não há diferença na estrutura e composição das assembleias do local de impacto (Rio Doce) e estuários controles no espaço multivariado (Figura 584).



Por outro lado, houve uma interação significativa entre Estuário x Período e entre Área x Período para ambos os dados de densidade e biomassa das assembleias (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 5*). As análises de coordenadas principais das assembleias capturaram 68,4% da variação total de densidade (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 7A*) e 71,6% da variação total de biomassa (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 7B*), e mostraram padrões espaciais da estrutura das assembleias bastante evidentes entre as áreas internas e externas dos estuários, enquanto os padrões temporais, menos claros. Isto indica que a alta variabilidade da composição e distribuição espacial dentro de cada estuário (i.e., em pequena escala) consiste em uma característica marcante para todos os estuários (i.e., em maior escala) ainda que cada espécie tenha um comportamento temporal diferente em cada estuário em particular. Cabe destacar também a existência de maior homogeneidade na composição das assembleias nas áreas externas dos estuários, observado pela proximidade dos centroides no espaço multivariado, enquanto as áreas internas do Rio Doce e Ipiranga, bem como São Mateus e Piraquê-Açú, formaram blocos de maior similaridade faunística entre si ao longo dos quatro períodos analisados.

Figura 584: Análise de Coordenadas Principais (PCO) da densidade (A) e biomassa (B) de crustáceos estuarinos/marinhos entre o local de impacto (RD=Rio Doce) e os locais controle (CA=Caravelas, SM=São Mateus, IP=Ipiranga e PA=Piraquê-Açú).

A matriz de similaridade foi baseada no índice de Bray-Curtis entre os centróides por Área x Período sobre dados transformados pela raiz quarta



Os padrões de estrutura das assembleias observados foram semelhantes para ambos os dados de densidade e biomassa, e as espécies correlacionadas com esses padrões foram também as mesmas, exceto no que diz respeito à espécie *Farfantepenaeus paulensis* (camarão-rosa) correlacionada apenas com os padrões de densidade (*Material Suplementar A7MICS2a, Figuras 7 e 8*). Com isso, três espécies correlacionadas com mais de 60% ao primeiro eixo da ordenação foram comuns para ambos os padrões de densidade e biomassa, as quais também explicaram diferenças entre as áreas internas e externas: *Xiphopenaeus kroyeri* (camarão sete-barbas), *Exhippolysmata oplophoroides* (camarão-espinho) e *Callinectes danae* (siri-açú) (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 7*). As duas primeiras espécies (camarões sete-barbas e espinho) são tipicamente marinhas e amplamente distribuídas no Atlântico Ocidental (BRANCO, 2005; CHARCUR, 2006), com maior densidade e biomassa nas áreas externas e ocorrências pontuais apenas nas áreas internas do Caravelas e Piraquê-Açú – por serem estuários com maior penetração de água marinha – mas ausentes nas áreas internas do Rio Doce e Ipiranga (*Material Suplementar A7MICS2a, Figuras 9 a 12*). Por outro lado, *C. danae* apresentou maiores valores nas áreas internas do Piraquê-Açú e São Mateus (*Material Suplementar A7MICS2a, Figuras 13 e 14*), cujos indivíduos adultos possuem maior tolerância às variações de salinidade (BAPTISTA-METRI, 2005).

#### **4.2.4 Interação entre variáveis ambientais e as assembleias de crustáceos estuarinos/marinhos**

Das cinco variáveis analisadas visando compreender a relação entre a estrutura das assembleias de crustáceos e a variação dos parâmetros ambientais nos pontos antigos da área de monitoramento, apenas duas (salinidade e profundidade) foram significativamente correlacionadas ( $p < 0.05$ ) com os padrões observados (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 6, Figura 15*). Os dois primeiros eixos da ordenação da análise de redundância baseada em distância capturaram 100% da variação do modelo e 34,4% da variação total dos dados de densidade (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 15A*) e 34,3% da variação total dos dados de biomassa (*Material Suplementar A7MICS2a, Figura 15B*). Como evidenciado nas análises de variância permutacional multivariadas, estes resultados mostram uma clara estruturação das assembleias entre as áreas internas e externas dos estuários.

As variações de salinidade e profundidade contribuíram com 27,3% e 15,4%, respectivamente, para a explicação da variação dos dados e juntas mostraram o maior percentual de explicação dos padrões observados no modelo estatístico por meio do procedimento de seleção *Best* com menor valor de AIC (densidade: 273,06; biomassa: 274,03) (*Material Suplementar A7MICS2a, Tabela 6*). A salinidade é um dos principais fatores que naturalmente influenciam os padrões estruturais da fauna macrobentônica na interface entre os sistemas estuarino-marinho costeiro (FOULQUIER et al., 2020), e suas variações estão principalmente relacionadas às diferenças entre áreas internas e externas dos estuários, sendo observados valores mais baixos de salinidade nas áreas internas do Rio Doce, Ipiranga e São Mateus no período chuvoso. Já as variações de profundidade estão ligadas ao distanciamento da costa, com

as áreas externas sendo mais profundas, exceto em Caravelas, onde a área interna alcança maiores profundidades em relação à área externa devido às atividades de dragagem.

Diante dos resultados apresentados, pode-se concluir que a hipótese nula de que não há diferença entre as assembleias de crustáceos que ocorre no local de impacto e nos estuários controles foi aceita, indicando que a partir dos dados analisados até o momento não se observa padrões de variação espaço-temporal em larga escala relacionados diretamente ao local de impacto. Por outro lado, apesar dos menores valores de densidade e riqueza de espécies observados na área interna do Rio Doce constituírem um fato claro e recorrente desde o início do monitoramento, e impactos tenham sido detectados na infauna do Rio Doce (GOMES et al., 2017), a falta de dados pretéritos da fauna de crustáceos não permite afirmar de forma inequívoca se esta é uma particularidade natural da área, ou se reflete um efeito do impacto do rejeito do Rompimento da Barragem de Fundão ou mesmo do impacto histórico local (BERNARDINO et al., 2016). Dessa forma, recomenda-se um monitoramento de longo prazo (10-15 anos) que permita avaliar a dinâmica temporal das assembleias de crustáceos na área impactada, considerando a remobilização do rejeito como consequência das mudanças no regime das correntes marítimas em função de frentes frias nos períodos secos, entre outras fontes pressão antrópica que ocorrem na região, como pesca e poluição (BERNARDINO et al., 2018). Finalmente, é válido ressaltar que além do grande potencial de contaminação da fauna de crustáceos, devido à concentração de substâncias tóxicas no local impactado, a transferência por bioacumulação para outros níveis superiores da cadeia trófica é um fator agravante, e pode chegar ao homem pelo consumo de pescado.

#### 4.3 DNA BARCODING

No decorrer do Ano 3, 626 espécimes de peixes estuarinos foram coletados. Desses, 105 são provenientes do rio Barra Nova, 80 do rio Caravelas, 102 do Rio Doce, 74 do rio Ipiranga, 10 do rio Itaúnas, 160 do rio Piraquê-Açú e 95 do rio São Mateus. Considerando os três anos de estudo, foram coletadas amostras de 7250 espécimes de peixes marinhos, que compõem um banco de tecidos para estudos de DNA *Barcoding* e/ou genética populacional localizado no Laboratório de Genética e Conservação Animal (LGCA), CEUNES, UFES. Esse total de espécimes representa 66 famílias e 220 espécies. Das amostras estuarinas (N=6935), 344 foram provenientes do rio Barra Nova, 1339 do rio Caravelas, 1352 do rio Doce, 1220 do rio Ipiranga, 55 do rio Itaúnas, 1024 do rio Piraquê-Açú e 1601 do rio São Mateus (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 1*). Das amostras de tecidos das espécies estuarinas, 1305 (11 espécies) foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (LECoMar) – UFSB para análises de genética populacional dentro do PMBA/Fest-RRDM.

Quanto aos espécimes recifais (N=315), 144 foram provenientes do Norte de Abrolhos (Área 1), 92 do Sul de Abrolhos (Área 2), 41 de Linhares/Piúma (Área 3) e 38 de Marataízes/Norte do Rio de Janeiro (Área 4) (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 2*). As amostras de espécies recifais foram enviadas pelo LECoMar – UFSB ao LGCA/CEUNES.

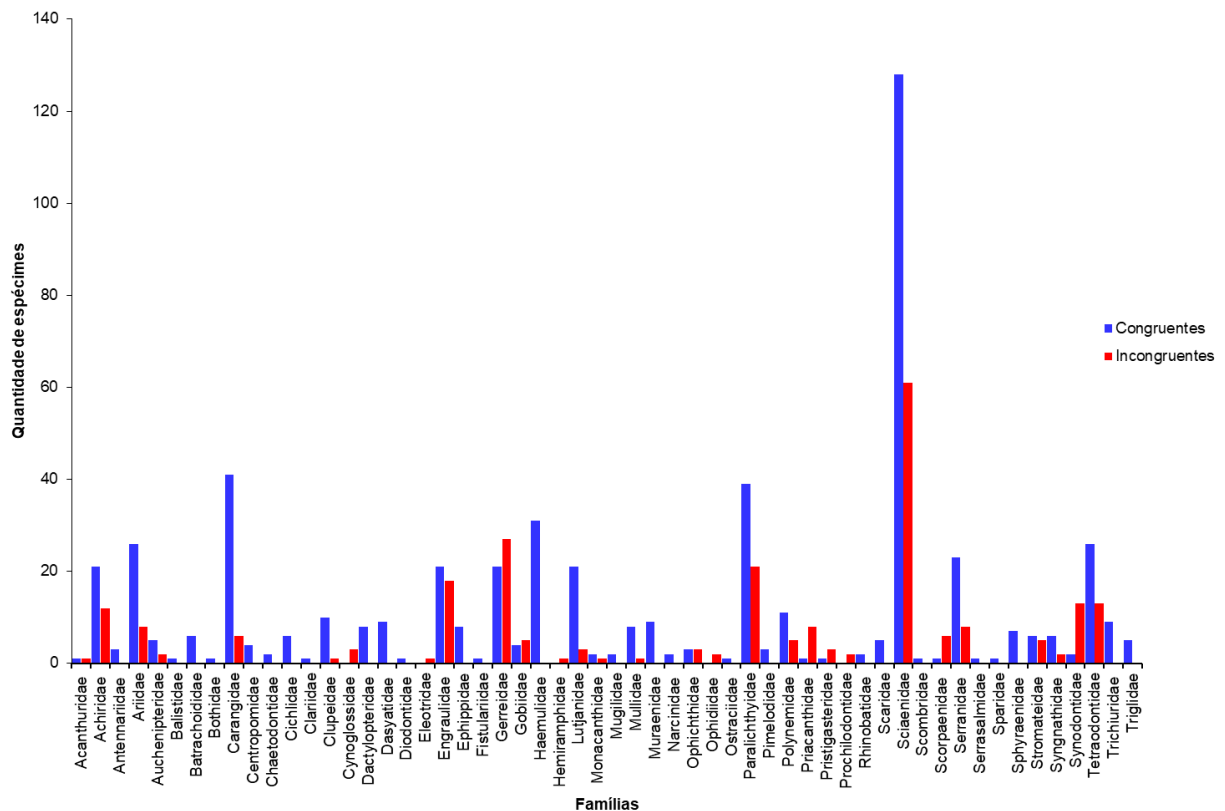
Noventa amostras de músculos foram submetidas aos procedimentos laboratoriais (extração, quantificação, PCR e sequenciamento) e foram geradas 89 sequências. Após o alinhamento e edição, foi possível analisar 70 sequências, representando 50 espécies e 21 famílias. Além disso, no decorrer do Ano 3, as análises de DNA *Barcoding* detectaram espécies que não haviam sido coletadas nos Anos 1 e 2 (N=14).

Considerando os três anos de estudo, 1764 amostras de músculo foram submetidas aos procedimentos laboratoriais e foram geradas 1148 sequências. Após o alinhamento e edição, 982 sequências foram analisadas, representando 202 espécies (91,81% das espécies coletadas nos arrastos). Essas sequências foram comparadas com sequências previamente publicadas em dois bancos de dados (GenBank e BOLD).

Para o DNA *Barcoding*, das 202 espécies analisadas, 158 possuem sequências do COI depositadas no GenBank e no BOLD, 15 possuem em apenas um dos dois bancos e 29 não possuem sequências em nenhum dos bancos. As comparações de homologia das 982 sequências com os bancos de dados GenBank e BOLD indicaram que 570 espécimes (58%) foram congruentes, ou seja, apresentavam alta correspondência com ao menos uma sequência dos bancos, e esta correspondia à espécie determinada por caracteres morfológicos. Esses espécimes representam 128 espécies pertencentes a 52 famílias; e, 254 espécimes (25,86%) foram incongruentes, baixa correspondência, representando 90 espécies e 29 famílias. Foi possível identificar 58 espécimes (5,9%), que anteriormente tinham sido identificados somente até gênero pelas características morfológicas, o que correspondeu a 22 espécies.

Desses 982 espécimes, 859 apresentaram um percentual de homologia entre 99 e 100% (*Material Suplementar A7MICS3, Tabela 3*). Considerando apenas os espécimes identificados geneticamente com percentual acima de 99%, foi possível confirmar a identificação morfológica de 558 espécimes (64,95%), o que corresponde a 124 espécies (Figura 585). Foram verificadas incongruências em 242 espécimes (28,17%), o que representa 89 espécies (Figura 585). Para 59 espécimes (6,86%), que morfolologicamente só tinham sido identificados até gênero, foi possível identificar a nível de espécie. Dos 242 espécimes incongruentes, um era pertencente à Área 4 (Marataízes/Norte do Rio de Janeiro), dois de Itaúnas, três da Área 2 (Sul do banco de Abrolhos), quatro de Barra Nova, 33 do rio Piraquê-Açú, 41 do rio Caravelas, 44 do rio Doce, 50 do rio Ipiranga e 64 do rio São Mateus.

Figura 585: Congruências e incongruências por família de peixes estuarinos e recifais detectadas no decorrer dos três anos de estudo



A árvore de Neighbor-Joining foi gerada a partir das 839 sequências que apresentaram um percentual de homologia entre 99 e 100% em pelo menos um dos bancos de sequências (*Material Suplementar A7MICS3, Figura 1 a 15*) e 156 sequências baixadas do GenBank e BOLD. A partir da árvore foi possível corroborar a identificação molecular de 778 sequências (espécimes). Dessas, 522 espécimes (67,09%) foram congruentes com a identificação morfológica, o que corresponde a 119 espécies; e, 208 espécimes (24,21%) foram incongruentes, representando 78 espécies. Além disso, 48 espécimes (6,16%) corroboraram a identificação molecular a nível de espécie.

O DNA *Barcoding* foi eficiente na identificação de 99,76% dos espécimes (N=857) de peixes marinhos. Foi possível confirmar a identificação, solucionando dúvidas taxonômicas importantes tanto para peixes estuarinos como recifais, especialmente entre espécies das famílias Gerreidae e Sciaenidae. Nessa última família, a identificação baseada exclusivamente em aspectos morfológicos é dificultada pelas diferenças morfológicas que são bastante sutis ou devido ao estágio ontogenético dos espécimes quando coletados, como por exemplo para o gênero *Stellifer*.

As análises das sequências de COI também permitiram a identificação de duas espécies exóticas invasoras, *Butis koilomatodon* e *Clarias gariepinus*, e da espécie *Achirus mucuri*, ainda não registrada para o litoral capixaba. Além disso, no decorrer do Ano 3, as análises de DNA Barcoding detectaram espécies que não haviam sido coletadas nos Anos 1 e 2 (N=14) demonstrando a importância da continuidade das amostragens para o aumento da representatividade das espécies nas 11 unidades



amostrais avaliadas, contribuindo com informações mais precisas sobre o levantamento da diversidade de organismos nas áreas afetadas.

#### 4.4 RECRUTAMENTO DA ICTIOFAUNA

##### 4.4.1 Recrutamento dos peixes estuarinos

Para o recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes estuarinos, os indicadores empregados na avaliação de impacto incluíram (1) índices ecológicos de pós-larvas de peixes (abundância total, biomassa total e riqueza de espécies), (2) composição de espécies de pós-larvas e (3) índices de diversidade de pós-larvas de peixes. O delineamento amostral e analítico para as avaliações de impacto adotou o método *Beyond-BACI* (UNDERWOOD, 1991, 1992, 1993, 1994). Para o método escolhido, a foz do Rio Doce (denominada "Zona de impacto") teve sua variância comparada com áreas adjacentes semelhantes em estrutura e distantes da área de interesse (denominada "Controle"). Seguindo o desenho amostral e analítico adotado, as diferenças foram avaliadas através do contraste da variância da zona de impacto vs. a somatória das variâncias das zonas Controle (ANDERSON et al., 2008). Na transição do Ano 1 para o Ano 2 as amostragens passaram de semestrais para trimestrais. Contudo, na iminência da realização da segunda amostragem deste período de transição, as campanhas foram interrompidas no mês de março de 2020, em consequência da pandemia da COVID-19. Diante disto, as amostragens só foram retomadas em dezembro/2020 e a partir deste momento foram realizadas as campanhas dos meses de fevereiro, abril e julho/2021 nos ambientes estuarinos. Para detalhes da Metodologia ver *Material Suplementar A7MICS11*.

Durante todo o período do PMBA/Fest-RRDM, foram realizadas sete campanhas de amostragem com armadilhas de luz (dezembro/2018, maio/2019, dezembro/2019, dezembro/2020, fevereiro/2021, abril/2021 e julho/2021) nas zonas de monitoramento de recrutamento da ictiofauna nos ambientes estuarinos (Impacto= foz do Rio Doce, Controle 1= foz do rio Piraquê-Açú, Controle 2= foz do rio São Mateus e Controle 3= foz do rio Mucuri). Este relatório difere do anterior por agregar dados de 2 campanhas referentes a abril e julho de 2021.

##### 4.4.2 Variáveis ambientais

Os dados ambientais coletados nas sete campanhas mostram que o ponto de coleta do Controle 3, rio Mucuri, foi o local mais raso onde as armadilhas foram instaladas ( $9,61 \pm 0,07$  m) e o mais profundo foi o Controle 1, rio Piraquê-Açú ( $15,51 \pm 0,42$  m). Para a temperatura superficial ( $^{\circ}\text{C}$ ) foi possível observar que se manteve entre os 25 aos  $29^{\circ}\text{C}$ , porém vale destacar que na última campanha (julho/2021) o registro da temperatura média de coleta diminuiu consideravelmente ( $24,23 \pm 0,16$ ) devido a atuação de sistemas frontais responsáveis pelas ondas de frio mais intensas do ano de 2021 (INPE, 2021). Por sua parte os valores médios de salinidade (PSU) foram sempre menores na localidade Impacto

possivelmente devido à maior descarga de água doce e menor intrusão marinha na foz do Rio Doce (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 1*).

A análise de componentes principais (PCA) indicou que a variável mais representativa na zona de impacto foi a claridade da água (KD490) ou da turbidez (PSU) (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 1*). Por sua parte, nos locais de controle, as variáveis mais representativas foram temperatura superficial da água e salinidade (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 3*). Os resultados do local Impacto foram ocasionados principalmente pelo registro de altos valores de turbidez e/ou partículas em suspensão na água, medida pela claridade da água (KD490), indicando o contínuo aporte de lama de rejeito ao sistema costeiro (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 1, Figura 1*). A turbidez é relevante no monitoramento ambiental, já que faz o papel de indicador de poluição pois junto com o aporte fluvial e a variação da maré o corpo de água pode deslocar sedimentos de locais próximos. Contudo, a salinidade é uma das condições que afeta a solubilidade de gases, coagulação e floculação dos argilominerais em suspensão (BIANCHI, 2007), isto é, em regiões com baixa salinidade há condições propícias para formar zonas de máxima turbidez (UNCLES et al., 2002). Essas situações de alta turbidez e baixa salinidade ocorreram em todas as campanhas na zona de impacto, e foi especialmente relevante na campanha de dezembro/2019 onde eventos de precipitação intensos causaram o aumento de introdução de águas continentais na área de coleta, e em consequência, diminuição abrupta da salinidade e aumento da turbidez. Essas variáveis são as principais responsáveis pela marcada diferença espacial entre a zona de impacto (Rio Doce) e os demais rios controles (Piraquê-Açú, São Mateus e Mucuri) seguindo a mesma tendência dos anos anteriores (Anos 1 e 2) (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 1, Figura 1*) (RT-13 RRDM, 2019; RT-36D RRDM, 2020). Embora já tenham se passado 3 anos desde o início do monitoramento e aproximadamente 6 anos até a data deste relatório, a presença contínua de lama em suspensão na foz do Rio Doce indica a prevalência dos efeitos do Rompimento da Barragem na biodiversidade aquática e potenciais efeitos ecossistêmicos. Portanto, entender o papel da flutuação temporal dos fatores ambientais é fundamental para o estudo do recrutamento de peixes, pois influenciam diretamente no sucesso e sobrevivência do período larval.

#### 4.4.3 Composição das comunidades ictiofauna estuarina/marinha

Durante os três anos de monitoramento nos ambientes estuarinos foram realizadas sete campanhas que totalizaram 414 amostras, as quais somaram 27.245 indivíduos (classe Actinopterygii) abrangendo um total de 139 espécies (*taxa*) pertencentes a 51 famílias, sendo as famílias Engraulidae, Clupeidae e Gerreidae as mais abundantes. Os indivíduos das famílias mencionadas anteriormente foram identificados até o nível taxonômico de família (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 2*).

Um total de 10 novas espécies foram acrescentadas ao registro apresentado no último relatório, RSE2021 (RT-35 RRDM, 2021). A maior abundância de pós-larvas foi registrada no Controle 2 (18.212), enquanto o menor número de indivíduos coletados foi oriundo da localidade Impacto (916) (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 2 e 3, Figura 2*). Temporalmente a maior abundância de pós-larvas ocorreu na

amostragem de fevereiro/2021 onde foram coletadas 14.726 pós-larvas e a menor na amostragem de julho/2021, com 198 pós-larvas. Contudo, o maior valor de riqueza absoluta de espécies foi registrado na localidade Impacto (94), enquanto 75, 57 e 47 espécies foram nos identificadas nas áreas Controle 1, 2 e 3, respectivamente (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 2 e 3, Figura 3*). Aproximadamente 67% das espécies identificadas foram registradas na zona de impacto (Rio Doce) pese aos altos valores de turbidez atuando como um fator limitante para o desenvolvimento dos primeiros estágios de vida dos peixes marinhos (RT-36D RRDM, 2020 e referências incluídas). Contudo, a singularidade da foz do Rio Doce em forma de delta sustenta um alto dinamismo populacional de peixes marinhos e continentais, mesmo apesar da redução da vazão do rio nas últimas décadas por conta dos diversos impactos antrópicos (ZAWADZKI, 2021). A região funciona como um ecótono, havendo contribuições de diferentes tipos de peixes associados a distintos regimes de salinidades (fauna estuarina e marinha) e habitats (lamoso, arenoso e recifal), contribuindo para a maior diversidade de espécies de pós-larvas (ZAWADZKI, 2021). Por outro lado, a precipitação pode influenciar na formação de cunha salina na foz do Rio Doce, sendo essa mais forte e ampla quanto menor for a intensidade de chuva, o que também pode haver contribuído para o uso e ocupação do delta por espécies marinhas e favorecido a alta riqueza do local (ZAWADZKI, 2021).

Por meio das análises de variância dos índices ecológicos foi possível identificar uma resposta significativa do impacto [I vs C] do Rompimento da Barragem de Mariana sobre a biomassa e a riqueza de espécies comuns (<sup>1</sup>D) e dominantes (<sup>2</sup>D) na foz do Rio Doce, enquanto para todos os demais índices essa resposta ao impacto variou significativamente ao longo do tempo [I vs Cs x Tempo] (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 4-6, Figura 3 e 4*). No último relatório (RT-35 RRDM, 2021) citamos uma possível tendência de recuperação da assembleia de pós-larvas ao longo do Ano 3 em comparação aos anos anteriores em função do aumento observado das variáveis abundância, biomassa e riqueza de pós-larvas nas áreas amostradas. No entanto, com a continuidade das amostragens trimestrais realizadas em abril e julho (2021) foram registradas flutuações nesses parâmetros indicando uma influência temporal significativa na variação dos dados. Esses resultados foram ocasionados, principalmente, pela reduzida abundância de pós-larvas de peixes na zona de impacto em comparação aos controles, sendo essa diferença mais marcante durante os meses de altas temperaturas (verão), apresentando médias reduzidas também durante os meses de temperaturas mais baixas (05/19, 04/21, 07/21), porém independente da localidade amostrada (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 4-6, Figura 3 e 4*). Essa ocorrência de um maior número de espécies e indivíduos nas localidades amostradas durante o verão se deve a que a grande maioria das espécies de peixes concentra seu período reprodutivo ao longo dos meses mais quentes (primavera e verão), sendo o verão o principal período de recrutamento larval para a maioria das espécies de peixes (OLIVEIRA et al., 2012; FREITAS et al., 2015; JUNTITI & FERNALD, 2016; GRANDE et al., 2019). É importante ressaltar aqui que nas últimas 2 campanhas (abril e julho de 2021) estivemos trabalhando com quantidade de armadilhas abaixo do número amostral estabelecido no TR4, n=9, devido a perdas no campo. No entanto, dado que os dados aqui apresentados são ponderados pelo esforço empregado (CPUE), o efeito da redução no número amostral se vê minimizado/diluído.

Novamente é possível constatar uma tendência de larvas de menores tamanhos na zona de impacto principalmente durante os meses de maior recrutamento (12/18, 12/19, 12/20 e 02/21), enquanto nos meses de menores temperaturas (05/19, 04/21 e 07/21) o tamanho médio das pós-larvas capturadas entre as zonas Controle não se difere da zona de impacto (*Material Suplementar A7MICS4, Figuras 3 e 5*). Esse padrão se repetiu durante todos os 3 anos de monitoramento e se deve a ocorrência de grande quantidade de exemplares de Clupeidae e Engraulidae nas zonas Controle, principalmente na foz dos rios São Mateus e Mucuri (Controle 2 e Controle 3, respectivamente) (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 4-6, Figura 2, 3 e 5*). As espécies destas famílias produzem pós-larvas de grande tamanho, o que contribuiu para que o comprimento total médio da captura nesses estuários fosse maior do que na zona de impacto (foz do Rio Doce). Vale ressaltar que essas espécies ocupam o ambiente pelágico ao longo de todo o ciclo de vida e que exibem elevada competência de deslocamento neste ambiente. Por outro lado, na zona de impacto uma maior contribuição de espécies com maior dependência ao substrato (principalmente inconsolidado) foi observada, como é o caso de espécies das famílias Bothidae, Triglidae e Sciaenidae. A ocorrência diferencial desse grupo de espécies de pós-larvas com maiores tamanhos nessas localidades pode indicar que: há uma (i) mortalidade seletiva de larvas de espécies de maiores tamanhos (>20mm) como as pertencentes às famílias Clupeidae, Engraulidae e Atherinopsidae (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 2*) na zona de impacto ou (ii) maior capacidade dessas espécies em evitar a captura pelas armadilhas luminosas empregadas (ver RT-36D RRDM, 2020 para maiores discussões).

As ordenações nMDS realizadas (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 6*) evidenciaram as diferenças na composição de espécies nas localidades amostradas, revelando alta variabilidade espaço temporal na região de monitoramento como indicado pela interação significativa entre os fatores [Tempo x Zona] e [Tempo x I vs C] (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 4*). A presença e abundância das espécies de pós-larvas repetiu o mesmo padrão apresentado no relatório anterior, onde durante os meses mais quentes e de maior atividade reprodutiva, há um maior número de espécies de larvas de peixes se aproximando do ambiente costeiro e portanto maior similaridade/homogeneidade espacial, enquanto durante os meses de inverno, de maior ressuspensão de sedimentos devido a maior frequência de tormentas e sistemas frontais, uma maior variação/sobreposição espacial se observou na assembleia de pós-larvas de peixes capturadas (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 6*). A ocorrência das famílias Clupeidae, Gerreidae e o gênero *Mugil* sp. em 100% das amostras, e a sua capacidade de se reproduzirem durante o ano inteiro (ROSA & LIMA, 2018) indica que as mesmas são em grande parte responsáveis pela similaridade entre as amostras.

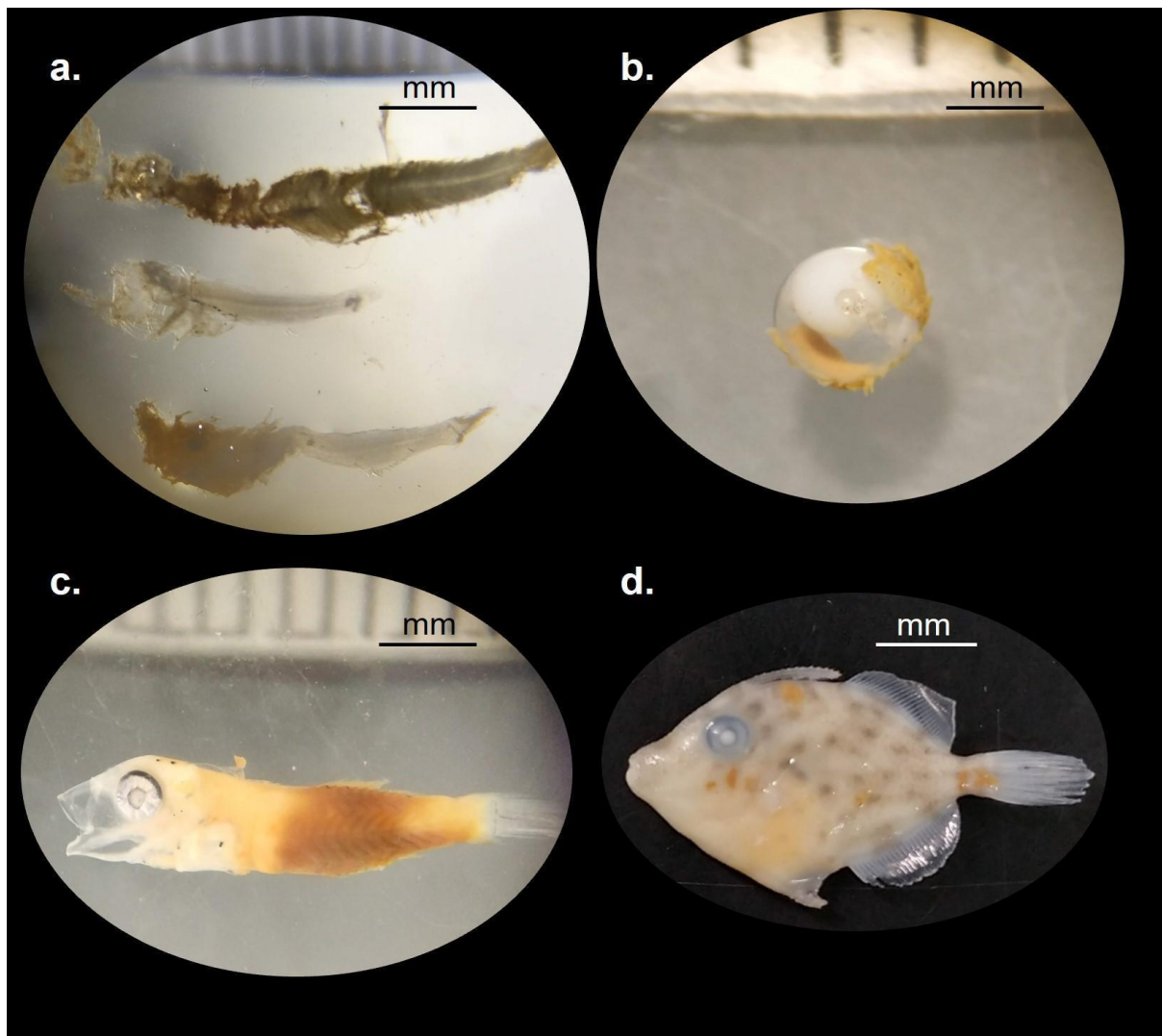
A biomassa é um importante parâmetro da assembleia de peixes pois reflete de forma conjunta a variação do número de indivíduos e o seu tamanho. Assim, diferente de todos os indicadores que demonstraram sofrer grande influência da sazonalidade sobre o efeito do impacto, a biomassa, juntamente com as espécies comuns (<sup>1</sup>D) e dominantes (<sup>2</sup>D) foram os únicos indicadores que apresentaram resposta significativa ao efeito isolado do fator Impacto, verificado pelo contraste [I vs C] (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 4 e 6, Figura 3*). Espécies comuns e dominantes são aquelas

que ocorrem em grande abundância e frequência. Dado que a diferença de abundância de pós-larvas nos Controles é de 2 a 20 vezes maior que a zona de impacto, este resultado deflagrou um importante alerta sobre a possível influência da lama sobre o sucesso do recrutamento larval na zona de estudo, pois a alta mortalidade de larvas pode alterar a dinâmica das populações adultas em curto e médio prazo.

Somado aos indicadores testados que evidenciam possíveis efeitos da lama sobre a assembleia de pós-larvas de peixes, encontra-se o fato de que recorrentemente espécimes coletados na foz do Rio Doce e adjacências apresentaram lama aderida a superfície corpórea como já mencionado em relatórios anteriores (RT-36D RRDM, 2020; RT-35 RRDM 2020; RT-37 RRDM, 2021) (Figura 586). Contaminantes tóxicos, como os níveis elevados de metais, representam um potencial estressor das assembleias de larvas de peixes (MCKINLEY et al., 2019), como já registrado para a região marinha adjacente a foz do Rio Doce e Costa das Algas (BONECKER et al., 2019). Nesses locais, larvas de Sciaenidae, Tetraodontidae, Monacanthidae, Carangidae, Pomacentridae e Serranidae foram coletadas com deformidades e trato digestório destruído (RT-19H RRDM, 2019). Níveis elevados de metais na foz do Rio Doce também induziram respostas negativas na comunidade zooplânctônica, com perda de diversidade e aumento na abundância de espécies oportunistas (FERNANDES et al., 2020). Neste relatório apresentamos registros de pós-larvas das famílias Monacanthidae (i.e., *Catherhines pullus*) e Gerreidae, assim como ovos não identificados, com lama aderida à superfície, corroborando os efeitos encontrados para o Ictioplâncton, evidenciando a persistência do efeito da lama de rejeito ao longo do desenvolvimento larval.



Figura 586: Exemplos de pós-larvas e ovo de peixe coletados em abril de 2021 que apresentam lama aderida a superfície: (a) pós-larvas não identificadas e danificadas; (b) ovo de peixe com lama aderida ao córion; (c) pós-larva de Gerreidae com lama aderida ao músculo; (d) pós-larva de Monacanthidae com lama na superfície do corpo. Todos os registros foram feitos na foz do Rio Doce.



Embora não tenha sido estabelecida uma relação de causa e efeito entre o rejeito de minério e os índices ecológicos, as informações aqui apresentadas, quando analisadas em conjunto, demonstram evidências de possíveis alterações dos indicadores empregados em resposta ao rejeito de minério presente na região marinha adjacente a foz do Rio Doce.

#### 4.4.4 Recrutamento de peixes recifais

Para o recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes recifais, os indicadores empregados na avaliação de impacto incluíram (1) índices ecológicos de pós-larvas de peixes (abundância total, biomassa total e riqueza de espécies), (2) composição de espécies de pós-larvas e (3) índices de



diversidade de pós-larvas de peixes. No ano de 2020, embora as campanhas de amostragens tenham sido interrompidas no mês de março de 2020, em consequência da pandemia da COVID-19, o fato não afetou a coleta de dados pois estes são tomados anualmente e não trimestralmente como o planejamento de campo para o estudo do recrutamento de peixes estuarinos. Diferentemente do planejamento amostral do recrutamento de peixes estuarinos, o dos recifais não estabeleceu locais Controles e Impacto pois não se pode localizar a extensão do efeito da chegada da lama nos recifes costeiros e no arquipélago de Abrolhos, sendo toda as localidades tratadas igualmente. Para detalhes da Metodologia ver *Material Suplementar A7MICS11*.

#### 4.4.5 Variáveis ambientais

Os dados ambientais coletados mostram que em média as armadilhas trabalharam em locais mais profundos no parcel das Paredes ( $18,89 \pm 1,03$ ) e mais rasos no arquipélago dos Abrolhos ( $9,68 \pm 2,5$ ). Para as demais variáveis diferenças temporais (entre campanhas) e não espaciais (entre localidades) foram mais relevantes na identificação de padrões de flutuação ambientais. Destaca-se os baixos valores de salinidades encontrados nas amostragens do Ano 1 (período seco) e Ano 2 (período chuvoso) e os baixos valores de oxigênio dissolvido no Ano 3 (período chuvoso) (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 7*).

#### 4.4.6 Composição das comunidades ictiofauna recifal

Durante os três anos de monitoramento nos ambientes recifais foram realizadas quatro campanhas de campo que totalizaram 270 amostras, as quais somaram 35.804 indivíduos totalizando 105 espécies (*taxa*) pertencentes a 38 famílias. Nos recifes costeiros de Cassurubá se capturaram as maiores quantidades de pós-larvas (17.115), enquanto as menores abundâncias foram observadas no Parcel das Paredes (3.272) (*Material suplementar A7MICS4, Tabela 8 e 9*). Por outro lado, a maior riqueza de espécies foi registrada nas ilhas de Abrolhos (77), enquanto a menor riqueza foi observada em Cassurubá (40). Temporalmente as maiores capturas ocorreram no Ano 1 (01/19) e as menores no Ano 2 (03/20) juntamente com o menor registro de espécies (30), sendo o Ano 3 o período em que se capturou o maior número de espécies de pós-larvas (69) (*Material suplementar A7MICS4, Tabela 9*). As famílias mais abundantes foram Clupeidae e Engraulidae, e foram mais frequentemente coletadas no Parcel das Paredes e no Parcel dos Abrolhos. Adicionalmente, as famílias Lutjanidae, Gerreidae, Pomacentridae, Carangidae e Scombridae estiveram dentre as mais abundantes onde a maioria dos seus exemplares foram capturados em Abrolhos (*Material suplementar A7MICS4, Tabela 8 e 9, Figura 7*).

Quanto ao recrutamento de espécies de pós-larvas recifais, também foi possível observar uma separação espacial constante ao longo dos anos de monitoramento quanto às variáveis ambientais mensuradas, onde as zonas mais costeiras sofrem maior influência de variáveis como turbidez, maré, claridade da água (KD490) e oxigênio dissolvido (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 7*).

Similarmente ao observado na assembleia de espécies estuarinas, uma maior riqueza de famílias e espécies/taxa (~9% maior) foi observada no Ano 3, em comparação com os anos anteriores, exceto para a abundância total que foi maior no Ano 1 (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 8 e 9, Figura 7 e 8*). Todos os indicadores ecológicos (abundância, biomassa, comprimento médio, composição de espécies, riqueza, diversidade, equitatividade e diversidade verdadeira) foram significantes na interação [Zona x Tempo] (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 10-12, Figura 8 e 9*), indicando forte influência temporal nos indicadores monitorados. A variabilidade temporal dos índices avaliados é esperada dado que o recrutamento é um processo dependente do sucesso reprodutivo das espécies e da influência de fatores oceanográficos, ambos amplamente flutuantes no tempo e espaço (FÉLIX-HACKRADT et al., 2013).

Adicionalmente, ao longo de todos os anos de monitoramento, foi observado que a moda da distribuição de frequência do tamanho médio das pós-larvas cresce em direção aos recifes costeiros (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 10*; ver RRDM, 2020), o que pode refletir no deslocamento larval direcionado aos habitats costeiros a partir dos locais de desova (*offshore*) à medida que se dispersam pelo ambiente pelágico. Muitas das espécies de pós-larvas coletadas apresentam histórias de vida onde os adultos se reproduzem em locais afastados da costa, normalmente associados a feições na quebra do talude, e seus ovos e larvas se dispersam na coluna d'água buscando as águas calmas de ambientes estuarinos para poderem crescer, como é o caso de espécies da família Lutjanidae e Epinephelidae (FÉLIX-HACKRADT et al., *in press*). Somado a isso, se observa uma maior heterogeneidade na composição da assembleia larval da área mais distante da costa (Abrolhos e Parcel dos Abrolhos) em comparação à área costeira (Parcel das Paredes e Cassurubá), e uma maior similaridade interna entre as zonas dessas áreas (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 11*).

As análises espaço-temporais dos indicadores de impacto empregados não identificaram, até o momento, alterações no recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes recifais monitorados em resposta ao Rompimento da Barragem de Fundão. Contudo, padrões espaciais claros podem ser percebidos em relação à assembleia de pós-larvas amostradas nos ambientes costeiros vs aquelas registradas mais distantes da costa, evidenciando um efeito *cross-shore* importante na estruturação das assembleias. Considerando que os sistemas frontais podem dispersar a lama de rejeito para escalas espaciais ainda maiores, os dados obtidos até o momento, auxiliam no entendimento dos padrões ecológicos regionais, o que é fundamental para a continuidade dos monitoramentos e a realização de novas avaliações.

## 4.5 ECOLOGIA TRÓFICA – ISÓTOPOS ESTÁVEIS

### 4.5.1 Arquitetura trófica da comunidade estuarina do Rio Doce

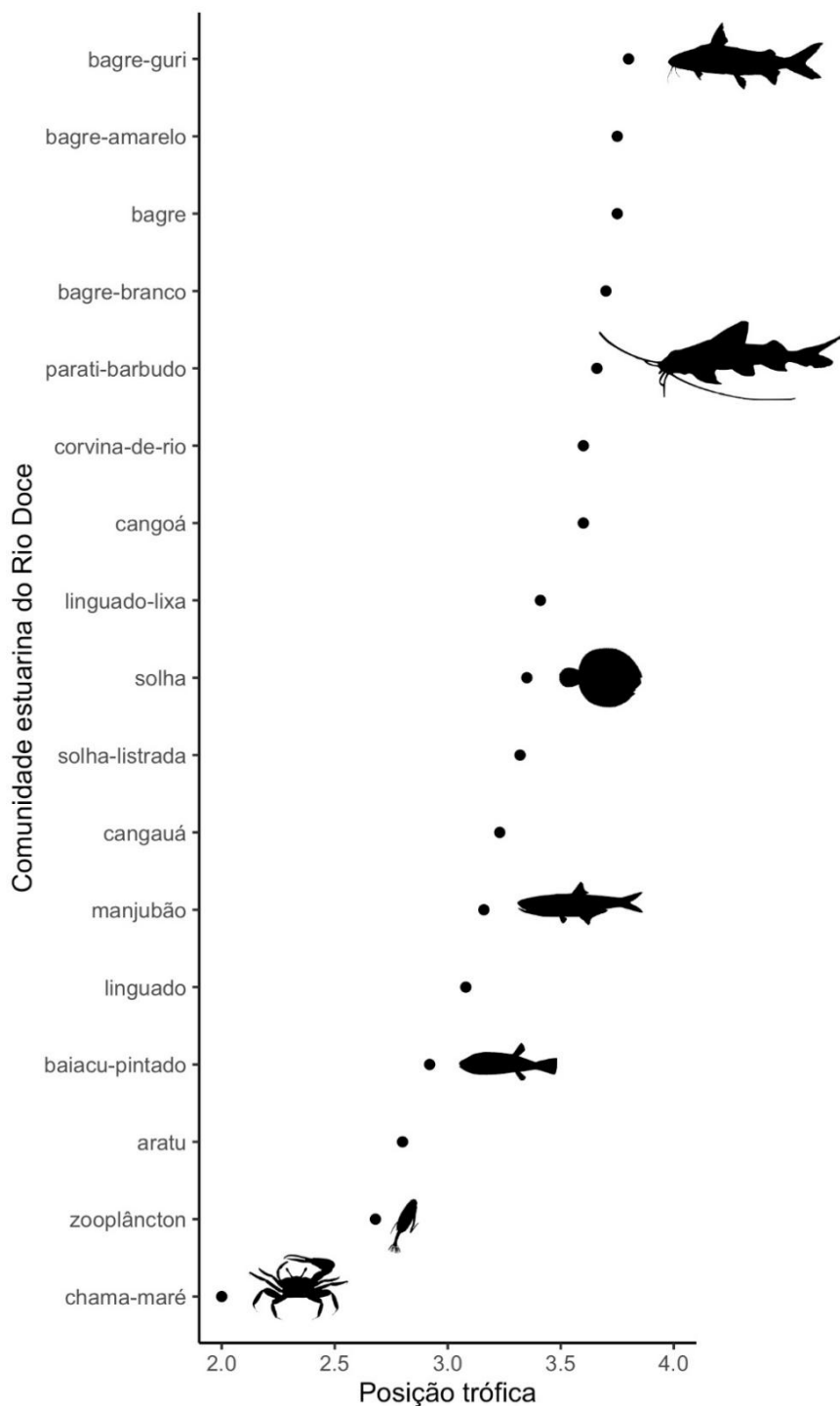
As estimativas da posição trófica por meio de modelagem das assinaturas isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  possibilitaram uma hierarquização da teia trófica do estuário do Rio Doce (Figura 587), a qual permitiu atribuir o papel de pequenos invertebrados, como zooplâncton (principalmente *Notodiaptomus* sp.), o

caranguejo chama-maré (*Minuca rapax*) e o caranguejo aratu (*Goniopsis cruentata*) como consumidores basais, enquanto peixes de pequeno e médio porte como consumidores intermediários e de topo de cadeia. Entre os organismos que ocupam a parte superior da teia trófica pode-se destacar os bagres da família Ariidae, entre eles o bagre (*Cathorops arenaceus*), o bagre-amarelo (*Cathorops spixii*) e o bagre-guri (*Genidens genidens*). Este último, constitui o consumidor de topo da comunidade demersal do estuário do Rio Doce no período chuvoso (Figura 587) e a espécie mais abundante da ictiofauna estuarina neste local.

Predadores de topo possuem um importante papel na regulação da estrutura trófica de ambientes aquáticos. Impactos sobre tais espécies podem desencadear perturbações no funcionamento ecossistêmico e comprometer o fornecimento de bens e serviços ambientais, tais como ciclagem de nutrientes, recursos pesqueiros etc. Relatórios anteriores do PMBA/Fest-RRDM e estudos publicados já demonstraram que o bagre-guri e outros peixes demersais no estuário e área marinha adjacente ao Rio Doce apresentam elevadas concentrações de metais relacionados à lama de rejeitos (RA, 2020; GABRIEL et al., 2020), bem como que o papel ecológico do bagre-guri pode ter sido afetado logo após o rompimento (ANDRADES et al., 2020). A partir dos resultados obtidos das estimativas de nível trófico e da constatação do bagre-guri como um consumidor de topo da teia trófica estuarina, é possível integrar tal achado com dados do PMBA/Fest-RRDM e fontes externas que apontam concentrações elevadas de contaminantes relacionados à lama de rejeitos nessa espécie. Portanto, é crível sugerir que a comunidade estuarina do Rio Doce apresenta efeitos crônicos da contaminação, tendo em vista que o seu consumidor de maior nível trófico já apresenta elevadas taxas de contaminação, inclusive acima de valores de referência nacionais (GABRIEL et al., 2020).

A contaminação crônica de consumidores de topo evidenciada aqui através da determinação do nível trófico de um organismo severamente contaminado é preocupante, pois, em geral, espécies de peixes estuarinos demersais que ocupam níveis tróficos superiores compreendem organismos-alvo da pesca na região de Regência (OLIVEIRA et al., 2020; PINHEIRO; JOYEUX, 2007). Embora o bagre-guri ocupe um papel de consumidor de topo na teia trófica estuarina do Rio Doce, neste local sua dieta não é classicamente a de um predador de topo, ou seja, voltada majoritariamente para recursos de níveis tróficos intermediários e superiores (ex.: grandes crustáceos e peixes). Um estudo recente a partir de dados do PMBA/Fest-RRDM analisando a ecologia trófica da espécie por meio de modelos de mistura a partir de assinaturas isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  verificou que o bagre-guri no Rio Doce explora principalmente recursos basais, o que contradiz o conhecido para a espécie em outros sistemas costeiros e estuarinos brasileiros (ANDRADES et al., 2021). A dieta generalista do bagre-guri no Rio Doce pode evidenciar a pobre disponibilidade de recursos basais do rio, bem como a estratégia oportunista dos consumidores de topo em adaptar sua dieta frente a perturbações no ambiente ou a variações naturais na disponibilidade de presas. No entanto, mais dados isotópicos são necessários para explorar se a arquitetura trófica do estuário do Rio Doce é dinâmica ou estável em função da sazonalidade (período chuvoso vs. seco) e se o papel ecológico (uso de habitat e dieta) dos principais consumidores e recursos pesqueiros no Rio Doce diferem de estuários controle no âmbito do PMBA/Fest-RRDM.

Figura 587: Comunidade estuarina do Rio Doce ranqueada através de modelagem das assinaturas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos organismos. O eixo x denota os valores da mediana da posição trófica estimada para cada táxon. As silhuetas não são proporcionais ao tamanho real dos organismos, sendo meramente ilustrativas.



#### 4.5.2 Evolução temporal das métricas de diversidade trófica da ictiofauna estuarina

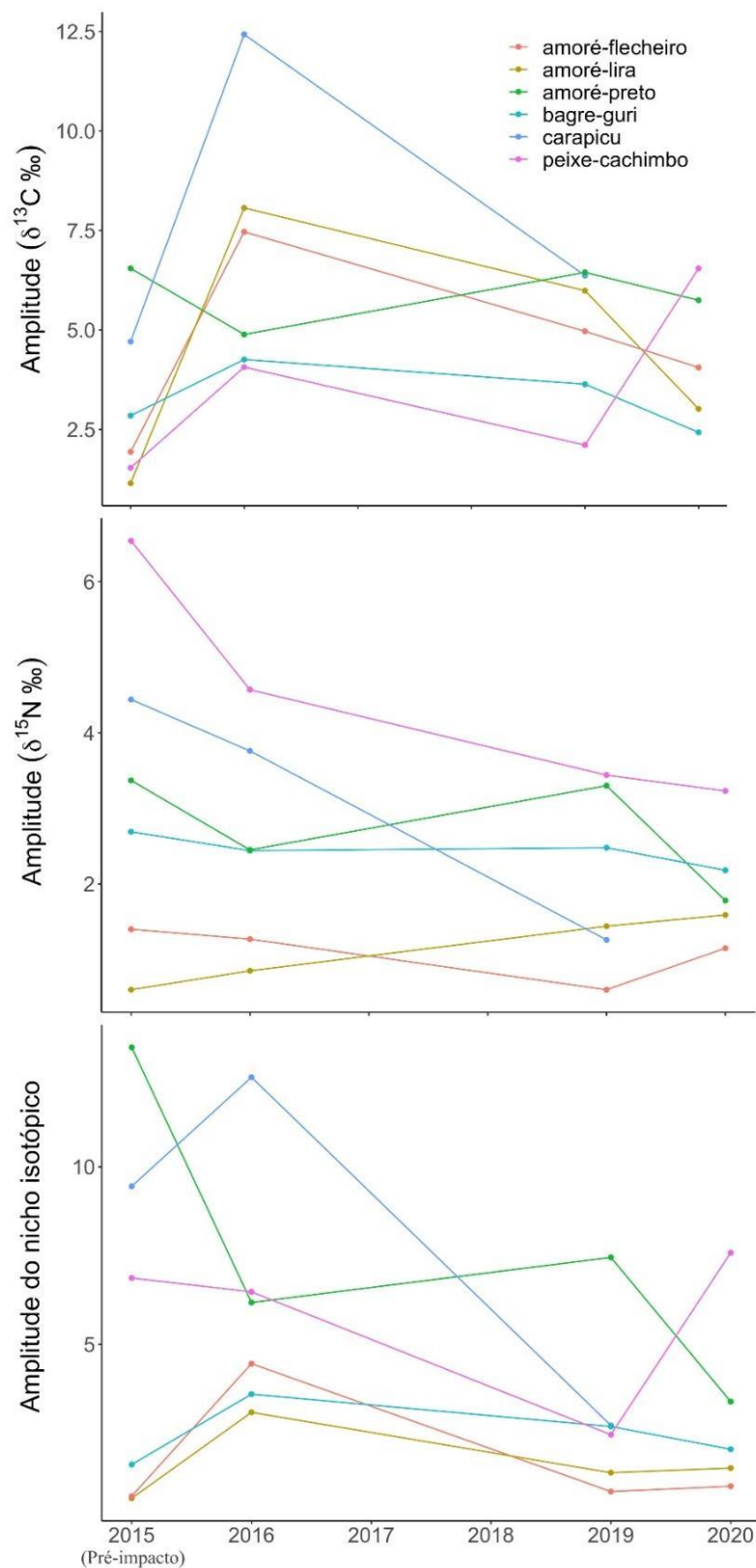
A evolução temporal das métricas de diversidade trófica com base em modelos isotópicos englobou seis espécies estuarinas que habitam diferentes micro habitats no estuário do Rio Doce, são elas: o

amoré-flecheiro (*Ctenogobius boleosoma*), o amoré-lira (*Evorthodus lyricus*), o amoré-preto (*Eleotris pisonis*), o bagre-guri (*G. genidens*), o carapicu (*Eucinostomus argenteus*) e o peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*). Estes peixes vivem associados a ambientes arenosos, lamosos ou na vegetação marginal do Rio Doce e, por isso, podem responder diferentemente as perturbações no ambiente. No presente relatório são apresentadas as variações de três métricas de diversidade trófica, a amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$ , a amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  e a amplitude do nicho isotópico, sendo que os períodos compreendidos são os anos de 2015 (pré-impacto), 2016, 2019 e 2020 (Figura 588). De modo geral, as espécies apresentaram uma tendência de pico na amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$  após o impacto, seguido por subsequentes decréscimos dos valores, exceto para o amoré-preto e peixe-cachimbo (Tabela 86; Figura 588). Em contrapartida, os valores da amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  decresceram para a maioria das espécies em relação ao observado no período pré-impacto, o que sugere uma homogeneização dos níveis tróficos entre os consumidores após o impacto. No que diz respeito a amplitude do nicho, as espécies parecem responder diferentemente ao longo do tempo, sendo necessária a aquisição de mais dados futuramente para a avaliação da relação e padrão das mudanças de nicho em relação aos períodos amostrados. No entanto, é possível notar um decréscimo acentuado na amplitude do nicho do amoré-preto e do carapicu (2019) em relação ao período pré-impacto. O padrão de ondas dos valores das métricas de diversidade para algumas espécies pode indicar um componente sazonal atuando sinergicamente ao impacto, o que já foi observado em alguns trabalhos (ANDRADES et al., 2021). Somente a continuidade do monitoramento poderá indicar se as interações organismo-ambiente foram perturbadas em virtude do impacto e qual é o potencial de retorno a condições pré-impacto da ictiofauna estuarina do Rio Doce a médio e longo-prazo.

Tabela 86: Amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$ , amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  e amplitude do nicho isotópico (SEAc) para as espécies amoré-flecheiro (*Ctenogobius boleosoma*), amoré-lira (*Evorthodus lyricus*), amoré-preto (*Eleotris pisonis*), bagre-guri (*Genidens genidens*), carapicu (*Eucinostomus argenteus*) e peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*) ao longo dos anos de 2015 (pré-impacto), 2016, 2019 e 2020.

| Espécie         | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) |       |      |      | $\delta^{15}\text{N}$ (‰) |      |      |      | SEAc (‰ <sup>2</sup> ) |       |      |      |
|-----------------|---------------------------|-------|------|------|---------------------------|------|------|------|------------------------|-------|------|------|
|                 | 2015                      | 2016  | 2019 | 2020 | 2015                      | 2016 | 2019 | 2020 | 2015                   | 2016  | 2019 | 2020 |
|                 |                           |       |      |      |                           |      |      |      |                        |       | 2019 | 2020 |
| amoré-flecheiro | 1,94                      | 7,47  | 4,97 | 4,06 | 1,4                       | 1,27 | 0,6  | 1,15 | 0,73                   | 4,46  | 0,86 | 1,01 |
| amoré-lira      | 1,15                      | 8,07  | 5,99 | 3,02 | 0,6                       | 0,85 | 1,44 | 1,59 | 0,67                   | 3,09  | 1,39 | 1,52 |
| amoré-preto     | 6,55                      | 4,89  | 6,45 | 5,75 | 3,37                      | 2,45 | 3,3  | 1,78 | 13,36                  | 6,18  | 7,45 | 3,39 |
| bagre-guri      | 2,85                      | 4,26  | 3,64 | 2,43 | 2,69                      | 2,44 | 2,48 | 2,18 | 1,62                   | 3,6   | 2,69 | 2,05 |
| carapicu        | 4,71                      | 12,43 | 6,37 | –    | 4,44                      | 3,76 | 1,26 | –    | 9,45                   | 12,52 | 2,72 | –    |
| peixe-cachimbo  | 1,54                      | 4,07  | 2,11 | 6,55 | 6,54                      | 4,57 | 3,44 | 3,23 | 6,87                   | 6,48  | 2,46 | 7,58 |

Figura 588: Evolução das estimativas de diversidade trófica de amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰), amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) e amplitude do nicho isotópico (‰<sup>2</sup>) para as espécies amoré-flecheiro (*Ctenogobius boleosoma*), amoré-lira (*Evorthodus lyricus*), amoré-preto (*Eleotris pisonis*), bagre-guri (*Genidens genidens*), carapicu (*Eucinostomus argenteus*) e peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*) ao longo dos anos de 2015 (pré-impacto), 2016, 2019 e 2020.





#### 4.6 CONDIÇÃO CORPORAL DE PEIXES ESTUARINOS/ MARINHOS

Em consequência da redução prevista na frequência temporal e, sobretudo, da lacuna de amostragens em 2020 e 2021 devido à pandemia de Covid-19, poucos indivíduos das espécies estudadas quanto à condição corporal foram capturados durante este período, tanto no local impactado quanto nos controles. Mesmo considerando apenas o local impactado (Rio Doce), nenhuma dessas espécies foi consistentemente capturada durante todos os anos de monitoramento, em uma mesma estação do ano. Tais fatos impossibilitaram comparações interanuais e restringiram a abrangência temporal das análises de condição corporal ao Ano 1 (período com dados suficientes).

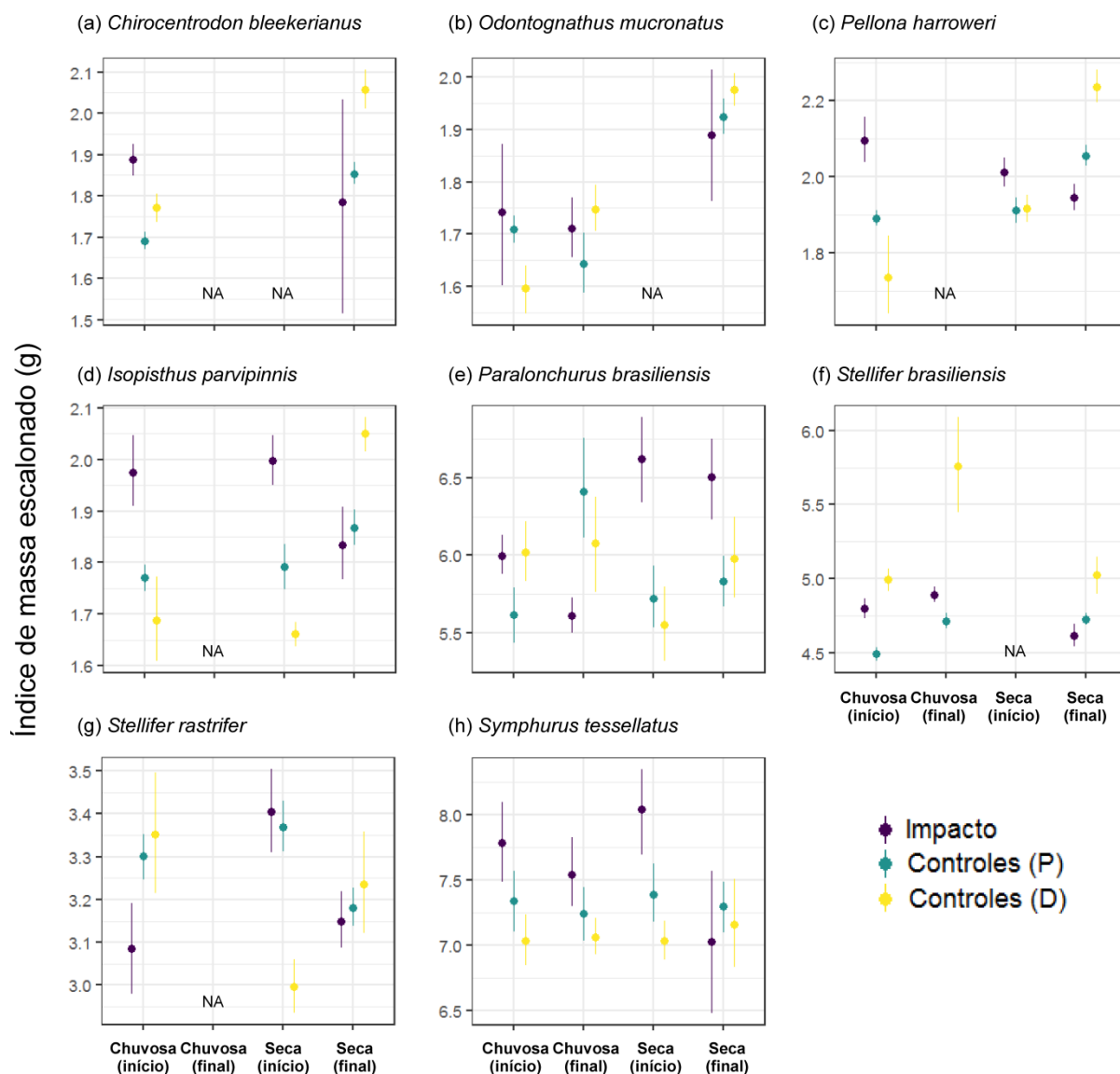
A relação peso-comprimento foi significativa para todas as espécies/classes de tamanho (*Material Suplementar A7MICS5, Tabela 1*). A variabilidade nos dados ( $100 \times r^2$ ) explicada pelos modelos lineares oscilou entre 45% (*Chirocentron bleekermanus* pequenos) e 99% (*Symphurus tessellatus*), mas para a maioria das espécies/classes de tamanho (8 de 10 espécies/classes de tamanho) a explicação foi  $> 95\%$ . O parâmetro  $b$  diferiu significativamente (teste de Davies:  $p < 0,05$ ) ao longo do crescimento para duas espécies (*C. bleekermanus* e *Stellifer brasiliensis*) e variou entre 2,32 (*C. bleekermanus* pequenos) e 3,61 (*C. bleekermanus* grandes) (*Material Suplementar A7MICS5, Tabela 1*).

##### 4.6.1 Comparações em pequena escala

Das oito espécies analisadas, as PERMANOVAs detectaram diferença significativa no Índice de Massa Escalonado (IMS) entre o local impactado e os controles próximos, apenas para *Stellifer rastrifer* ( $p = 0,03$ ; *Material Suplementar A7MICS5, Tabela 2*) (Figura 589). Também, houve uma interação significativa entre estações vs. locais para essa espécie, indicando que a diferença no IMS entre o local impactado e os controles pode ter dependido das estações hidrológicas. Porém, as análises feitas separadamente em cada estação, não identificaram diferenças significativas entre os locais ( $p > 0,47$ ), possivelmente devido ao menor número de valores em comparação ao teste global. Além disso, o IMS de todas as espécies foi semelhante entre as áreas (i.e., Ipiranga e Piraquê-Açú) do controle próximo, embora para *C. bleekermanus* e *Pellona harroweri* as diferenças tenham sido marginalmente significativas (*Material Suplementar A7MICS5, Tabela 2 e Figura 1*). O efeito das estações do ano foi significativo para seis espécies. Não foram encontradas evidências consistentes de mudanças no IMS em pequena escala espacial, visto que a hipótese nula foi rejeitada apenas para uma das oito espécies analisadas.

Os resultados descritos acima suscitam duas interpretações. Primeiro, que não houve impacto crônico na condição corporal da maioria das espécies estudadas, considerando dados coletados entre três e quatro anos após o Rompimento da Barragem de Fundão. Alternativamente, pode-se supor que houve um efeito em larga escala do rejeito na região marinha que impactou, também, os controles próximos, situados a menos de 60 km ao norte e ao sul do Rio Doce.

Figura 589: Média ( $\pm$  intervalo de confiança de 95%) do Índice de Massa Escalonado (em g) de *Chirocentron bleekermanus* (A), *Odontognathus mucronatus* (B), *Pellona harroweri* (C), *Isopisthus parvipinnis* (D), *Paralonchurus brasiliensis* (E), *Stellifer brasiliensis* (F), *Stellifer rastrifer* (G) e *Symphurus tessellatus* (H), no local impactado (Rio Doce) e nos controles próximos (P) e distantes (D) em cada estação hidrológica. NA = não analisada. Comprimento total médio utilizado para a padronização dos dados de massa de cada espécie (parâmetro  $CT_0$  do IMS): 70,7 mm para *Chirocentron bleekermanus*; 78,5 mm para *Odontognathus mucronatus*; 58,7 mm para *Pellona harroweri*; 59,7 mm para *Isopisthus parvipinnis*; 93,1 mm para *Paralonchurus brasiliensis*; 78,6 mm para *Stellifer brasiliensis*; 67,2 mm para *Stellifer rastrifer* e 102,5 mm para *Symphurus tessellatus*.



#### 4.6.2 Comparações em grande escala

Em consonância com as análises em pequena escala, não foi identificada diferença significativa no IMS entre o local impactado e os controles distantes, para nenhuma espécie (*Material Suplementar A7MICS5, Tabela 3*) (Figura 589). Não obstante, a condição de *Isopisthus parvipinnis* no Rio Doce (média  $\pm$  DP =  $1,97 \pm 0,31$  g) foi marginalmente maior do que nos controles distantes ( $1,80 \pm 0,38$  g;  $p < 0,1$ ), ao passo que o oposto foi encontrado para *S. brasiliensis* ( $4,78 \pm 0,68$  g no Rio Doce e  $5,08 \pm 0,91$  g nos controles distantes;  $p < 0,1$ ). Ambas as espécies apresentaram uma interação significativa entre estações vs. locais. Para *I. parvipinnis*, as análises subsequentes identificaram uma diferença marginalmente significativa entre locais no início da estação seca ( $p = 0,07$ ), mas não nas outras estações ( $p > 0,40$ ), enquanto para *S. brasiliensis* não houve diferença entre os locais em nenhuma estação ( $p > 0,77$ ). Além disso, não houve diferença significativa no IMS entre as áreas (i.e., São Mateus e Caravelas) do controle distante, exceto para *Paralonchurus brasiliensis* ( $p = 0,03$ ; *Material Suplementar A7MICS5, Tabela 3 e Figura 1*). As estações do ano tiveram um efeito significativo para quatro espécies. Em grande escala, a hipótese nula de que a condição corporal é similar entre os locais foi, então, rejeitada para duas das espécies estudadas (considerando  $p < 0,1$ ), mas o padrão espacial do IMS não foi consistente entre elas.

Apesar da falta de significância estatística nas diferenças entre os locais para a maioria das espécies, alguns padrões foram claramente observados. Por exemplo, no final da estação seca, a média do IMS de seis espécies foi menor no local impactado do que nos controles próximos que, por sua vez, foram menores do que nos controles distantes (Figura 589). Em contrapartida, no início da estação chuvosa, o IMS de cinco espécies foi maior no local impactado em comparação aos controles distantes e os controles próximos tiveram valores intermediários. Esses resultados sugerem uma dinâmica sazonal nos padrões espaciais para algumas espécies, bem como que essa dinâmica pode ser influenciada não só pela concentração de poluentes tóxicos associados ao rejeito, mas também por outros mecanismos que operam sazonalmente.

Correlações significativas entre a condição corporal de diferentes espécies de peixes e a concentração de clorofila-a têm sido observadas em estudos de longo prazo (e.g., BROSSET et al., 2015; LATOUR et al., 2017; SALVADOR & MUELBERT, 2019), indicando que processos *bottom-up* influenciam a condição em nível de comunidade. Um efeito semelhante da produtividade é hipotetizado para os locais estudados. Na estação chuvosa, quando a descarga fluvial e o aporte de nutrientes na zona costeira aumentam (RRDM, 2020), a condição corporal das espécies no local impactado superou a condição nos controles (próximos e distantes), onde a descarga fluvial é relativamente limitada (Figura 589). No final da estação seca, por outro lado, quando a vazão do Rio Doce diminuiu consideravelmente, a condição corporal da maioria das espécies tornou-se pior na área impactada em comparação aos controles. Com base nesses resultados, presume-se que os efeitos deletérios do rejeito podem ser compensados pelo aumento da produtividade costeira na estação chuvosa devido ao aporte de nutrientes de origem continental, especialmente através do Rio Doce (RRDM, 2020). A influência do Rio Doce parece estender-se pelo menos até o Ipiranga e o Piraquê-Açú (RRDM, 2020), onde foram

encontrados valores intermediários do IMS durante a estação chuvosa e o início da estação seca, para a maioria das espécies (Figura 589).

O IMS tem sido amplamente utilizado como indicador ecológico de distúrbios antrópicos e de saúde dos ecossistemas aquáticos e terrestres (e.g. BÓKONY et al., 2012; MACEDA-VEIGA et al., 2014; SEBASTIANO et al., 2021). Existem fortes evidências que a poluição e outros distúrbios humanos afetam negativamente a condição corporal dos indivíduos, incluindo desde peixes (MACEDA-VEIGA et al., 2014; PIERCE et al., 2020) até aves (SEBASTIANO et al., 2021) e mamíferos (WILLENS et al., 2021). No presente estudo, porém, a condição das espécies estudadas não foi consistentemente pior no local impactado do que nos controles; em vez disso, observou-se uma alteração ao longo do ano no padrão espacial para algumas espécies (Figura 589). Contudo, os resultados obtidos são obviamente limitados às condições encontradas entre três e quatro anos após o Rompimento da Barragem de Fundão (período da coleta de dados) e às espécies analisadas. Muitas outras espécies habitam a região impactada, mas não foram analisadas quanto à condição corporal devido à insuficiência de dados. Potenciais efeitos do rompimento sobre a condição corporal delas, então, permanecem amplamente desconhecidos. Da mesma forma, ainda não se sabe se houve impacto logo após o rompimento, quando a concentração de poluentes associados ao rejeito era consideravelmente maior na área de estudo (GABRIEL et al., 2021).

Em síntese, não foram encontradas diferenças marcantes entre os locais na condição corporal das oito espécies estudadas, com base nas PERMANOVAs (*Material Suplementar A7MICS5, Tabelas 1 e 2*). Entretanto, o padrão espacial observado para seis espécies na estação seca (*C. bleekermanus*, *Odontognathus mucronatus*, *P. harroweri*, *I. parvipinnis*, *S. brasiliensis* e *S. rastrifer*; Figura 589), é consistente com o que seria esperado frente a um efeito crônico negativo do rejeito: baixa condição no local impactado e um incremento gradual à medida que se distancia dele. Nas demais estações, as condições ambientais locais (principalmente, vazão fluvial, aporte de nutrientes e produtividade primária e secundária) parecem exercer uma maior influência sobre as características morfológicas (i.e., condição) relacionadas ao acúmulo de reservas, vigor e ao *fitness* dos indivíduos, do que os poluentes oriundos do rejeito. Convém ressaltar, porém, que os resultados apresentados não devem ser vistos como evidências inequívocas relacionadas aos impactos do rompimento. Frente à indisponibilidade de dados pretéritos (especialmente para o local impactado), não foi possível aplicar abordagens mais eficazes para detectar alterações na biodiversidade, como a “*beyond BACI*” (ver UNDERWOOD, 1991, 1992). A abordagem empregada aqui é um ponto de partida e constitui – como demonstrado por estudos anteriores (e.g., BROSSET et al., 2015; LATOUR et al., 2017) – uma ferramenta adequada e eficaz para analisar a condição dos ecossistemas em médio e longo prazo.

## 4.7 ICTIOFAUNA RECIFAL

### 4.7.1 Censo visual subaquático (UVC)

Ao longo dos três anos de monitoramento, quatro campanhas de campo foram realizadas; Ano 1: T1 (janeiro-março 2019), T2 (junho-agosto 2019), Ano 2: T3 (janeiro-março 2020) e Ano 3: T4 (dezembro 2020-fevereiro 2021) ao longo de 7 zonas, separadas em: I= Impacto - APA Costa das Algas, C1= Recifes Esquecidos, C2= Cassurubá, C3= Paredes, C4= Abrolhos, C5 = Vitória, C6= Guarapari (*Material suplementar A7MICS6, Figura 1*). Deve-se ressaltar que devido à pandemia da SARS-Cov2, e a consequente interrupção das atividades de campo em meados de março de 2020, não foi possível executar a coleta de dados de censos dos peixes recifais em parte dos pontos amostrais sendo eles: quatro dos seis setores da APA Costa das Algas (Impacto), na totalidade das zonas dos Recife Esquecidos (C1) e em cinco dos seis setores de Vitória (C5) no Ano 2 (T3). Na campanha de campo do Ano 3 (T4), todas as zonas e setores foram amostrados, exceto um setor na área do Impacto devido à alta turbidez da água. Para dirimir o efeito da ausência de algumas amostras entre as campanhas de 2019 (T1 e T2) e 2020 (T3), optou-se por incorporar a variabilidade temporal na variabilidade natural dos dados, de forma que os resultados serão apresentados em alguns casos juntando as três campanhas (Ano 1, 2, 3), ponderadas pelo esforço amostral, focando, portanto, nas variações espaciais para a detecção (ou não) do impacto. Neste caso, se a variabilidade temporal for muito grande ela certamente atuará homogeneizando as diferenças e contribuindo para a aceitação de  $H_0$ .

A estrutura do habitat é um fator preponderante na estruturação de assembleias de peixes recifais (HACKRADT et al., 2011). Em geral, a rugosidade foi semelhante entre todas as zonas. A APA da Costa das Algas e REVIS Santa Cruz (zona de impacto - I) apresentou os menores valores de inclinação do substrato, devido à baixa altura dos recifes do local. As zonas I, C5 e C6 tiveram menores temperaturas médias em comparação com as zonas C1-C4, o que é explicado devido à proximidade da quebra da plataforma continental e a influência de pontos de ressurgência (TEIXEIRA et al., 2013). As zonas APA Costa das Algas, Esquecidos e Guarapari (I, C1 e C6) apresentaram as maiores profundidades médias que os setores em Vitória (C5) e Cassurubá, Paredes e PARNA Abrolhos (C2-C4) (*Material suplementar A7MICS6, Figura 2*).

O tipo de substrato variou entre as zonas estudadas, porém foi predominante o substrato consolidado recifal. A cobertura de assembleias bentônicas, são indicadores de sanidade em ambientes recifais, assim, se tornam métricas de extrema importância na determinação dos padrões espaciais da estrutura de assembleias de peixes recifais (FLOETER et al., 2007; CHONG-SENG et al., 2012). Foram coletadas e analisadas o total de 14.040 fotos da cobertura bentônica das zonas amostradas. A cobertura de matriz de algas epilíticas (EPAM) foi predominante na maioria das zonas - I, C3, C4, C5, C6 - exceto nas zonas C1 e C2 onde o grupo zoantídeo foi o mais significante (em média 46,5 e 44,3%, respectivamente). Essa predominância de EPAM é registrada como um padrão para costa brasileira, podendo estar associada à pesca predatória de peixes herbívoros, além dos padrões físico-químicos da água (AUED et al., 2018). As zonas C3, C4 e C5 obtiveram as maiores contribuições de corais massivos e ramificados (*Material suplementar A7MICS6, Figura 3*). Embora tenha sido registrada a

presença de sedimento em todas as áreas de estudo, na zona I, C5 e C6 foram encontrados os maiores percentuais. Nessas áreas foi observado grande concentração de organismos filtradores. A sedimentação é um dos fatores que mais influencia na distribuição dos organismos no recife, onde as altas taxas de sedimentação podem afetar o recrutamento e assentamento das larvas (SOARES, et al., 2017).

As variáveis do habitat (complexidade e heterogeneidade) e de cobertura foram analisadas a partir de uma análise de componentes principais (PCA) no intuito de avaliar a existência de gradientes ambientais entre as amostras obtidas nas distintas zonas. O eixo 1 (PC1; 13,3%) se mostrou estruturado pela cobertura bentônica, onde os dados positivos indicam cobertura predominantemente de macroalgas, alga calcária articulada e briozoários agregando a maioria das amostras da zona I, C5 e C6, e no eixo negativo, dominada por zoantídeos (ZOAN), corais pétreos e fundos recifais com rugosidade e inclinação mais elevada, agregando a maioria das amostras do C1 – C4. Por outro lado, o eixo 2 (PC2; 12,3%), estruturado pelas variáveis de complexidade e heterogeneidade, evidenciou maior influência da inclinação, profundidade e habitat consolidado (recifes) para grande parte das amostras, especialmente as C1 - C4, enquanto as amostras da zona de impacto estiveram negativamente relacionadas com as variáveis de estrutura do habitat (*Material suplementar A7MICS6, Figura 4*).

Sabe-se que o estado do Espírito Santo é o limite de distribuição dos recifes de corais (CASTRO & PIRES, 2001) e que o sul do estado apresenta uma composição bentônica significativamente diferente da porção norte, onde a dominância das algas (ao sul) é substituída pela presença de corais e esponjas (SANTOS, 2019). É amplamente conhecido que a cobertura do substrato recifal influencia nos padrões de riqueza e abundância das assembleias de peixes (FRIEDLANDER & PARRISH, 1998; HOLBROOK et al., 2008; FRANCINI-FILHO & MOURA, 2008), porém isso não é tão visível no Brasil, onde a maioria das espécies recifais são generalistas. Os estados do ES e BA fazem parte de uma sub-província biogeográfica em termos de comunidade de peixe recifal (PINHEIRO et al., 2018). Mesmo assim, a visível heterogeneidade tanto na estrutura do habitat quanto na cobertura bentônica entre as zonas estudadas deve ser levada em consideração na determinação dos padrões de ocorrência e estrutura de peixes recifais como demonstrado a seguir, reforçando a necessidade de monitoramento em longo prazo para desacoplar os padrões naturais de ocorrência das espécies daqueles influenciados pelos impactos antrópicos. Portanto, as variáveis ambientais coletadas neste estudo, foram utilizadas como covariáveis dos dados biológicos das assembleias de peixes recifais para remover o efeito da estrutura do habitat sobre os fatores testados (ANDERSON et al., 2008).

Durante os três anos foram feitos 722 censos visuais. No Ano 1 foram realizados 186 censos (T1) e 125 censos (T2), no Ano 2 (T3) 162 censos e no Ano 3 (T4) 247 censos. Nas campanhas do Ano 1 (T1 e T2) foram registrados 14.960 indivíduos de peixes, representados em 36 famílias, 63 gêneros e 89 espécies. Já no Ano 2 (T3) foram registrados 7.565 indivíduos, sendo 34 famílias, 60 gêneros e 86 espécies. No Ano 3 (T4), 23.031 indivíduos foram observados, de 41 famílias, 71 gêneros e 119 espécies. No total, 42.622 indivíduos foram registrados, representando 46 famílias, 85 gêneros e 147 espécies de peixes recifais. Isso corresponde a aproximadamente 35% das espécies de peixe recifais



registradas até hoje na literatura do estado do Espírito Santo e no Banco dos Abrolhos (PINHEIRO et al., 2018) e incluiu 22 espécies endêmicas do Brasil (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 1*).

O maior número de espécies somando todas as campanhas (Ano 1 ao Ano 3) foi observado na zona controle – PARNA Abrolhos (C4, n=82) seguido por Guarapari (C6, n=78), APA Costa das Algas (I, n=71), Cassurubá (C2, n=67), Esquecidos (C1, n=66), Paredes (C3, n= 61) e Vitória (C5, n=57). Porém, vale destacar que o número de réplicas foi menor em Vitória e Guarapari (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 1*).

No Ano 3 (T4) foi registrado o maior número absoluto de indivíduos em PARNA Abrolhos (C4= 6475), seguido por Esquecidos (C1=6321), Guarapari (C6=2353), Vitória (C5=1823), Paredes (C3=1267), Cassurubá (C2=1202) e APA Costa das algas (I=656) (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 1*). A espécie mais abundante em todas as zonas no norte (C1-C4) foi *Haemulon aurolineatum* (Haemulidae), enquanto que no sul (C5 e C6) *Acanthurus bahianus* (Acanthuridae) foi a espécie mais abundante. Na zona de impacto, a espécie *Anisotremus virginicus* (Haemulidae) foi a mais abundante (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 1, Figura 13*).

De uma forma geral, as menores médias de abundância e biomassa no Ano 3 foram observadas na zona de impacto - APA Costa das algas (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 2 e 6, Figura 5*). Na área norte (I, C1-C4) as assembleias de peixes recifais amostradas na zona de impacto apresentaram diferenças significativas para abundância, riqueza e diversidade (índice de Margalef e *Shannon - Wiener*), comparado com as demais zonas, indicado pelo contraste (I vs C) (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 2-4, Figura 5*). Esse resultado é similar aos resultados apresentados nos relatórios anteriores (Ano 1 e Ano 2). Para abundância, as variações ao longo do tempo também foram significativamente diferentes na zona de impacto comparado às demais zonas de controles, evidenciada pela significância na interação [Tempo x I vs C] (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 2, Figura 5*). Também existe variação em uma menor escala espacial menor, indicado pela variação significativa entre setores dentro das zonas. Mesmo assim, as variações temporais (Ano 1 – Ano 3) entre os setores também exibem diferença significativa no contraste na zona de impacto comparado aos controles (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 2-4, Figura 5*). A composição de comunidade também mostrou diferença significativa na zona de impacto comparado aos controles (I vs C) (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 3*).

Na área sul (I, C5, C6), abundância total e equitatividade de Pielou foram significativamente diferentes no contraste do que nas zonas de controle (I vs C) (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 6 e 8, Figura 5*). Uma variação a pequena escala [S (I vs C)] foi observada para a composição de espécies, riqueza e os índices de diversidade de *Shannon - Wiener* e de Margalef (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 7 e 8, Figura 5*). Para a biomassa as variações de pequena escala somente foram evidentes em alguns anos [T x S (I vs C)] (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 6, Figura 5*).

Considerando a área norte (zona I e C1-C4), a APA Costa das Algas (I) foi constatada uma perda de diversidade de espécies raras ( $^0D$ ) de peixes recifais em relação às zonas Controle (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 5, Figura 6*). Diversidade alfa  $^1D$  e  $^2D$  também foram significativamente

diferentes na zona de impacto comparado às zonas de controles (I vs C) (espécies abundantes e espécies dominantes). Na área sul (zona I, C5, C6), os efeitos do impacto foram evidentes somente a pequena escala [S (I vs C)] (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 9, Figura 6*). Essa distribuição desproporcional entre espécies raras e comuns pode ser um indicativo de fragilidade das comunidades de peixes recifais, indicando vulnerabilidade à distúrbios, como impactos antrópicos e mudanças climáticas (GASTON, 1994; FLATHER & SIEG, 2007).

Nos três anos de amostragem as espécies mais comuns foram "xira-branca", *Haemulon aurolineatum* (Haemulidae), "cirurgião", *Acanthurus bahianus* (Acanthuridae), e a "donzelinha", *Stegastes fuscus* (Pomacentridae). A maior diferença temporal foi vista na abundância do *Heteropriacanthus cruentatus*, que no Ano 1 (T1) foi uma das espécies mais abundantes na zona de impacto, porém no T2, Ano 2, Ano 3 não foi observado. Fora isso, a composição de espécies foi similar entre os três anos (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 1, Figura 11 e 12*).

Em geral, as assembleias de peixe recifais em Espírito Santo e Abrolhos são parecidos em termos de estrutura e ocorrência de espécies (PINHEIRO et al., 2018), e as diferenças identificadas aqui podem indicar um princípio de desestruturação local nas comunidades principalmente na APA Costa das Algas (Impacto) (UNDERWOOD, 1991; GLASBY 1996; BENEDETTI-SECHI et al. 2001) (*Material suplementar A7MICS6, Figura 6*). A estrutura das assembleias em todas as demais zonas - Esquecidos (C1), Cassurubá (C2), Paredes (C3) PARNA Abrolhos (C4), Vitória (C5) e Guarapari (C6) - mostraram muita sobreposição (NMDS; Stress 0,236 na área norte (I, C1-C4) e 0,226 na área sul (I, C5 e C6) (*Material suplementar A7MICS6, Figura 7-9*) indicando uma composição de espécies nas amostras muito similar. Apenas a APA Costa das Algas (I) teve uma distribuição um pouco diferente e menor no espaço multivariado, na área sul e área norte, mostrando que a variação entre as réplicas nessa zona foi menor (*Material suplementar A7MICS6, Figura 7*). Apesar de haver variação na composição e abundância de peixes recifais ao longo dos anos (Ano 1 - Ano 3), esse padrão de variação se manteve ao longo dos anos (*Material suplementar A7MICS6, Figura 8 e 9*). Ressalta-se que os NMDS têm que ser interpretados com cuidado, devido ao alto valor de stress.

Outros fatores como estrutura do recife e cobertura de bentos, também influenciam na distribuição de espécies em menores escalas espaciais (COKER et al., 2014; VAN LIER et al., 2018). Esses efeitos são normalmente espécie-específicos. Nas zonas amostradas, uma das espécies mais comuns, *Halichoeres poeyi* (Labridae) foi influenciada positivamente pela cobertura de diferentes tipos de macroalga, e *Sparisoma axillare* (Labridae: Scarinae), *Scarus trispinosus* (Labridae: Scarinae) e *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae) correlacionadas com a cobertura da matriz epilítica de algas (EPAM) e alga calcária articulada em combinação com distância para o Rio Doce (RDA;  $R^2 = 0,156$ ) (*Material suplementar A7MICS6, Figura 10*). Os primeiros cinco eixos foram significativos e explicaram 87,9% da variação dos dados de abundância e indicou que a variável "Distância para Rio Doce" foi uma das variáveis que melhor explicou a composição de assembleia de peixes recifais das zonas amostradas.

Com relação aos grupos tróficos, a abundância de peixes herbívoros-detritívoros, herbívoros territorialistas e invertívoros na área norte (I e C1-C4) foi significativamente diferente na zona de impacto quando comparada à todas as zonas Controles [I vs C] (*Material suplementar A7MICS6, Figura 11-12, Tabela 10-18*). A abundância de herbívoros territorialistas foi significativamente menor na zona de impacto comparada as zonas de controle exceto C3 (teste *Pair-wise*). Apenas o grupo planctívoro-onívoro apontou diferenças significativas temporais a fina escala entre a zona de impacto e os controles [T x S (I vs C)] (*Material suplementar A7MICS6, Figura 12, Tabela 15*). Por outro lado, a biomassa dos grupos tróficos de peixes não apresentou diferenças significativas entre a zona de impacto e os controles (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 10-18*). Enquanto na área sul (I e C5-C6) a abundância de invertívoros móveis e invertebrados sésseis foram os únicos que responderam ao contraste [I vs C] (*Material suplementar A7MICS6, Figura 12, Tabela 22 e 27*), enquanto os grupos tróficos piscívoros, herbívoros detritívoros, herbívoros e onívoros/planctívoros foram significantes na interação com os setores [S (I vs C)] (*Material suplementar A7MICS6, Figura 11 e 12, Tabela 19-27*). e os planctívoros sofreram influência adicional do tempo [T x S (I vs C)] (*Material suplementar A7MICS6, Figura 11, Tabela 24*).

É comum na literatura diferenças significativas na abundância, biomassa e comprimento de peixes recifais, na comparação entre locais em que a pesca é permitida e locais de proteção, conhecido como Efeito da Área Marinha Protegida (AMP) (HARMELIN-VIVIEN et al., 2008; HACKRADT et al., 2014). Localmente, BRUCE et al. (2012) descrevem que a biomassa de peixes é menor nos recifes desprotegidos (fora da área do PARNA Abrolhos) em comparação com as áreas protegidas por fiscalização. Os resultados obtidos pelo presente projeto também evidenciam uma biomassa 4,3 vezes maior no PARNA Abrolhos (C4) (zona protegida) quando comparada à APA Costa das Algas (zona de impacto) ( $335,7 \pm 73,7 \text{ g/m}^2$  e  $76,6 \pm 15,2 \text{ g/m}^2$ , respectivamente (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 1*). Embora a APA Costa das Algas também seja uma Unidade de Conservação assim como o PARNA Abrolhos, esta última, além de ser uma unidade de proteção integral enquanto a APA é de uso sustentável, apresenta forte fiscalização e controle, influenciando diretamente na sua efetividade de proteção. Outras atividades além da pesca, como produção de celulose, carcinicultura, dragagem, navegação e exploração do petróleo, podem também influenciar os ecossistemas costeiros. Os efeitos cumulativos de atividades antropogênicas ainda são pouco compreendidos, inclusive os efeitos sinérgicos desses impactos com a chegada da lama proveniente do Rompimento da Barragem, o que demonstra a necessidade de um monitoramento contínuo.

As assembleias de peixes recifais em Esquecidos (C1) foram similares às de Cassurubá, Paredes e PARNA Abrolhos (C2, C3 e C4), com menor biomassa para alguns grupos considerados alvos da pesca, mas com algumas espécies apresentando maiores abundâncias nos Esquecidos (C1) do que nos recifes costeiros do Banco dos Abrolhos, Cassurubá e Paredes (C2 e C3) (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 1*). Guarapari (C6) apresentou uma assembleia de peixes recifais diversa, com presença de espécies (ex. *Clepticus brasiliensis* e *Bodianus rufus*) que não foram observadas nas zonas da porção norte (C1 – C4). Isso pode ser relacionado a uma influência de águas oceânicas que

trazem uma maior abundância de zooplâncton, visto que essas espécies apresentam uma dieta planctívora durante a vida toda ou na fase juvenil (FROESE & PAULY 2019).

Dentre as dez espécies mais abundantes em todas as zonas, duas não foram registradas na zona de impacto (*Ocyurus chrysurus* e *Abudefduf saxatilis*) durante nenhum ano do monitoramento. *Haemulon aurolineatum*, *Heteropriacanthus cruentatus* e *Acanthurus bahianus* foram as espécies mais abundantes observadas nessa zona durante todos os anos de monitoramento (*Material suplementar A7MICS6, Figura 13*). O *H. cruentatus* somente foi observado no Ano 1 no T2 (agosto, 2019).

As oito espécies que foram escolhidas para avaliação dos padrões populacionais, exibiram padrões distintos. O sargentinho, *Abudefduf saxatilis* (Figura 590A-C) e o cirurgião *Acanthurus bahianus* (Figura 590D-F), duas das espécies mais comuns na costa brasileira, foram encontrados em abundância em todas as demais zonas, porém em quantidades muito inferiores na zona de impacto. Vale destacar que nas duas zonas de controle no Sul (C5 e C6), registrou-se alta abundância dessas espécies. O góbio-neon, *Elacatinus figaro*, apresentou maiores abundâncias registradas no C1, mas maior biomassa no C4, indicando a presença de indivíduos de maiores tamanhos (classe 3-4 cm) nessa zona em comparação com C1, onde também foi abundante. Na zona de impacto nenhum indivíduo foi observado durante o Ano 3 (T4) (Figura 590G-I) e no Ano 1 (T1) somente dois indivíduos foram registrados. Nas outras zonas ao sul, *E. figaro* também esteve ausente. O grama, *Gramma brasiliensis*, espécie de grande importância para a aquariorfilia, seguiu padrão de ocorrência semelhante ao neon, com maiores abundâncias e também biomassas nos Esquecidos (C1), e ausente na zona de impacto e as outras zonas no sul Vitória e Guarapari (C5 e C6) (Figura 590J-L). Ambas as espécies tiveram baixa abundância em Guarapari (C6) no Ano 2 (T3), *G. brasiliensis* não foi observado na zona de impacto (APA Costa das Algas) durante os três anos de monitoramento.

Já para o dentão, *Lutjanus jocu*, observou-se uma maior abundância em Cassurubá (C2) seguido por Esquecidos (C1), enquanto na zona de impacto são predominantemente juvenis e sub-adultos (Figura 591A-C). O badejo-quadrado, *Mycteroperca bonaci*, foi mais abundante em PARNA Abrolhos (C4), seguido de Esquecidos (C1). Mas PARNA Abrolhos (C4) foi a única zona em que todas as classes de tamanho foram encontradas, indicando uma boa estrutura populacional. Nenhum indivíduo foi registrado na zona de impacto no Ano 3 (T4) (Figura 591D-F). Durante todos os anos de monitoramento, somente um indivíduo foi registrado na zona de impacto. Esse padrão claramente demonstra a importância de áreas protegidas para essa espécie. A guaiúba, *Ocyurus chrysurus*, esteve bem representada em número em todas as zonas, exceto no Impacto e em Vitória (C5) apresentando maior biomassa em PARNA Abrolhos (C4) (Figura 591G-I). Outra espécie não observada na zona de impacto, Vitória e Guarapari (C5 e C6), foi o budião-azul, *Scarus trispinosus*, que apresentou médias de abundância e biomassa crescentes desde o Esquecidos ao PARNA Abrolhos (C1 ao C4), sendo nesta última zona presente em todas as classes de tamanho; vale ressaltar a predominância de indivíduos juvenis (0-15 cm) nos recifes costeiros de Cassurubá e Paredes (C2 e C3) (Figura 591J-L). Nenhuma diferença foi observada na abundância, biomassa ou tamanho dessas espécies durante o Ano 3 comparado aos anos anteriores.

As espécies raras servem como indicadores da estrutura de comunidades pela necessidade de recursos específicos e nichos ecológicos restritos (FLATHER & SIEG, 2014) (*Material suplementar A7MICS6, Figura 6, Tabela 5 e 9*). A perda destas espécies pode acarretar profundas mudanças estruturais nas assembleias de peixes afetando a riqueza e a redundância funcional dos ecossistemas marinhos (COTTINGHAM et al., 2001; MOULLIOT et al., 2013). Por exemplo, uma espécie rara que não foi observada na zona I, foi o *Balistes vetula*. Espécies da família Balistidae são importantes predadores de ouriços, que em cenários sem predadores podem alterar a estrutura bentônica por causa da alta taxa de herbívora (MCCLANAHAN & MUTHIGA, 2016).

A perda de espécies comuns está relacionada a baixa abundância de *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae), Acanthuridae (*A. bahianus*, *A. chirurgus* e *A. coeruleus*) e *Sparisoma axillare* (Labridae: Scarini) na zona de impacto comparada às demais zonas Controle. *Abudefduf saxatilis* é uma espécie bastante comum ao longo da costa brasileira, e não é alvo da pesca; por esse motivo sua ausência chama a atenção. Essa espécie pertence ao grupo trófico onívoro-planctívoro, que apresentaram um impacto negativo da turbidez e sedimentação em estudos recentes (JOHANSEN & JONES, 2013, MOUSTAKA et al., 2018). Os peixes herbívoros-detritívoros, outro grupo com baixa abundância e biomassa na zona de impacto, inclui espécies muito comuns como os acanturídeos e *Sparisoma axillare*, assim como espécies ameaçadas de extinção pela sobrepesca como o budião-azul, *S. trispinosus*, maior espécie de peixe papagaio no Brasil (IUCN, 2020). Os peixes herbívoros-detritívoros são um elo importante entre microrganismos, detritos, plantas e os níveis mais altos da cadeia trófica (WILSON et al., 2003, CHOAT, ROBBINS & CLEMENTS, 2004). Eles também desempenham um papel funcional importante nos sistemas de ambientes recifais, no ciclo de sedimento e na dinâmica entre as algas e corais, por isso se faz necessária uma maior atenção para esse grupo. É possível que a pesca combinada com o Rompimento da Barragem resultou em efeitos cumulativos, acentuando a redução desse grupo trófico. Altas taxas de sedimento normalmente impedem o forrageamento de peixes herbívoros-detritívoros (BELLWOOD & FULTON, 2008; GOATLEY & BELLWOOD, 2012, GOATLEY et al., 2016). A zona de impacto é sujeita a um nível naturalmente alto de sedimentação por causa da evasão fluvial, especialmente quando comparada às zonas localizadas mais afastadas da costa (ex. Esquecidos e PARNA Abrolhos C1 e C4). Tendo em vista que a turbidez e a sedimentação aumentaram consideravelmente depois do Rompimento da Barragem, como constatado no relatório do Ano 1 (2019), a descida dos rejeitos da lama pode ser também um fator impactante para esse grupo. A distribuição espacial de peixes herbívoros já foi usada como *proxy* para mapear resiliência (i.e., capacidade de um sistema de resistir à distúrbios) de sistemas recifais (CHEAL et al., 2013; KNUDBY et al., 2013). É possível que os sistemas recifais da zona de impacto já tenham sofrido com alterações na comunidade bentônica e, portanto, possuem baixa resiliência, ou uma capacidade limitada de lidar com distúrbios por causa da possível perda desse grupo. Esses padrões estão se mantendo no monitoramento no Ano 3, sem nenhum aumento em abundância ou biomassa nesses grupos (*Material suplementar A7MICS6, Tabela 11, 12, 20 e 21, Figura 11*). Esse resultado também é visível em Vitória e Guarapari (C5 e C6), onde provavelmente está relacionado com a pesca, pois *S. trispinosus* era comum especialmente em Guarapari antigamente (pers. com. J. Gasparini). O grupo herbívoro-territorialista também ocorreu com baixa abundância na



zona de impacto. Esse grupo inclui *Stegastes fuscus* e *Stegastes variabilis*, que são comuns na costa Brasileira também, e podem ocorrer em alta abundância em recifes rasos (FERREIRA et al., 1998). Grupos tróficos com maior abundância e biomassa na zona de impacto são peixes invertívoros, planctívoros (principalmente *Decapterus* spp e *Chromis multilineata* nos setores na parte sul na zona de impacto) e do grupo piscívoro-invertívoro (principalmente *Holocentrus adscensionis*). Vale ressaltar que a falta de planctívoros no banco de Abrolhos é uma característica típica das assembleias de peixe dessa área (e.g. FRANCINI-FILHO & LEÃO DE MOURA, 2008).

Figura 590: Abundância, Biomassa e estrutura por classes de tamanho de espécies comuns, grupo funcional essencial e raras amostradas nas zonas de estudo no T4 (Ano 3). *Abudefduf saxatilis* (A-C) (comum), *Acanthurus bahianus* (comum) (D-F), *Elacatinus figaro* (espécie limpadora) (G-I) e *Gramma brasiliensis* (raro) (J-L).

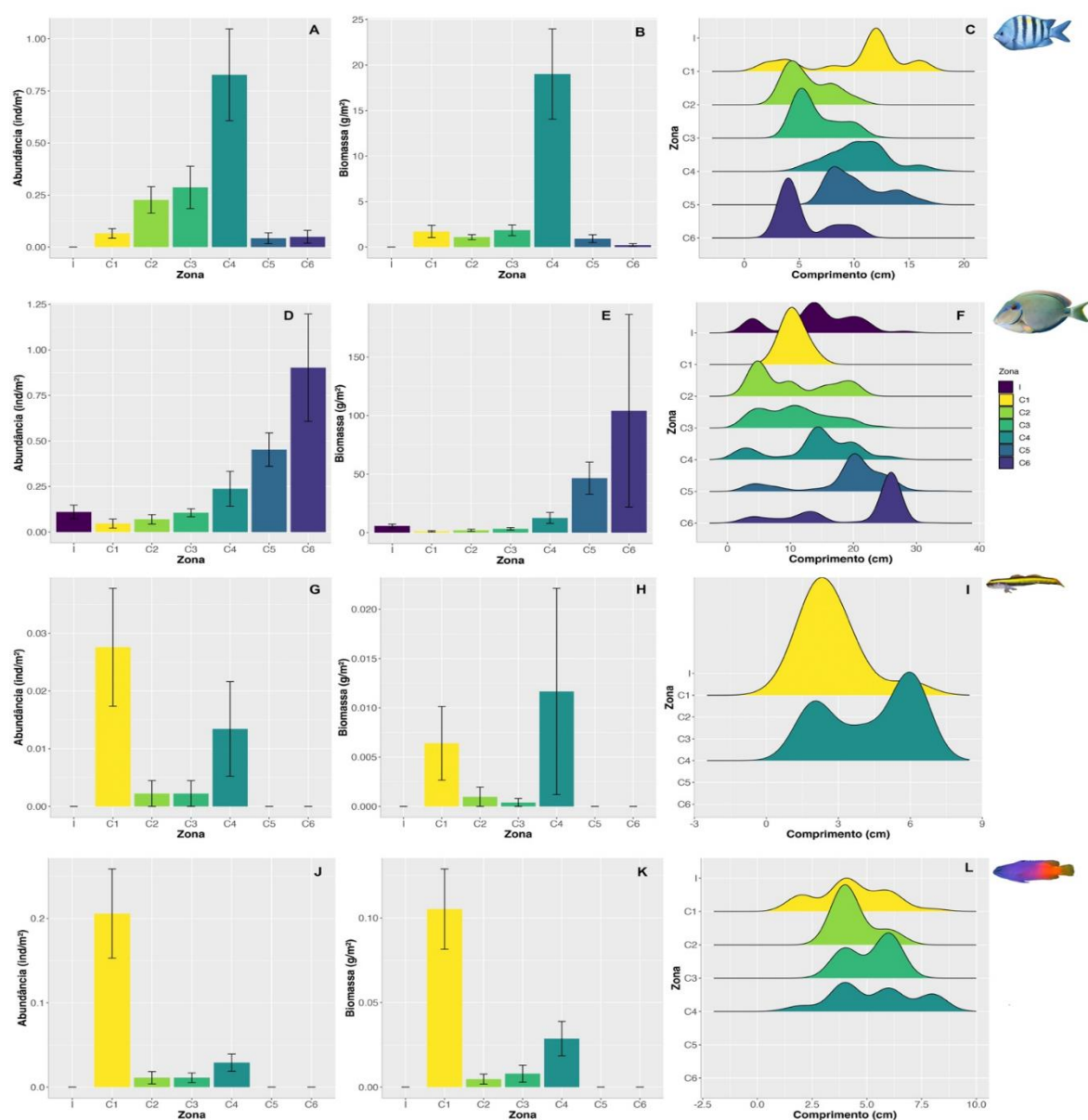
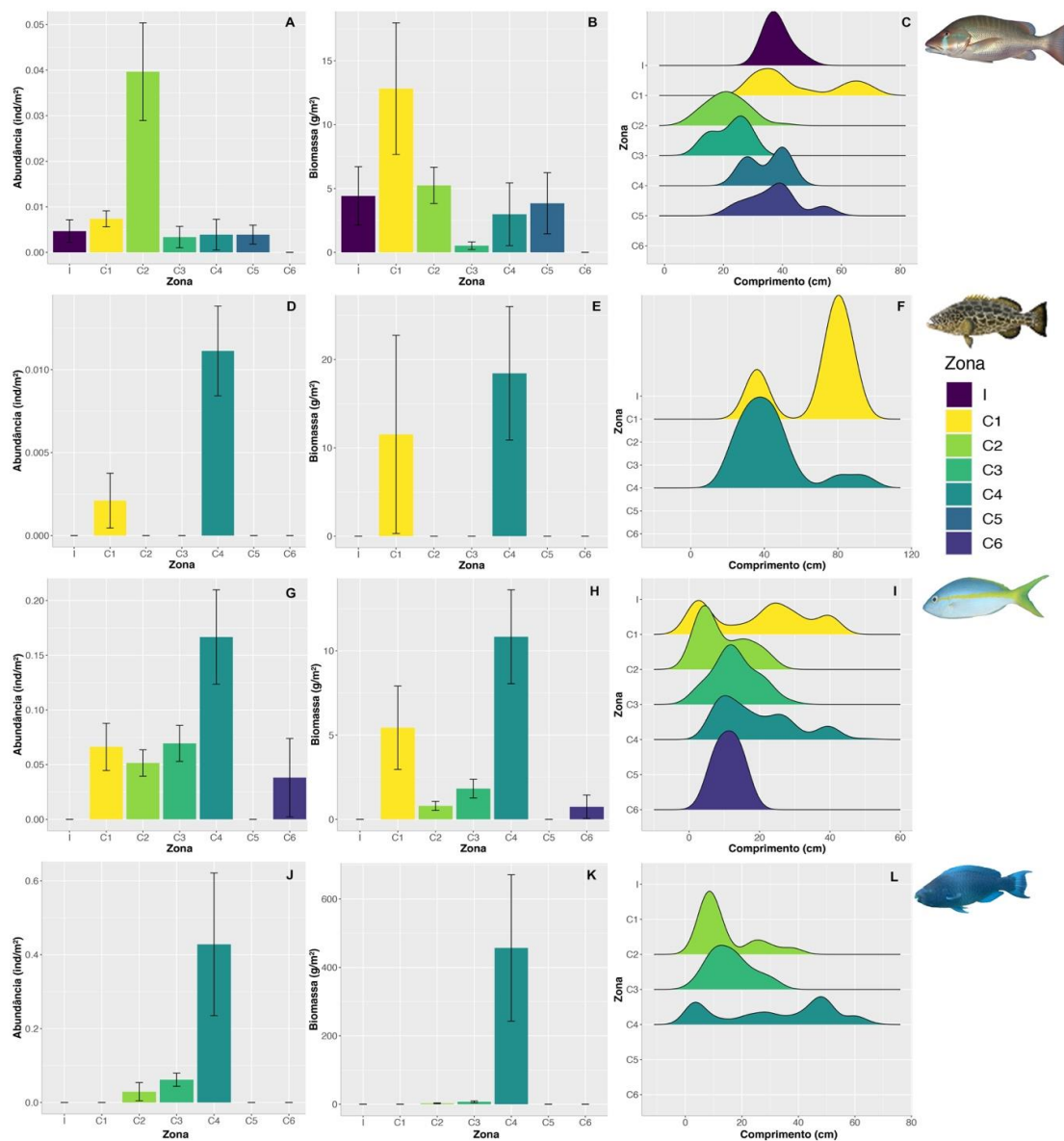




Figura 591: Abundância, Biomassa e estrutura por classes de tamanho de espécies sob algum nível de ameaça (IUCN/445) e valor econômico amostradas nas zonas de estudo do T4 (Ano 3). *Luţjanus jocu* (valor econômico) (A-C), *Mycteroperca bonaci* (espécie ameaçada) (D-F), *Ocyurus chrysurus* (valor econômico) (G-I) e *Scarus trispinosus* (espécie ameaçada) (J-L)



#### 4.7.2 genética de populações e diversidade genética

O indicador diversidade genética se mostrou de extrema importância na verificação da capacidade de adaptação dos peixes estuarinos e recifais às mudanças ambientais ocasionadas pelo Rompimento da Barragem de Fundão.

Ao longo dos três anos de monitoramento foram obtidos 1111 (mil cento e onze) amostras de tecido de oito espécies de peixes recifais em 4 grandes áreas distribuída ao longo de um gradiente Norte/Sul da foz do Rio Doce e 1335 (mil trezentos e trinta e cinco) amostras de tecido de oito espécies de peixes

estuarinos coletados em cinco estuários da Região do Espírito Santo (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 1*). Os valores equivalem a respectivamente 75% das amostras de peixes estuarinos e 65% das amostras de peixes recifais necessários para as análises de diversidade genética, conforme proposto no TR4 referente ao indicador diversidade genética. As amostragens do Ano 3 foram influenciadas pela situação pandêmica global (COVID -19), o que impossibilitou as visitas mensais aos desembarques pesqueiros e as coletas nos estuários (*Material suplementar A7MICS7, Figura 1*).

#### 4.7.3 Região controle do DNA mitocondrial – DLOOP

O DNA mitocondrial (mtDNA) é uma ferramenta molecular amplamente utilizada em estudos filogenéticos devido seu caráter conservativo e aplicada na detecção de efeitos da poluição na diversidade genética (MUSSALI-GALANTE et al., 2014; FERRANTE et al., 2017; QUINA et al., 2019). Todavia, para este monitoramento a região de controle não codificante (*Dloop*) do mtDNA não se mostrou eficaz na resolução do indicador diversidade genética, principalmente na escala espacial trabalhada no PMBA/Fest-RRDM. Dentre as causas está a possibilidade do iniciador (*primer*) utilizado, amplificar a região central conservada (CCD) e impossibilitar a verificação do grau de variabilidade genética presente nas espécies e consequentemente inferir sobre a diversidade. Com esta fragilidade técnica optou-se por seguir os estudos e aprimorá-los apenas com marcadores microssatélites, até que novos iniciadores espécie-específicos codificantes do terço variável da região controladora do DNA mitocondrial sejam desenhados.

#### 4.7.4 Microssatélites

Os marcadores microssatélites foram utilizados para avaliar a possível perda de diversidade genética em peixes recifais e estuarinos ao longo do gradiente Norte/Sul da foz do Rio Doce, região impactada pelo Rompimento da Barragem de Fundão. Microssatélites são amplamente utilizados para se estimar parâmetros genéticos fundamentais para conservação, como o tamanho efetivo populacional e constatar se as populações sofreram recente redução no tamanho populacional - *bottlenecks* (HERDRICK, 2004), além de evidenciar estrutura de população,

Dentre as medidas da biodiversidade, a diversidade genética é uma medida que indica a variação genética dentro de cada espécie, tanto entre populações como entre os indivíduos de uma dada população, indicando uma forma das populações se adaptarem dentro de ambientes em mudanças. Outros componentes da diversidade genética, são os alelos privados e a riqueza alélica. Os alelos privados são considerados exclusivos de cada uma das populações estudadas, e a riqueza alélica indica o número de alelos diferentes segregando em uma população. Adicionalmente o desvio significativo do equilíbrio de *Hardy-Weinberg* (HWE) - diferença entre a heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ) - indica a ocorrência de processos evolutivos na população como por exemplo, migração, mutação, seleção e *bottlenecks* (HILSDORF & HALLERMAN, 2017).

Até o presente momento, foram analisadas três espécies de peixes recifais (*Cephalopholis fulva*, *Lutjanus analis* e *Epinephelus morio*) e quatro espécies de peixes estuarinos (*Lycengraulis grossidens*, *Pellona harroweri* e *Trinectes paulistanus* e *Larimus breviceps*).

As espécies estuarinas, assim como no Ano 2, se mantiveram indicando maior variação espacial na diversidade genética. Foram genotipados 48 *loci* no total para as quatro espécies, destes, foram considerados informativos oito *loci* para *L. grossidens*, 11 *loci* para *L. breviceps*, nove para *P. harroweri* e 11 locus para *T. paulistanus*. Os alelos nulos apresentaram frequências baixas a médias nos *loci* microssatélites, variando de 0,139 para *L. grossidens*, 0,0831 para *L. breviceps*, 0,069 para *P. harroweri* e 0,077 para *T. paulistanus*. (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 2*). As frequências médias de alelos nulos por área variaram de 0,038 para Caravelas a 0,186 para São Mateus (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 2*), indicando que não há interferências dos alelos nulos sobre a avaliação da população nas quatro espécies aqui avaliadas conforme DAKIN & AVISE (2004), DEUS et al. (2020). Os *loci* que apresentaram valores de Conteúdo de Informação Polimórfica (PIC; descrito por BOTSTEIN et al. 1980) entre 0,25 e 0,50 são considerados de confiabilidade moderada e, portanto, devem ser analisados com cautela. Deve-se ressaltar que nos casos de pouca variabilidade alélica tem-se elevado nível de homozigotos, que podem ocorrer devido à presença de endogamia nas populações (BOTSTEIN et al. 1980; VIERA, 2014).

Quando verificado os alelos privados a espécie *L. grossidens* apresentou um total de 345 alelos, seguido por *P. harroweri* com 287 alelos, *T. paulistanus* com 282 alelos e *L. breviceps* com 186. A área do Rio Doce apresentou maior concentração de alelos privados para (*T. paulistanus* e *L. grossidens*), para *L. breviceps* a área com maior concentração de alelos privados foi o Rio Caravelas, e para *P. harroweri* a concentração foi maior no Rio São Mateus. (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 3*). Ao que se refere à riqueza alélica, um parâmetro informativo sobre mudanças do passado demográfico das populações (LEBERG, 2002), *L. grossidens* apresentou média de 9,172, seguido de *P. harroweri* com 6,400, *T. paulistanus* com 4,505 e *L. breviceps* com 3,732. (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 3*).

Quando verificado os alelos privados a espécie *L. grossidens* apresentou um total de 345 alelos, seguido por *P. harroweri* com 287 alelos, *T. paulistanus* com 282 alelos e *L. breviceps* com 186. A área do Rio Doce apresentou maior concentração de alelos privados para (*T. paulistanus* e *L. grossidens*), para *L. breviceps* a área com maior concentração de alelos privados foi o Rio Caravelas, e para *P. harroweri* a concentração foi maior no Rio São Mateus. (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 3*). A espécie com maior riqueza alélica foi *L. grossidens* com média de 9,172, seguido de *P. harroweri* com 6,400, *T. paulistanus* com 4,505 e *L. breviceps* com 3,732. (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 3*). O cálculo da riqueza alélica leva em consideração o tamanho das amostras por área amostral, desta forma houve o aumento de riqueza alélica entre os Anos 2 e 3 em todas as espécies estuarinas estudadas. (*Material suplementar A7MICS7, Figura 2*)

Com base na diferença entre a heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ), foi verificado desvio significativo do equilíbrio de *Hardy-Weinberg* (HWE) em todas as espécies estuarinas, variando de 75%

de *loci* em desequilíbrio para *Pellona harroweri*, 67% em *Lycengraulis grossidens*, 55% em *Larimus breviceps* 27% em *Trinectes paulistanus*, em todos os quatro estuários amostrados (exceto para Caravelas com *T. paulistanus*). Ao avaliar os dados apresentados no Ano 2, é possível assumir que a inserção de novas amostras nas análises como também uma nova espécie, a variação no desequilíbrio foi alterada com diminuição nos *loci* em HWE. (Material suplementar A7MICS7, Figura 3)

Nas espécies estudadas o valor para Fst global corrigido foi de 0,025 para *L. grossidens*, 0,085 para *L. breviceps*, 0,127 para *P. harroweri* e 0,081 para *T. paulistanus*. Embora o Fst global tenha sugerido um nível moderado de diferenciação para três das quatro espécies analisadas (*L. breviceps*, *P. harroweri*, *T. paulistanus*), as distâncias genéticas Fst corrigidas pelo método ENA, descrito por CHAPUIS & ESTOUP (2007), não mostraram diferenciação expressiva para todas as espécies estuarinas (Material suplementar A7MICS7, Tabela 4). O FST par a par também indicou variação genética moderada, segundo a definição de Wright (1978), em que valores entre 0,00 e 0,05; 0,05 e 0,15; 0,15 e 0,25 e >0,25 indicam pequena, moderada, alta e elevada diferenciação genética, respectivamente, entre todas as áreas, para todas as espécies exceto *L. grossidens*, onde se observou uma variação moderada apenas entre São Mateus e demais áreas (Material suplementar A7MICS7, Tabela 5).

Os resultados gerados pelo software Structure identificaram para todos as espécies dois possíveis clusters genéticos ( $K = 2$ ), todos com base no maior valor de  $\Delta K$  obtido pelo método de Evanno (EVANNO et al., 2005) (Material suplementar A7MICS7, Figura 3). Os resultados do DAPC também foram altamente consistentes com o agrupamento nas análises do Structure, onde os componentes explicaram 49,5% da variância total para *L. grossidens*, 82,5 % da variância para *L. breviceps*, 52,1 % da variância para *P. harroweri* e 67 % da variância para *T. paulistanus*. (Material suplementar A7MICS7, Figura 4 e 5).

Análise de variância molecular (AMOVA) indicou que a maior parte da variação 73 % em *L. breviceps*, 63% em *P. harroweri*, 62 E. morio, ocorre entre os indivíduos, sinalizando que não há suporte estatístico para a diferenciação genética entre as amostras obtidas na hipótese de que o Rio Doce vs Rio Caravelas, Rio São Mateus e Rio Ipiranga (Material suplementar A7MICS7, Tabela 6).

A espécie que apresentou os menores valores de riqueza alélica entre as espécies analisadas, em todos os estuários, foi *L. breviceps* e *T. paulistanus* com 3,77 e 4,50 de média respectivamente. *T. paulistanus* é espécie preferencialmente encontrada em mangues e estuários (CERVIGÓN et al., 1992; CARVALHO FILHO, 1999), e que apresenta uma série de características únicas a ordem Pleuronectiformes (linguados), dentre elas o hábito bentônico e a maior dependência com o substrato, o que os tornam especialmente vulneráveis a alterações do substrato, como o leito estuarino (TALLQVIST et al., 1999; BREITBURG, 2002; BELL & EGGLESTON, 2005). BONECKER et al. (2019) aponta para a presença de sedimento avermelhado em assembleias de larvas de peixes da área costeira afetadas pelos rejeitos da lama após o Rompimento da Barragem.

*Larimus breviceps* é uma espécie abundante e comercialmente importante ao longo da costa brasileira (NASCIMENTO et al., 2020). A espécie normalmente habita águas costeiras ou estuários sobre fundos de lama arenosa em profundidades de até 50 m (BESSA et al., 2013). De acordo com BESSA et al. (2013), os fundos lamacentos de águas rasas em enseadas e estuários são locais de berçário importantes para o desenvolvimento tardio dos juvenis.

O hábito de vida destas duas espécies estuarinas pode estar diretamente ligado aos valores encontrados neste estudo e consequentemente ao Rompimento da Barragem de Fundão, uma vez que, os quatro estuários amostrados foram impactados diretamente e com maior intensidade pela pluma com maior densidade da lama de rejeito, diferentemente da plataforma marinha adjacente (Mapa 3 - Nota Técnica nº 23/2017/Tamar-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio).

Para as espécies recifais analisadas, inicialmente foram genotipados o total de 28 *loci* para as três espécies (dez *loci* para *L. analis*, oito *loci* para *C. fulva* e nove *loci* em *E. morio*), destes, foram considerados informativos oito locus para *L. analis*, seis locus para *C. fulva* e nove para *E. morio*. Os *loci* foram removidos das análises posteriores por serem considerados monomórficos. Os alelos nulos apresentaram frequências baixas a médias nos *loci* microssatélites, variando de 0,062 para *L. analis*, 0,012 para *C. fulva* e 0,171 para *E. morio* (Material suplementar A7MICS7, Tabela 7). Desta forma, com frequências médias inferiores a 20% os alelos nulos não interferiram nas avaliações das populações (DAKIN & AVISE 2004; DEUS et al., 2020). Já o Conteúdo de Informação Polimórfica (PIC) indicou valores acima de 0,5 para os marcadores moleculares utilizados nas espécies recifais, indicando alta confiabilidade das informações obtidas em cada *loci* microssatélite (Material suplementar A7MICS7, Tabela 7)

A espécie *E. morio* apresentou um total de 317 alelos privados, seguido por *L. analis* com 108 e *C. fulva* com 30, sendo a Área 1 a que apresentou maior concentração de alelos privados nas três espécies estudadas. Já o componente riqueza alélica, indicou *L. analis* como a espécie com maiores valores médios de 10,170, seguido de *E. morio* com 4,700 e *C. fulva* com 2,578 (Material suplementar A7MICS7, Tabela 8). Ao comparar aos resultados obtidos no Ano 2 (RRDM, 2020), é possível verificar a diminuição nos valores médios da riqueza alélica devido a inserção de indivíduos no N amostral e da revisão de *loci* utilizados, uma vez que os valores obtidos levam em consideração diferenças no tamanho da amostra e a média da riqueza alélica entre as quatro áreas amostradas. (Material suplementar A7MICS7, Figura 6). Consequentemente as diferenças entre os valores médios de riqueza alélica que já eram altas quando comparados a literatura, tornaram-se ainda mais acentuadas, onde os nossos dados revelaram uma baixa diversidade genética (*Lutjanus analis* - CARSON et al., 2011; *Cephalopholis fulva* e *Epinephelus* sp. - PORTNOY et al., 2013, *Epinephelus* sp. - WANG et al., 2011).

Dentre as espécies, *E. morio* apresentou maior número de *loci* em desequilíbrio HW por área (69%), seguidos de *L. analis* (50%) e *C. fulva* (21%) devido ao aumento do número amostral em relação aos dados do Ano 2 (RA2020) os valores atribuídos ao HWE nas espécies sofreram modificações, reduzindo sua frequência nas populações estudadas (Material suplementar A7MICS7, Figura 7).



Adicionalmente, nenhum desequilíbrio de ligação foi registrado para qualquer comparação de pares entre os *loci* após a correção de bonferroni.

O valor para Fst global corrigido foi de 0,025 (*L. analis*), 0,25 para *C. fulva* e 0,095 para *E. morio*. Embora o Fst global tenha sugerido um nível moderado de diferenciação apenas para a espécie *E. morio*, as distâncias genéticas Fst corrigidas pelo método ENA não mostraram diferenciação significativa para todas as espécies recifais (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 4*). Já o FST par a par indicou variação genética moderada entre as Áreas 1 + 2 vs Área 3 + 4 (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 9*).

Os resultados gerados pelo software Structure identificaram para *L. analis* e *E. morio* três possíveis clusters genéticos ( $K = 3$ ) e 2 agrupamentos para *C. fulva* ( $K=2$ ), todos com base no maior valor de  $\Delta K$  obtido pelo método de Evanno (EVANNO et al., 2005) (*Material suplementar A7MICS7, Figura 8*). Entretanto, o agrupamento revelado para a espécie *E. morio* se difere das demais por apresentar uma relação estrutural espacial, não revelada para as demais espécies onde os *pools* gênicos encontrados se misturam em todas as localidades amostradas. Os resultados do DAPC também foram altamente consistentes com o agrupamento nas análises do Structure, onde os componentes explicaram 50% da variância total para *L. analis*, 76,8 % da variância para *C. fulva* e 65,5% para *E. morio*. (*Material suplementar A7MICS7, Figura 9*).

A AMOVA mostrou que a maior parte da variação (67,4% *L. analis*, 56,5% *C. fulva* e 46,3% *E. morio*) ocorre dentro dos indivíduos, e a segunda maior variação ocorre dentro das populações. Desta forma não houve suporte estatístico para a diferenciação genética entre as amostras obtidas na área 3 vs as áreas 1, 2 e 4 em decorrência do impacto da lama para as espécies estudadas. (*Material suplementar A7MICS7, Tabela 10*).

A ausência de estruturação genética para *C. fulva* e *L. analis* pode ser atribuída a altos níveis de fluxo gênico devido a características biológicas de ambas as espécies, como alta capacidade de produção larval (HEEMSTRA & RANDALL, 1993; PLANES et al., 1998; WARD, 2000), grande capacidade de dispersão e colonização (NELSON, 2006; HEEMSTRA & RANDALL, 1993) tanto pela fase adulta quanto larval. O período larval pelágico pode ser de até 80 dias em algumas espécies de epinefelídeos (SOUZA et al., 2015; LARA et al., 2009; FREITAS et al., 2015) e de 27 a 37 dias para as espécies de lutjanídeos (SHULZITSKI et al., 2009). Associado a estes fatores, o litoral Atlântico brasileiro está submetido a influência de correntes oceânicas que favorecem a dispersão larval e a consequente homogeneização populacional (SOUZA et al., 2015). Ambas as espécies apresentaram contribuições de *pools* gênicos distintos que se misturam em todas as localidades estudadas ( $k=2$  para *C. fulva* e  $k=3$  para *L. analis*). A migração ativa de adultos e formação de agregação reprodutiva em períodos específicos de desova como é o caso de *L. analis* (CLARO, 1981; ALLEN, 1985; GRAHAN et al., 2008), em um cenário de barreiras físicas ausentes ou reduzidas (AVISE et al., 1987; RIVERA et al. 2004), favorece o encontro de *pools* genéticos distintos. Estes *pools* genéticos, sem relação espacial na área estudada, podem ter sido produzidos pela participação de indivíduos de populações diferentes em



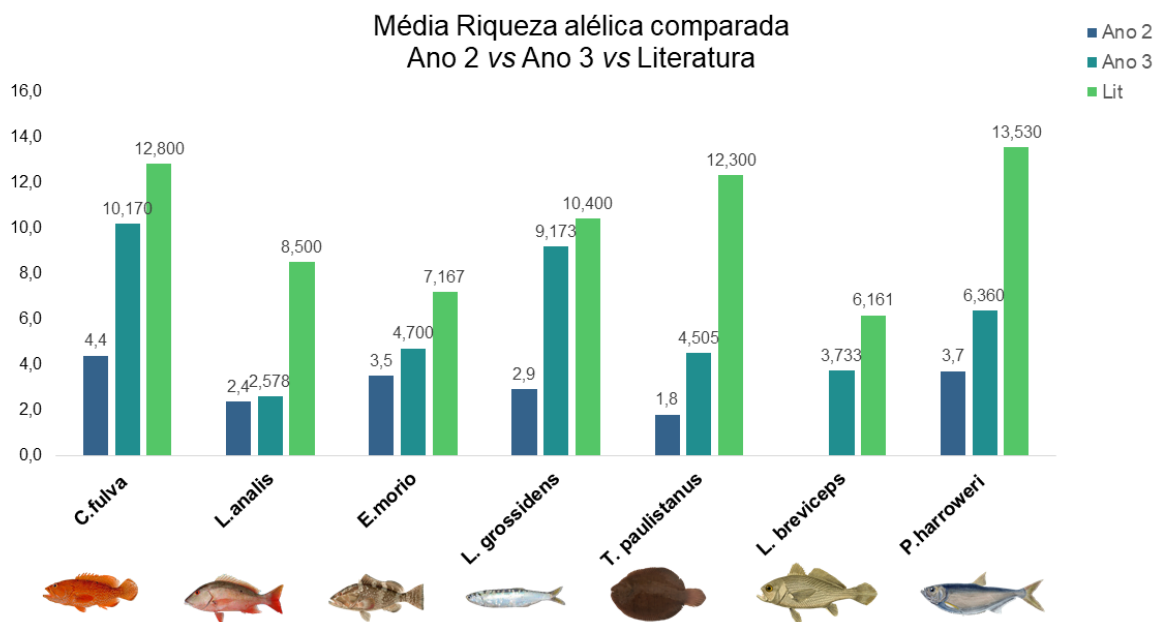
evento reprodutivo único, como ocorre em *C. fulva* (BEZERRA & SILVA, 2011; FILHO et al. 2019), ou em diferentes eventos reprodutivos ao longo do ano, como é o caso de *L. analis* (CARSON et al. 2021). Ambas as espécies descritas acima possuem atividade migratória regular, e acabam por estar sujeitas a efeitos diretos e indiretos de atividades antrópicas, que podem alterar a sua diversidade genética, reduzindo a sua riqueza alélica, como observado neste estudo (PARRISH, 2005). No entanto, não há evidências de que a lama de rejeito possa ter influenciado na redução da riqueza alélica e dado que ambas as espécies são alvo da pesca comercial, acredita-se que a mortalidade pela pesca possa ter contribuído em maior proporção para a redução da diversidade genética observada neste estudo em comparação com dados da literatura.

Já os resultados obtidos para a espécie *E. morio* indicam a possibilidade de dois grupos reprodutivos espacialmente localizados na área de estudo, sendo a área 1 e 2 um *pool* genético que trocam genes livremente entre si e formaram uma base genética com diferença moderada da área 3. Tal resultado pode ser explicado pela existência de agregações reprodutivas locais que atuam na homogeneização de indivíduos das áreas 1 e 2 (*Material suplementar A7MICS7, Figura 8 e 9*) como citado em Freitas (2014), que descreve a extensão do Banco dos Abrolhos como um local de desova desta espécie. Outro fato que pode influenciar na diferenciação genética moderada entre as localidades é a pesca, onde a preferência por peixes maiores (CABALLERO-ARANGO et al. 2013) devido o valor econômico agregado (MULLON et al., 2012), pode ocasionar a sobrepesca de machos em populações protogínicas (SADOVY et al. 1994), como é o caso de *E. morio*. e a excessiva captura de machos pode levar a um rápido declínio no número de indivíduos na população (Moe, 1969), principalmente em espécies de crescimento lento, maturação sexual tardia, vida longa e baixas taxas de mortalidade natural (COLEMAN et al., 1999; JENNINGS et al., 1999; SADOVY DE MITCHESON et al. 2008). Adicionalmente a área 3 sofreu e ainda sofre com os efeitos da chegada da lama de rejeito ao ambiente costeiro e pode ter contribuído para a diferenciação desse *pool* gênico das demais áreas. Esses efeitos antropogênicos como a pesca, mudanças climáticas e perda de habitat (COLEMAN & KOENING 2013) podem afetar seriamente alguns grupos de espécies como as grandes garoupas e ter consequências diretas nas comunidades e ecossistemas costeiros (COLEMAN & KOENING 2013, SADOVY DE MITCHESON et al. 2013), podendo levar a alterações nas frequências alélicas e redução na diversidade genética. Contudo, é necessário manter o monitoramento e melhorar o número amostral em áreas adjacentes para que se confirme a segregação espacial encontrada, assim como verificar se outras espécies de hábitos parecidos apresentam a mesma tendência.

Como componente da diversidade genética, a riqueza alélica identifica o número de alelos diferentes segregado em uma população e é um parâmetro informativo sobre mudanças do passado demográfico das populações (LEBERG, 2002). A riqueza alélica em todas as espécies analisadas neste estudo apresentou valores baixos quando comparados a dados de literatura (Figura 592) (*Platichthys stellatus* - AN et al., 2013; *Lepidorhombus whiffiagonis* e *Lepidorhombus boscii* - CREGO-PIETRO et al., 2013; Engraulidae- YANG et al., 2018; *Pellona castelnaeana* - XIMENES, 2014; *Argyrosomus regius* -

HAFFRAY et al. 2012; *Lutjanus analis* - CARSON et al., 2011; *Cephalopholis fulva* e *Epinephelus* sp. - PORTNOY et al., 2013; *Epinephelus* sp. - WANG et al., 2011).

Figura 592: Média da riqueza alélica nas sete espécies analisadas até o momento (estuarinas e recifais), neste estudo, valores comparados entre o Ano2, Ano 3 e literatura.



Sabe-se que a redução do tamanho efetivo populacional causa uma perda em proporções maiores, sobre a riqueza alélica do que sobre a diversidade genética conforme definida por Nei (1973) (SPENCER et al., 2000) Ressalta-se que a longa exposição à poluição por metais pesados pode afetar a diversidade genética em populações de peixes, favorecendo genótipos resistentes, aumentando taxas de mutação (VAN STRAALLEN et al., 2002), causando gargalo populacional ou alterando fluxo gênico (BOURRET et al., 2008; SANTOS et al., 2013; PARIS et al., 2015; RUMISHA et al., 2016).

#### 4.8 TELEMETRIA ESTUARINA

Considerando o uso do habitat por peixes de interesse comercial e ecológico, em abril e maio de 2021 foi realizada uma campanha intensiva de captura, marcação e rastreamento de robalos *Centropomus parallelus*, por meio de telemetria ativa na região da foz do Rio Doce. Nesta campanha, cinco indivíduos da espécie (CENPAR 41 a 45, *Material Suplementar A7MICS8, Tabela 1*) foram monitorados durante um ciclo lunar completo (aproximadamente 28 dias), no período diurno e noturno. Os indivíduos foram detectados por um período que variou de 2 a 29 dias, quando 81.797 detecções foram registradas. A partir do segundo dia de monitoramento, o indivíduo CENPAR44 foi detectado sempre no mesmo local, sem apresentar nenhuma movimentação até o fim das amostragens, levando a crer que perdeu o

transmissor. Por esta razão, apenas as detecções dos dois primeiros dias foram consideradas para este indivíduo.

O número de detecções durante o dia ( $n = 54.839$ ) foi significativamente maior do que durante a noite ( $n = 26.958$ ) (*PERMANOVA*,  $P = 0,013$ ), indicando maior uso da região estuarina do Rio Doce pelos robalos no período diurno do monitoramento ativo. Entretanto, tal resultado deve ser interpretado com cautela, uma vez que o rastreamento ativo dos indivíduos com uso de embarcação reflete a tendência para os horários definidos de amostragem. Diferentemente, não foram verificadas diferenças no número de detecções entre as fases da lua (*PERMANOVA*,  $P = 0,202$ ).

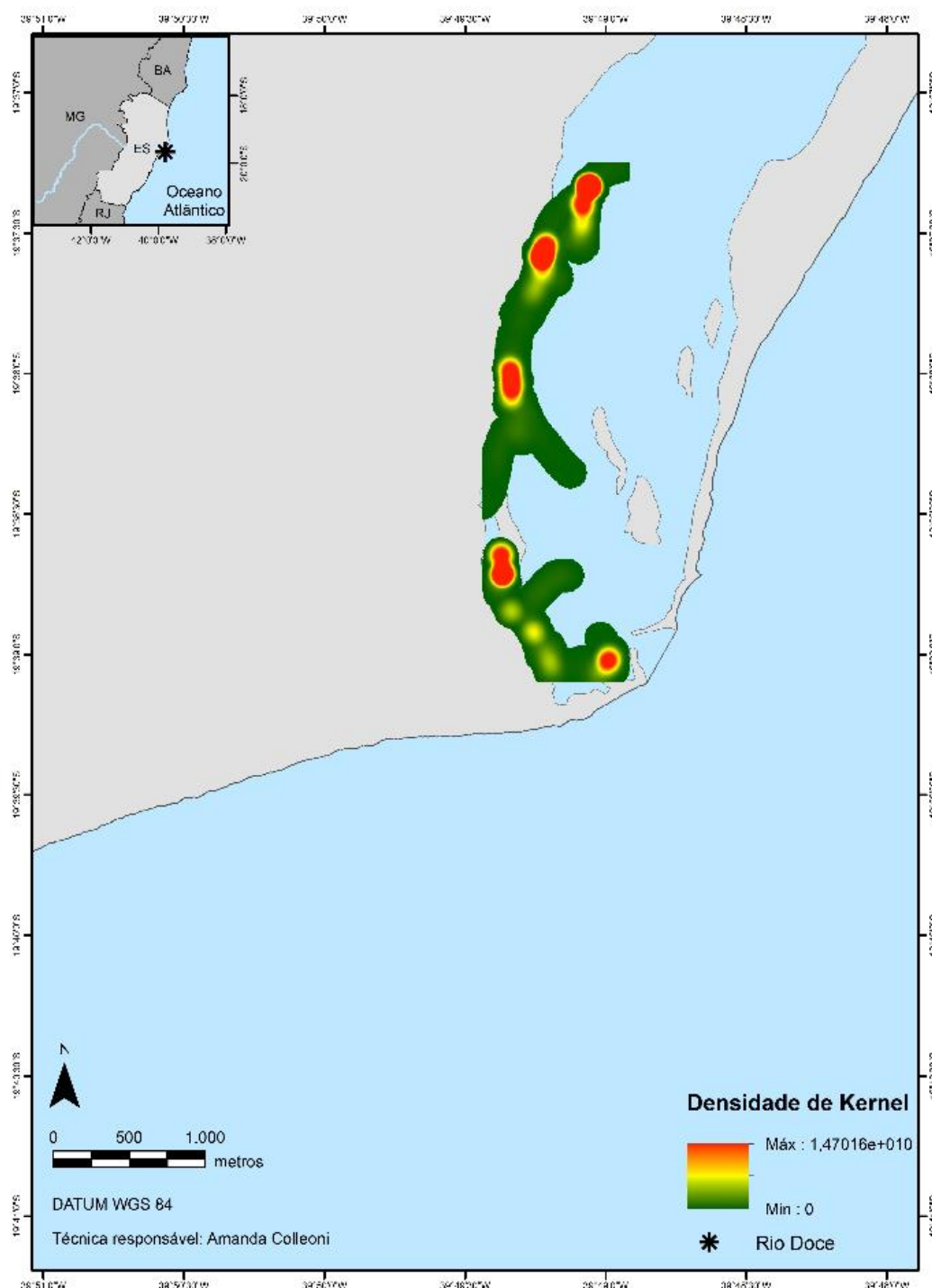
Os atributos de uso do habitat foram calculados para cada indivíduo monitorado ativamente durante o Ano 3 e posteriormente comparados aos dados do Ano 1, uma vez que durante o Ano 2 apenas a telemetria passiva foi realizada. Através do teste de *Mann-Whitney* (para comparação de grupos independentes com distribuição não normal), não foram constatadas diferenças na distância percorrida ( $P = 0,272$ ) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 1*), na área de vida estimada através do KUD 50 ( $P = 0,341$ ) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 2*) e KUD 95 ( $P = 0,283$ ) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 3*) entre os Anos 1 e 3 de monitoramento ativo.

O índice de residência (número de dias em que o indivíduo foi detectado na área de estudo dividido pelo número total de dias de amostragem) também não variou entre os Anos 1 e 3 (*Mann-Whitney*,  $P = 0,396$ ) (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 4*). No entanto, todos os indivíduos monitorados no ano de 2021 apresentaram evidente fidelidade aos locais onde foram capturados, sendo detectados constantemente nos mesmos locais durante toda a campanha amostral. Essa característica de fidelidade a um determinado território reforça a importância da região estuarina da foz do Rio Doce como área de vida para os indivíduos adultos da espécie.

O padrão espacial de detecções dos robalos na foz do Rio Doce no Ano 3 por meio da telemetria ativa (*Figura 593*) foi semelhante aos padrões constatados com a telemetria passiva durante os Anos 1 e 2 do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2020). De modo geral, os robalos foram detectados exclusivamente próximos à margem direita (sul), junto ao canal mais profundo da região estuarina do Rio Doce. O acúmulo de sedimento ao longo do Rio Doce (GOMES et al., 2017) pode estar relacionado a não detecção de indivíduos no leito central e na margem esquerda do rio, indicando que tais áreas não oferecem habitats adequados para a espécie. Desta forma, a restrição de habitats para o robalo na região da foz do Rio Doce pode acarretar maior adensamento dos indivíduos nos canais marginais profundos, facilitando a captura e aumentando a pressão de pesca sobre a população desta espécie.

Por meio da rede de receptores de telemetria passiva (*Material Suplementar A7MICS8, Figuras 5A e B*) foram constatadas diferenças na movimentação dos robalos entre o Rio Doce e o Rio São Mateus (área controle). Durante o período de estudo, não foi verificada migração de indivíduos para montante no Rio Doce, diferentemente do que seria esperado para a espécie (BOUCEK et al, 2019). Além disso, 44% dos indivíduos rastreados no Rio Doce ( $n = 4$ ) migraram para área marinha e não retornaram, o que não ocorreu no Rio São Mateus, onde nenhum robalo foi detectado na área marinha (*Material Suplementar, A7MICS8, Tabela 1*).

Figura 593: Mapa da foz do Rio Doce apresentando a densidade estimada de Kernel através da telemetria ativa em 2021. As cores correspondem às densidades de detecções em cada local



O fato dos robalos no Rio Doce saírem para área marinha e não retornarem pode ser um indicativo de condições ambientais não favoráveis à espécie. Desta forma, para determinar o efeito dos fatores abióticos na presença e ausência dos robalos na foz do Rio Doce foram utilizados Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM) com uma estrutura de erro binomial e função de link logit, a partir das detecções da telemetria passiva (março de 2019 a fevereiro de 2020) juntamente com os dados de turbidez, pH, salinidade (i.e., condutividade) e temperatura da água, obtidos da estação automática

RDO-16 (PMQQS, 2021). Para detalhamento dos modelos e dados utilizados consultar na Metodologia consultar o *Material Suplementar A7MICS11*. Um total de 40 GAMMs foram gerados e avaliados (*Material Suplementar A7MICS8, Tabela 2*). Dentre as variáveis preditoras, a salinidade foi a única variável que, em comparação ao modelo nulo (apenas o intercepto), não melhorou o ajuste do modelo, conforme o critério de informação de Akaike (AIC) (*Material Suplementar A7MICS8, Tabela 2*). Desta forma, a salinidade não foi incluída nos modelos contendo mais que uma variável preditora. O modelo com o melhor ajuste ao conjunto de dados ( $R^2\text{-adj} = 0,345$ ; AIC= 1563) incluiu as variáveis turbidez (log-transformada), temperatura da água e número de dias após a marcação (raiz-transformada) (*Material Suplementar A7MICS8, Tabela 2*).

O GAMM selecionado indicou que a presença dos robalos na foz do Rio Doce foi afetada significativamente pelos níveis locais de turbidez (GAMM, termos (turbidez):  $edf = 3,53$ ;  $P < 0,001$ ). Os resultados demonstraram uma relação não linear entre a probabilidade de presença dos robalos e a turbidez na foz do Rio Doce; níveis de turbidez acima de 220 NTU (i.e., EXP (5,4 NTU)) reduziram significativamente a presença dos robalos no local; enquanto níveis menores que esse não foram significativos (Figura 594A). Embora os indivíduos monitorados tenham respondido de maneira distinta aos termos do modelo (GAMM, termos (ID):  $edf = 3,62$ ;  $P < 0,001$ ) e à turbidez (GAMM, termos (ID, turbidez):  $edf = 4,18$ ;  $P < 0,001$ ), o efeito negativo dos elevados níveis de turbidez (>220 NTU) na presença dos robalos foi consistente à nível de população. Além disso, o GAMM indicou que o efeito da turbidez na presença dos robalos na foz do Rio Doce foi superior ao efeito observado para os demais preditores do modelo, ou seja, período do dia, temperatura da água e número de dias após a marcação (Figura 594B, C; Tabela 4). Contudo, esses preditores também apresentaram efeito significativo na probabilidade de presença dos robalos na foz do Rio Doce (Tabela 4).

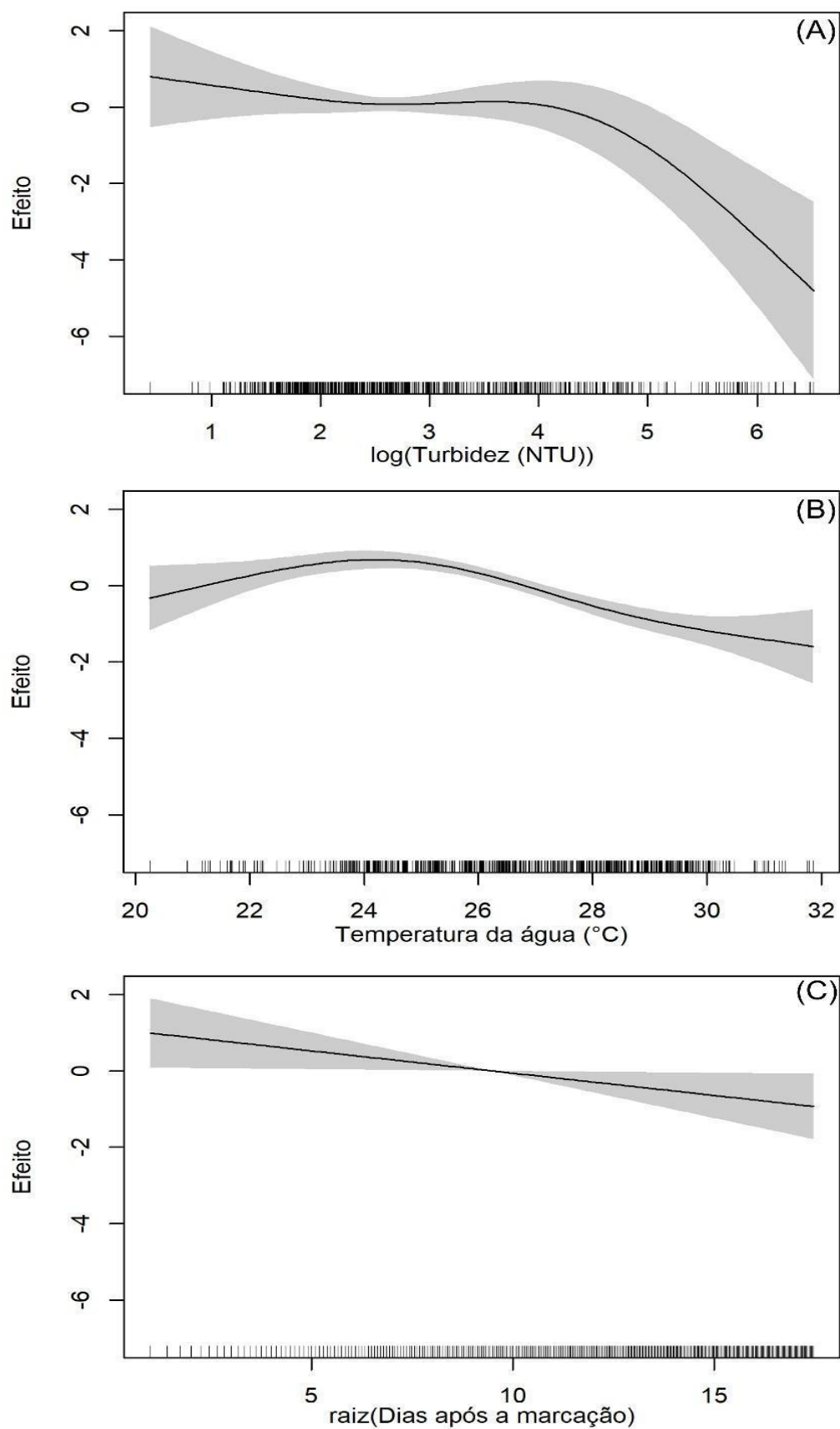
Tabela 87: Modelo Aditivo Generalizado Misto ( $R^2$ -adj = 0,345; AIC= 1563) para os efeitos da Turbidez (log-transformada), temperatura da água, dias após a marcação (dias, raiz-transformada) e período do dia (noite e dia) na probabilidade de presença dos robalos na foz do Rio Doce. O efeito aleatório dos indivíduos monitorados (ID) foi incluído em ambos intercepto  $\alpha$  [s (ID, bs = "re")] e *slope*  $\beta$  [s (ID, x1, bs = "re")] do GAMM. O valor de K foi estabelecido em cinco para todos os termos *smooth* (s).

| Termos paramétricos      | Coeficientes |        |         |         |
|--------------------------|--------------|--------|---------|---------|
|                          | Estimativa   | EP     | Z valor | p-valor |
| (Intercepto)             | -1,367       | 0,8511 | -1,606  | 0,1080  |
| Período (noite)          | 0,7122       | 0,1301 | 5,472   | 0,0000  |
| Termos <i>smooth</i> (s) | Coeficientes |        |         |         |
|                          | edf          | Ref.df | Chi.sq  | p-valor |
| s (ID)                   | 3,63         | 5      | 7571,9  | 0,0000  |
| s (dias)                 | 1,00         | 1      | 4,745   | 0,0294  |
| s (ID, dias)             | 2,47         | 5      | 6621,5  | 0,0000  |
| s(turbidez)              | 3,53         | 3,5    | 30,967  | 0,0000  |
| s (ID, turbidez)         | 4,18         | 5      | 8963,2  | 0,0000  |
| s(temperatura)           | 3,21         | 3,2    | 50,012  | 0,0000  |
| s (ID, temperatura)      | 0,00         | 5      | 0       | 0,7796  |

Os resultados obtidos no presente subprojeto indicam que a probabilidade de presença dos robalos na foz do Rio Doce é influenciada negativamente pelos elevados níveis de turbidez. Os níveis de sedimento em suspensão na foz do Rio Doce podem estar atuando fortemente sobre a dinâmica populacional dos robalos, devido aos efeitos diretos (e.g., estresse respiratório e redução na eficiência visual na predação) e indiretos (e.g., aumento da temperatura da água e redução do oxigênio dissolvido) (WARD, 1992; WENGER et al., 2017; KJELLAND et al., 2015). É importante ressaltar que o colapso da barragem do fundão foi responsável por um aumento de mais de 85% na exportação de sedimentos nos primeiros seis meses após o Rompimento da Barragem (MAGRIS et al., 2019), quando a turbidez atingiu níveis acima de 1000 FNU na costa marinha adjacente (<5 km) (RUDORFF et al., 2018). Adicionalmente, entre 2018 e 2021, níveis de turbidez acima de 250 NTU foram recorrentes na foz do Rio Doce (PMQQS, 2021). Atualmente, uma fase de impacto crônico é sustentada pelos rejeitos assentados ao longo do rio, que continuam a ser ressuspensos durante os períodos de maior vazão do Rio Doce, o que é previsto para perdurar durante os próximos anos (HATJE et al., 2017; MAGRIS et al., 2019; AGUIAR et al., 2020). Em geral, os peixes são mais propensos a sofrer estresse subletal dos sedimentos suspensos em vez de letalidade, por causa da capacidade em evitar regiões com elevadas concentrações de sedimentos suspensos (KJELLAND et al., 2015). Neste cenário, é importante entender como os sedimentos suspensos e os elevados níveis de turbidez no Rio Doce afetam o comportamento, os padrões migratórios e a resiliência populacional dos robalos em curto e longo prazo.



Figura 594: Predição do Modelo Aditivo Generalizado Misto para o efeito da turbidez (log-transformada) (A), temperatura da água (B) e dias após a marcação (raiz-transformada) (C). As predições foram baseadas na presença-ausência ( $n = 1500$ ) dos robalos e nas médias de turbidez e temperatura da água em uma base diurna-noturna (~12h)



## 4.9 MICROQUÍMICA DE OTÓLITOS

### 4.9.1 Composição Elemento:Ca na borda do otólito

Através das razões Elemento:Ca da borda do otólito (últimas camadas formadas no otólito), que representa o local onde os exemplares de peixes foram coletados, observamos uma variação nos quatro principais elementos analisados (maior concentração na matriz dos otólitos) entre os pontos de amostragem, bem como, entre as três espécies estudadas. Exemplares de robalo-peva (*Centropomus parallelus*) e robalo-flecha (*C. undecimalis*) foram coletados nos estuários do Rio Doce, Ipiranga, São Mateus e Caravelas, já os exemplares de bagre-guri (*Genidens genidens*) foi coletado nos estuários do Rio Doce, Ipiranga e São Mateus). Ambas foram coletadas entre janeiro e abril de 2019, pouco mais de três anos do Rompimento da Barragem de Fundão. A assimilação dos elementos analisados na matriz dos otólitos, estão relacionadas por dois fatores, a concentração destes elementos no ambiente aquático e ou por questões fisiológicas dos peixes (HÜSSY et al., 2020). Todos os elementos analisados, bário (Ba), ferro (Fe), magnésio (Mg), manganês (Mn) e estrôncio (Sr) são relacionados com a concentração no ambiente aquático. Estrôncio e Ba, elementos muito utilizados em estudos de migração de peixes pois estão diretamente associados a salinidade, onde o Sr possui uma correlação positiva e o Ba uma correlação negativa com a salinidade, ou seja, o aumento na concentração de Ba está vinculado com descarga de água doce (maior concentração de sedimento proveniente do lixiviação do solo) e a do Sr com a penetração da água salgada na porção estuarina dos rios. Já as concentrações de Mg e Mn também estão relacionados com crescimento somático, indicador de alta taxa metabólica no caso do Mg e indicador de exposição a hipoxia, no caso do Mn (HEIMBRAND et al., 2020).

Considerando as razões Elementos:Ca na borda dos otólitos do robalo-peva (*C. parallelus*), as médias para razão Ba:Ca, apresentaram diferenças significativas entre os estuários ( $X^2 = 276,16$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,000), onde a maior média foi no Rio Doce ( $0,07 \pm 0,056$  mmol/mol), devido ao grande aporte de sedimento gerado pelo Rompimento da Barragem de Fundão, seguido pelos estuários do São Mateus, Ipiranga e Caravelas (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 1a; Tabela 1*). As médias da razão Fe:Ca, entre os locais de coleta, não apresentaram diferenças significativas ( $X^2 = 1,76$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,62) (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 1b, Tabela 1*). As médias da razão Mg:Ca apresentaram diferenças significativas entre os estuários ( $X^2 = 31,84$ ;  $df = 3$ ,  $p$  valor = 0,000). A maior média foi no estuário do rio Ipiranga ( $0,0567 \pm 0,01$  mmol/mol), porém estatisticamente semelhante as médias dos estuários do rio São Mateus e Caravelas. A menor média da razão Mg:Ca foi no Rio Doce ( $0,0514 \pm 0,012$  mmol/mol). Esta média, inferior aos demais estuários, porém semelhante estatisticamente com o rio Caravelas, está relacionada com uma menor taxa metabólica gerada por estressores, como o aumento da sedimentação e a piora na qualidade da água do estuário do Rio Doce (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 1c; Tabela 1*). A razão Mn:Ca apresentou diferenças significativas em suas médias entre os locais de amostragem ( $X^2 = 13,56$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,003), principalmente entre os estuários do Rio Doce e São Mateus. Estuário do rio Caravelas apresentou a maior média ( $0,0039 \pm 0,0036$  mmol/mol), seguido do Rio Doce, Ipiranga e São Mateus (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 1d; Tabela 1*). As médias para razão Sr:Ca, apresentaram diferenças significativas entre os estuários ( $X^2 = 239,14$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,000), onde a maior média foi no rio Caravelas ( $8,51 \pm 1,163$

mmol/mol), devido a maior penetração de água salgada no estuário, seguido pelos estuários do rio São Mateus, Ipiranga. O Rio Doce apresentou a menor média ( $5 \pm 1,46$  mmol/mol), devido ao maior volume de água doce e sedimento depositado na sua porção estuarina (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 1e; Tabela 1*).

Com relação as razões Elementos:Ca na borda dos otólitos do robalo-flecha (*C. undecimalis*), apenas as razões Ba:Ca e Fe:Ca apresentaram diferenças significativas nas concentrações médias das razões Ba:Ca e Fe:Ca entre os estuários ( $X^2 = 14,67$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,002 e  $X^2 = 11,22$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,01 respectivamente). Comparando as médias entre cada estuário, a razão Ba:Ca é semelhante estatisticamente entre Rio Doce ( $0,053 \pm 0,07$  mmol/mol), Ipiranga ( $0,051 \pm 0,06$  mmol/mol) e São Mateus ( $0,051 \pm 0,08$  mmol/mol), já o estuário do rio Caravelas apresentou a menor média para a razão Ba:Ca ( $0,037 \pm 0,06$  mmol/mol) e semelhante estatisticamente com o estuário do rio São Mateus (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 2a; Tabela 2*). Para razão Fe:Ca, entre cada local, as médias entre os locais de amostragem não apresentaram diferenças significativas entre Rio Doce, Ipiranga e São Mateus, e o Rio Doce apresentou diferença estatística do estuário do rio Caravelas ( $0,0133 \pm 0,028$  mmol/mol,  $0,0128 \pm 0,04$  mmol/mol,  $0,012 \pm 0,033$  mmol/mol,  $0,01 \pm 0,038$  mmol/mol respectivamente). Mesmo semelhantes, as médias da razão Fe:Ca entre os locais apresentou um padrão decrescente conforme se distância do local diretamente afetado pelo Rompimento da Barragem de Fundão (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 2b; Tabela 2*). as médias das razões razão Mg:Ca, Mn:Ca e Sr:Ca, não apresentaram diferenças significativas entre os estuários ( $X^2 = 9,72$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,051,  $X^2 = 6,90$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,075 e  $X^2 = 3,88$ ;  $df = 3$ ;  $p$  valor = 0,27 respectivamente) (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 2c, d, e; Tabela 2*).

O bagre-guri (*G. genidens*) mostrou-se a melhor espécie entre as três devido a sua baixa conectividade entre os estuários, ou seja, demonstrando fidelidade aos locais de captura (RA2020). As análises estatísticas entre os locais para as médias das razões Ba:Ca, Fe:Ca, Mg:Ca, Mn:Ca e Sr:Ca da borda dos otólitos do bagre-guri, apresentaram diferenças estatísticas ( $X^2 = 120,49$ ;  $df = 2$ ;  $p$  valor = 0,001,  $X^2 = 49,06$ ;  $df = 2$ ;  $p$  valor = 0,001,  $X^2 = 53,83$ ;  $df = 2$ ;  $p$  valor = 0,001  $X^2 = 32,94$ ;  $df = 2$ ;  $p$  valor = 0,01 e  $X^2 = 147,16$ ;  $df = 2$ ;  $p$  valor = 0,01 respectivamente). O estuário do Rio Doce, área diretamente afetada pelo Rompimento da Barragem de Fundão, apresentou as maiores médias nas razões Ba:Ca, Fe:Ca e Mn:Ca ( $0,02 \pm 0,009$  mmol/mol,  $0,05 \pm 0,03$  mmol/mol e  $0,0004 \pm 0,0004$  mmol/mol respectivamente), elementos estes, relacionados com o aporte da lama de rejeito da barragem no Rio Doce (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 3a, b, d; Tabela 3*). Com relação a razão Mg:Ca analisada na borda do otólito, a maior média apresentada foi no estuário do rio São Mateus ( $0,07 \pm 0,04$  mmol/mol) (*Material Suplementar A7MICS9, Figura 2c; Tabela 3*). Relacionado ao gradiente de salinidade, a média da razão Sr:Ca foi maior no estuário do rio Ipiranga ( $8,65 \pm 2,24$ ) e menor no estuário do rio Doce ( $5,43 \pm 1,89$ ). Estes valores mostram que o rio Ipiranga recebe um maior aporte de água salgada, através da variação da maré, que os demais estuários.

#### 4.10 TELEMETRIA RECIFAL

Ao longo do Ano 1, previamente, antes do início do monitoramento, realizou-se um teste de área de detecção (*Range Test*) que compõem parte fundamental para alocação dos hidrofones fixos para a correta avaliação do tamanho da área de vida da espécie estudada, o badejo quadrado, *Mycteroperca bonaci*. Os resultados obtidos para o arquipélago dos Abrolhos indicam uma área de detecção de 300m, onde a partir daí há considerável redução da intensidade do sinal para abaixo de 60db, (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 1A*) e redução nas frequências de detecção (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 1B*) no entorno de cada hidrofone, com base nisso, determinou-se a distribuição espacial dos hidrofones fixos (VR2W) (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 2*). Ao total, oito receptores VR2W compõem a malha amostral de monitoramento passivo, que registram continuamente os transmissores implantados nos indivíduos de *Mycteroperca bonaci*. As visitas ao campo para obtenção dos dados de monitoramento ativo se deram trimestralmente, enquanto o monitoramento passivo era diário. O “download” dos dados dos receptores acústicos era realizado durante as visitas ao Parque para o monitoramento ativo. Ao longo dos anos 2 e 3 o monitoramento acústico se viu comprometido devido a interrupção das amostragens.

As marcações dos indivíduos foram realizadas em duas campanhas amostrais em abril e junho de 2019, respectivamente. Foram marcados no total 16 indivíduos de *Mycteroperca bonaci* (POEY, 1860) em três recifes da Ilha de Santa Bárbara (PARNA Abrolhos); i. Mato Verde; ii) Portinho Norte e iii) Ilha da Guarita (*Material Suplementar A7MICS10, Tabela 1*). Os comprimentos totais (CT) dos animais marcados variaram entre 33 cm e 88 cm aproximadamente e a biomassa estimada variou entre 534 e 12,000g. Para os 16 indivíduos marcados, foram contabilizadas um total de 58.755 detecções para o período de 12 meses de estudo (*Material Suplementar A7MICS10, Tabela 1*), envolvendo os registros do monitoramento passivo (58.519 detecções) e ativo (236 detecções). Desse total, 15 foram monitorados por todo período de estudo (Esclarecimento do item 4.2.10 RT-25: Anexo 7 - Marinho na Nota Técnica nº 15/2020/CTBio/DIBIO/GABIN), tendo sido um deles (#MB01) nunca encontrado na malha amostral dos receptores ou nas varreduras de monitoramento ativo. O indivíduo que nunca foi detectado ou morreu após o procedimento de implantação do tag, ou se moveu para fora da malha de detecção instalada. Esse evento não é raro em estudos de telemetria e a perda de um ou dois animais não invalida os resultados encontrados.

Ao longo do período de monitoramento Ano 1 e Ano 2 (abril/2019 a março/2020), percebe-se uma variação temporal dos registros de detecção com um aumento exponencial da taxa de detecção a partir de julho/2019 que provavelmente se deve a duplicação do número de indivíduos marcados, de sete indivíduos, em abril/2019, para 16 indivíduos no total em junho/2019, sendo registrado em agosto/2019 a maior média diária com 305 detecções/dia. Esse número se manteve estável até meados de outubro/2019, quando houve um decréscimo para uma média de 150 detecções/dia entre outubro e dezembro/2019, retornando aos patamares anteriores no período de fim de dezembro/2019 a janeiro/2020. Tal variação reflete a variação individual no uso das áreas, e podem refletir padrões reprodutivos e ou alimentares que devem ser melhor investigados. A partir do final de janeiro de 2020

o número absoluto de detecções reduziu bastante provavelmente devido a que alguns dos transmissores deixaram de ser detectados (#MB03, #MB04, #MB05, #MB13 e #MB16, *Material Suplementar A7MICS10, Tabela 1*) ou porque os transmissores completaram seu tempo de vida, mantendo-se próximo a 100 detecções/dia (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 2*).

Dos 15 indivíduos monitorados, aqueles que mais obtiveram detecções foram os de #MB14 e #MB13, respectivamente (*Material Suplementar A7MICS10, Tabela 1, Figura 3*), sendo o #MB13 o maior espécime marcado apresentando 87,6 cm. Os indivíduos que obtiveram menos detecções foram #MB05 e #MB04 que estão entre os menores indivíduos marcados (33 cm e 39 cm respectivamente), fato provavelmente explicado pela busca de abrigo e proteção junto a tocas nos recifes, o que gera dificuldades na detecção do sinal desses indivíduos pelos receptores nesses locais (*Material Suplementar A7MICS10, Tabela 1, Figura 3*).

Na malha de detecção disposta ao longo do arquipélago de Abrolhos, observou-se que a área em que estavam alguns hidrofones eram preferencialmente mais utilizadas por alguns indivíduos. Este era o caso da área do receptor #R7, localizado no ponto (MVW) conhecido como Mato Verde Oeste (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 2*), enquanto três receptores obtiveram menos de 50 registros cada (#R1 - Ilha da Guarita Sudoeste, #R5 - Ilha Santa Bárbara Leste, e #R6 - Mato Verde Leste) (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 4*). Todos esses receptores com menor número de registros estão localizados nos extremos da malha de detecção, nas bordas dos recifes, e provavelmente isso contribui para a baixa taxa de detecção (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 4*).

Temporalmente os indivíduos apresentaram distintos comportamentos, no qual, houve indivíduos que percorriam maiores distâncias sendo detectados por vários receptores enquanto outros indivíduos eram detectados por poucos hidrofones, o que sugere uma síndrome comportamental (*sensu* SIH et al., 2004; CONRAD et al., 2011). Enquanto a maioria dos indivíduos foi continuamente detectado durante o período de monitoramento, alguns indivíduos como os #MB09 e #MB07 se ausentaram do grid de detecção por um intervalo de tempo maior que 16 dias, retornando após esse período. O maior intervalo em que um peixe esteve ausente do grid foi de aproximadamente 30 dias (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 5*).

A contínua presença da maioria dos indivíduos no local do estudo pode ser observada através do cálculo do índice de residência (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 6, Tabela 2*). Percebe-se, com exceção do indivíduo #MB05 detectado esporadicamente, todos os demais estiveram presentes durante aproximadamente 70% do período do monitoramento ao longo da área de estudo, sendo o indivíduo #MB02, apresentando uma taxa de residência total de 99% (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 6, Tabela 2*).

O índice de residência dos indivíduos foi calculado em função do tempo de permanência em cada um dos receptores instalados no arquipélago. A residência da espécie na área de estudos foi considerada alta, com média 70%, porém variou de 0,01 a 99% (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 6, Tabela 2*). Para o entendimento completo deste padrão de movimentação errático para dentro e para fora do



grid de detecção, apresentado para alguns indivíduos, um maior tempo de estudo e um maior número de indivíduos precisam ser avaliados para que conclusões mais precisas possam ser indicadas do que pode estar causando esse comportamento.

Já espacialmente, os animais marcados apresentaram padrões de movimentação variados, onde praticamente todos os indivíduos transitaram por mais de um receptor, deslocando-se para diferentes áreas, enquanto dois foram fiéis ( $n=2$ ) a uma localização (#MB14, #MB15), sendo detectados apenas por um único receptor. Dentre os indivíduos que mais transitaram ao longo do grid de detecção esteve o peixe #MB08 e #MB12 que foram detectados por sete receptores distintos, transitando continuamente por toda face norte da ilha de Santa Bárbara e Mato Verde Leste (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 7*).

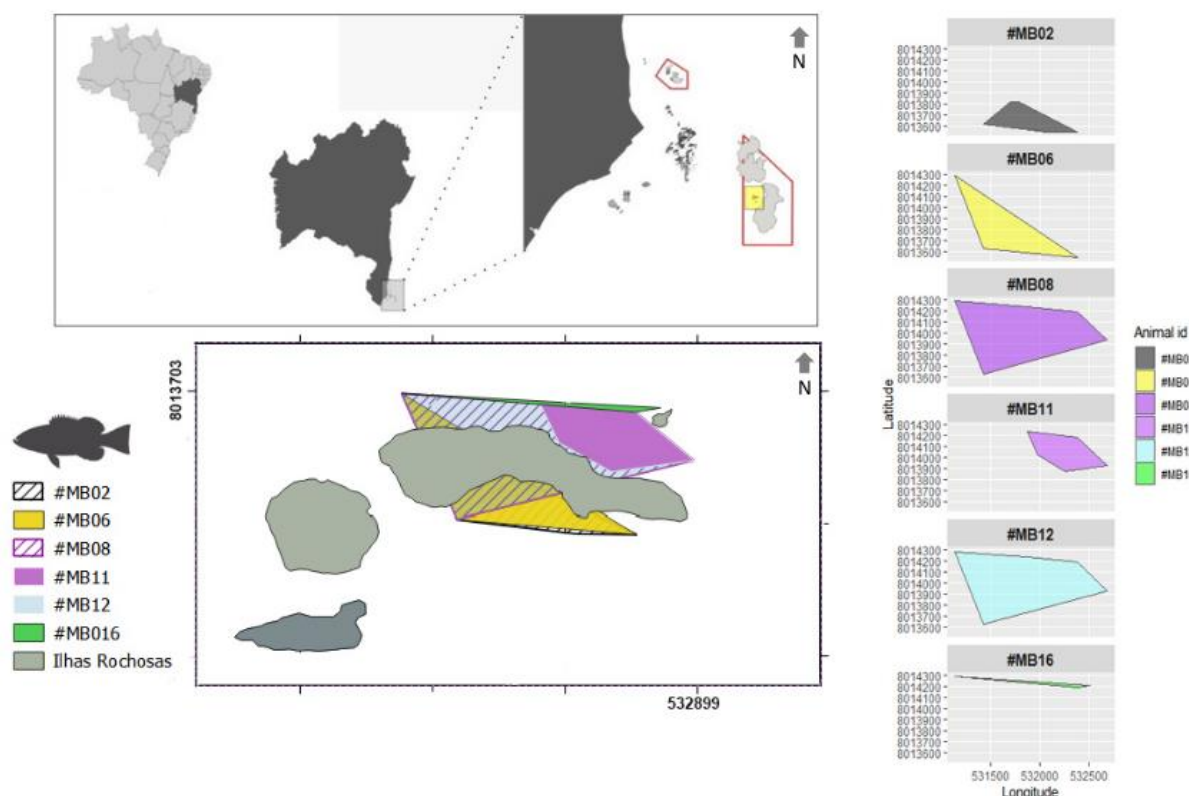
O *home range* linear foi bastante variado entre os indivíduos (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 8*). O indivíduo que foi mais ativo durante o período do estudo, percorrendo maior distância, foi o #MB06 (1022,9m) e o que apresentou menor *home range* linear foi o indivíduo #MB05 (92,4m) sendo detectado apenas pelo VR100. LINDHOLM et al. (2005) trabalhando com a mesma espécie na Flórida, encontram taxas de fidelidade ao habitat similares ao presente neste trabalho, entretanto, a distância linear percorrida por um animal superou os 4000m, maior que a detectada neste estudo. Variações na estrutura do habitat podem ser o fator explicativo para estas diferenças.

A área de vida, calculada através da técnica do Mínimo Polígono Convexo (MCP) (Baker, 2001), estimou uma área variando entre 0,001 ha (#MB03) a 37,665 ha (#MB08 e #MB12) com média de 11,639 ha (*Figura 595; Material Suplementar A7MICS10, Figura 9, Tabela 2*). A área de vida calculada para este estudo foi aproximadamente metade do que o calculado para a espécie na Flórida; 144 ha (FARMER & AULT, 2011). A área de vida, utilizando o índice de Kernel (KUD), não pode ser calculada como previsto, pois, os dados provenientes do grid de detecção obtiveram um número de pontos georreferenciados muito baixo para cada recepção. Isso ocorreu devido ao baixo número de receptores instalados em uma área de monitoramento muito ampla. Para poder calcular as áreas de vida com base no Kernel, um maior número de receptores é necessário, criando áreas de sobreposição de detecção entre eles.

O presente estudo é o primeiro a coletar dados sobre comportamento e área de vida através telemetria acústica de *M. bonaci* para o Atlântico Sul, em uma área de grande relevância ecológica, como o banco dos Abrolhos, trazendo informações basilares sobre o comportamento dessa espécie. Áreas de vida podem diferir entre localidades distintas pois estas métricas estão diretamente relacionadas a configuração da paisagem subaquática e recursos existentes como abrigo (SIEVERS et al., 2016) e disponibilidade de alimento (CRAMER, 2015).



Figura 595: Representação da área de vida (MCP) dos indivíduos de *Mycteroperca bonaci* mais representativos na área de estudo.



A relação entre área de vida (*home range*) e tamanho dos indivíduos foi preconizada por Kramer e Chapman (2003) como uma relação fundamental entre peixes recifais. Entretanto, os dados do tamanho dos indivíduos marcados não demonstraram relação direta (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 10, Tabela 2*). Entretanto, nem todas as espécies de garoupas apresentam essa relação (KAUNDA-ARARA & ROSE, 2004; HACKRADT, 2012).

Uma explicação possível para a ocorrência de áreas de vida díspares observadas para os indivíduos estudados, onde uns apresentam grandes áreas de vida enquanto outros áreas muito pequenas, pode ser um indicativo de alguma alteração, conhecidas como síndromes comportamentais. Síndromes de comportamento são bastante frequentes na literatura (SHI et al., 2004), principalmente em peixes (CONRAD et al., 2011; SIH & GIUDICE, 2012), pois alguns indivíduos são mais tímidos e tendem a se movimentar pouco enquanto outros, mais ousados, tendem a circular e explorar mais as áreas de entorno; mesmo para espécies consideradas de alta fidelidade ao habitat como garoupas e badejos (AFONSO et al., 2011; HACKRADT, 2012). Níveis de alguns metais pesados como Fe e Hg foram identificados no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos acima dos valores referenciados pela legislação, segundo as análises de ecotoxicologia do anexo 1 (BIANCHINI et al., 2019), e que provavelmente são provenientes da lama do rejeito da barragem do Fundão, como indicou as análises sedimentológicas através de marcadores isotópicos do anexo 8 (EVANGELISTA et al., 2019). Este grupo evidenciou a exposição dos corais a taxas elevadas de metal pesado, acarretando a alteração da sua estrutura de crescimento (DAMASIO, 2019). Estas alterações na estrutura dos recifes podem

afetar diretamente nos padrões de movimentação de peixes recifais alterando seus padrões comportamentais levando a um incremento de síndromes comportamentais (IRLANDI & CRAWFORD, 1997; FRAMER & AULT, 2011).

Adicionalmente, altas concentrações de metais pesados podem afetar o comportamento dos peixes (JACQUIN et AL., 2020). Ao estudar os efeitos dos poluentes, pouca consideração é dada à relação entre mudanças comportamentais, desempenho cognitivo e habilidades individuais, o que limita a capacidade de prever os efeitos em cascata de longo prazo das atividades humanas na persistência da população e nas trajetórias evolutivas (JACQUIN, et al., 2020). Os comportamentos espaciais, como atividade, exploração e evitação, são características comportamentais importantes que costumam ser afetadas pela poluição.

Altos níveis de metais pesados podem alterar também a relação presa-predador na qual peixes-presa podem se tornar mais letárgicos e serem mais suscetíveis a predação (LITTLE et al., 1990; WEIS & WEIS, 1995; ZHOU & WEIS, 1998, 1999). O efeito de metais no comportamento de peixes em seu habitat dependem também a ação de outros estressores bióticos e abióticos (DINH VAN et al., 2013, 2014; TÜZÜN et al., 2015, 2017) sendo necessário a atenção as abordagens *multiestress* para melhor prever as consequências cognitivas e de aptidão da poluição na vida selvagem (JACQUIN, et al., 2020).

Com base nos resultados apresentados, se faz necessário o aprofundamento dos estudos de telemetria para avaliação dos padrões de movimentação e de conectividade de habitats, através da inclusão de locais controles, no intuito de entender como espécies com alta capacidade de movimentação, como o badejo-quadrado, poderiam servir de carreadores de metais pesados e contaminantes entre ambientes recifais distintos.

## 5 ANEXO 6 – MEGAFaUNA

### 5.1 CETÁCEOS

As informações sobre a metodologia referente ao Subprojeto Cetáceos do Anexo 6 Megafauna PMBA/Fest-RRDM estão no *Material Suplementar A6MCS12* do presente relatório.

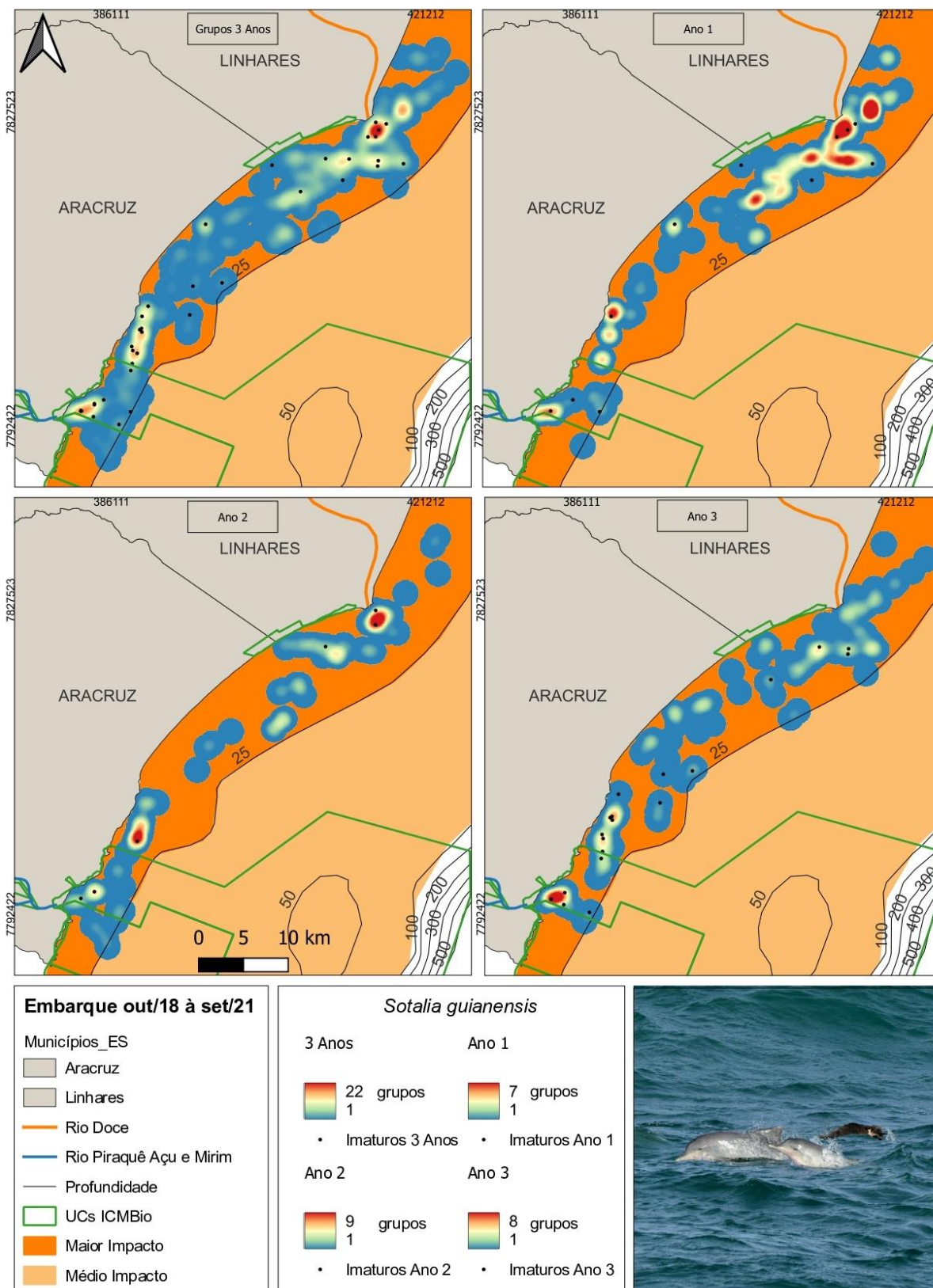
#### 5.1.1 Ocorrência de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* na região que abrange a foz do rio Doce até a foz do rio Piraquê-açu, presença de filhotes na composição dos grupos observados e registro de comportamento de alimentação

##### 5.1.1.1 Monitoramento Embarcado

De outubro de 2018 a setembro de 2021 foram realizados 29 embarques, com uma média de 348 horas de monitoramento. De abril a dezembro de 2020 não houve amostragem. Devido à pandemia e a paralização das atividades, a coleta de dados do Ano 3 iniciou-se em janeiro de 2021. Além disso, para alguns meses não foram realizados os embarques devido às condições climáticas desfavoráveis.

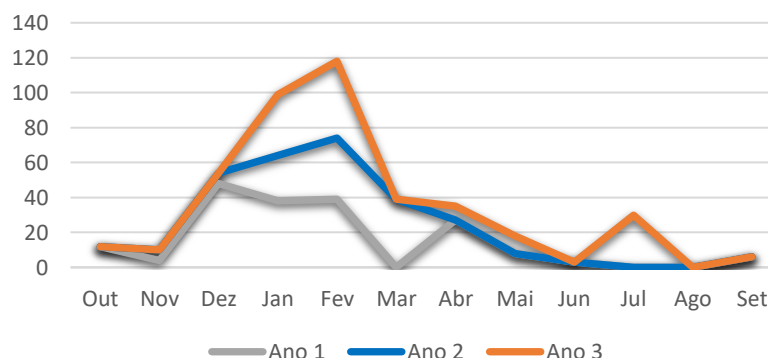
Durante os três anos de monitoramento foram efetuadas 1257 avistagens de *Sotalia guianensis* (Ano 1= 553; Ano 2= 311; Ano 3= 393), divididas em 424 grupos (Ano 1= 185; Ano 2= 112; Ano 3= 127). Foi observado um decréscimo nos registros na área de influência do Rio Doce do Ano 1 para o Ano 3, com (Ano 1: N= 134 / 72,44%; Ano 2: N= 63 / 56,25%; Ano 3: N= 63 / 49,6%) e um aumento na área de influência do Rio Piraquê-açu (Ano 1: N=51 / 27,56%; Ano 2: N= 49 / 43,75%; Ano 3: N= 64 / 50,4%) (Figura 596).

Figura 596: Avistagens de *Sotalia guianensis* durante o monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 a setembro de 2021. Cada registro equivale à uma coordenada geográfica, que pode representar um ou mais grupos. A densidade nas avistagens dos grupos é demonstrada na coloração azul ao vermelho, representando áreas com menos registros a áreas com mais registros, respectivamente. Os pontos pretos representam os registros de indivíduos imaturos.



A estação chuvosa apresentou uma tendência de maior uso da área do Rio Piraquê-açu com o passar dos anos de monitoramento, enquanto na estação seca esse uso foi maior na área do Rio Doce (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 1*). De modo geral, o número de grupos registrados ao longo da estação chuvosa (outubro a março) foi superior ao registrado na estação seca (abril a setembro) durante todo o período estudado (Figura 597).

Figura 597: Número de grupos de *Sotalia guianensis* registrados durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 no monitoramento embarcado, entre outubro de 2018 a setembro de 2021. Nos meses de maio, julho, agosto e outubro de 2019, e março, junho, agosto e setembro de 2021 não houve embarque devido às condições meteorológicas desfavoráveis.



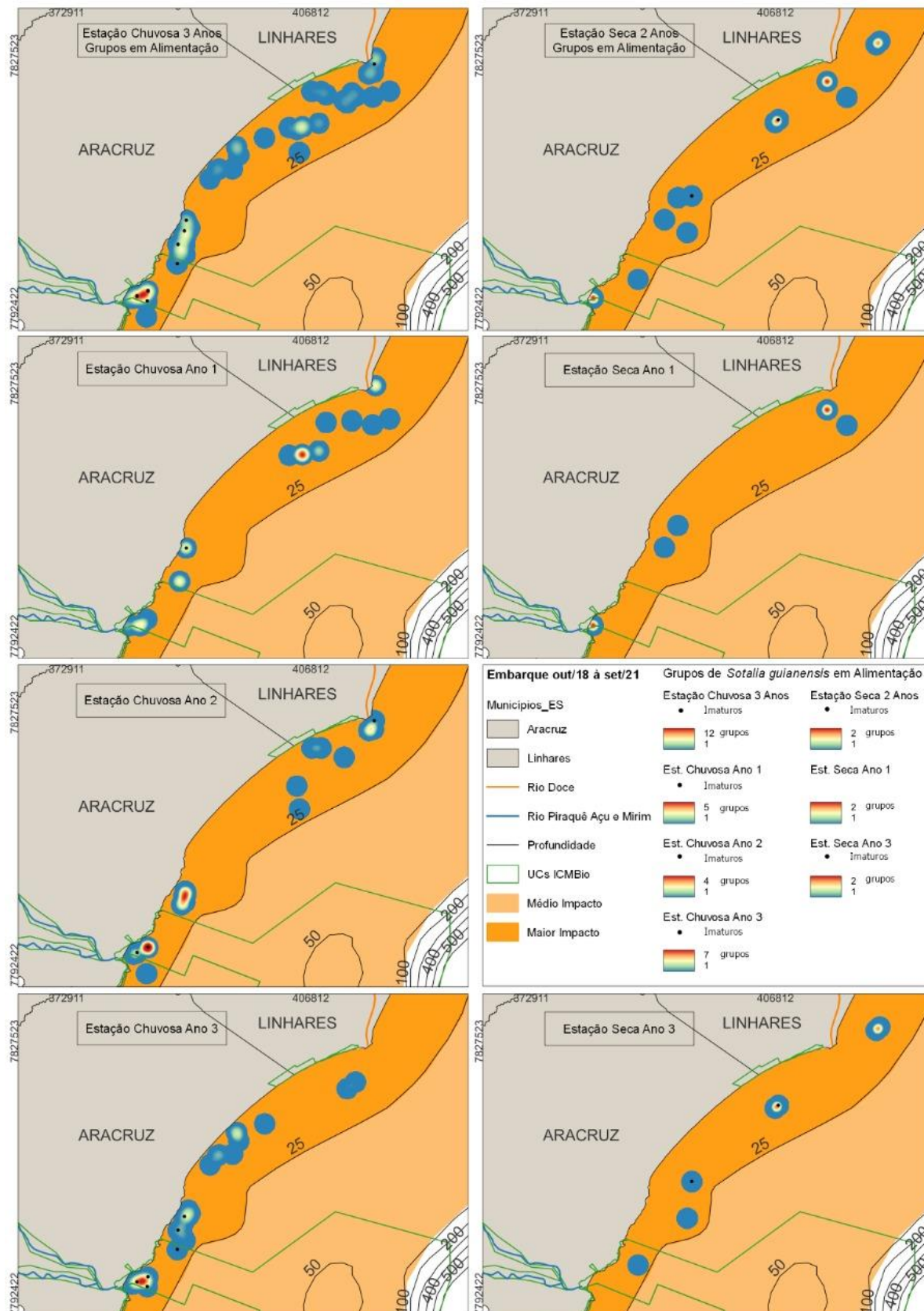
A taxa de encontro no Ano 1 foi de 0,72 grupos/hora de esforço amostral, no Ano 2 observou-se 1,03 grupos/hora e no Ano 3 esse valor ficou em 1,16 grupos/hora. Essa taxa é considerada um índice de abundância (Filla e Monteiro-Filho, 2009), e essa taxa apresentou uma tendência crescente no número de grupos avistados no decorrer dos três anos de monitoramento, no entanto esse aumento não foi estatisticamente significativo.

Foram observados 41 indivíduos imaturos, em 19 grupos, ao longo dos três anos de monitoramento. Nos Anos 1 e 2, o número de imaturos foi equivalente, quando comparadas as áreas de influência da foz dos rios, em torno de 1% do total de avistagens em cada área. Entretanto, no Ano 3 observou-se um maior número de indivíduos na área de influência do Rio Piraquê-açu (Figura 596).

A maioria dos grupos observados estavam realizando o comportamento de deslocamento quando registrados, 336 grupos (77,4%). O comportamento de alimentação foi observado em 98 grupos (22,6%). Assim como observado na distribuição dos grupos ao longo do transecto dos três anos de estudo, o comportamento de alimentação também apresentou um aumento de registros na área de influência da foz do Rio Piraquê-açu (Ano 1: N=16, 8,51%; Ano 2: N= 15, 13,15%; Ano 3: N= 33,25%) (Figura 598). Para o período chuvoso foram monitorados cinco meses no Ano 1 e cinco meses no Ano 2, apresentando 27 e 24 grupos em comportamento de alimentação, respectivamente. Já o Ano 3 teve apenas dois meses de amostragem do período chuvoso, mas no qual foram registrados 32 grupos em comportamento de alimentação, superando os anos anteriores. Além disso, notou-se uma preferência do uso da área de influência do Rio Doce para alimentação durante a estação seca, enquanto na estação chuvosa o uso preferencial foi maior na área do Rio Piraquê-açu (Figura 598). O número de grupos mencionados na análise de comportamentos pode ser superior ao número de grupos total, pois um mesmo grupo pode ter realizado mais de um comportamento durante a avistagem.



Figura 598: Grupos de *Sotalia guianensis* em comportamento de alimentação, entre o período seco e chuvoso, durante o monitoramento embarcado. Cada registro equivale à uma coordenada geográfica, que pode representar um ou mais grupos. A densidade nas avistagens dos grupos é demonstrada na coloração azul ao vermelho, representando áreas com menos registros a áreas com mais registros, respectivamente. Os pontos pretos representam os registros de indivíduos imaturos.





Em uma média geral para os três anos de monitoramento, o maior número de grupos foi registrado na faixa de profundidade entre 10 a 15 metros (Ano 1: N= 87 / 47%; Ano 2: N= 43 / 38,4%; Ano 3: N= 46 / 36,22%). Entretanto no Ano 3, a faixa entre 15 a 20 metros teve o mesmo número de grupos (Ano 1: N= 49 / 26,4%; Ano 2: N= 36 / 32,4%; Ano 3: N= 46 / 36,22%).

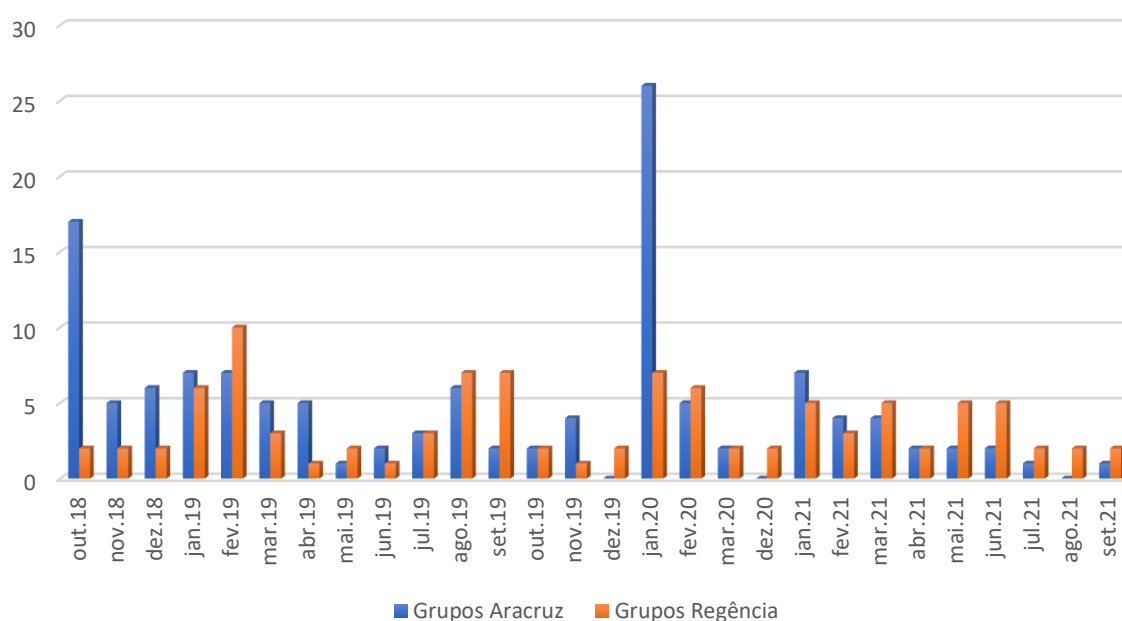
Outras espécies de cetáceos foram registradas durante o monitoramento: *Megaptera novaeangliae*, *Pontoporia blainvillei* e *Steno bredanensis*. No Ano 1 foram realizadas 16 avistagens de *M. novaeangliae*, em 11 grupos. No Ano 2 foram realizadas sete avistagens de *P. blainvillei*, distribuídas em dois grupos, e apenas uma de *S. bredanensis*. No Ano 3 foram efetuadas quatro avistagens de *M. novaeangliae*, em três grupos, e uma de *P. blainvillei*.

#### 5.1.1.2 Monitoramento por ponto fixo

O monitoramento de *Sotalia guianensis* por ponto fixo foi realizado de outubro de 2018 a setembro de 2021 e totalizou 236 dias e 2360 horas de amostragem. O período entre 18 de março a 21 de dezembro de 2020 não foi amostrado, devido à pandemia da Covid-19.

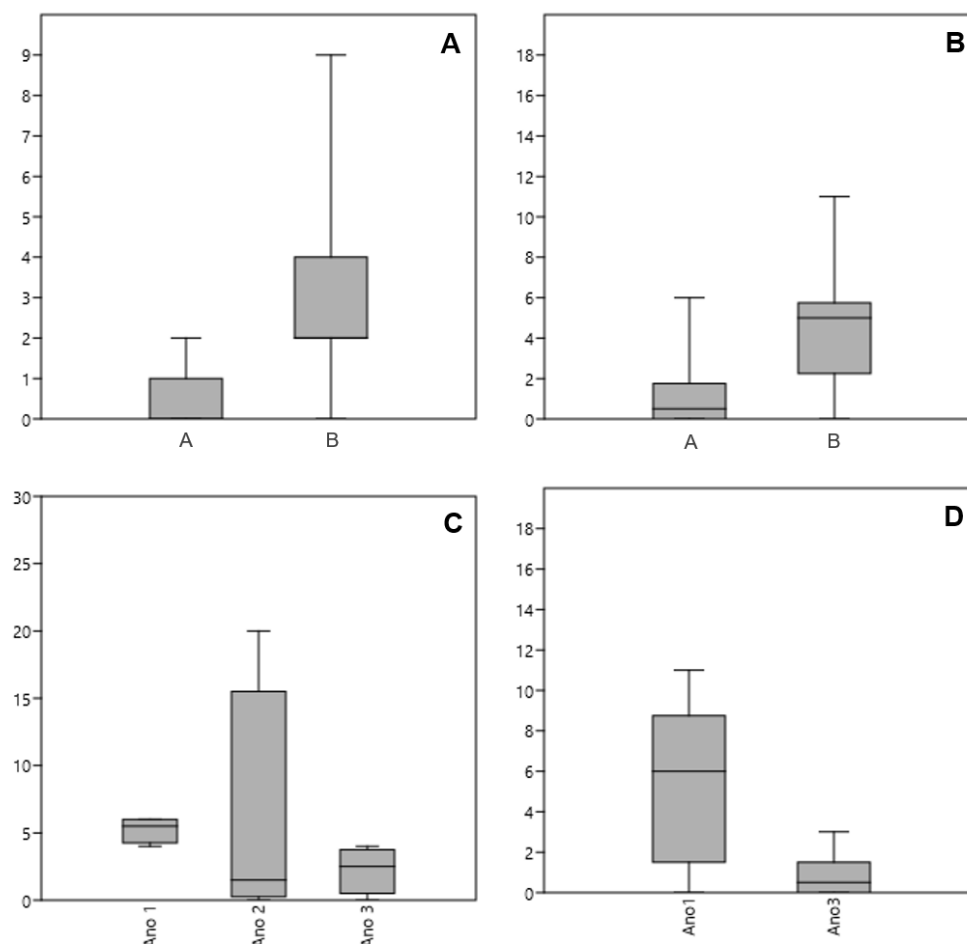
Foram realizadas 514 avistagens de *Sotalia guianensis*, distribuídas em 227 grupos. Destas, 204 foram realizadas em Regência, correspondendo a 99 grupos; e 310 avistagens em Aracruz, 128 grupos. Em janeiro de 2020, em apenas um dia pela manhã, foram realizadas 49 avistagens da espécie em comportamento de alimentação, no ponto fixo da Praia da Sauna (ponto B) (Figura 599). No Ano 3 houve destaque no comparativo do ponto B (praia) entre as duas áreas amostrais. Em Regência o número de registros de *S. guianensis* foi cerca de 30% superior ao de Aracruz, diferente dos anos anteriores: no Ano 1 Aracruz apresentou 30% superior ao de Regência e 48,71% no Ano 2.

Figura 599: Número de grupos de *Sotalia guianensis* registrados durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 nos pontos fixos de Regência e Aracruz, entre outubro de 2018 a setembro de 2021.



Os pontos fixos de praia (B) tiveram o maior número de avistagens e grupos em ambas as áreas amostrais nos três anos de estudo, sendo que 87,25% das avistagens (N= 178) e 85,85% dos grupos (N= 85) foram registrados no ponto B de Regência e 68,38% das avistagens (N= 212) e 70,3% dos grupos (N= 90) foram registrados no ponto B de Aracruz. O número de grupos entre os pontos A (Rio Doce) e B (Praia de Regência) em Regência apresentou diferença significativa ( $p= 0,001$ ) em todos os anos monitorados (Figura 600), para um maior registro no ponto B em relação ao ponto A. Em Aracruz essa diferença significativa ocorreu somente no Ano 1 ( $p= 0,0029$ ; A= 13, B= 53) (Figura 600).

Figura 600: Comparativo de medianas e quartis do número de grupos de *Sotalia guianensis* registrados durante o monitoramento por pontos fixos: A) número de grupos registrados nos pontos A e B em Regência, ao longo dos três anos de estudo; B) número de grupos registrados em Aracruz no Ano 1; C) número de grupos registrados em Aracruz durante o período chuvoso nos três anos de estudo; D) número de avistagens de *S. guianensis* no período seco em Aracruz nos Anos 1 e 3. O período seco do Ano 2 não foi amostrado devido à pandemia da Covid-19. Testes não paramétricos Mann-Witney e Mann-Whitney pairwise ( $p<0,05$ ), com correção de Bonferroni.



Os meses de dezembro, janeiro, fevereiro e março representam o período chuvoso, igualmente amostrado nos três anos de estudo, com diferença estatística significativa para o número de grupos registrados no ponto B de Aracruz, entre o Ano 1 (N= 21) e o Ano 3 (N= 9) ( $p= 0,0408$ ; Figura 600). O período seco do Ano 3 apresentou uma diminuição no número de avistagens no ponto B de Aracruz, comparado ao mesmo período do Ano 1 ( $p= 0,0476$ ; Figura 600).

O número total de indivíduos imaturos de *S. guianensis* registrados ao longo dos três anos de monitoramento foi de 54 nos pontos fixos de Aracruz e nove nos pontos fixos de Regência. Apesar do número de avistagens de boto-cinza nos pontos fixos de Aracruz ter sido menor no Ano 3 (N= 9) do que no Ano 1 (N= 16) e Ano 2 (N= 29), foi superior aos registrados nos pontos fixos em Regência (Ano 1 N= 2; Ano 2 N= 1; Ano 3 N= 6).

Assim como no monitoramento embarcado, os pontos fixos de Regência registraram um maior número de grupos em comportamento de descolamento (N= 58), do que em comportamento de alimentação (N= 38). Entretanto, nos pontos fixos de Aracruz o inverso foi registrado durante os três anos de monitoramento, onde o comportamento de alimentação (N= 73) foi mais registrado do que o de deslocamento (N= 68). Em Aracruz, o número de grupos em comportamento de alimentação no período seco do Ano 3 (N= 3) foi cinco vezes menor do que no mesmo período do Ano 1 (N= 17) ( $p = 0,0454$ ) (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 2*). Uma diferença também é observada quando se compara o período seco do Ano 3 entre as áreas amostrais (Regência N= 13; Aracruz N= 3;  $p = 0,0259$ ) (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 2*), havendo uma inversão em relação aos anos anteriores, quando os pontos fixos de Aracruz tiveram três e duas vezes mais registros de alimentação no Ano 1 e Ano 2, respectivamente, em relação à Regência.

O maior registro de comportamento de alimentação para o período seco em Regência pode ser devido a uma menor vazão do Rio Doce, menor influência na foz (maior salinidade) e uma maior aproximação dos golfinhos para alimentação, a uma distância capaz de ser detectada pelo observador em terra. No período chuvoso é possível que os animais se alimentem um pouco mais afastados da área de influência da foz, como podemos observar no número de grupos registrados nessa área, menor no período seco. Esse padrão de uso, com uma menor probabilidade de entrada dos botos-cinzas na área interna da foz do Rio Doce, diferente do observado no estuário do rio Piraquê-açu, pode ser resultado de alguns aspectos, conjuntos ou não: a foz do Rio Doce possui características particulares como a força da vazão e menor influência da água salgada no interior do rio (Albino, 1999; Ipema, 2009) e dinâmica de sedimentos que provocam abertura e fechamento da foz (Albino, 1999). Outros aspectos possíveis seriam uma menor aproximação e entrada de cardumes no período chuvoso e, até mesmo, a pesca artesanal as vezes praticada de forma irregular na área (observação à campo de fechamento da foz com redes).

É importante observar que, apesar de no Ano 3 o número de registro de grupos ter aumentado nos pontos fixos de Regência no período seco e ter reduzido nos pontos de Aracruz em relação aos anos anteriores, os registros realizados através do monitoramento embarcado mostram uma tendência de movimentação e maior uso em direção à área de influência da foz do Rio Piraquê-açu nesse período do Ano 3. Essa mesma tendência tem sido registrada para o comportamento de alimentação, sendo mais amostrado na área de influência do Rio Piraquê-açu com o passar dos anos, tanto no embarque quanto nos pontos fixos. As duas metodologias apontaram a área de influência da foz do Rio Doce como uma área de maior uso da espécie no período seco, enquanto a área de influência do Rio Piraquê-açu apresentou-se importante no período chuvoso.

O monitoramento de uso dessas duas áreas e de outros parâmetros, como contaminantes em água, sedimento e biota da cadeia trófica do boto-cinza, será importante para avaliarmos se esse padrão está se modificando ao longo do tempo, e por influência de algum aspecto relacionado à presença do rejeito. Durante o PMBA verificou-se que a oferta de presas tem sido afetada após o rompimento da barragem. Uma menor diversidade trófica foi registrada na região do Rio Doce em períodos chuvosos. Nesses períodos chuvosos tem ocorrido a remobilização do sedimento, levando a consequente biodisponibilidade de contaminantes para os consumidores do ambiente (RRDM, 2021, A). Além disso, larvas de peixes foram registradas com trato digestório danificados e outras com sedimento alaranjado aderido, apresentando relação com a alta disponibilidade de metais, como manganês, cromo, ferro e bário (RRDM, 2021, B). O aumento nas taxas anuais de encalhes de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* após o rompimento da barragem sugerem uma influência sobre as populações dessas espécies, com aumento no período chuvoso da fase aguda do desastre (2015 a 2017) para o boto-cinza e da fase crônica (2019 e 2020) para toninhas. Elevadas concentrações de ferro, manganês, mercúrio e cádmio foram encontradas no fígado e rins de *S. guianensis* durante todo o PMBA (RRDM, 2021, C). Manhães e colaboradores (2022) detectaram tendências temporais crescentes de Hg e Zn em músculo e fígado de *P. blainvillei*, espécie classificada como “Críticamente ameaçada” (Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada, 2018).

Ao longo dos três anos de estudo foram registrados grupos *S. guianensis* em comportamento de alimentação e com a presença de indivíduos imaturos na composição dos grupos na área criticamente afetada pelo rejeito de minério. Tratando-se de uma espécie classificada como “Vulnerável” no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada (2018), há uma grande preocupação no que se refere a um provável declínio populacional da espécie na região. Azevedo e colaboradores (2017) relatam o primeiro declínio em uma população da espécie na baía da Guanabara e citam como prováveis motivos a exposição à poluentes imunossupressores e desreguladores endócrinos, tais como metais pesados, que contribuem para a mortalidade e uma possível diminuição nas taxas de sobrevivência e reprodutiva

### **5.1.2 Taxa anual de encalhes, de distribuição sazonal e espacial, e de óbitos de cetáceos na costa do Espírito Santo**

Este relatório apresenta dados referentes aos encalhes de cetáceos no litoral do Espírito Santo, durante três anos consecutivos de monitoramento, aqui considerados Ano 1, Ano 2 e Ano 3 executados pelo PMBA/Fest-RRDM, ocorrido entre 01 de outubro de 2018 até 30 de setembro de 2021. Além dos dados observados nesse monitoramento, dados históricos desde 2012 e pretéritos ao desastre provocado pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG, foram acessados pelos bancos de dados do Instituto Baleia Jubarte e do Instituto ORCA para favorecer interpretações e análises comparativas entre os distintos cenários no estudo: antes do rompimento da barragem (fase Pretérita); fase imediatamente aguda de impacto (fase Pré-PMBA/Fest-RRDM); e fase crônica com o avançar dos anos (fase PMBA/Fest-RRDM). Os três cenários compreendem períodos distintos de dias: a fase Pretérita desde o dia 01 de janeiro de 2012 até 22 de novembro de 2015 (dia que os dejetos chegaram no mar),

total de 1.421 dias; fase aguda do desastre denominada fase Pré-PMBA entre 23 de novembro de 2015 até 30 de setembro de 2018 com 1.043 dias; e fase PMBA entre 01 de outubro de 2018 até 30 de setembro de 2021, com 1.095 dias.

O total de ocorrência de encalhes de cetáceos nos três anos consecutivos foi de 263 ocorrências dentre as quais foram identificadas 11 espécies. Os encalhes referentes ao Ano 1 do monitoramento totalizaram 78 ocorrências, Ano 2 com 90 e Ano 3 com 95 ocorrências de encalhes (*Material Suplementar A6MCS2, Tabela 1*). Ao longo desses três anos do PMPBA/FEST-RRDM foi possível observar que houve um aumento crescente no número de encalhes de cetáceos, com destaque para o Ano 2, que apresentou o dobro de espécies que os outros anos de monitoramento, sendo elas: *Balaenoptera bonaerensis*; *Physeter macrocephalus*, *Peponocephala electra*, *Kogia* sp. e *Tursiops truncatus*. As demais espécies que já haviam sido reportadas no Ano 1 foram *Steno bredanensis*, *Balaenoptera acutorostrata* e *Megaptera novaeangliae* e no Ano 3 o diferencial foi o encalhe da espécie *Stenella longirostris*. Contudo, as duas espécies mais frequentes durante os três anos de monitoramento foram *Sotalia guianensis* (63%) e *Pontoporia blainvillei* (13%) que têm hábitos costeiros (*Material Suplementar A6MCS2, Tabela 1*). Esse aumento em diversidade de espécies registradas era esperado com a continuidade do estudo e é um dos motivos de monitoramentos costeiros para estudo com cetáceos necessitarem de longo prazo, apesar das 11 espécies reportadas, na região já foram documentadas um total de 17 espécies pelos Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA.

Este relatório apresenta dados de três anos de PMBA/FEST-RRDM baseados em cinco indicadores elaborados para medir se houve impacto nas espécies de cetáceos do litoral do ES, devido ao rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG. Para as análises dos indicadores foram gerados índices para garantir comparações dos resultados entre as fases com distintos períodos temporais ou distinta quilometragem do litoral comparado, assim sendo, para análises temporais utilizou-se a razão entre o número de ocorrência de encalhes (eventos) pelo total de dias de cada fase dividido por 365 para facilitar a visualização entre as proporções anuais comparadas.

Para as análises de distribuição espacial, os índices também foram ajustados de acordo com a quilometragem do litoral dos municípios no ES. Até a conclusão do Ano 3 as comparações só puderam ser realizadas com as duas espécies de cetáceos de ocorrência anual e costeira, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*), que são provavelmente as mais atingidas por serem residentes e terem apresentado maior número de encalhes. Os resultados e respectivas discussões apresentadas seguirão abaixo na ordem dos cinco indicadores descritos.

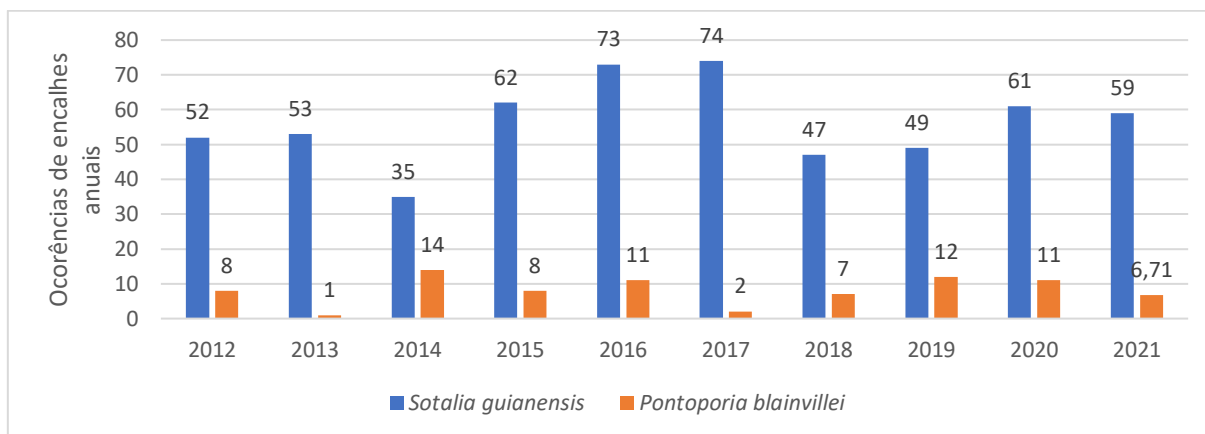
#### 5.1.2.1 Taxa anual de encalhes por espécie de cetáceos na costa do Espírito Santo

A taxa anual dos encalhes de boto-cinza e toninha no litoral do Espírito Santo, relativa a série histórica compreendida entre 2012 até o final deste monitoramento está apresentada na

, onde observa-se um aumento dos encalhes a partir do ano de 2016, coincidindo com o período crítico do rompimento da barragem. Para o boto-cinza esse aumento se manteve constante até 2017 e decaiu em 2018 e 2019, com outro aumento a partir de 2020. Para a toninha, apesar dos encalhes terem

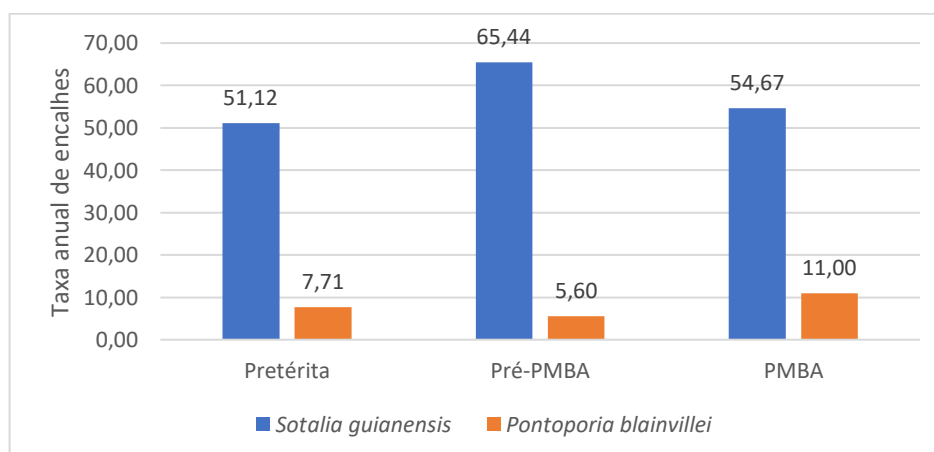
oscilado entre os períodos, em 2016 também ocorreu aumento de ocorrências na fase aguda do desastre se comparada com o período anterior (Figura 601). Apesar disso, uma alta mortalidade de toninhas em 2014 foi atribuída a uma intensa atividade pesqueira com altos índices de emalhamento e a partir de 2018 ocorre um aumento que se manteve oscilante até 2021 (Figura 601).

Figura 601: Total de encalhes anuais da série histórica para boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e toninha (*Pontoporia blainvillei*) na costa do Espírito Santo, incluindo informações do PMBA/Fest-RRDM e fases pretéritas, disponibilizadas pelo Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA.



As taxas de encalhes anuais para o boto-cinza no comparativo entre as distintas fases temporais revelou aumento de 14,32 (21,88%) na razão entre a fase Pré-PMBA com a anterior fase Pretérita, e queda de 14,44 (22,07%) entre a fase PMBA em razão da predecessora fase Pré-PMBA (Figura 602). Para a toninha foi observado o inverso, diminuição de 2,11 (37,67%) entre a fase Pré-PMBA e fase Pretérita, com aumento de 5,4 (49,1%) da fase PMBA em relação com a fase Pré-PMBA (Figura 602). A Figura 2, também mostra que os índices de encalhes para boto-cinza na fase PMBA aparentemente voltaram ao patamar da fase Pretérita. Contudo, o índice permanece alto e preocupante para a toninha no período PMBA, com aumento na ordem de 3,29 (29,9%) se comparado com o cenário pretérito ao desastre.

Figura 602: Taxa anual de encalhes nos distintos cenários de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e toninhas (*Pontoporia blainvillei*) encalhados no ES, entre as fases; Pretérita ao PMBA/Fest-RRDM, Pré-PMBA e fase PMBA.





Quanto aos aspectos biológicos relacionados com a faixa etária e o sexo do boto-cinza, durante o PMBA/Fest-RRDM foi observado nos três anos de monitoramento um percentual médio predominante para animais adultos (55%) e machos (55%). Animais imaturos ficaram na faixa de 9% para filhotes e 36% para juvenis. Fêmeas compreenderam em média 35% dos indivíduos e em cerca de 10% o sexo não foi possível de ser evidenciado pela necropsia (*Material Suplementar A6MCS2, Tabelas 2; 6*).

Na comparação dos cenários envolvendo a série histórica dos botos-cinza os registros de encalhes de machos seguiram elevados em todas as fases apresentando o dobro em relação às fêmeas. Quanto às faixas etárias, as fases Pretéritas e PMBA apresentaram os índices de encalhes com maiores percentuais de animais adultos, 62% e 55% respectivamente, porém, na fase Pré-PMBA podemos observar uma alteração no padrão para faixa etária, sendo os animais imaturos filhotes (6%) e em especial juvenis (45%) que somados foram maiores que a proporção de encalhe de adultos com 49%. Alterações nesses padrões podem sinalizar que os impactos possam ter sido diferentes em magnitude a depender da faixa etária dos animais, norteados processos investigativos futuros (*Material Suplementar A6MCS2, Tabelas 3; 7*). Esses resultados comparados com estudos anteriores com boto-cinza no litoral do Espírito Santo mostraram dados similares quanto a maior ocorrência de machos, porém contrastante em relação à faixa etária apresentada considerando os adultos como a categoria mais frequente (Lima *et al.*, 2017, Mayorga *et al.*, 2020).

Quanto aos aspectos biológicos relacionados com a faixa etária e o sexo da toninha, foi observada a predominância de animais imaturos (21% filhotes e 49% juvenis) e machos com 32% das ocorrências, contrastando com os indivíduos adultos que figuraram com 30% e fêmeas com 22%, sexo indeterminado ficou na ordem de 46% (*Material Suplementar A6MCS2, Tabelas 4 e 8*).

Na comparação dos cenários envolvendo a série histórica das toninhas, o cenário foi similar quanto à avaliação para faixa etária entre as fases, porém, quanto à razão sexual na fase Pretérita, as fêmeas apresentaram quase o dobro de encalhes (64%) que os machos (36%). Nas fases Pré-PMBA e PMBA esses resultados se inverteram, os exemplares machos foram mais frequentes com 78% das ocorrências na fase aguda e 70% na fase crônica e as fêmeas com 22% e 30 % dos registros. Na fase PMBA as diferenças entre sexo se aproximaram, machos predominaram com 32% (*Material Suplementar A6MCS2, Tabelas 5 e 9*). De acordo com Secchi *et al.* (2003), tanto as toninhas machos quanto fêmeas estão vulneráveis à exposição antrópica, mas a proporção desses animais atingidos irá variar para diferentes regiões. Sobre os resultados da faixa etária terem apresentado altos percentuais de encalhes de animais imaturos, corrobora os resultados de alguns autores que afirmam que os primeiros anos de vida de um pequeno cetáceo são os anos mais vulneráveis devido à dependência materna para se alimentar, se proteger e até mesmo para seu desenvolvimento comportamental frente às ameaças.

As taxas de encalhes anuais apontam a possibilidade de ter havido impacto sobre as populações de boto-cinza e toninha, sendo a primeira espécie mais acometida na fase aguda (Pré-PMBA) e a segunda espécie na fase crônica (PMBA). A predominância de animais imaturos na fase considerada aguda do desastre pode ser um indicativo do impacto, pois normalmente carcaças de animais menores são

decompostas mais rapidamente durante a deriva ou plenamente consumidas por necrófagos, ou seja, com menor chance de detecção em praias.

#### 5.1.2.2 Taxa de distribuição sazonal de encalhes de cetáceos na costa do Espírito Santo

Para a análise de sazonalidade foram consideradas as datas exatas das estações do ano: primavera (23 de setembro a 21 de dezembro), verão (21 de dezembro a 21 de março), inverno (21 de junho a 23 de setembro) e outono (21 de março a 21 de junho) e levando em consideração os períodos de chuva do ES, iniciando em outubro até março e a estação seca vai de abril a setembro (INCAPER, 2020). A taxa de distribuição sazonal de encalhes foi avaliada para as duas espécies de maior ocorrência, o boto-cinza e a toninha, comparando os três anos de monitoramento e as duas fases anteriores ao PMBA/Fest-RDDM.

Os encalhes em relação às estações anuais durante os três anos de monitoramento observou-se: no Ano 1 e Ano 3 que de uma forma geral foram mais frequentes no verão, o boto-cinza apresentou nesta estação 25 registros em cada ano, mais que o dobro do valor das ocorrências de inverno; no Ano 2 os valores foram iguais com 16 ocorrências para verão e inverno para o boto-cinza. Para as toninhas, a predominância foi maior no verão com a mesma quantidade de encalhes nos dois primeiros anos de PMBA (8 registros/ano) e no terceiro ano reduziu pela metade com 4 ocorrências (*Material Suplementar A6MCS2, Figuras 1; 2*).

Analisando os encalhes em relação às estações para as distintas fases de estudo, com quantidade diferente de duração em dias, através da geração do índice obtido pela razão entre número de ocorrências sobre número de dias multiplicado por mil, observamos as seguintes comparações: na fase Pretérita o boto-cinza não apresentou um padrão sazonal definido, o maior índice de encalhes observado foi no inverno (0,042); na fase Pré-PMBA o maior valor foi na primavera (0,055) e na fase PMBA o maior índice foi no verão (0,060) (Figura 603). Para as toninhas foi observado algo atípico que pode sinalizar uma possibilidade de impacto com maior incidência para a fase aguda imediatamente após o rompimento da barragem de Fundão/Mariana (fase Pré-PMBA), uma vez que, na série histórica analisada (fase Pretérita) a tendência de encalhes para a espécie acontecia no verão e após a chegada dos dejetos houve predominância de encalhes fora da época, na situação de inverno e com grandeza na ordem de 3,5 vezes maior que a fase Pretérita. Na fase PMBA correspondente ao presente monitoramento, o padrão de encalhes voltou a ser no verão, como ocorria anteriormente ao desastre (Figura 604). Os resultados deste relatório demonstraram que existe uma sazonalidade definida para os encalhes das toninhas do ES, que ocorrem predominantemente no verão, sendo compatível com as demais populações descritas no litoral brasileiro por Desvaux, 2013 e Secchi *et al.* 2003.

Em relação aos períodos de chuva e seca com as fases históricas do estudo, o boto-cinza apresentou tendência de maiores índices de encalhes na estação chuvosa (primavera-verão), exceto na fase Pretérita onde os indicadores foram iguais entre ambos os períodos de chuva e seca (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 3*). As toninhas apresentaram índices expressivos de encalhes no período chuvoso em relação ao período seco, e à taxa de encalhes na estação chuvosa tanto na fase Pretérita quanto na fase do PMBA foram cinco vezes maior que na estação seca, a exceção se deu na

fase Pré-PMBA onde os indicadores para período chuvoso e seco se igualaram, dado aos encalhes atípicos citados acima nas condições de inverno e que sinalizaram potencial impacto para esta espécie nesta fase (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 4*).

Figura 603: Taxa sazonal de encalhes de boto-cinza entre as fases da série histórica do estudo (encalhes/período).

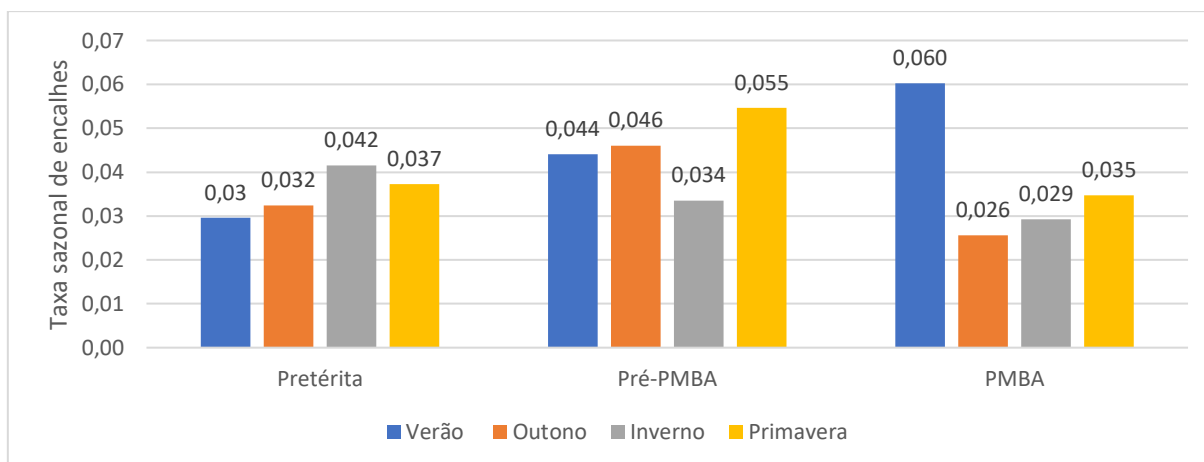
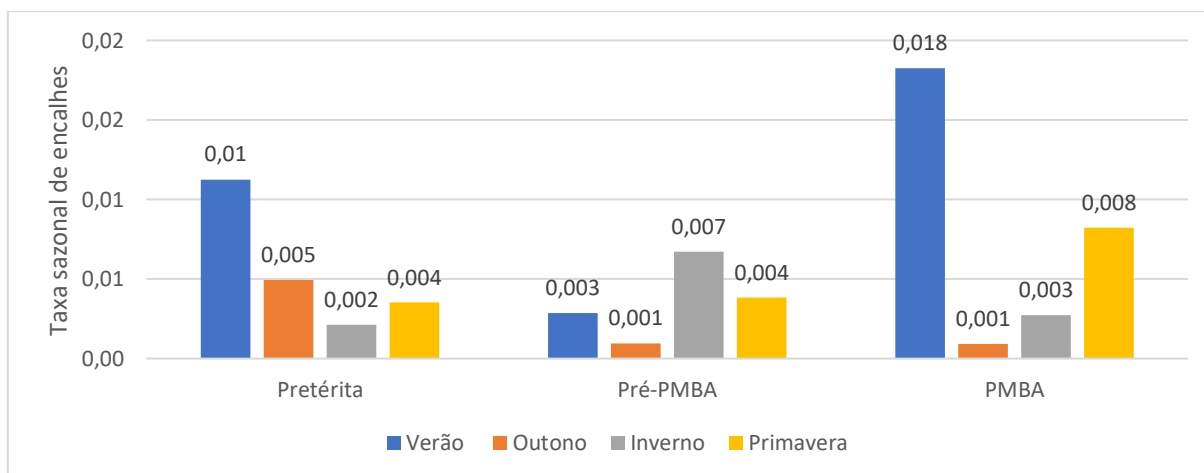


Figura 604: Taxa sazonal de encalhes de toninhas entre as fases da série histórica do estudo (encalhes/período).



#### 5.1.2.3 Taxa de distribuição espacial de encalhes de cetáceos na costa do Espírito Santo

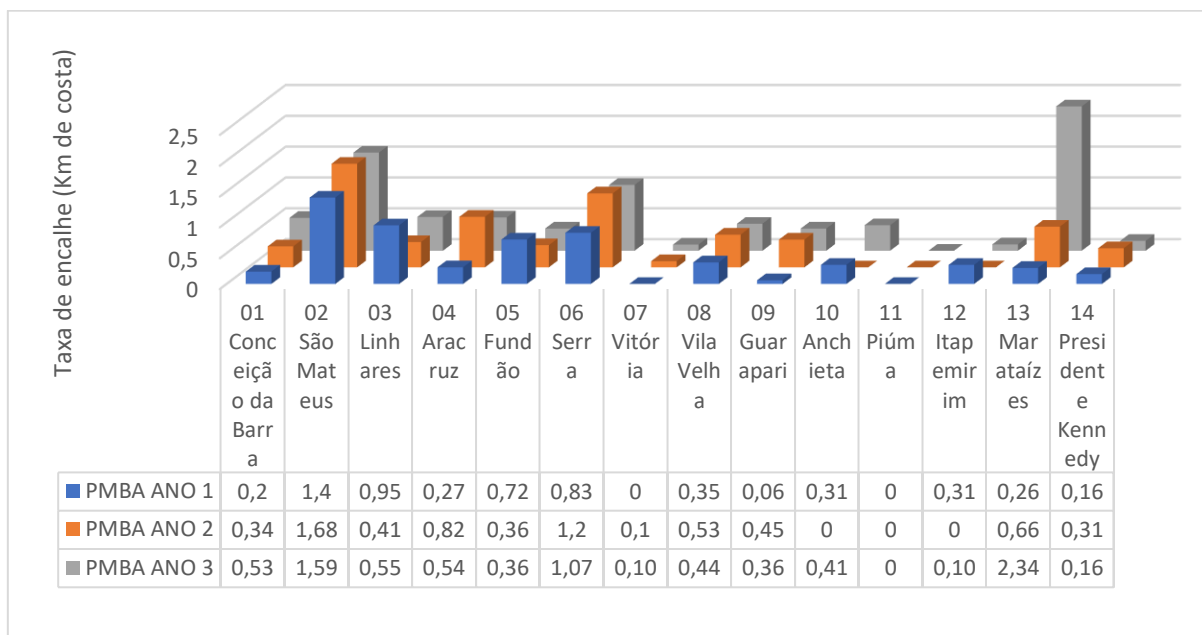
A taxa de distribuição espacial de encalhe foi outro indicador utilizado para verificar se houve ou não impacto nas espécies de cetáceos em detrimento do desastre de Mariana. O monitoramento do PMBA/Fest-RRDM durante os três anos demonstrou que a região norte do ES (acima do Rio Doce) foi a área de maior concentração de encalhes de uma maneira geral e principalmente para as duas espécies costeiras mais atingidas, entre elas o boto-cinza e a toninha, que têm sua distribuição limitada à essa região (*Material Suplementar A6MCS2, Figuras 5; 6; 7*). O município de São Mateus foi o local que apresentou os maiores índices de encalhes tanto nos três anos de PMBA-Fest-RRDM quanto na análise das fases históricas, exceto para as toninhas, para esta espécie em especial a predominância

de encalhes na fase Pretérita eram mais próximos da foz do Rio Doce ao longo do litoral de Linhares (*Material Suplementar A6MCS2, Figuras 8; 9*). Após o desastre, os encalhes desta espécie predominaram no município de São Mateus, esta alteração no padrão de encalhes pode sinalizar uma possibilidade de alteração na distribuição da espécie nos anos subsequentes ao desastre (*Material Suplementar A6MCS2, Figuras 9; 11*) (Figura 600).

O município que apresentou maior diferença entre os três anos de monitoramento foi Marataízes, com destaque no Ano 3 apresentando maior frequência de encalhes (2,34/km), representando o valor do índice 4 vezes maior que no Ano 2 (0,66/km) e 9 vezes maior que no Ano 1 (0,26/km) (Figura 600). Especificamente para a espécie boto-cinza em relação à análise espaço-temporal dos três anos de PMBA/Fest-RRDM, observou-se: que ocorreu uma oscilação do aumento de encalhes entre os municípios, com destaque no Ano 3, para o aumento em Linhares e Anchieta em relação ano Ano 2 (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 10*). Em relação às análises das fases históricas o boto-cinza na fase Pré-PMBA apresentou aumento dos índices de encalhes em dez municípios dos 14 analisados, com destaque para Vila Velha (triplo) e em Fundão o índice foi 10 vezes maior que na fase Pretérita (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 8*). Para o boto-cinza, comparando a fase PMBA com a fase Pretérita, observou-se que todos os municípios da região Norte apresentaram diminuição dos índices de encalhes, com exceção de três locais em que houve aumento na região sul, sendo os encalhes mais expressivo em Serra, Vila Velha (dobro) e Fundão (quatro vezes superior) (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 8*). Na comparação da fase PMBA com a fase Pré-PMBA foi possível observar que São Mateus apresentou uma pequena diminuição, mas ainda permaneceu como o local de maior índice, juntamente com Serra, e que houve aumento apenas em dois municípios (Serra e Marataízes) apresentando o dobro de encalhes na fase PMBA em relação a fase do rompimento da barragem (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 8*).

Em relação as toninhas nos três anos de PMBA/Fest-RRDM observou-se que os encalhes permaneceram concentrados nos municípios em São Mateus, Linhares e Aracruz (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 11*). Em São Mateus ao longo dos três anos o crescimento foi constante e apresentando os maiores índices de encalhes, seguido de Linhares, porém com os índices apresentando queda contínua e em Aracruz, os Anos 2 e 3 os índices foram igualmente três vezes superiores ao Ano 1 (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 11*). Na comparação das fases históricas para toninhas observou-se uma inversão no padrão de encalhes entre os municípios de São Mateus e Linhares o que pode sugerir um reflexo de impacto com possível consequência para alteração da distribuição espacial dos indivíduos (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 9*). Na fase Pretérita os encalhes eram mais comuns em Conceição da Barra e Linhares, depois do desastre passou a ser mais evidente em São Mateus e Aracruz. Destaque para São Mateus devido aos índices de encalhes que permaneceram crescentes ao longo dos anos, trazendo preocupações quanto ao risco de extinção, sendo que na fase PMBA apresentou o dobro de encalhes em relação à fase Pré-PMBA e 2,5 vezes superior em relação à fase histórica (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 9*).

Figura 605: Distribuição espaço-temporal de cetáceos encalhados no ES durante monitoramento do PMBA/Fest-RRDM.



#### 5.1.2.4 Taxa de distribuição espacial de encalhes de cetáceos do Espírito Santo em relação à foz do Rio Doce

A distribuição espacial de carcaças de cetáceos na costa Espírito Santo em relação a foz do Rio Doce foi outro indicador utilizado para avaliação de impacto. Essa distribuição se apresentou diferente ao longo dos três anos de PMBA/Fest RRDM. Para os botos-cinza observou-se no Ano 1 uma maior chegada de carcaças ao norte da foz do Rio Doce com média e cume da curva de densidade de distribuição apontada à direita (ao norte dado à quilometragem positiva), já no Ano 2 e Ano 3 a média e cume da curva de densidade de distribuição foi deslocada ao sul da foz do Rio Doce, ao norte após 50 km da foz, apresentou uma área com menor concentração de encalhes, conforme ilustra no (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 19*). Em relação as toninhas houve uma predominância maior de encalhes na região norte com a média de encalhes ocorrendo a 60 km da foz do Rio Doce e demonstrando nos gráficos dos três anos de monitoramento uma área ausente de encalhes de toninhas que ocorre em torno de 40 km ao norte da foz do Rio Doce (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 20*).

A localização espacial do encalhe é algo relacionado com a distribuição dos locais de óbitos dos animais e com a dinâmica da deriva das carcaças que precisam ser melhores interpretadas em uma análise conjunta com o Anexo 3. As áreas que apresentaram ausência ou menor ocorrência de encalhes indicam que por algum fator ambiental ou particularidade de praia que dificulta o encalhe. Este indicador necessita ser reexaminado com base em modelagens da circulação oceânica costeira para melhor interpretação dos resultados referentes à distribuição dos locais de óbitos para as espécies de interesse. Isoladamente na fase PMBA o indicador não ofereceu condições para conclusões relacionadas com o impacto.

#### 5.1.2.5 Taxa de óbito para cetáceos do Espírito Santo por diagnóstico da causa da morte

Outro indicador de impacto importante foi à determinação da taxa de óbito para cetáceos encalhados no Espírito Santo por diagnóstico de morte. Os resultados demonstraram que as principais causas envolvendo todas as espécies foram emalhes e processos infecciosos, ambos apresentaram 27% das ocorrências no primeiro ano de PMBA/Fest-RDDM, seguido de óbitos por traumas com 7% e 1% para obstrução alimentar (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 16*). Contudo, nos outros anos decorrentes no monitoramento, ocorreu uma pequena queda nos percentuais das causas diagnosticadas e aumento dos casos indeterminados (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 16*). Os percentuais de óbitos indeterminados se apresentaram elevados devido ao grande número de animais em processo de decomposição avançado (57%) ou em etapas finais de decomposição (20%) que foram igualmente examinados (*Material Suplementar A6MCS2, Tabela 10*).

Analisando a distribuição espaço-temporal de cetáceos com as principais causas de óbitos nos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, especialmente emalhamento, observou-se que no PMBA-Ano 1 apresentou maior concentração de óbitos por emalhes na região norte do ES, principalmente no extremo norte em Conceição da Barra, ao longo dos municípios de São Mateus, Linhares e ainda, com poucas ocorrências isoladas em alguns municípios do litoral sul do ES; já no PMBA-Ano 2 e Ano 3, novamente observou-se uma maior concentração de ocorrências de óbitos por emalhes na região norte, seguido de aumento na distribuição na região sul (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 17*). Em relação à distribuição espaço-temporal de cetáceos por óbito atribuído aos processos infecciosos nos três anos de PMBA/Fest-RRDM, observou-se maior ocorrência dos casos de óbito concentrados na região Norte do ES, que foram diminuindo ao longo dos anos (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 18*).

As espécies com maior mortalidade e mais afetadas em relação ao emalhe acidental durante os três anos de PMBA/Fest-RRDM foram o boto-cinza e a toninha (*Material Suplementar A6MCS2, Figuras 13; 15*). Para os botos-cinza durante os três anos de monitoramento as principais causas de óbitos foram emalhes, seguido de processos infecciosos e outras causas com menor ocorrência. Os casos de emalhes mantiveram seus percentuais altos ao longo dos três anos de PMBA, porém os casos de morte por infecções apresentaram uma queda com média de 9% no segundo e terceiro ano de monitoramento (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 13*). A diminuição dos óbitos por processos infecciosos não quer dizer que eles deixaram de ocorrer, existindo a possibilidade que as mortes por emalhamento sejam mais rápidas que o desenvolvimento crítico de uma infecção capaz de matar o animal, considerando a grande capacidade desses animais suportarem dor e debilidades físicas. Durante algumas necropsias realizadas no PMBA foram observados casos em que os animais apresentavam infecções agudas ou crônicas, mas a causa da morte era emalhamento.

Para as toninhas em relação aos três anos de PMBA, a maior taxa de óbito devido ao emalhe foi no Ano 3, sendo que neste período não houve registro de óbito por processo infeccioso e no Ano 2 foi a principal causa de morte (33%) superando os casos de óbitos por emalhes (17%) (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 17*). Com isso, é importante ressaltar que a morte de animais envolvidos em artefatos



de pesca nem sempre é imediata, os artefatos presos ao corpo dos animais podem acarretar em lesões com infecções secundárias e causar um processo convalescente crônico e morte (IBAMA, 2005 *apud* Desvaux, 2013).

Na análise da série histórica, os botos-cinza apresentaram na fase Pré-PMBA a maior taxa de óbito por encalhe devido ao emalhe (48,9), em relação as outras fases e aos outros diagnósticos, a maioria apresentaram na fase Pré-PMBA os maiores índices e em alguns casos como os processos infecciosos considerado a segunda principal causa de morte dessa espécie, com a taxa de óbito maior 15 vezes que na fase Pretérta ao monitoramento e na fase PMBA, o aumento foi de 19 vezes, trazendo preocupação para com relação ao status de saúde desta população no período crônico do desastre (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 12; Tabela 11*). Para as toninhas não foram evidenciados diagnósticos relacionados com processos infecciosos nas fases Pretérta e Pré-PMBA, apenas no PMBA (18%) (*Material Suplementar A6MCS2, Figura 14*). Contudo a principal causa de óbito para esta espécie foi emalhe acidental apresentando a maior taxa de óbito na fase Pretérta (12,7) e com metade desse valor (7,7) na fase Pré-PMBA, onde que a pesca foi proibida no período agudo do rompimento da barragem de Mariana, e na fase PMBA a taxa aumentou novamente para 8,2 (*Material Suplementar A6MCS2, Tabela 12*).

### 5.1.3 Prevalência de histopatologias

No Ano 3 PMBA/Fest-RRDM foram avaliadas mais de 350 amostras de tecido para a análise de histopatologias, oriundas de 50 espécimes. Os órgãos mais analisados foram: Músculo, Adiposo, Fígado, Pulmão, Pele, Baço e Rim (*Material Suplementar A6MCS3, Figura 1*), sendo que os órgãos mais representativos foram os Pulmões, Fígado e Rins, com mais achados patológicos e que permitiram avaliar a saúde e o comprometimento dos espécimes. Qualquer patologia isolada já se caracteriza como processo patológico no organismo, e quando estão associadas, o que ocorre em quase todos os indivíduos avaliados, é possível afirmar que a higidez estava comprometida. De acordo com os achados pulmonares, ao menos 70% dos espécimes foram compatíveis com o comprometimento da higidez. Observa-se que dos 36 espécimes que tiveram os pulmões analisados, 35 exibiam a saúde comprometida e 1 indivíduo estava com o tecido muito autolisado, impossibilitando a análise. O sistema respiratório é frequentemente associado a morte de animais marinhos (SEGUEL et al., 2013), pois podem servir também de entrada aos microrganismos que diminuem a imunidade, aumentando as chances de infecções secundárias e sistêmicas. Esse resultado demonstra que a saúde da população de cetáceos da costa do Espírito Santo pode estar comprometida, contudo, ainda não é possível afirmar relação direta com o rompimento da barragem.

Todos os achados histopatológicos do Ano 3 PMBA/Fest-RRDM foram compatíveis com a literatura (DOMICIANO, 2012) (*Material Suplementar A6MCS3, Figuras 2 a 10*) e também não divergiram dos resultados do Ano 1 e Ano 2, bem como os dados pretéritos de 2011, 2012 e 2013 avaliados no Ano 2 PMBA/Fest-RRDM. Atentamos ainda que as amostras do Ano 3 PMBA/Fest-RRDM estavam com alto grau de degradação, sendo 90% correspondentes a COD 4 e 5, maior que o Ano 1 e Ano 2, o que

compromete a identificação da prevalência dos achados patológicos e a determinação da causa de morte dos indivíduos (*Material Suplementar A6MCS3, Figura 1*). Ainda assim, pode-se afirmar que os espécimes apresentam a saúde comprometida, podendo ser efeito de fatores ambientais.

Muitas alterações ósseas foram encontradas (*Material Suplementar A6MCS3, Quadro 1, Figuras 11 a 18*), algumas de ordem traumática, como fraturas com remodelamento em diferentes ossos (*Material Suplementar A6MCS3, Figura 18*), crescimentos ósseos atípicos e até junções atípicas que pode ser decorrente de fraturas, muitas poderiam até desenvolver patologias secundárias, prejudicando/diminuindo a qualidade da saúde e deslocamento dos espécimes. As fraturas antigas já consolidadas excluem a indicação de causa de morte por trauma, além disso, diversas fraturas observadas foram classificadas como ocasionadas após a necrópsia, supostamente durante o processo de maceração, manipulação ou transporte, sendo excluídas das alterações listadas. Alguns crescimentos ósseos anormais também podem ser decorrentes de respostas inflamatórias causadas por doenças metabólicas. Rodríguez e Mandalunis (2018) afirmaram que a falta ou o excesso de metais pesados no corpo podem alterar a dinâmica óssea. A exposição a longo prazo e a curta exposição a altas concentrações induzem um desequilíbrio no processo de remodelação óssea, alterando a formação e a reabsorção, levando ao desenvolvimento de diferentes patologias.

Muitas alterações indicadas como anomalias ósseas congênitas se destacam pelo alto índice da abertura do arco neural nas vértebras cervicais (*Material Suplementar A6MCS3, Figura 12*). As mesmas anomalias já foram descritas em outras regiões para *Sotalia guianensis* (FRAGOSO, 2006; FETTUCCIA et al., 2009), sendo que a alta incidência nas populações pode estar relacionada a fatores tanto genéticos quanto ambientais (BARNES, 1994; MOALEM, 2007).

Também foram observadas alterações degenerativas, como degeneração dos discos intervertebrais, associadas muitas vezes a senilidade, bem como artroses, erosões (*Material Suplementar A6MCS3, Figuras 14, 15 e 16*), mineralizações, desgastes e porosidades. Algumas podem ser decorrentes de esforço repetitivo nas articulações, contudo, outras podem ter origem patológica. Salientamos que a degeneração dos discos intervertebrais foi listada, no entanto não foi possível determinar quais poderiam ser ocasionadas pela maceração e manipulação, visto que tanto ossos de espécimes jovens quanto adultos apresentaram essa patologia. As alterações associadas ao avanço etário condizem com a literatura (LAETA et al., 2010; FETTUCCIA, 2010; COSTA et al., 2016), entretanto, não pôde ser vinculada exclusivamente aos indivíduos senis. A espondilite anquilosante (*Material Suplementar A6MCS3, Figuras 11 e 13*), síndrome que inclui a formação de ossos e pode fusionar vértebras (SWEENEY et al., 2005), que normalmente é correlacionada a espécimes de idade avançada, foi encontrada também em juvenis. A espondilite também pode ter origem patológica e estar associada a processos infecciosos, trazendo inclusive neoformações ósseas classificadas como bizarras.

Poucas informações sobre alterações ósseas, causas e consequências foram publicadas, contudo, os autores mencionam que podem ser relacionadas a diversos fatores (FÉLIX et al., 2007), incluindo desde patógenos até mesmo as interações com a pesca, em relação a choque com embarcações que podem

causar fraturas e traumas graves. Por este motivo é importante que as alterações sejam monitoradas a fim de verificar a incidência e mudanças nos padrões das populações.

Os resultados do PMBA/Fest-RRDM têm demonstrado que os cetáceos e outras espécies estão expostos a diversos fatores que podem causar impacto tanto na saúde dos organismos, quanto no ecossistema e que ainda há lacunas de conhecimento quanto as condições pós-rompimento da barragem. Por isso, todas as alterações, patologias e índices investigados neste monitoramento são importantes na avaliação da saúde e do ambiente, sendo imprescindível sua continuidade para a identificação das causas e efeitos justificáveis das alterações encontradas.

#### 5.1.4 Prevalência de patógenos bacterianos e fúngicos

No Ano 3 PMBA/Fest-RRDM, somente 15 amostras de microbiologia (bactérias e fungos) foram analisadas de 5 diferentes espécimes. Os microrganismos identificados, foram também encontrados no Ano 1 e Ano 2.

Novamente somente a espécie fúngica *Candida* spp. foi encontrada e de forma inédita em amostra de swab de olho e vulva, já no Ano 1 e Ano 2 PMBA/Fest-RRDM *Candida* spp. foi identificada em orifícios naturais, pulmão e pele. As doenças com *Candida* spp. podem evoluir para infecções sistêmicas (MARTINS et al., 2002), já sendo identificados em diversas espécies de cetáceos e muitas vezes mencionada como oportunista, acometendo os organismos que podem já apresentar qualquer tipo de debilidade na saúde (BUCK et al., 2006).

No Ano 3 PMBA/Fest-RRDM destacaram-se as bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Serratia*, que podem causar diversas infecções, contribuir para a diminuição da imunidade, na debilidade e saúde dos indivíduos ou até mesmo ser a causa de morte. As bactérias isoladas no Ano 3 PMBA/Fest-RRDM foram compatíveis com as encontradas no Ano 1 e Ano 2, entretanto, no Ano 2 observamos bactérias que não foram relatadas no Ano 1, o que chama a atenção para a variação dos microrganismos que estão presentes no ambiente e estão acometendo os cetáceos, podendo indicar mudanças ambientais e na saúde em geral.

Foram identificadas no Ano 3: Pulmão: *Proteus mirabilis*; Orifício respiratório: *Pseudomonas* spp. e *Enterobacter* spp.; Ânus: *Proteus mirabilis*, *Pseudomonas* spp. e *Escherichia coli*; Vulva: *Proteus mirabilis*, *Pseudomonas* spp., *Escherichia coli* e *Candida* spp.; Cavidade oral: *Pseudomonas* spp. e *Pseudomonas aeruginosa*; Pedúnculo caudal: *Serratia* spp. e *Klebsiella* spp.; Olho: *Pseudomonas* spp. e *Candida* spp.

A saúde dos cetáceos é relativamente pouco estudada apesar do potencial de correlacioná-la com a qualidade do ambiente (MOURA et al., 2012). A exposição diária ao ambiente impactado pode desencadear respostas endócrinas nestes animais, e por consequência causar graves alterações no sistema imunológico e de resposta ao estresse crônico (KOCH et al., 2018). Justamente por isso podem ser considerados sentinelas ambientais, pois alterações avaliadas na saúde podem sugerir alterações

na qualidade do ambiente marinho, já que são espécies de vida longa, predadores de topo de cadeia e ainda acumularem contaminantes (LEMONS et al., 2013).

Uma das maneiras de avaliar o bem-estar do animal e a qualidade do ambiente marinho é por meio das doenças e lesões (BROOM, 2011; VAN BRESSEM et al., 2009b) e da condição corporal (CHRISTIANSEN et al., 2020). Essas doenças podem ser ocasionadas tanto por bactérias, quanto fungos, vírus e protozoários (VAN BRESSEM et al., 2009a). Koch et al. (2018) relataram que os principais assuntos relacionados a lesões de cetáceos são a presença de agentes etiológicos no ambiente, impactos antrópicos e contaminação que causariam estresse a esses indivíduos e estariam relacionados a depressão do sistema imunológico e aparecimento de patologias.

Além disso, novos dados epidemiológicos de cetáceos relativos a doenças zoonóticas emergentes têm chamado atenção (VAN BRESSEM et al., 2009b). Incluindo até mesmo cepas de bactérias resistentes a múltiplos antibióticos que já foram isoladas de cetáceos, e algumas dessas bactérias inclusive foram reconhecidas como patógenos humanos (BOGOMOLNI, 2008).

As bactérias podem causar diversas lesões nos cetáceos e juntamente com outras infecções podem causar problemas graves na saúde. Somente a presença dessas bactérias não pode ser indicada como causa de morte nesta pesquisa, além disso, ainda não se pode indicar relação direta/indireta com o rompimento da barragem, entretanto, o monitoramento e os resultados de outras frentes de investigações são importantes para associações com a qualidade do ambiente e a saúde dos organismos. Os patógenos podem atuar como indicadores de mudanças ambientais, alterando diversos padrões no ecossistema (BOSSART, 2011), por isso seu monitoramento é considerado essencial.

### 5.1.5 Alterações nas concentrações de elementos-traço em cetáceos

Com relação ao estado de saúde desses animais podemos destacar em relação as concentrações de elementos-traço, que as concentrações máximas de HgT em fígado de *Sotalia guianensis* estão acima do limite de tolerância estabelecido na literatura que pode causar danos hepáticos nos mamíferos marinhos ( $100 \text{ a } 400 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , p. u.) para todas as regiões de estudo, exceto para a Região 2, próxima ao Rio Doce. As concentrações hepáticas médias dos indivíduos de botos-cinza analisados durante o Ano 3 de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM encontram-se na mesma ordem de grandeza que as médias mais elevadas do Brasil, encontradas em botos-cinza da costa do Rio de Janeiro (Tabela 88). As concentrações hepáticas em botos-cinza da região Barra do Riacho e as concentrações musculares em botos-cinza da Região Metropolitana, que antes haviam aumentado em relação ao Ano 1, permaneceram na mesma ordem de grandeza que os achados do Ano 2. Em relação a dados pretéritos, indivíduos de *Pontoporia blainvillei* da costa do Espírito Santo coletados no período de 2003 a 2015 apresentaram concentrações de HgT no músculo, fígado e rim similares ao PMBA/Fest-RRDM (Tabela 89). Comparando as cinco regiões da costa do ES (variação espacial) foram encontradas diferenças significativas nas concentrações hepáticas, musculares e renais de HgT, apresentando a seguinte ordem decrescente:  $1>5>4>3>2$ . Já uma análise considerando os três anos do projeto (variação

espacial), só foi possível para a Região 1 - São Mateus, a única que possuiu n amostral mais elevado, e não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de HgT entre os diferentes anos para nenhum tecido/órgão analisado (*Material Suplementar A6MCS4*).

Tabela 88: Concentrações de mercúrio total em músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* expressas em ug. g<sup>-1</sup> (peso úmido) encontradas na literatura.

| Tecido  | N  | Média ± DP        | Localidade                    | Referência                                |
|---------|----|-------------------|-------------------------------|---|
| Fígado  | -  | 17,4              | Costa do Rio de Janeiro       | Lailson-Brito et al. (2002 <sup>a</sup> ) |
| Fígado  | 11 | 4,62 ± 8,73       | Costa do Ceará                | Monteiro-Neto et al. (2003)               |
| Rim     | 11 | 1,24 ± 1,72       | Costa do Ceará                | Monteiro-Neto et al. (2003)               |
| Fígado  | 20 | 77 ± 107*         | Costa de São Paulo e Paraná   | Kunito et al. (2004)                      |
| Fígado  | 29 | 8,67 <sup>#</sup> | Costa do Rio de Janeiro       | Kehrig et al. (2008)                      |
| Fígado  | 6  | 9,98              | Costa do Rio de Janeiro       | Carvalho et al. (2008)                    |
| Músculo | 6  | 0,73              | Costa do Rio de Janeiro       | Carvalho et al. (2008)                    |
| Fígado  | 19 | 27,8 ± 24,7       | Rio de Janeiro                | Seixas et al. (2009b)                     |
| Músculo | 12 | 0,92 ± 0,65       | Baía de Guanabara- RJ         | Bisi et al. (2012)                        |
| Músculo | 42 | 0,26 ± 0,33       | Baía de Sepetiba- RJ          | Bisi et al. (2012)                        |
| Músculo | 9  | 0,68 ± 0,22       | Baía de Ilha Grande- RJ       | Bisi et al. (2012)                        |
| Fígado  | 19 | 19,96 ± 32,3      | Rio de Janeiro                | Lailson-Brito et al. (2012 <sup>a</sup> ) |
| Músculo | 20 | 1,07 ± 0,35       | Costa norte do Rio de Janeiro | Moura et al. (2012 <sup>a</sup> )         |
| Músculo | 27 | 0,4 ± 0,16        | Costa sul do Amapá            | Moura et al. (2012 <sup>b</sup> )         |
| Fígado  | 11 | 15,46 ± 20,2*     | Costa do Rio de Janeiro       | Lemos et al. (2013)                       |
| Músculo | 21 | 3,28 ± 1,69*      | Costa norte do Rio de Janeiro | Kehrig et al. (2013)                      |
| Músculo | 28 | 3,91 ± 2,16*      | Costa norte Rio de Janeiro    | Baptista et al. (2016)                    |
| Músculo | 61 | 1,00 ± 0,8*       | Baía de Sepetiba- RJ          | Manhães et al. (2021)                     |
| Fígado  | 61 | 5,70 ± 11,3*      | Baía de Sepetiba- RJ          | Manhães et al. (2021)                     |
| Músculo | 58 | 2,11 ± 2,26       | Região 1 - Espírito Santo     | Presente estudo                           |
| Rim     | 44 | 9,71 ± 32,09      |                               |   |
| Fígado  | 58 | 71,34 ± 100,73    |                               |   |
| Músculo | 9  | 0,98 ± 0,26       | Região 2 - Espírito Santo     | Presente estudo                           |
| Rim     | 8  | 1,37 ± 0,77       |                               |   |
| Fígado  | 8  | 8,66 ± 8,43       |                               |   |
| Músculo | 17 | 1,09 ± 0,53       | Região 3 - Espírito Santo     | Presente estudo                           |
| Rim     | 15 | 2,24 ± 1,57       |                               |   |
| Fígado  | 17 | 33,09 ± 49,26     |                               |   |
| Músculo | 26 | 0,82 ± 0,51       | Região 4 - Espírito Santo     | Presente estudo                           |
| Rim     | 24 | 1,98 ± 2,21       |                               |   |
| Fígado  | 24 | 31,48 ± 52,60     |                               |   |
| Músculo | 25 | 2,05 ± 3,44       | Região 5 - Espírito Santo     | Presente estudo                           |
| Rim     | 22 | 2,53 ± 1,24       |                               |   |
| Fígado  | 24 | 46,42 ± 54,90     |                               |   |

Legenda: #mediana; \*peso seco.

Tabela 89: Concentrações de mercúrio total em músculo, fígado e rim de *Pontoporia blainvillei* expressas em ug. g<sup>-1</sup> (peso úmido) encontradas na literatura.

| Tecido  | N  | Média ± DP               | Localidade                         | Referência                                |
|---------|----|--------------------------|------------------------------------|---|
| Fígado  | 17 | 5,37 ± 10,90             | Rio de Janeiro                     | Lailson-Brito et al. (2002 <sup>b</sup> ) |
| Rim     | 15 | 1,36 ± 1,08              | Rio de Janeiro                     | Lailson-Brito et al. (2002 <sup>b</sup> ) |
| Fígado  | 23 | 3,5 ± 2,1*               | São Paulo e Paraná                 | Kunito et al. (2004)                      |
| Fígado  | 5  | 4,38*                    | Rio de Janeiro                     | Seixas et al. (2008)                      |
| Fígado  | 12 | 1,54*                    | Rio de Janeiro                     | Seixas et al. (2008)                      |
| Fígado  | 3  | 31,13*                   | Rio Grande do Sul                  | Seixas et al. (2008)                      |
| Fígado  | 10 | 2,89*                    | Rio Grande do Sul                  | Seixas et al. (2008)                      |
| Músculo | 7  | 0,17                     | Costa do Rio de Janeiro            | Carvalho et al. (2008)                    |
| Fígado  | 7  | 1,13                     | Costa do Rio de Janeiro            | Carvalho et al. (2008)                    |
| Fígado  | 31 | 5,98*                    | Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul | Moreira et al. (2009)                     |
| Fígado  | 1  | 0,33                     | Costa do Rio de Janeiro            | Lemos et al. (2013)                       |
| Músculo | 16 | 1,92 ± 0,96*             | Costa do Rio de Janeiro            | Baptista et al. (2016)                    |
| Músculo | 7  | 0,3 ± 0,04               | Costa do Rio de Janeiro            | Kehrig et al. (2016)                      |
| Músculo | 4  | 0,5 ± 0,02               | Costa do Rio de Janeiro            | Kehrig et al. (2016)                      |
| Fígado  | 7  | 0,5 ± 0,2                | Costa do Rio de Janeiro            | Kehrig et al. (2016)                      |
| Fígado  | 4  | 1,6 ± 1,0                | Costa do Rio de Janeiro            | Kehrig et al. (2016)                      |
| Músculo | 32 | 0,68 ± 0,46 <sup>#</sup> | Costa do Espírito Santo            | Manhães et al. (2021)                     |
| Rim     | 21 | 0,82 ± 0,63 <sup>#</sup> | Costa do Espírito Santo            | Manhães et al. (2021)                     |
| Fígado  | 25 | 1,96 ± 2,78 <sup>#</sup> | Costa do Espírito Santo            | Manhães et al. (2021)                     |
| Músculo | 9  | 0,83 ± 0,30              | Região 1 - Espírito Santo          | Presente estudo                           |
| Rim     | 6  | 0,75 ± 0,22              |                                    |   |
| Fígado  | 7  | 2,12 ± 2,26              |                                    |   |
| Músculo | 1  | 0,85                     | Região 2 - Espírito Santo          | Presente estudo                           |
| Rim     | 1  | 0,50                     |                                    |   |
| Fígado  | 1  | 2,76                     |                                    |   |

Legenda: \*=dados em peso seco; #= concentrações em toninhas coletadas anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão.

Para os demais **elementos-traço**, concentrações elevadas de Fe, Mn e Cd ainda foram encontradas em alguns indivíduos de *Sotalia guianensis* analisados no Ano 3. É importante levar em consideração que tais elementos também são destacados nos principais resultados de outros subprojetos, como os achados do Ambiente Dulcícola, indicando altas concentrações próximo à foz do Rio Doce, principalmente nos períodos chuvosos. As concentrações medianas de Cd no rim para todas as regiões da costa de ES estão acima dos valores reportados na literatura. Destaca-se a região 3-Barra do Riacho, que teve suas concentrações medianas de Cd no fígado e no rim aumentadas com o acréscimo do animal EAE\_S117 (uma fêmea adulta) entre RSE2021 e o presente relatório. Este indivíduo apresentou as maiores concentrações de Cd encontradas ao longo de todo o PMBA/Fest-RRDM. Ainda, na região do Rio Doce, as concentrações medianas de Mn no fígado e rim também subiram com o acréscimo de animais analisados neste RA2021. Alguns indivíduos apresentaram elevadas concentrações musculares de Fe na Região Extremo Sul. Com exceção do Cd, as medianas das



contrações dos elementos-traço, estão na mesma ordem de magnitude daquelas reportadas na literatura. Entretanto, a literatura apresenta estudos realizados em diferentes estados da costa brasileira, inclusive em áreas mais urbanizadas e industrializadas que a costa do ES (Tabela 90 e Tabela 91). É importante ressaltar a boa cobertura espacial das amostras, que só foi possível com o acúmulo de amostras ao longo dos 3 anos de monitoramento: (1) Região São Mateus, n= 56; (2) Rio do Doce, n=9; (3) Barra do Riacho, n= 17; (4) Metropolitana, n= 26 e; (5) Extremo Sul, n=26, possibilitando análises estatísticas em todas as regiões. Comparando as cinco regiões da costa do ES (variação espacial) foram encontradas diferenças significativas nas concentrações hepáticas de Cu (1>2>4~5>3), Fe (5>3>1>4>2) e Mn (1>2>3>4>5); e nas concentrações renais de Cd (3>4>1>2>5), Mn (1>2>4>3>5) e Zn (1>2>5~4~3). Com o aumento de indivíduos coletados e analisados nas Regiões do Rio Doce e da Barra do Riacho, um melhor panorama para essas áreas foi obtido. Ainda assim, uma análise comparativa entre os três anos de projeto (variação temporal) só foi possível para a Região 1 - São Mateus, a única que possuiu n amostral significativo para tal avaliação, e foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de Cd (pré PMBA>1>3~2, Figura 606), Fe (pré PMBA>1>2>3, Figura 607) e Zn (pré PMBA~3>2>1) no fígado; Cu (1>pré PMBA>3~2) e Zn (1>3>pré PMBA>2) no músculo; e Cu (pré PMBA>2>1>3) e Zn (pré PMBA~1>3>2) no rim. Para os demais casos, as concentrações não mudaram significativamente ao longo dos anos de monitoramento, como foi o caso no Mn (Figura 608). Com a continuidade do monitoramento e aumento do número amostral, será possível fazer análises de variação temporal das concentrações de elementos-traços para as demais regiões da costa do Espírito Santo. Apesar disso, com a análise conjunta de dados do Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM já foi possível obter uma cobertura amostral relevante da costa do ES para o entendimento do perfil das concentrações de elementos nestes animais, com dados mais robustos do que os relatórios anteriores (*Material Suplementar A6MCS4*).

Figura 606: Concentrações de Cd ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ , peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* da Região 1 – São Mateus, ES, anterior ao monitoramento (eixo x = 0) e concentrações obtidas pelas análises durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

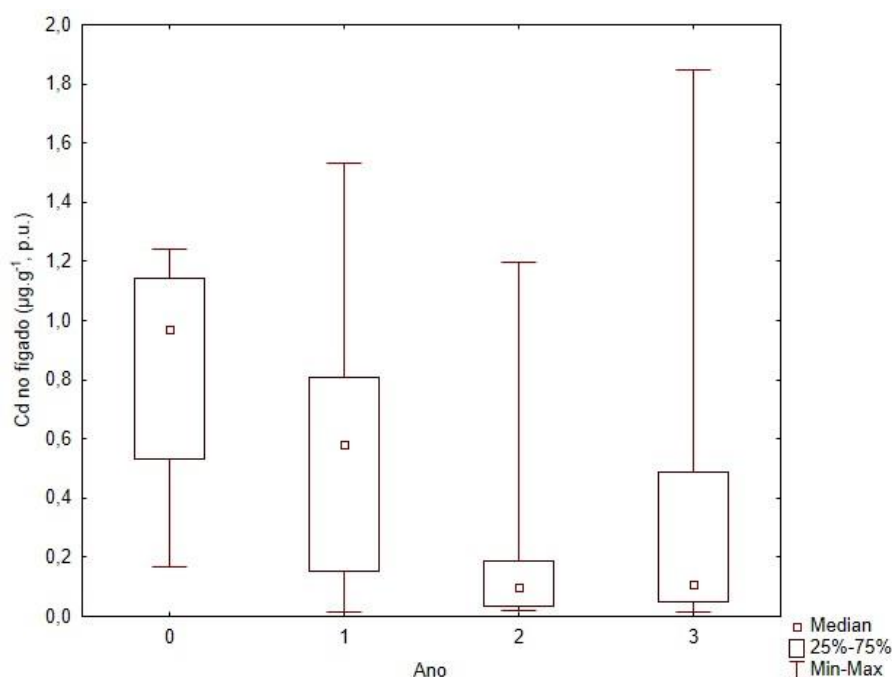


Figura 607: Concentrações de Fe ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ , peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* da Região 1 – São Mateus, ES, anterior ao monitoramento (eixo x = 0) e concentrações obtidas pelas análises durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

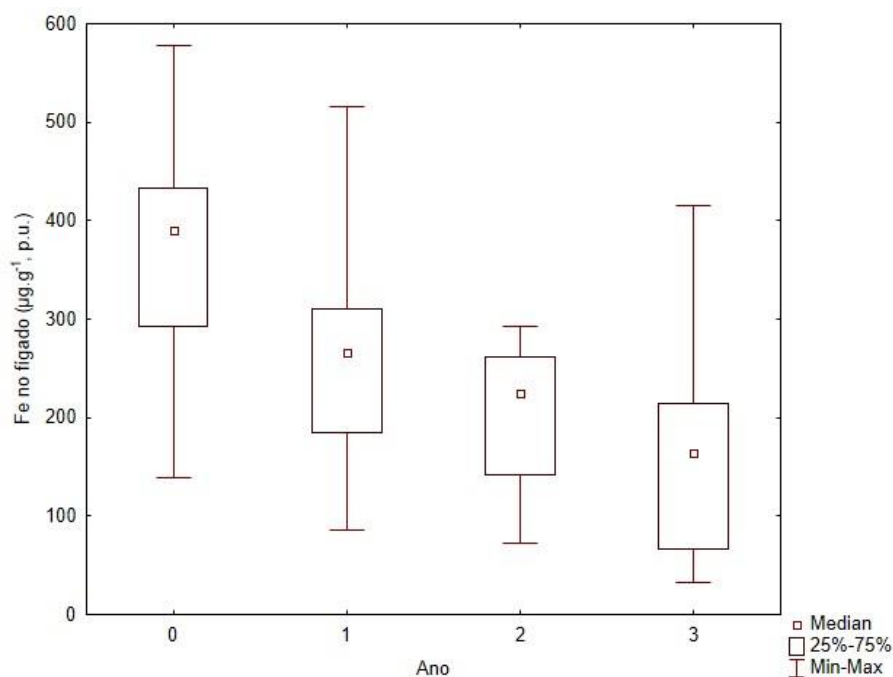


Figura 608: Concentrações de Mn ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ , peso úmido) no fígado de *Sotalia guianensis* da Região 1 – São Mateus, ES, anterior ao monitoramento (eixo x = 0) e concentrações obtidas pelas análises durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

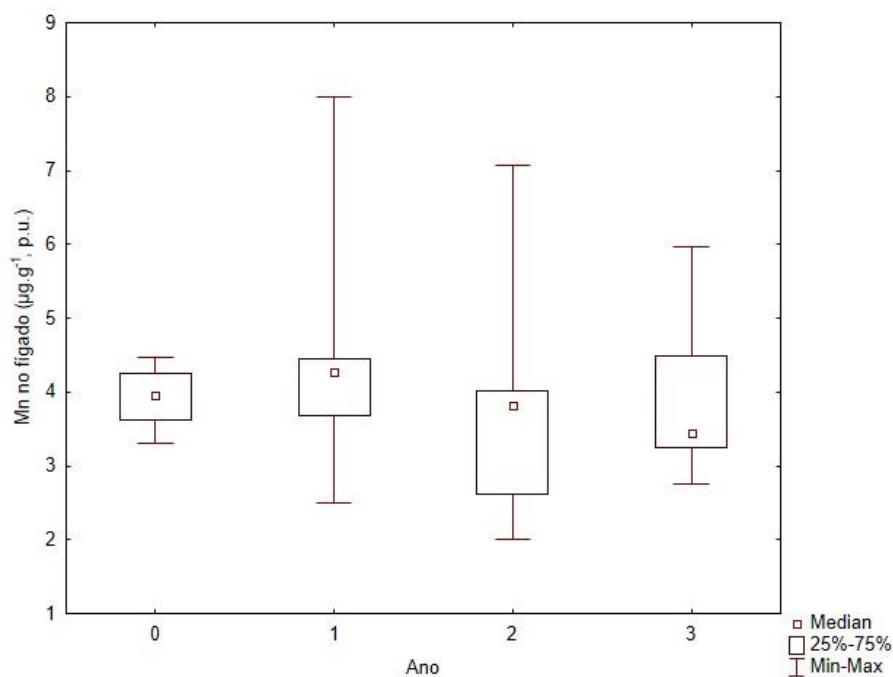


Tabela 90. Medianas das concentrações de elementos-traço ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ , peso úmido) reportadas para o fígado em cetáceos da costa do Brasil.

| Espécie (n)                            | Localidade              | Referência                       | As                      | Cd                      | Cu                      | Fe                     | Mn                    | Zn                   |
|--|-------------------------|----------------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|----------------------|
| <i>P. blainvillei</i> (17)             | Norte do Rio de Janeiro | Lailson-Brito et al., 2002       |                         | 0,36                    | 8,1                     | 176                    | 3,0                   | 34                   |
| <i>P. blainvillei</i> (18)             | Norte do Rio de Janeiro | Seixas et al., 2009 <sup>b</sup> | 0,31 <sup>a</sup><br>,b | 0,15 <sup>a</sup><br>,b | 7,2 <sup>a,b</sup>      | -                      | -                     | -                    |
| <i>P. blainvillei</i> (1)              | Norte do Rio de Janeiro | Lemos et al., 2013               | -                       | 0,16                    | 1,74                    | -                      | 0,5                   | 30                   |
| <i>P. blainvillei</i> (23)             | São Paulo e Paraná      | Kunito et al., 2004              | 0,34 <sup>b</sup>       | 0,05 <sup>b</sup>       | 5,4 <sup>b</sup>        | 212 <sup>b</sup>       | 4,1 <sup>b</sup>      | 37 <sup>b</sup>      |
| <i>P. blainvillei</i> (44)             | Rio Grande do Sul       | Dornelles et al., 2007           | -                       | 0,36                    | -                       | -                      | -                     | -                    |
| <i>P. blainvillei</i> (32)*            | Costa do Espírito Santo | Manhães et al., 2022             | 0,63                    | 0,05<br>5               | 5,8                     | 204                    | 2,8                   | 48                   |
| <i>P. blainvillei</i> (7)              | Região 1 - ES           | Presente estudo                  | <0,3<br>0               | 0,03                    | 3,6                     | 252                    | 3,5                   | 26                   |
| <i>P. blainvillei</i> (1)<br>(EAE_S44) | Região 2 - ES           | Presente estudo                  | <0,2<br>6               | 0,48                    | 4,1                     | 593                    | 5,3                   | 17                   |
| <i>S. guianensis</i> (19)              | Norte do Rio de Janeiro | Seixas et al., 2009 <sup>a</sup> | -                       | 0,09 <sup>b</sup>       | 5,15 <sup>b</sup>       | -                      | -                     | -                    |
| <i>S. guianensis</i> (21)              | Norte do Rio de Janeiro | Seixas et al., 2009 <sup>b</sup> | 0,31 <sup>a</sup><br>,b | 0,11 <sup>a</sup><br>,b | 7,42 <sup>a</sup><br>,b | -                      | -                     | -                    |
| <i>S. guianensis</i> (11)              | Norte do Rio de Janeiro | Lemos et al., 2013               | -                       | <0,0<br>5               | 7,5                     | -                      | 2,5                   | 47                   |
| <i>S. guianensis</i> (10)              | Ceará                   | Monteiro-Neto et al., 2003       |                         | 0,04 <sup>a</sup><br>,b |                         |                        |                       |                      |
| <i>S. guianensis</i> (20)              | São Paulo e Paraná      | Kunito et al., 2004              | 0,24 <sup>a</sup><br>,b | 0,08 <sup>a</sup><br>,b | 9,5 <sup>a,b</sup>      | 230 <sup>a</sup><br>,b | 2,7 <sup>a</sup><br>b | 45 <sup>a</sup><br>b |
| <i>S. guianensis</i> (44)              | Região 1 - ES           | Presente estudo                  | 0,35                    | 0,15                    | 8,9                     | 210                    | 3,9                   | 47                   |
| <i>S. guianensis</i> (7)               | Região 2 - ES           | Presente estudo                  | 0,33                    | 0,27                    | 8,3                     | 135                    | 4,2                   | 44                   |
| <i>S. guianensis</i> (16)              | Região 3 - ES           | Presente estudo                  | 0,50                    | 0,32                    | 6,7                     | 263                    | 3,3                   | 47                   |
| <i>S. guianensis</i> (22)              | Região 4 - ES           | Presente estudo                  | 0,25                    | 0,16                    | 7,1                     | 192                    | 2,9                   | 43                   |
| <i>S. guianensis</i> (22)              | Região 5 - ES           | Presente estudo                  | 0,26                    | 0,18                    | 6,7                     | 264                    | 3,0                   | 44                   |
| <i>S. bredanensis</i> (3)              | Norte do Rio de Janeiro | Lemos et al., 2013               | -                       | 0,27                    | 13                      | -                      | 3,4                   | 98                   |
| <i>S. bredanensis</i> (1)<br>(EAE_S4)  | Região 4 - ES           | Presente estudo                  | 0,21                    | <0,0<br>1               | 6,0                     | 151                    | 4,4                   | 63                   |
| <i>S. bredanensis</i> (1)<br>(EAE_S19) | Região 2 - ES           | Presente estudo                  | 0,23                    | 0,23                    | 9,4                     | 130                    | 2,8                   | 85                   |

Legenda: \*Animais coletados antes do rompimento da barragem de rejeitos. <sup>a</sup>Média, valores de mediana não foram reportados no estudo. <sup>b</sup>Valores convertidos utilizando a média dos fatores de conversão de peso seco para peso úmido (0,28) reportados por Yang et al., 2003.

Tabela 91: Medianas das concentrações de elementos-traço ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ , peso úmido) reportadas para o rim em cetáceos da costa do Brasil.

| Espécie (n)                         | Localidade              | Referência                 | As    | Cd                             | Cu  | Fe  | Mn    | Zn |
|-------------------------------------|-------------------------|----------------------------|-------|--------------------------------|-----|-----|-------|----|
| <i>P. blainvillei</i> (15)          | Norte do Rio de Janeiro | Lailson-Brito et al., 2002 | -     | 0,23                           | 3,7 | 157 | 0,9   | 20 |
| <i>P. blainvillei</i> (32)*         | Costa do Espírito Santo | Manhães et al., 2022       | 0,558 | 0,23                           | 3,8 | 148 | 0,8   | 30 |
| <i>P. blainvillei</i> (6)           | Região 1 - ES           | Presente estudo            | <0,30 | 0,25                           | 2,6 | 82  | 0,7   | 18 |
| <i>P. blainvillei</i> (1) (EAE_S44) | Região 2 - ES           | Presente estudo            | <0,26 | 1,07                           | 3,0 | 90  | 0,8   | 11 |
| <i>S. guianensis</i> (10)           | Ceará                   | Monteiro-Neto et al., 2003 | -     | 0,09 <sup>a</sup> <sub>b</sub> | -   | -   | -     | -  |
| <i>S. guianensis</i> (34)           | Região 1 - ES           | Presente estudo            | 0,23  | 0,46                           | 3,6 | 93  | 0,7   | 26 |
| <i>S. guianensis</i> (7)            | Região 2 - ES           | Presente estudo            | 0,28  | 0,37                           | 3,9 | 100 | 0,7   | 26 |
| <i>S. guianensis</i> (14)           | Região 3 - ES           | Presente estudo            | 0,27  | 1,13                           | 3,5 | 128 | 0,6   | 21 |
| <i>S. guianensis</i> (22)           | Região 4 - ES           | Presente estudo            | 0,23  | 0,68                           | 3,4 | 116 | 0,6   | 22 |
| <i>S. guianensis</i> (21)           | Região 5 - ES           | Presente estudo            | 0,17  | 0,35                           | 3,2 | 125 | 0,5   | 21 |
| <i>S. bredanensis</i> (1) (EAE_S4)  | Região 4 - ES           | Presente estudo            | 0,28  | 0,84                           | 2,9 | 83  | <0,10 | 44 |
| <i>S. bredanensis</i> (1) (EAE_S19) | Região 2 - ES           | Presente estudo            | 0,82  | 0,24                           | 1,4 | 386 | 27,9  | 50 |

Legenda: \*Animais coletados antes do rompimento da barragem de rejeitos. <sup>a</sup>Média, valores de mediana não foram reportados no estudo. <sup>b</sup>Valores convertidos utilizando a média dos fatores de conversão de peso seco para peso úmido (0,28) reportados por Yang et al., 2003.

Para as toninhas (*Pontoporia blainvillei*), não houve novos dados entre o RSE2021 e o presente RA2021. Desta forma, finalizando o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, continuam em destaque as concentrações de Fe e Mn encontradas no fígado e a concentração de Cd no rim estão acima daquelas reportadas por alguns estudos (Tabela 90 e Tabela 91). As concentrações medianas de Cd no rim dos animais analisados no PMBA/Fest-RRDM são maiores do que os valores pré e pós-rompimento do trabalho de Manhães et al. (2022), com destaque para o único indivíduo da Região 2-Rio Doce, que apresentou valores uma ordem de grandeza maior no rim e no fígado (EAE\_S44=1,1  $\mu\text{g.g}^{-1}$  e 0,48  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ). As medianas das concentrações de Fe no fígado dos animais analisados neste PMBA/Fest-RRDM também são maiores que as dos animais pré e pós-rompimento da barragem (2015-2019) reportados por Manhães et al. (2022), novamente com destaque para o único indivíduo da Região 2-Rio Doce

(EAE\_S44=593  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ). Inversamente, as concentrações medianas Mn no fígado são maiores nos animais analisados logo após o rompimento da barragem de Fundão (2015 a 2019, Manhães et al., 2022) do que as encontradas deste PMBA/Fest-RRDM. Estes achados, embora limitados pelo número amostral de dez indivíduos (nove da região 1-São Matheus e um da região 2-Rio Doce), corrobora o aumento nas concentrações de Fe, Mn e Cd após o rompimento da barragem e a chegada da lama de rejeitos na costa do Espírito Santo, como já reportado em outros subprojetos deste PMBA/Fest-RRDM. A continuidade do monitoramento proporcionará um maior número amostral de toninhas e uma avaliação mais detalhada e robusta do perfil de concentração de elementos-traço nestes cetáceos ameaçados que habitam a costa do ES, assim como já obtivemos para *Sotalia guianensis* (Material Suplementar A6MCS4).

#### 5.1.6 Alterações nas concentrações de compostos organoclorados em cetáceos

Com relação as **concentrações médias de compostos organoclorados nos cetáceos**, foram encontradas altas concentrações de  $\Sigma\text{PCB}$  em botos-cinza das 5 regiões monitoradas, e no indivíduo macho de golfinho-de-dentes-rugosos, que excedem os valores de 17  $\mu\text{g.g}^{-1}$  lip sugeridos para desencadear efeitos deletérios em mamíferos marinhos. Além disso, essas concentrações são similares às reportadas para populações que residem em áreas que sofrem com a alta pressão antrópica. O monitoramento contínuo da área de estudo e aumento do número amostral por região demonstrou concentrações médias elevadas de compostos organoclorados ao longo de toda a costa do estado do Espírito Santo. Tais concentrações de compostos organoclorados identificadas podem ter consequências para a manutenção das populações e devem ser monitoradas. Comparativamente, as toninhas (n= 8) coletadas na região 1 apresentaram concentrações menores de  $\Sigma\text{PCB}$  e  $\Sigma\text{DDT}$  e similares de HCB e Mirex aos botos-cinza (n= 43) da mesma região, no entanto o número amostral das toninhas ainda é baixo e requer maior investigação, além de serem cetáceos pertencentes a outra família, podendo apresentar diferenças fisiológicas que influenciem em seu perfil toxicológico e risco associado (Material Suplementar A6MCS5).

#### 5.1.7 Alterações nas concentrações de compostos organobromados de origem antrópica e de origem natural em cetáceos

Avaliando-se **as concentrações de compostos organobromados de origem antrópica e de origem natural** os compostos metoxilados representaram mais de 90% do perfil para os cetáceos coletados, seguidos dos PBDEs e PBEB. As elevadas concentrações de compostos metoxilados podem refletir a influência do Banco de Abrolhos na costa do Espírito Santo. Já os compostos organobromados de origem antrópica, as concentrações médias de PBDE em botos-cinza das cinco regiões são similares exceto pela região 2, cuja concentração é uma ordem de grandeza inferior às demais regiões. As concentrações encontradas nessas regiões são semelhantes e/ou uma ordem de grandeza maiores às observadas em locais altamente impactados na costa do Brasil, como a Baía de Guanabara, no estado

do Rio de Janeiro. Em relação às toninhas, as concentrações de compostos organobromados de origem natural e antrópica se assemelham às do boto-cinza da mesma região. (*Material Suplementar A6MCS6*).

#### 5.1.8 Alterações nas concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em cetáceos

Sobre as **concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)** o perfil foi similar entre todas as regiões, demonstrando um predomínio de HPAs de origem pirolítica (*Material Suplementar A6MCS7, Figura 5*). A presença de benzo(a)pireno (que possui cinco anéis aromáticos em sua composição) em botos-cinza e toninhas é um achado relevante. Em botos-cinza, este composto foi detectado em 22% dos indivíduos e em toninhas, foi detectado em 43%. O benzo(a)pireno possui alto potencial carcinogênico em mamíferos e já foi sugerido como a principal causa em promover neoplasias em belugas (Desforges et al., 2012). As concentrações médias encontradas no presente período de monitoramento no tecido hepático de botos-cinza para o ΣHPAs<sub>USEPA</sub> encontram-se na mesma ordem de grandeza que indivíduos da mesma espécie da Baía de Guanabara, RJ, exceto para a região São Matheus deste estudo, que apresentou valores uma ordem de grandeza superiores aos observados por Barros (2014) (*Material Suplementar A6MCS7, Tabela 2*).

#### 5.1.9 Estrutura etária e sexual das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei*

As análises da **estrutura etária e sexual dos animais encalhados** foram realizadas para as duas espécies mais frequentemente coletadas, o boto-cinza *S. guianensis* e a toninha *P. blainvillei*. Dos exemplares de boto-cinza analisados, a partir da determinação das idades, 55% eram maduros e 45% eram imaturos (*Material Suplementar A6MCS8*). Esse resultado representa uma reversão da proporção maduros: imaturos observada nos relatórios anteriores. Dos animais cuja maturidade foi determinada pela análise das gônadas, 59,6% eram imaturos (66,7% dos machos e 52% das fêmeas) (*Material Suplementar A6MCS8*). Portanto, os resultados obtidos com as duas metodologias agora divergem, e a continuidade do monitoramento e das análises é necessária para avaliar se houve mudança temporal nos padrões e se essa divergência é resultado da amostragem (que é cerca de 50% menor no caso das gônadas em relação aos dentes). Neste relatório também são apresentadas informações para a toninha (*P. blainvillei*), tendo sido reunido um número mínimo de amostras para análise estatística (N=16, lembrando que essa espécie só foi incluída no PMBA/Fest-RRDM em 2020). A partir da análise de idade, 56% eram imaturos e 44% maduros (*Material Suplementar A6MCS8*). Esse resultado coincide com os obtidos no monitoramento realizado entre 2015 e 2019 na mesma área (N=45), em que 70,8% dos animais eram imaturos (MANHÃES et al. 2022).



#### 5.1.10 Razão isotópica de C e N em amostras de *S. guianensis* e *P. blainvillei*

Ao longo dos três anos de monitoramento, foi realizada a análise de **isótopos estáveis de carbono e de nitrogênio** em 152 espécimes de três espécies de cetáceos: *Sotalia guianensis* (n=140, sendo oito filhotes), *Pontoporia blainvillei* (n=10) e *Steno bredanensis* (n=2). Os resultados em amostras de *S. guianensis* coletadas nos anos 1, 2 e 3 (n=132) apontam para uma separação em pelo menos três grupos: região 1 (São Mateus), regiões 2, 3 e 4 (Rio Doce, Barra do Riacho e Metropolitana) e região 5 (Extremo sul) (Figura 609, Tabela 92). Esses resultados sugerem ecologia alimentar e área de forrageamento distintos para os indivíduos da espécie ao longo da costa do Espírito Santo, e é possível que essa separação esteja associada, pelo menos em parte da distribuição, a desembocadura e/ou entorno dos rios, com certa fidelidade de sítio dos indivíduos. Diante disso, um impacto local pode afetar toda uma população ecológica de *S. guianensis* em particular. Não foi encontrada diferença na ecologia alimentar entre fêmeas e machos, assim como entre juvenis e adultos de *S. guianensis*. A única exceção foi na região 5, sendo que os adultos apresentaram valor médio de  $\delta^{15}\text{N}$  maior em relação aos juvenis, sugerindo que se alimentam de presas de nível trófico mais elevado. Os resultados de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  das presas em cada local de coleta (*Material suplementar A6MCS9, Tabela 2*) reforçam a hipótese que os espécimes de *S. guianensis* da região 1 e 2 tem área de forrageio distinta (Figura 610), conforme apontado nos relatórios anteriores. Os espécimes de *S. guianensis* da região 1 apresentam valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  associados as presas coletadas na região do Rio São Mateus e Rio Ipiranga, enquanto os resultados apontam que os indivíduos da região 2 se alimentam na área sob influência do Rio Doce. Em relação à *P. blainvillei*, foi verificado valores diferentes de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  entre os indivíduos coletados na região 1 (n= 9;  $-16,4 \pm 0,3 \text{ ‰}$  e  $13,6 \pm 0,6 \text{ ‰}$ ) e região 2 (n=1;  $-16,5 \text{ ‰}$  e  $12,7 \text{ ‰}$ ) (Figura 609), porém não foi possível aplicar tratamento estatístico nos dados devido ao pequeno n amostral. Ainda, os valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  de *P. blainvillei* foram distintos em relação aos indivíduos de *S. guianensis* coletados nas cinco regiões, sugerido que essas espécies ocupam nichos ecológicos distintos ou possuem baixa sobreposição de nicho na costa do Espírito Santo. O aumento do número de amostras tem possibilitado um entendimento mais claro e amplo da ecologia trófica das espécies de cetáceos investigadas (*Material Suplementar A6MCS9*).

Tabela 92: Valores médios  $\pm$  desvio padrão (mínimo/máximo) das razões isotópicas de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) em *Sotalia guianensis* das cinco regiões amostrais do Espírito Santo coletados nos anos 1, 2 e 3. \*filhotes foram excluídos.

|          | N  | $\delta^{15}\text{N}$ (‰)     | $\delta^{13}\text{C}$ (‰)        |
|----------|----|-------------------------------|----------------------------------|
| Região 1 | 60 | $12,8 \pm 1,0$<br>(10,5/15,1) | $-16,9 \pm 0,7$<br>(-18,8/-15,7) |
| Região 2 | 9  | $12,5 \pm 0,9$<br>(10,6/13,8) | $-17,5 \pm 0,8$<br>(-19,1/-16,7) |
| Região 3 | 18 | $13,2 \pm 1,2$<br>(12,0/15,9) | $-17,4 \pm 0,6$<br>(-18,8/-16,4) |
| Região 4 | 20 | $13,1 \pm 1,0$<br>(11,8/15,5) | $-17,2 \pm 0,4$<br>(-18,1/-16,5) |
| Região 5 | 25 | $14,0 \pm 0,9$<br>(12,2/15,4) | $-16,9 \pm 0,5$<br>(-17,7/-15,9) |

Figura 609: Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da razão isotópica de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ , ‰) e de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ , ‰) em *Sotalia guianensis* (Sg) e *Pontoporia blainvillei* (Pb) por região amostral coletados nos anos 1, 2 e 3.

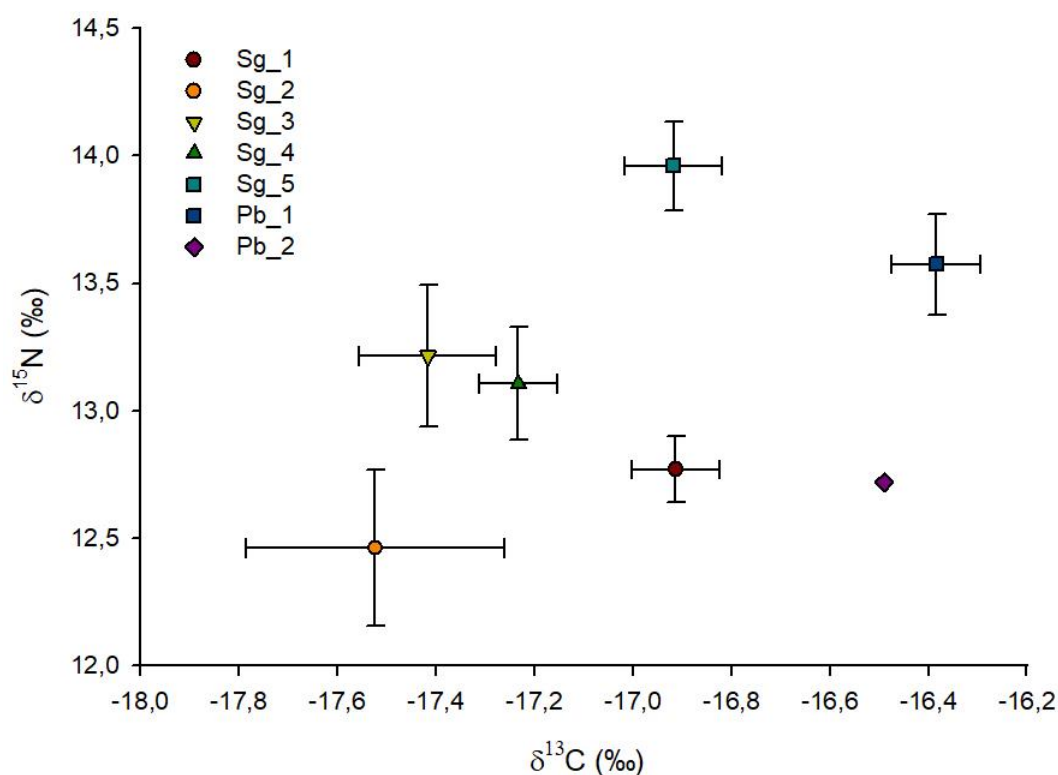
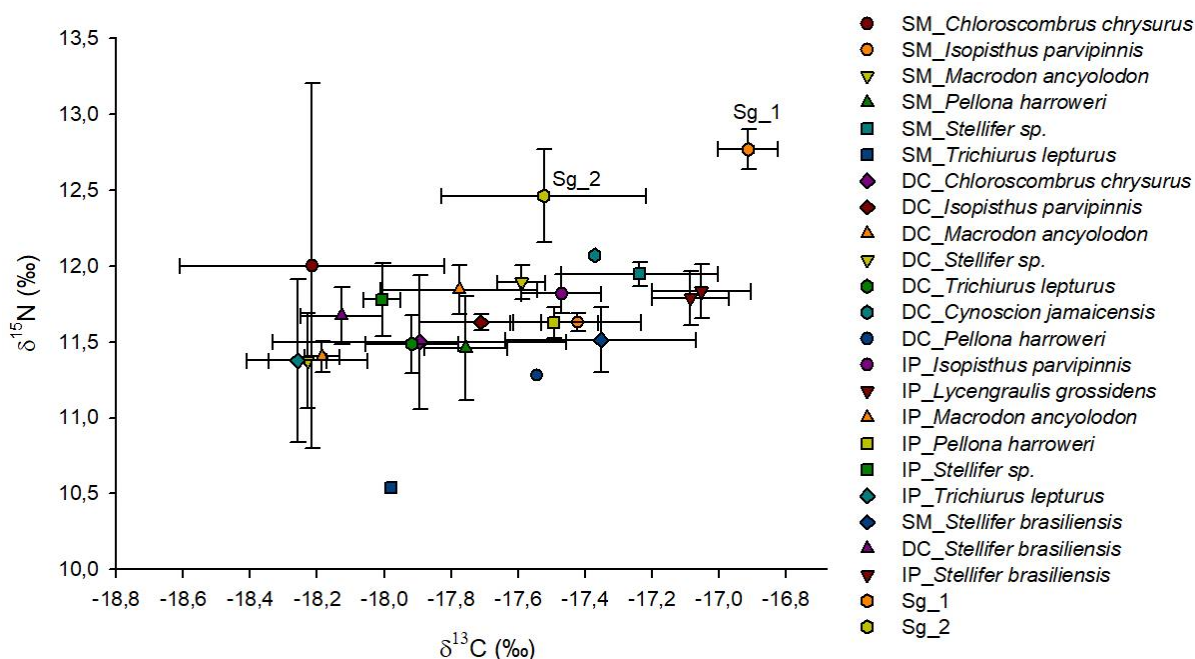


Figura 610: Valores médios ( $\pm$  erro padrão) de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  em *Sotalia guianensis* nas regiões 1 (Sg 1) e 2 (Sg 2) e nas presas coletadas nos rios São Mateus (SM), Doce (DO) e Ipiranga (IP) nos Anos 1, 2 e 3 do Programa.



### 5.1.11 Índices de diversidade e estruturação genética de cetáceos no litoral do Espírito Santo

No período de outubro de 2020 a setembro de 2021 foram recebidas amostras de 48 indivíduos de seis espécies de cetáceos para as análises genéticas no LGCA (Laboratório de Genética e Conservação Animal) do CEUNES/UFES (*Sotalia guianensis*, N=33; *Pontoporia blainvillei*, N=7; *Steno bredanensis*, N=1; *Megaptera novaeangliae*, N=4; *Stenella longirostris*, N=1; *Tursiops truncatus*, N=2). No total, do Ano 1 ao Ano 3 (outubro de 2018 a setembro de 2021), foram recebidas 231 amostras de 11 espécies de cetáceos (*Sotalia guianensis*, N=163; *Pontoporia blainvillei*, N=33; *Steno bredanensis*, N=3; *Peponocephala electra*, N=1; *Physeter macrocephalus*, N=1; *Kogia* sp., N=1; *Megaptera novaeangliae*, N=22; *Balaenoptera bonaerensis*, N=1; *Balaenoptera acutorostrata*, N=1; *Stenella longirostris*, N=1; *Tursiops truncatus*, N=4) (Material Suplementar A6MCS10, Quadro 1, Figura 1).

A identificação molecular por sequências de Cit-b confirmou a identificação morfológica dos espécimes analisados em ambos os bancos de sequências avaliados (GenBank e DNA Surveillance), com exceção de um indivíduo. Dos 231 indivíduos amostrados, foi possível identificar o sexo molecular de 160 (69%). Dos demais indivíduos, o DNA das amostras não amplificou, mesmo com mais de três tentativas, provavelmente devido à qualidade da amostra de tecido dos animais dos encalhes, COD 3 e COD 4. O estágio de decomposição (COD) é determinado no momento do atendimento ao encalhe na praia e varia de 1 a 5, onde 1 corresponde ao animal vivo e 5 a restos de esqueleto ou carcaça mumificada (Geraci & Lounsbury, 2005). A partir de uma carcaça com código de decomposição próximo a 5 os tecidos disponibilizados apresentam DNA de baixa qualidade e quantidade.

Todas as amostras de pele e/ou músculo dos 231 indivíduos de cetáceos de todas as espécies foram analisadas geneticamente com a região D-loop do DNA mitocondrial, com exceção de 10 amostras

para as quais não foram amplificadas ou geradas sequências de qualidade para a região D-loop e Cytb do DNA mitocondrial.

Os valores de diversidade haplotípica e nucleotídica para a região D-loop foram calculados para todas as espécies (Tabela 93). De outubro de 2018 a setembro de 2021 foram identificados quatro haplótipos para *S. guianensis*, 19 haplótipos para *M. novaeangliae*, dois haplótipos para *T. truncatus* e, para as demais espécies foi possível identificar um haplótipo, inclusive para a espécie *P. blainvillei*, mesmo com 28 indivíduos analisados.

Em relação ao Ano 2 (RRDM, 2020 – RT36D, Anexo 6 Megafauna), no Ano 3 houve aumento no número de indivíduos analisados geneticamente: *S. guianensis* de 95 para 162 indivíduos; *P. blainvillei* de 17 para 28; *M. novaeangliae* de 13 para 20; *T. truncatus* de dois para três. Além disso, houve aumento de mais uma espécie analisada: *Stenella longirostris*, N=1 (Tabela 93) (RRDM, 2020 – RT36D\_Anexo 6 Megafauna).

Os índices de estruturação genética da região D-loop do DNA mitocondrial foram determinados para as espécies *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei*, as duas espécies que apresentaram número amostral suficiente, incluindo dados pretéritos gerados pelo GECOM (Grupo de Estudos para Conservação de Mamíferos) do LGCA, CEUNES.

Tabela 93: Índices de diversidade genética por espécie e por fase do PMBA. Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica ( $\pi$ ).

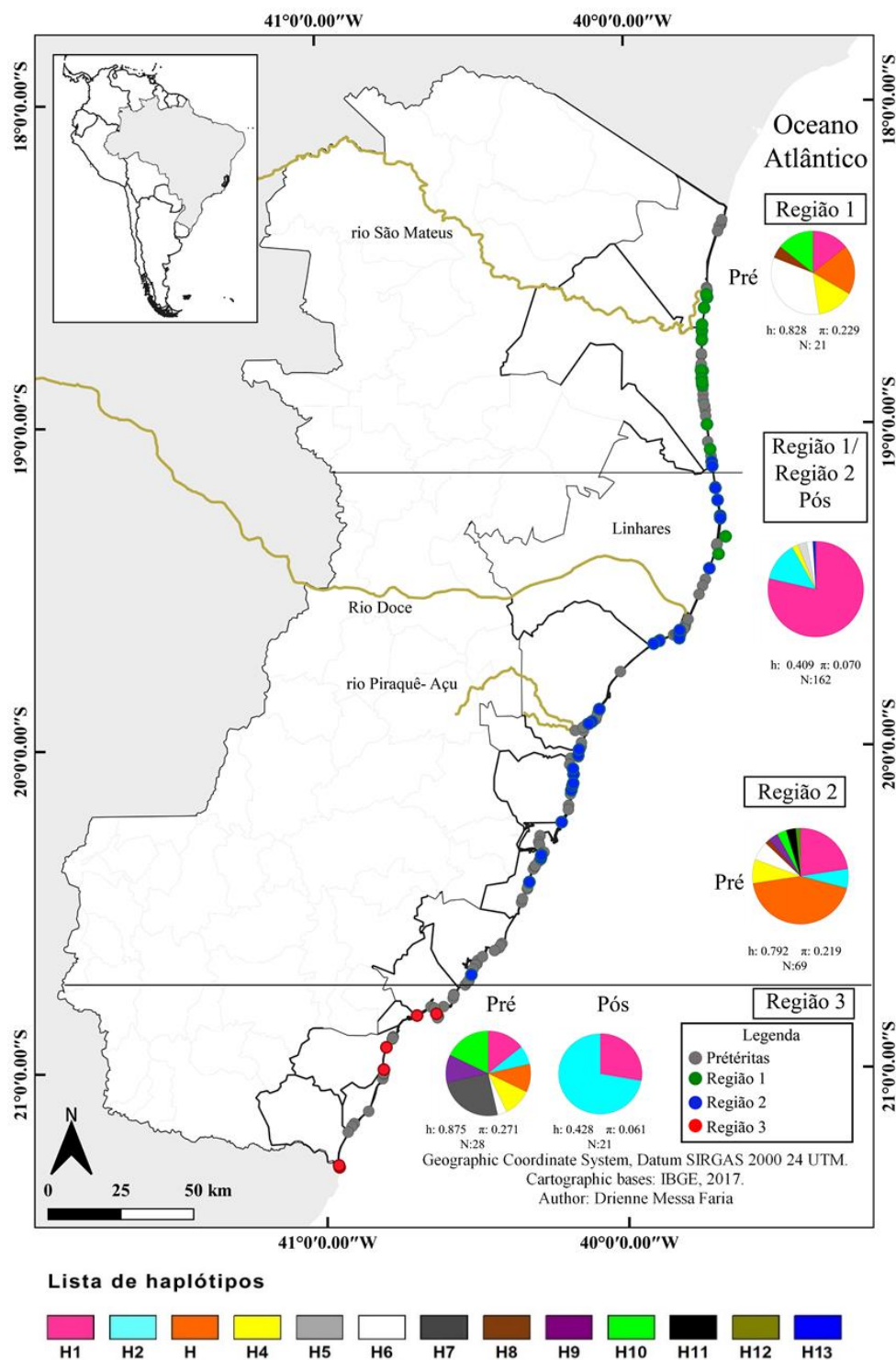
| Índices de diversidade genética - ANO 1               |     |     |    |                 |                 |
|---|-----|-----|----|-----------------|-----------------|
| Espécie   | N   | Pb  | Nh | h               | $\pi$           |
| <i>Sotalia guianensis</i>                             | 48  | 409 | 4  | 0.462+/-0.062   | 0.168 +/-0.161  |
| <i>Pontoporia blainvillei</i>                         | 10  | 391 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Steno bredanensis</i>                              | 2   | 717 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Megaptera novaeangliae</i>                         | 8   | 685 | 8  | 1.00 +/-0.062   | 0.354 +/-0.206  |
| <i>Balaenoptera acutorostrata</i>                     | 1   | 736 | 1  | 0               | 0               |
| Total   | 69  |     |    |                 |                 |
| Índices de diversidade genética - ANO 1 + ANO2        |     |     |    |                 |                 |
| Espécie   | N   | Pb  | Nh | h               | $\pi$           |
| <i>Sotalia guianensis</i>                             | 95  | 409 | 4  | 0.385 +/- 0.051 | 0.443 +/- 0.399 |
| <i>Pontoporia blainvillei</i>                         | 17  | 391 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Steno bredanensis</i>                              | 2   | 717 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Megaptera novaeangliae</i>                         | 13  | 685 | 12 | 0.987+/- 0.035  | 0.288 +/- 0.148 |
| <i>Balaenoptera acutorostrata</i>                     | 1   | 736 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Balaenoptera bonaerensis</i>                       | 1   | 743 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Physeter macrocephalus</i>                         | 1   | 746 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Tursiops truncatus</i>                             | 2   | 693 | 2  | 1.000 +/-0.500  | 1.000 +/-1.118  |
| <i>Kogia sima</i>                                     | 1   | 738 | 1  | 0               | 0               |
| Total   | 133 |     |    |                 |                 |
| Índices de diversidade genética - ANO 1 + ANO2 + ANO3 |     |     |    |                 |                 |
| Espécie   | N   | Pb  | Nh | h               | $\pi$           |

|                                   |     |     |    |                 |                 |
|-----------------------------------|-----|-----|----|-----------------|-----------------|
| <i>Sotalia guianensis</i>         | 162 | 409 | 4  | 0.398 +/- 0.036 | 0.107 +/-0.107  |
| <i>Pontoporia blainvillei</i>     | 28  | 391 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Steno bredanensis</i>          | 3   | 717 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Megaptera novaeangliae</i>     | 20  | 685 | 19 | 0.994 +/- 0.017 | 0.203+/-0.102   |
| <i>Balaenoptera acutorostrata</i> | 1   | 736 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Balaenoptera bonaerensis</i>   | 1   | 743 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Physeter macrocephalus</i>     | 1   | 746 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Kogia sima</i>                 | 1   | 738 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Tursiops truncatus</i>         | 3   | 625 | 2  | 0.666 +/- 0.31  | 0.666 +/- 0.598 |
| <i>Stenella longirostris</i>      | 1   | 627 | 1  | 0               | 0               |
| <i>Total</i>                      | 221 |     |    |                 |                 |

#### 1.1.1.1 *Sotalia guianensis* – diversidade e estruturação genética

Para a espécie *Sotalia guianensis*, as análises de diversidade genética e estruturação genética (presença de populações diferentes) foram realizadas utilizando-se 301 sequências de D-loop com 409 pb: 162 geradas no PMBA; 139 pretéritas (118 Pré-rompimento e 21 Pós-rompimento, mas Pré-PMBA). Considerando os dados do Ano 3, houve um aumento do número amostral para o período Pós-rompimento, de 95 para 162 indivíduos, e para todas as regiões avaliadas (Região 1, Norte, de 38 indivíduos para 45; Região 2, Central, de 69 indivíduos para 96; Região 3, Extremo Sul, de nove indivíduos para 21 (Figura 611) (RRDM, 2020 – RT36D\_Anexo 6 Megafauna).

Figura 611: Indivíduos de *Sotalia guianensis* do litoral do Espírito Santo, indicados por círculos, analisados geneticamente avaliados com marcador D-loop (409p). Os círculos coloridos referem-se a amostras coletadas após o rompimento da barragem (Pós), as amostras anteriores ao rompimento estão em cinza (Pré). Círculos da Região 1 (Norte) em verde; Região 2 (Central) em azul; Região 3 (Extremo Sul) em vermelho. Proporção de haplótipos do DNA mitocondrial são apresentados nos gráficos com cores diferentes. N = número de indivíduos; h = diversidade de haplotípica;  $\pi$  = diversidade nucleotídica.



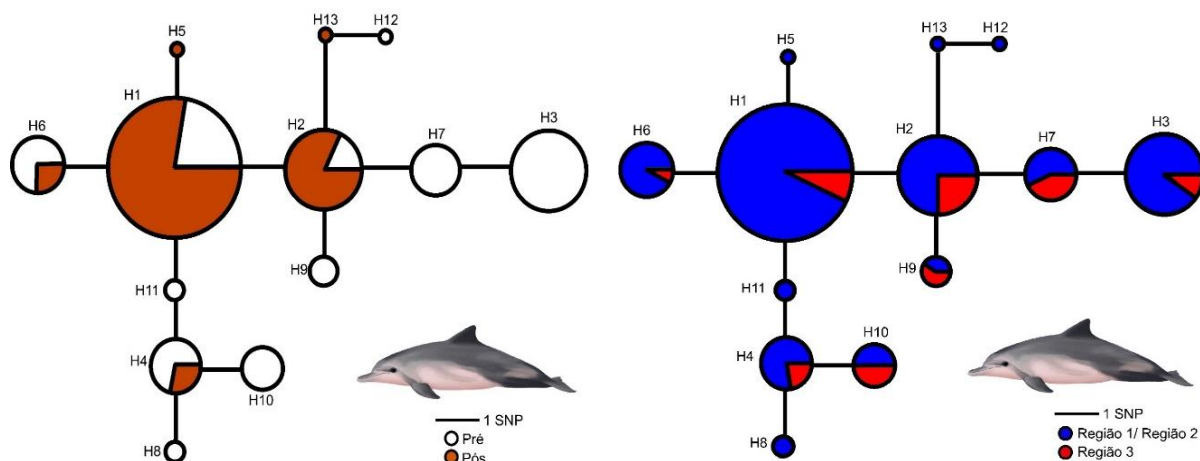


No Ano 1 e Ano 2, foram observados valores significativos de estruturação genética entre as três regiões avaliadas (Região Norte, Região Central, Região Extremo Sul). Já no Ano 3, com o aumento do número amostral para o período Pós-rompimento foi possível observar estruturação genética somente entre a Região Norte e Região Extremo Sul e entre a Região Central e Região Extremo Sul, não foi possível observar valores significativos de estruturação genética entre a Região Norte e Central, sendo assim essas duas regiões foram unidas em uma única (Região Norte-Central) para as análises posteriores. No Ano 3 não foi detectada estruturação entre Região Norte Pós – rompimento e Região Central Pós – rompimento. Considerando essa falta de estruturação entre a Região Norte e Região Central do período Pós-rompimento e as duas como uma única população (Região Norte-Central Pós - rompimento) foi realizado outro teste de estruturação espaço-temporal sendo possível observar estruturação entre todas as subdivisões (Estruturação Espaço-temporal 2) (Figura 612, *Material Suplementar A6MCS10, Tabela 1 e 2*).

Assim como no Ano 1 e Ano 2, foi possível observar valores significativos de estruturação genética nas duas análises temporais realizadas, entre três períodos (2004 a 2009; 2010 a novembro 2015; dezembro de 2015 a set. de 2020) e entre dois períodos (Pré-rompimento, até novembro de 2015; Pós-rompimento, de dezembro de 2015 a setembro de 2020). Para todas as análises foi observado um aumento nos valores dos índices de estruturação em comparação ao Ano 2, reforçando a diferenciação entre os grupos (Figura 612, *Material Suplementar A6MCS10, Tabela 1 e 2*). Esses resultados, com um maior número amostral de todos os períodos e regiões avaliados, continuam evidenciando que os efeitos da presença do rejeito de minério no litoral do Espírito Santo, principalmente na região do Rio Doce, podem não estar atuando em uma população grande e sim duas populações menores, o que pode significar efeitos mais acentuados à espécie na região.

Com o aumento do número amostral para os períodos e regiões avaliadas é possível observar que os menores valores de diversidade haplotípica e nucleotídica se mantêm para o período Pós-rompimento, no entanto, a Região Norte passou a ter o menor valor de diversidade haplotípica e nucleotídica. Nas análises espaço-temporais, considerando a Região Norte e Região Central Pós-rompimento separadamente, foi possível observar que a Região Central Pós-rompimento apresentou o menor valor de diversidade haplotípica. Já considerando as Regiões Norte e Central Pós-rompimento com uma única população (Estruturação Espaço-temporal 2) a Região Central Pré-rompimento apresentou o menor valor de diversidade haplotípica (Figura 611; *Material Suplementar A6MCS10, Tabela 3*). Esses valores ressaltam a maior vulnerabilidade dessa população de *S. guianensis* a impactos ambientais, sendo justamente a população que se encontra na região mais afetada pelo rejeito de minério (RRDM, 2019 – RT23; RRDM, 2020 – RT36D). Valores de  $F_s$  de  $F_u$  foram significativos somente para a Região Central (*Material Suplementar A6MCS10, Tabela 3*). Valores negativos e significativos de  $F_s$  de  $F_u$  podem indicar possível processo de expansão populacional. Foi possível identificar 13 haplótipos no total (Figura 611; Figura 612).

Figura 612: Rede de haplótipos baseada na análise de Median-Joining da região controle do DNA mitocondrial (D-loop) da espécie *Sotalia guianensis* no litoral do Espírito Santo para as análises temporais (Pré e Pós-rompimento) e espaciais (Região Norte + 2, e 3). Cada círculo corresponde a um haplótipo e seu tamanho é proporcional à sua frequência na população. Cores diferentes representam os diferentes haplótipos encontrados. 1 SNP (Single Nucleotide Polymorphism) significa um passo mutacional entre os haplótipos.



Os resultados continuam demonstrando diminuição do número de haplótipos e da diversidade (nucleotídica e haplotípica) ao longo do tempo (Pré-Rompimento e Pós-Rompimento) em todas as diferentes regiões (Região Norte + Região Central, Região Extremo Sul) (Figura 611; *Material Suplementar A6MCS10, Tabela 3*).

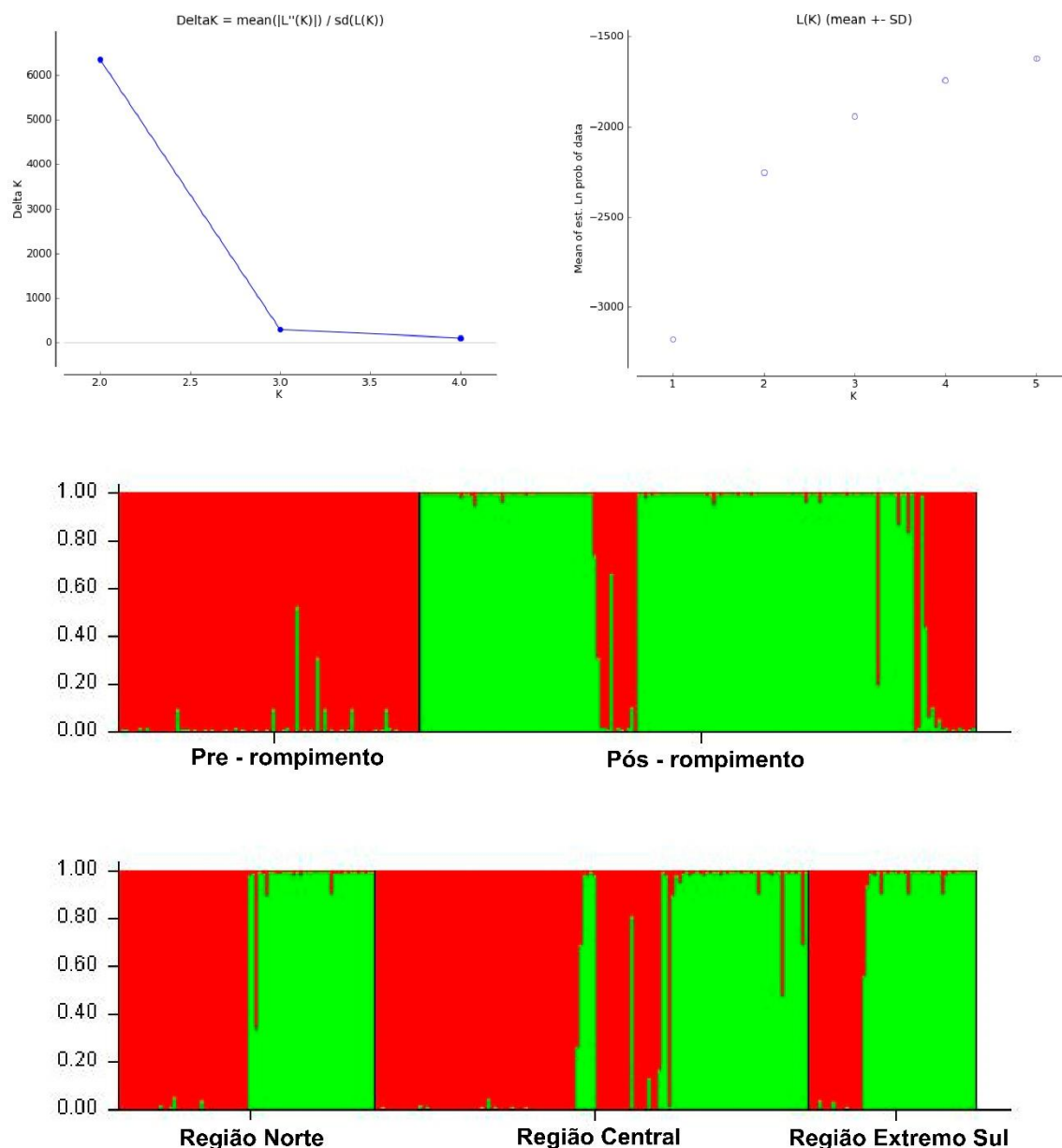
Além do marcador mitocondrial D-loop, para a determinação de índices de diversidade do DNA nuclear e testes de estruturação para a espécie *Sotalia guianensis*, análises preliminares foram realizadas com 10 locos microssatélites para um total de 251 indivíduos do período Pré-Rompimento (N=88) e Pós-rompimento (N=163). O número de alelos (k) e os valores de heterozigiosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ) foram de baixos a moderados para a maioria dos locos avaliados. Cinco locos apresentaram presença de alelos nulos Sgui 002, Sgui 005, Sgui 011, Sgui 016 e PPHO142 e por esse motivo foram excluídos das análises de estruturação genética. Nenhum loco apresentou valor significativo de endogamia ( $F_{is}$ ) (Tabela 94). O conteúdo de informação polimórfica (PIC) foi de baixo a moderado (2).

Tabela 94: Índices de diversidade genética nuclear para *Sotalia guianensis* em 10 locos microssatélites, número de alelos (K), heterozigosidade observada (Ho), heterozigosidade esperada (He), conteúdo de informação polimórfica (PIC), riqueza alélica (Ra), índice de endogamia (FIS). \* Valores estatisticamente significativos do teste de equilíbrio de Hardy-Weinberg com correção de Bonferroni para FIS (alfa = 0,005).

| Loco            | K  | Ho    | He    | PIC   | Ra    | FIS           |
|-----------------|----|-------|-------|-------|-------|---------------|
| <b>Sgui-002</b> | 6  | 0,006 | 0,546 | 0,546 | 2,754 | 0,005 (1,000) |
| <b>Sgui003</b>  | 7  | 0,090 | 0,732 | 0,732 | 4,791 | 0,005 (1,000) |
| <b>Sgui005</b>  | 4  | 0,000 | 0,344 | 0,344 | 2,676 | 0,005 (1,000) |
| <b>Sgui006</b>  | 6  | 0,500 | 0,833 | 0,833 | 6,000 | 0,044 (1,000) |
| <b>Sgui011</b>  | 7  | 0,000 | 0,692 | 0,856 | 4,381 | 0,005 (1,000) |
| <b>Sgui016</b>  | 4  | 0,000 | 0,452 | 0,692 | 2,000 | 0,005 (1,000) |
| <b>Sgui017</b>  | 12 | 0,704 | 0,746 | 0,452 | 2,955 | 0,005 (1,000) |
| <b>GATA98</b>   | 10 | 0,004 | 0,623 | 0,705 | 5,067 | 0,138 (0,900) |
| <b>PPHO142</b>  | 4  | 0,007 | 0,609 | 0,553 | 3,576 | 0,005 (1,000) |
| <b>MK6</b>      | 9  | 0,007 | 0,609 | 0,530 | 2,986 | 0,005 (1,000) |
| <b>Média</b>    | 6  | 0,006 | 0,546 | 0,546 | 2,754 | 0,005 (1,000) |

Foi possível observar estruturação genética temporal entre os períodos avaliados (Pré-rompimento, N=88 e Pós-rompimento, N=163). Nos testes de estruturação espacial entre as regiões (Região Norte, N=75; Região Central, N=127; Região Extremo Sul, N=49) usando as análises de  $F_{ST}$  par-a-par e AMOVA, foi possível observar estruturação entre a Região Central e Região Extremo Sul, entretanto, não houve estruturação entre a Região Norte e Região Central e nem entre a Região Norte e Região Extremo Sul (*Material Suplementar A6MCS10, Figura 3, Tabelas 4 e 5*). A Região Norte e Região Central foram agrupadas em uma única região chamada de Região Norte-Central, assim como nas análises mitocondriais, sendo possível observar estruturação entre Região Norte-Central e Região Extremo Sul (*Material Suplementar A6MCS10, Tabelas 4 e 5*). Essas duas populações apresentaram valores baixos de diversidade genética (Região Norte-Central,  $k_{\text{médio}}=6,5$ ,  $Ho_{\text{médio}}=0,145$ ,  $He_{\text{médio}}=0,609$ ; Região Extremo Sul,  $k_{\text{médio}}=3,6$ ,  $Ho_{\text{médio}}=0,105$ ,  $He_{\text{médio}}=0,584$ ). A análise de agrupamento bayesiana temporal detectou estruturação entre os dois períodos avaliados (Pré-rompimento e Pós-rompimento) e entre as regiões avaliadas (Região Norte, Região Central, Região Extremo Sul). Delta K indicou K = 2 como o cenário mais provável (Figura 613). No entanto, ainda é possível observar indivíduos alocados em populações hipotéticas (fornecidas pelo programa) distintas, cores distintas, sendo assim análises mais aprofundadas são necessárias.

Figura 613: Análise de agrupamento bayesiana inferida com o programa Structure 2.3.2 para 10 locos microssatélites para os períodos (Pré-rompimento; e Pós-rompimento) e regiões avaliados para *Sotalia guianensis*: (A) Delta K do método de Evanno é mostrado entre valores K sucessivos, (B) média a probabilidade log (Lk) é dada para cada K testado, e (C) as probabilidades de atribuição (Q) de indivíduos a agrupamentos de população putativos em K = 2 de acordo com populações de amostragem putativas para os períodos avaliados e (D) regiões avaliadas. Cada cor corresponde a um agrupamento genético distinto. K de 1 a 5, Burning= 2500000 e Cadeias de Markov = 500000.



As análises genéticas de outubro de 2018 a setembro de 2021 demonstram que há clara diminuição da diversidade genética da espécie *Sotalia guianensis* no período posterior ao rompimento da barragem de Fundão (Pós-rompimento). Os valores dos índices de estruturação (separação entre as populações), continuam significativos e foram maiores do que em relação ao Ano 2, com o aumento do número amostral principalmente para o período Pós-rompimento da barragem de Fundão e mesmo considerando Região Norte + Região Central. Os resultados do DNA mitocondrial reforçam a ocorrência

de mais de uma população dessa espécie no litoral do estado, uma associada ao rio São Mateus e ao Rio Doce e uma terceira no Extremo Sul do estado. Os resultados do DNA nuclear também evidenciaram mais de uma população, no entanto, ainda se faz necessário análises mais aprofundadas com um número amostral maior para esses marcadores.

Observou-se menor diversidade genética mitocondrial para a população associada ao Rio Doce, mesmo com Região Norte e Região Central juntas e mesmo com o aumento do número amostral durante o período de outubro de 2019 a setembro de 2021. CUNHA (2007) definiu que os botos-cinza do litoral do Espírito Santo pertenciam a uma mesma Unidade de Manejo por meio da utilização de marcadores moleculares do DNA mitocondrial. No entanto, estudos mais recentes usando mais amostras da região indicaram a existência de mais de uma população para a região. REBLIN (2016) a partir de sequências da região D-loop evidenciou estruturação genética entre indivíduos do Norte e Sul do litoral do Espírito Santo, com baixos índices de diversidade genética. MENDES (2019) corroborou essa estruturação de *S. guianensis* no litoral do Espírito Santo com a utilização do mesmo marcador, além de verificar uma estruturação entre essas duas populações e outra da região sul do litoral da Bahia.

A identificação de diferentes populações de *Sotalia guianensis* no litoral do Espírito Santo, citada acima, pode representar que os impactos aplicados à região do Rio Doce e outros pontos do litoral podem não estar sendo efetuados em uma população grande e sim em populações menores, e que por isso os efeitos podem ser mais acentuados. Uma população pequena tende a uma homogeneidade genética e com isso menor poder adaptativo a pressões ambientais. Resultados de análises de isótopos estáveis de cetáceos, também apresentados nesse relatório, sugerem a provável presença de mais de uma população ecológica no litoral do Espírito Santo.

A estruturação populacional em microescala pode ser consequência da história de vida ou de características ecológicas, como área de vida restrita e tamanho das populações, organização social, habitat ou partição de recursos e outros fatores que criam limitações para a dispersão e fluxo gênico. Esses fatores têm o potencial de afetar significativamente a diversidade genética e a estruturação populacional de populações naturais (Best e Da Silva, 1984).

#### 1.1.1.2 Pontoporia blainvillei – diversidade genética e estruturação genética

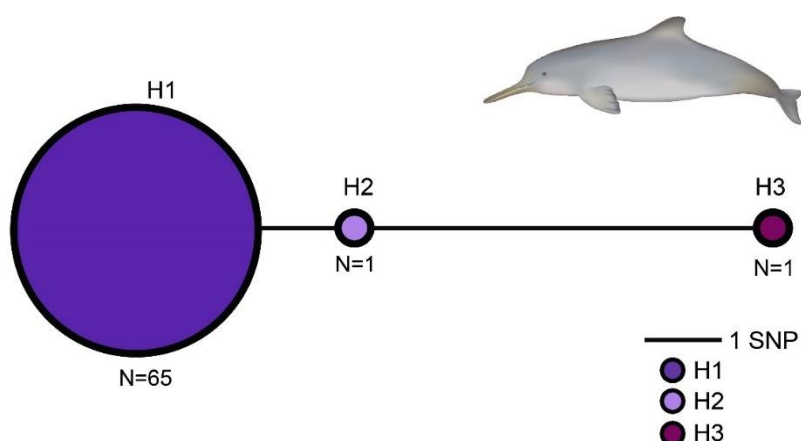
No Ano 1 do PMBA a espécie *P. blainvillei* estava sendo analisada no âmbito do Projeto “Conservação da Toninha na Área de Manejo I (*Franciscana Management Area I – FMA I*)” - FUNBIO (edital 2016), que visou atender às obrigações de natureza compensatória do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal. Essas análises resultaram no artigo “Low genetic diversity of the endangered franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in its northernmost, isolated population (FMAIa, Espírito Santo, Brazil)” (OLIVEIRA et al., 2020).

Até o momento, as análises de diversidade genética e estruturação genética foram realizadas utilizando-se 67 sequências de D-loop com 350 pb. Do período Pré-rompimento foram utilizadas 39

sequências, 33 geradas no âmbito do FUNBIO. Já do período Pós-rompimento foram utilizadas 28 sequências no total, 15 sequências geradas no âmbito FUNBIO e 13 sequências geradas no âmbito do PMBA). Do Ano 1 (RRDM, 2019 – RT23, Anexo 6 Megafauna) para o Ano 2 (RRDM, 2020 – RT36D, Anexo 6 Megafauna), houve um aumento do número amostral para o período Pós-rompimento, de 11 para 19 indivíduos. Do Ano 2 para o Ano 3, houve acréscimo de sete indivíduos.

Foi possível identificar ainda a presença de três haplótipos para o litoral do Espírito Santo (como em Oliveira et al., 2020), sendo um deles encontrado para 97% dos indivíduos; baixos valores de diversidade haplotípica ( $h = 0.059 \pm 0.039$ ) e nucleotídica ( $\pi = 0.034 \pm 0.047$ ) (Figura 614). Valores de D de Tajima ( $D = -2.008$ ;  $P = 0.001$ ;  $P > 0,05$ ) foram significativos, entretanto, valor de Fs de Fu ( $F_s = -1.165$ ;  $P = 0.124$ ;  $P > 0,02$ ) não foram significativos. Valores baixos de diversidade e baixa estimativa populacional (dados apresentados a partir dos sobrevoos tripulados) ressaltam a vulnerabilidade dessa população a impactos ambientais. O Haplótipo 3 apresentou-se a cinco passos mutacionais distante dos outros dois haplótipos e corresponde a um indivíduo (PP\_144) encalhado no sul do estado do Espírito Santo, na cidade de Maratáizes. Como esse indivíduo foi encontrado em uma área considerada *gap* de distribuição da espécie no litoral capixaba, uma explicação poderia ser que ele é de outra localidade, mas que pode ter sido descartado nessa área por alguma embarcação no ES (Oliveira et al., 2020). Por isso, um maior cuidado deve ser tomado na interpretação e uso desse dado.

Figura 614: Rede de haplótipos baseada na análise de Median-Joining da região controle do DNA mitocondrial (D-loop) da espécie *Pontoporia blainvillei* no litoral do Espírito Santo. Cada círculo corresponde a um haplótipo e seu tamanho é proporcional à sua frequência na população. Cores diferentes representam os diferentes haplótipos encontrados. 1 SNP (Single Nucleotide Polymorphism) significa um passo mutacional entre os haplótipos.



Para os testes de estruturação o indivíduo de Maratáizes foi excluído das análises. Os testes de estruturação não foram significativos entre as duas regiões avaliadas (Região Norte e Região Central) e entre os períodos Pré-rompimento (até 05 de novembro de 2015) e Pós-rompimento (de 06 de novembro de 2015 a setembro de 2020) (*Material Suplementar A6MCS10, Tabela 6 e 7*), como o esperado, uma vez que a grande maioria dos indivíduos apresentam o mesmo haplótipo. Esses resultados sustentam que há somente uma população de *Pontoporia blainvillei* no litoral do Espírito Santo. Dados futuros de marcadores nucleares para essa espécie ajudarão a aumentar as informações sobre os valores de diversidade genética e estruturação genética.



A presença de praticamente um haplótipo e baixos níveis de diversidade genética para a espécie *Pontoporia blainvillei* são preocupantes uma vez que essa espécie está classificada como “Críticamente em Perigo”, de acordo com a Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (MMA, 2014) e sofre intensamente com os impactos decorrentes de capturas acidentais durante atividades pesqueiras na região e degradação do habitat.

#### 5.1.12 Interação dos cetáceos com a pesca

Para o Ano 3 na Interação com a pesca foram entrevistados 94 pescadores de seis comunidades pesqueiras (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 1*). A faixa etária, o grau de escolaridade, o tempo de exercício da atividade, a participação da pesca em sua atividade econômica e os materiais de pesca que possuem podem ser vistos no *Material Suplementar A6MCS11, Figura 2, 3, 4, 5, 6 e 7*. Cinquenta pescadores relataram já ter tido captura acidental de cetáceos em seus equipamentos (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 8*). Todos os 94 entrevistados afirmaram que a pesca foi afetada pelo rompimento da barragem. Para 54,2% a pesca precisou ser interrompida em algum momento, 53,2% disseram ter que aumentar o esforço de pesca e 44,7% tiveram que buscar outras áreas de pesca (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 9*). Questionados por quanto tempo a pesca foi afetada, a grande maioria (96,8%) afirma que a pesca ainda é afetada (entrevistas feitas em fevereiro de 2021) (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 10*). Dos entrevistados, 74,5% dos pescadores informaram ter percebido mudanças no pescado (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 11*). O tipo de mudança observado era uma pergunta aberta, então cada pescador podia descrever com suas próprias palavras o que tinha observado. Buscamos agrupar estas respostas em categorias, sendo que algumas respostas abrangiam mais de uma categoria (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 12*). Dos 70 pescadores que observaram mudanças 62,9% relataram a presença de peixes mortos ou doentes. Alguns depoimentos: “os peixes e os camarões estão contaminados, eles vêm com uma cor cinza não tem mais a cor normal”; “peixe com deficiência física, escamas com coloração diferente”; “muito peroá morto em várias regiões de pesca. A corvina tem diminuído, principalmente no inverno”. Para 34,3% deles os peixes ou a pesca diminuíram: “não pode pescar pescadinha, diminuiu a pesca”; “os peixes sumiram, estão em áreas mais distantes, estão doentes e com feridas”; “diminuiu o pescado, os peixes estão vindo mais magros (secos)”. Dos 94 pescadores entrevistados 57 (60,6%) afirmaram que houve mudanças em relação à avistagem de golfinhos e baleias após o rompimento da barragem, com a maioria (71,9%) informando que estes animais são vistos com menor frequência (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 12*). Em relação às alterações nos cetáceos após o rompimento da barragem a percepção foi menor, 60,6% indicaram que houve mudanças no comportamento dos cetáceos, sendo que deste 72% indicaram que os cetáceos são vistos com menor frequência e 28% que eles são vistos com maior frequência (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 12 e 14*).

## 5.2 AVES MARINHAS

As informações sobre a metodologia referente ao Subprojeto Aves do Anexo 6 Megafauna PMBA/Fest-RRDM estão no *Material Suplementar A6MAS1* do presente relatório.

### 5.2.1 Rastreamento Remoto

Os resultados contemplam comparações pré e pós-rompimento para todas as espécies, e ainda comparações interanuais do período pós-rompimento para *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster*. Para as últimas duas espécies, a amostragem no Ano 2 foi prejudicada devido à suspensão de atividades de campo ocasionada pela pandemia de Covid-19. De modo geral, todas as espécies permaneceram utilizando as mesmas áreas de forrageio no período pós-rompimento em comparação ao período pré-rompimento. *Phaethon aethereus* utiliza o entorno do arquipélago para alimentação, explorando áreas a leste, na quebra da plataforma continental, e áreas ao sul, em direção à foz do Rio Doce (Figura 615), podendo passar dos 200 km de distância da colônia (Tabela 95). *Sula leucogaster* possui uma distribuição mais restrita no entorno de Abrolhos, realizando viagens mais curtas (Tabela 96) e com maior tendência de utilização da área compreendida entre o arquipélago e a linha de costa (Figura 616). A análise de utilização da foz do Rio Doce e adjacências por *P. arminjoniana* foi severamente impactada pela pandemia, pois as expedições à ilha da Trindade dependem do suporte logístico fornecido pela Marinha do Brasil, o qual foi interrompido no início da pandemia e persiste até o encerramento do presente relatório. No entanto, a comparação das probabilidades de uso da plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce indica que a espécie permaneceu utilizando a região no período pré-incubatório após o rompimento da barragem (Figura 617). Por fim, os dados de rastreamento remoto de *T. chlororhynchos* também demonstram que a espécie permaneceu utilizando a plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce durante viagens nos períodos reprodutivo e não reprodutivo (Figura 618).

Tabela 95: Estatísticas das viagens de alimentação de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos. Dmax = distância máxima alcançada em relação à colônia; D = distância total percorrida; T = duração total da viagem; Sin = sinuosidade (D/2Dmax). Tamanho amostral em cada período amostrado está entre parênteses.

|           | Pré-rompimento (2) | Ano 1 (22)     | Ano 2 (2)     | Ano 3 (5)     |
|-----------|--------------------|----------------|---------------|---------------|
| Dmax (km) | 112,90 ± 43,1      | 147,30 ± 97,3  | 161,7 ± 159,8 | 181,2 ± 80,2  |
| D (km)    | 285,10 ± 156,3     | 422,90 ± 344,3 | 401,2 ± 425,2 | 404,1 ± 188,3 |
| T (h)     | 27,0 ± 29,3        | 58,60 ± 48,7   | 45,0 ± 39,9   | 58,5 ± 27,6   |
| Sin       | 1,22 ± 0,22        | 1,34 ± 0,39    | 1,16 ± 0,17   | 1,17 ± 0,35   |

Figura 615: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com receptores de GNSS miniaturizados. Áreas de kernel contêm 75% dos dados.

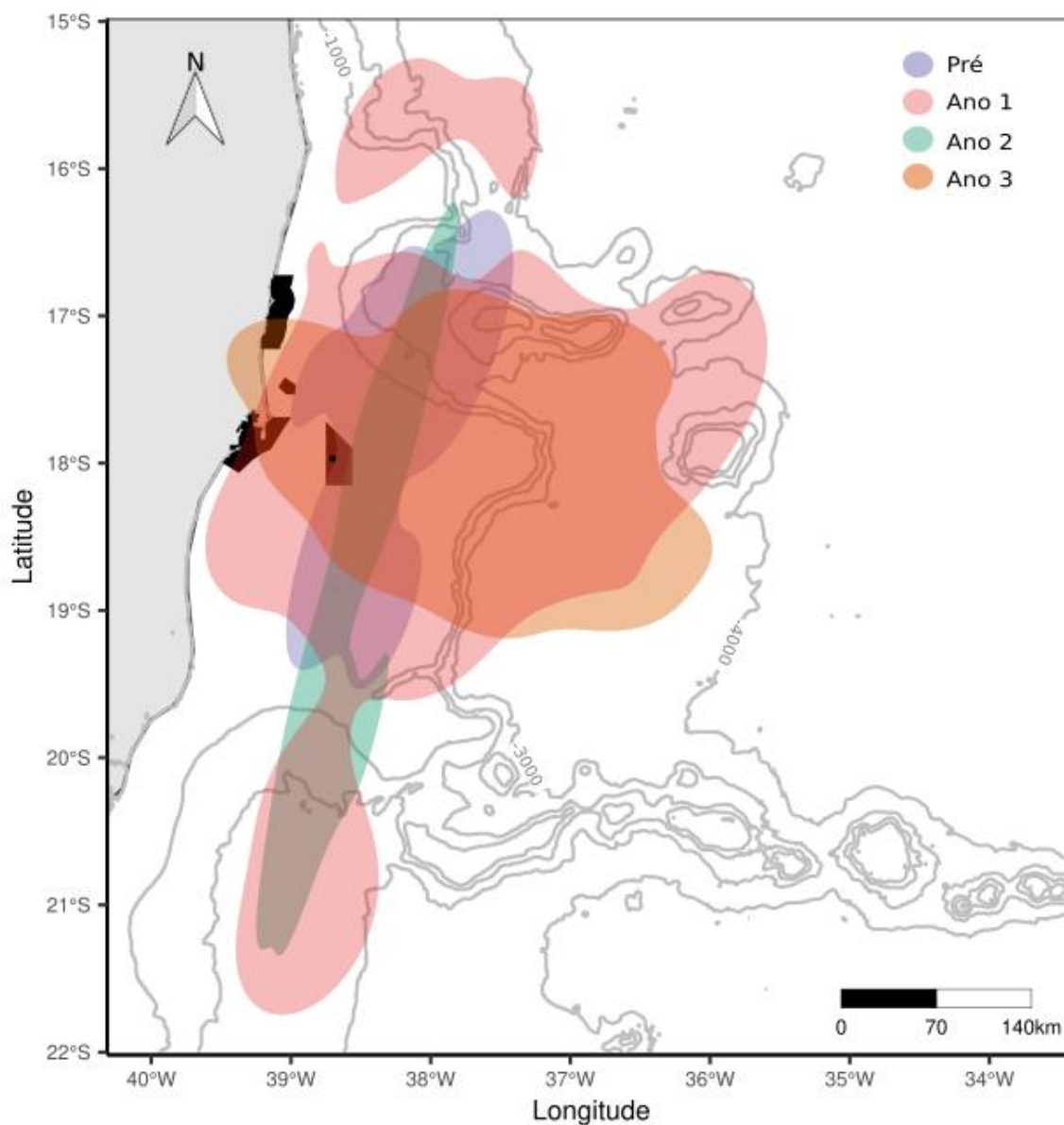


Tabela 96: Estatísticas das viagens de alimentação de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos. Dmax = distância máxima alcançada em relação à colônia; D = distância total percorrida; T = duração total da viagem; Sin = sinuosidade (D/2Dmax). Tamanho amostral em cada período amostrado está entre parênteses. Dados referentes ao Pré-PMBA/Fest-RRDM foram coletados em junho de 2018.

|           | Pré-rompimento (3) | Pré-PMBA/Fest-RRDM (36) | Ano 1 (29)   | Ano 2 (0) | Ano 3 (29)  |
|-----------|--------------------|-------------------------|--------------|-----------|-------------|
| Dmax (km) | 35,1 ± 27,7        | 42,9 ± 27,7             | 46,2 ± 29,6  | -         | 34,2 ± 16,7 |
| D (km)    | 84,3 ± 50          | 125,2 ± 83,4            | 120,3 ± 73,3 | -         | 87,9 ± 46,5 |
| T (h)     | 3,8 ± 0,5          | 5,2 ± 3,1               | 4,3 ± 1,9    | -         | 3,3 ± 1,6   |
| Sin       | 1,4 ± 0,47         | 1,47 ± 0,33             | 1,34 ± 0,26  | -         | 1,29 ± 0,21 |

Figura 616: Áreas de forrageio de *Sula leucogaster* em atividade reprodutiva no arquipélago dos Abrolhos estimadas a partir de dados de rastreamento remoto com receptores de GNSS miniaturizados. Áreas de kernel contêm 75% dos dados. Dados referentes ao Pré-PMBA/Fest-RRDM foram coletados em junho de 2018.

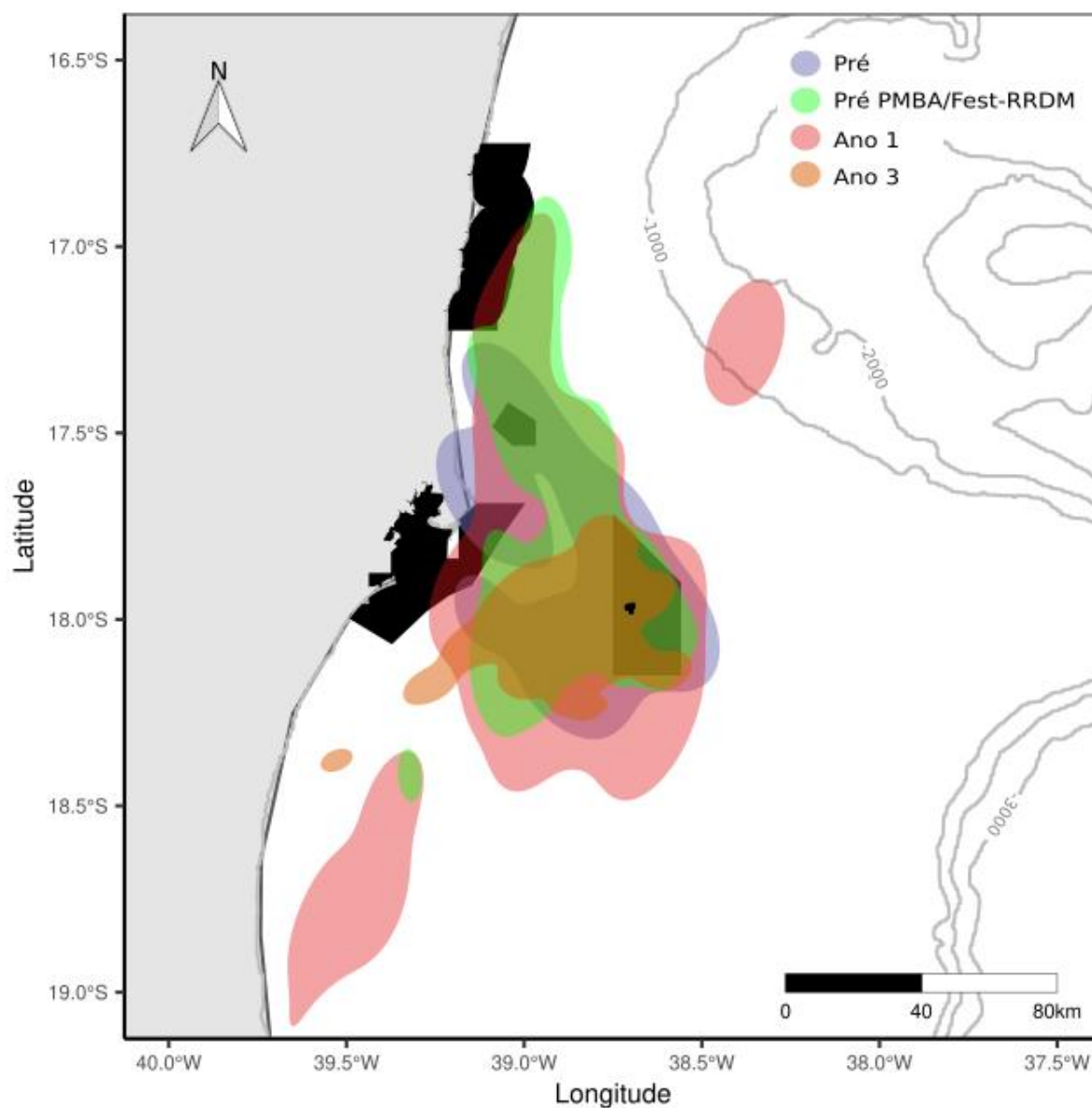


Figura 617: Probabilidade máxima de presença de *Pterodroma arminjoniana* na plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce para cada indivíduo por mês, obtida a partir de dados de geolocalizadores (GLS).

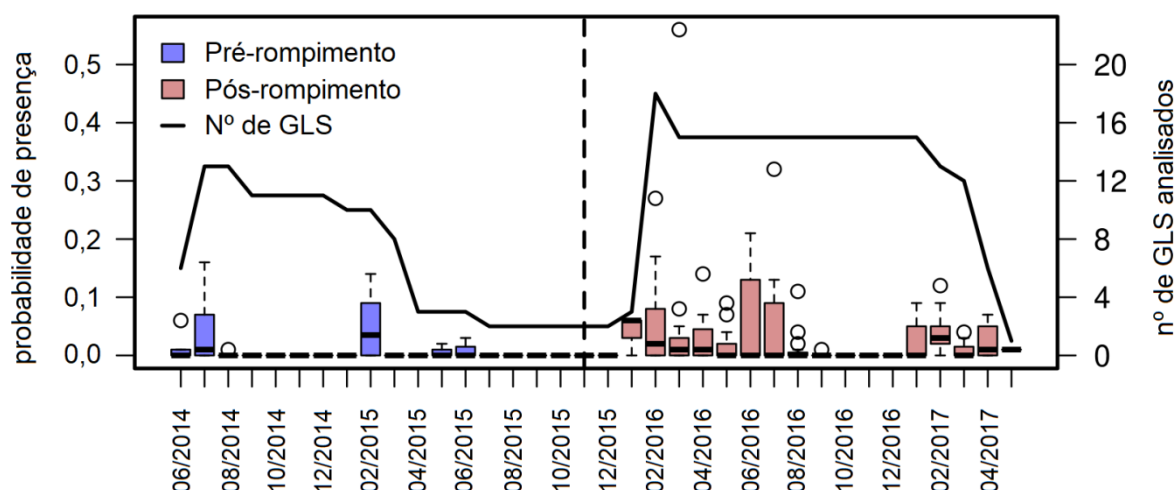
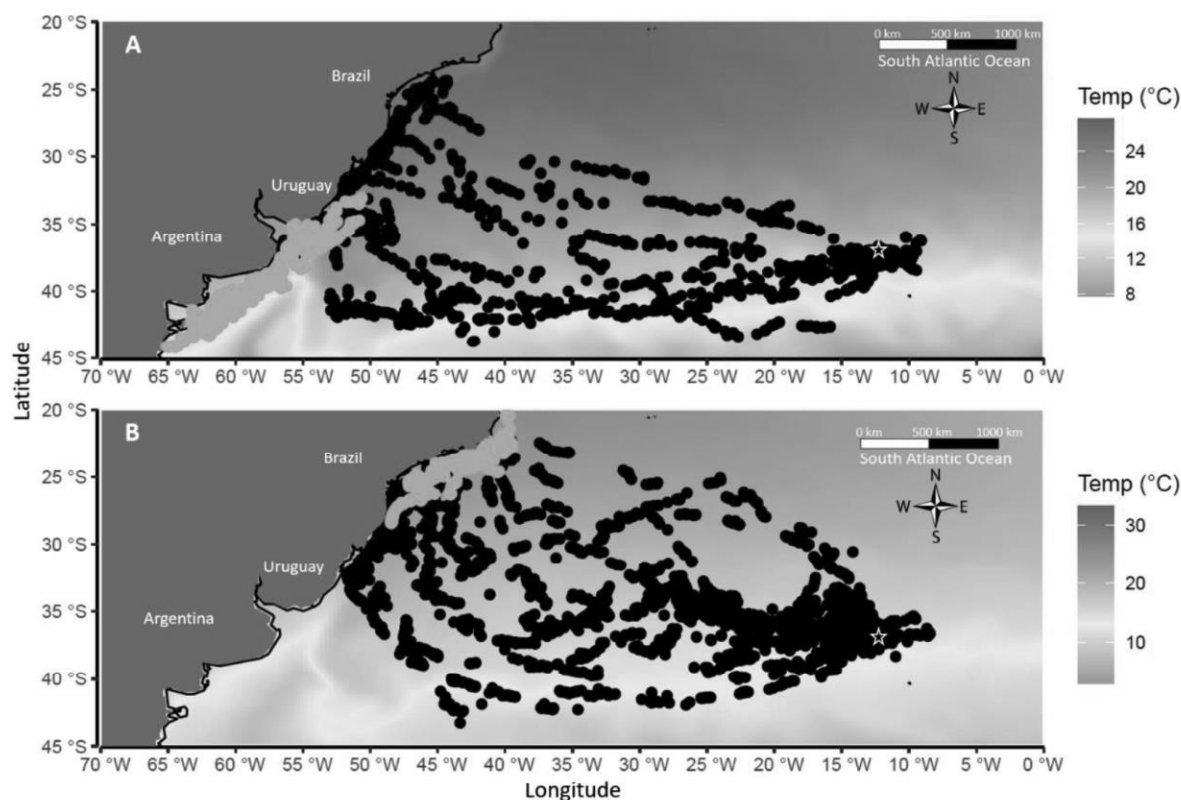


Figura 618: Áreas utilizadas por *Thalassarche chlororhynchos* nos períodos reprodutivo (pontos pretos) e não reprodutivo (pontos cinzas) nos períodos pré (A) e pós-rompimento (B) da barragem de Fundão. Dados para o período pré-rompimento foram coletados no verão/outono de 2015 e para o pós-rompimento foram coletados no inverno e primavera de 2019, e verão de 2020. A escala de cinza de fundo do mapa representa temperatura superficial do mar. A estrela indica o arquipélago de Tristão da Cunha, área reprodutiva da espécie.



### 5.2.2 Isótopos Estáveis

Análises isotópicas de carbono e nitrogênio indicam uma tendência de continuidade de uso dos recursos alimentares no período pós-rompimento em comparação com amostras obtidas antes do rompimento, bem como nas comparações entre anos do período pós-rompimento, para as quatro espécies analisadas (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 1*). No entanto, foram observadas diferenças estatísticas significativas ( $p < 0,05$ ) para  $\delta^{13}\text{C}$  entre amostras de *S. leucogaster* obtidas no Ano 3 em relação ao Ano 1 e em relação ao período pré-rompimento, o que pode ser consequência de uma flutuação interanual na utilização de recursos alimentares, ou uma tendência de alteração na composição da dieta em direção a uma maior predominância de presas que ocorram em maiores distâncias da costa (Figura 619). Adicionalmente, foram observadas diferenças estatísticas significativas para  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  entre amostras de *T. chlororhynchos* obtidas antes e após o rompimento da barragem, as quais também podem estar associadas a flutuações interanuais na utilização de recursos alimentares, ou ainda possui relação com as diferenças nas localidades de coleta de amostras entre os períodos pré e pós-rompimento, quando foram coletadas amostras no sul do Brasil e no litoral do Espírito Santo, respectivamente (Figura 620). Apesar disso, as análises de nicho isotópico bidimensional apontaram uma forte sobreposição entre os períodos pré e pós, e entre os anos amostrados no período pós-rompimento para todas as espécies (Figura 621, e *Material Suplementar A6MAS2, Tabela 2*). Em relação às variações na amplitude de nicho isotópico, é possível observar uma tendência de aumento nas elipses de *S. leucogaster* e *P. aethereus*, exceto para o Ano 3, quando foi detectada uma substancial diminuição na amplitude no período chuvoso para *P. aethereus* (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 3*). Similarmente, foi observada diminuição na amplitude do nicho isotópico no período pós-rompimento para *P. arminjoniana* (Figura 622, e *Material Suplementar A6MAS2, Tabela 4*). Não foi possível realizar análise de nicho isotópico para *T. chlororhynchos* devido ao baixo tamanho amostral no período pós-rompimento.



Figura 619: Valores de isótopos estáveis de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  de *Phaethon aethereus* (esquerda) e *Sula leucogaster* (direita) para os períodos pré-rompimento (antes), e anos 1 e 3. As cores representam amostras obtidas nos períodos seco e chuvoso. Não houve amostragem no ano 2 devido à pandemia de COVID-19.

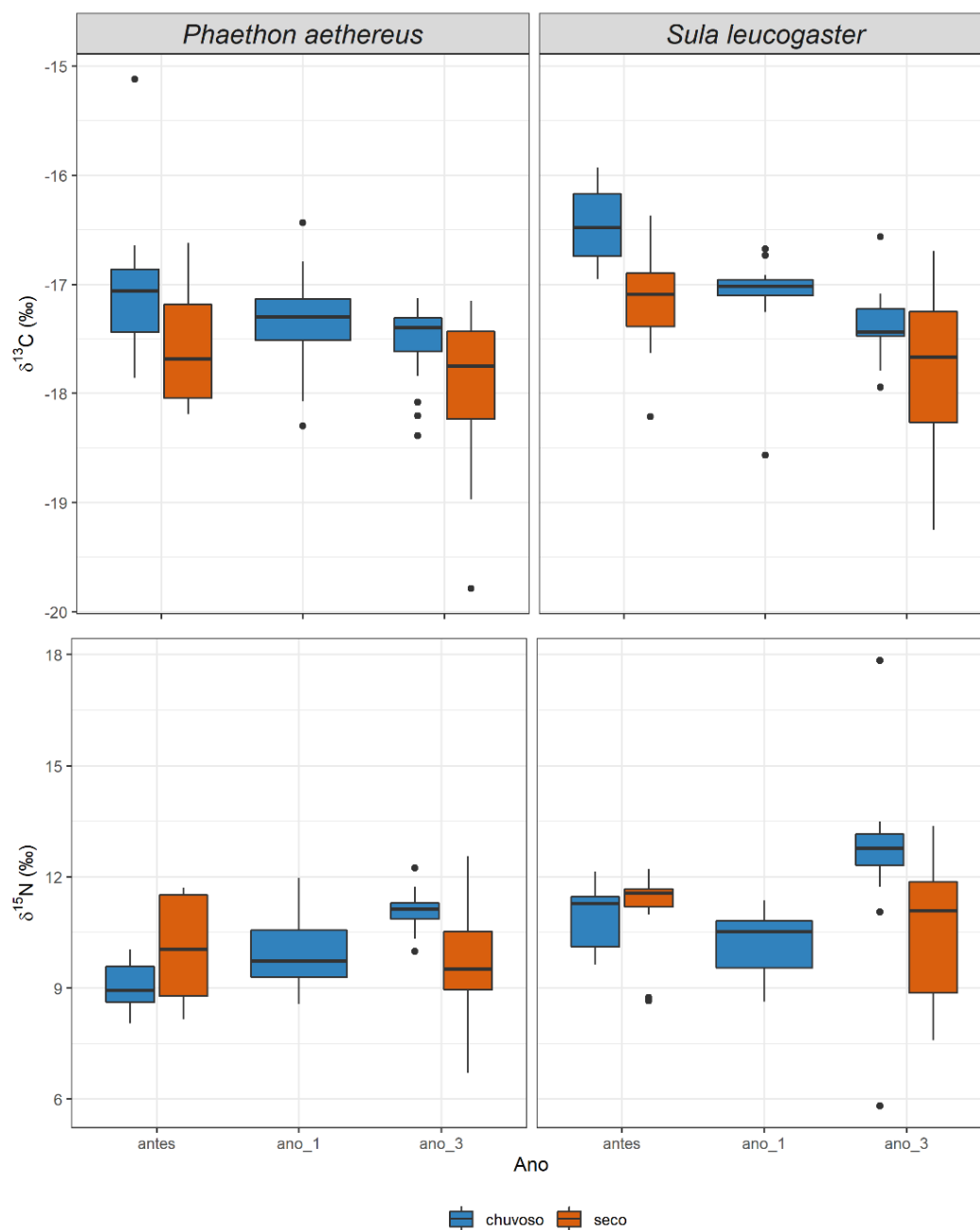


Figura 620: Valores de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) de *Pterodroma arminjoniana* (esquerda) e *Thalassarche chlororhynchos* (direita) para os períodos pré-rompimento (antes), e pós-rompimento (depois). As cores representam amostras obtidas nos períodos seco e chuvoso.

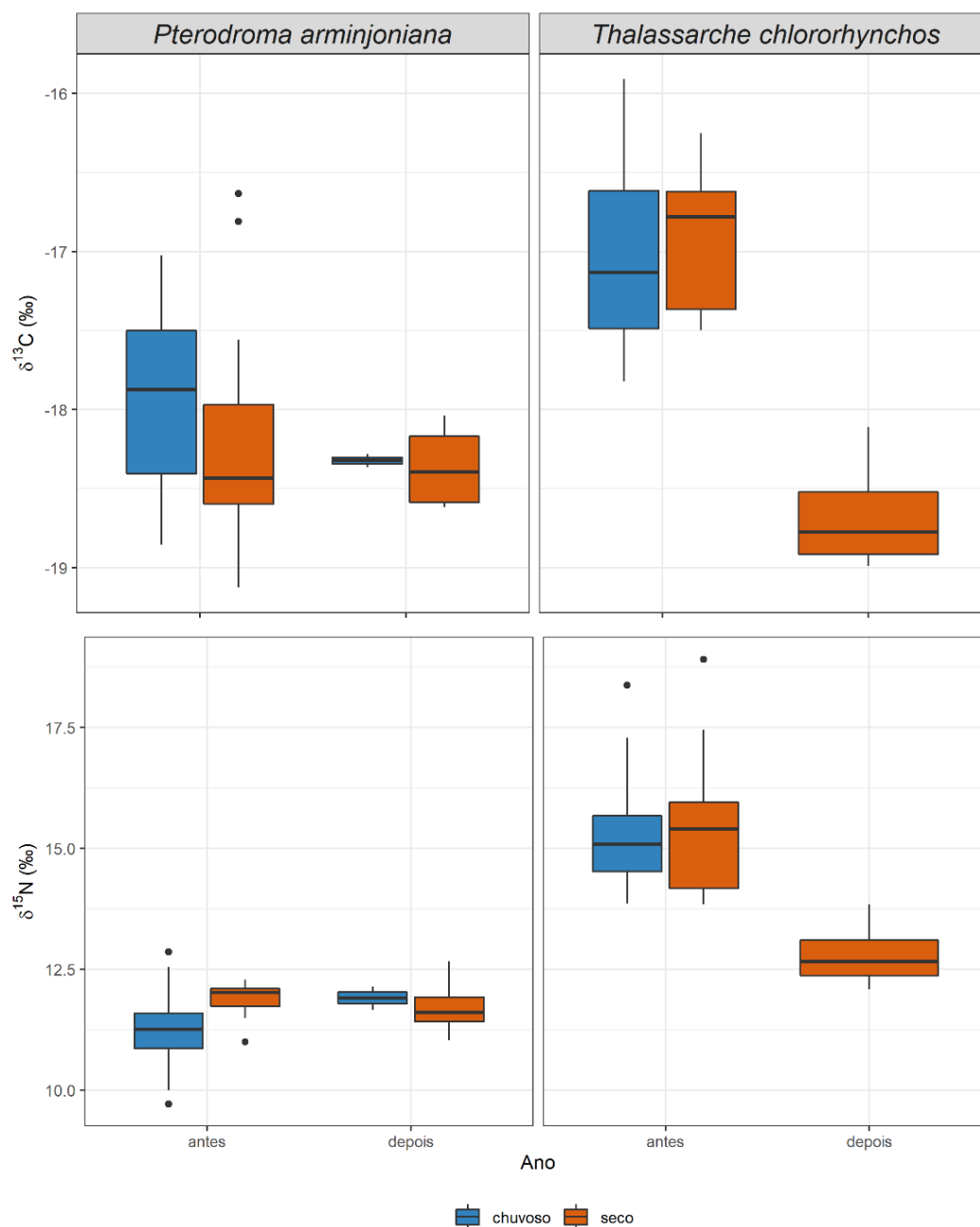


Figura 621: Elipses Bayesianas estimadas a partir de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio  $\delta^{15}\text{N}$  medidos em *Phaethon aethereus* (superior esquerdo) e *Sula leucogaster* (superior direito) amostrados no arquipélago dos Abrolhos, e *Pterodroma arminjoniana* (inferior) amostrada na ilha da Trindade. As análises consideraram períodos secos e chuvoso nos períodos pré e pós-rompimento para *S. leucogaster* e *P. aethereus*, e períodos pré e pós-rompimento para *P. arminjoniana*.

Elipses contemplam 95% dos dados.

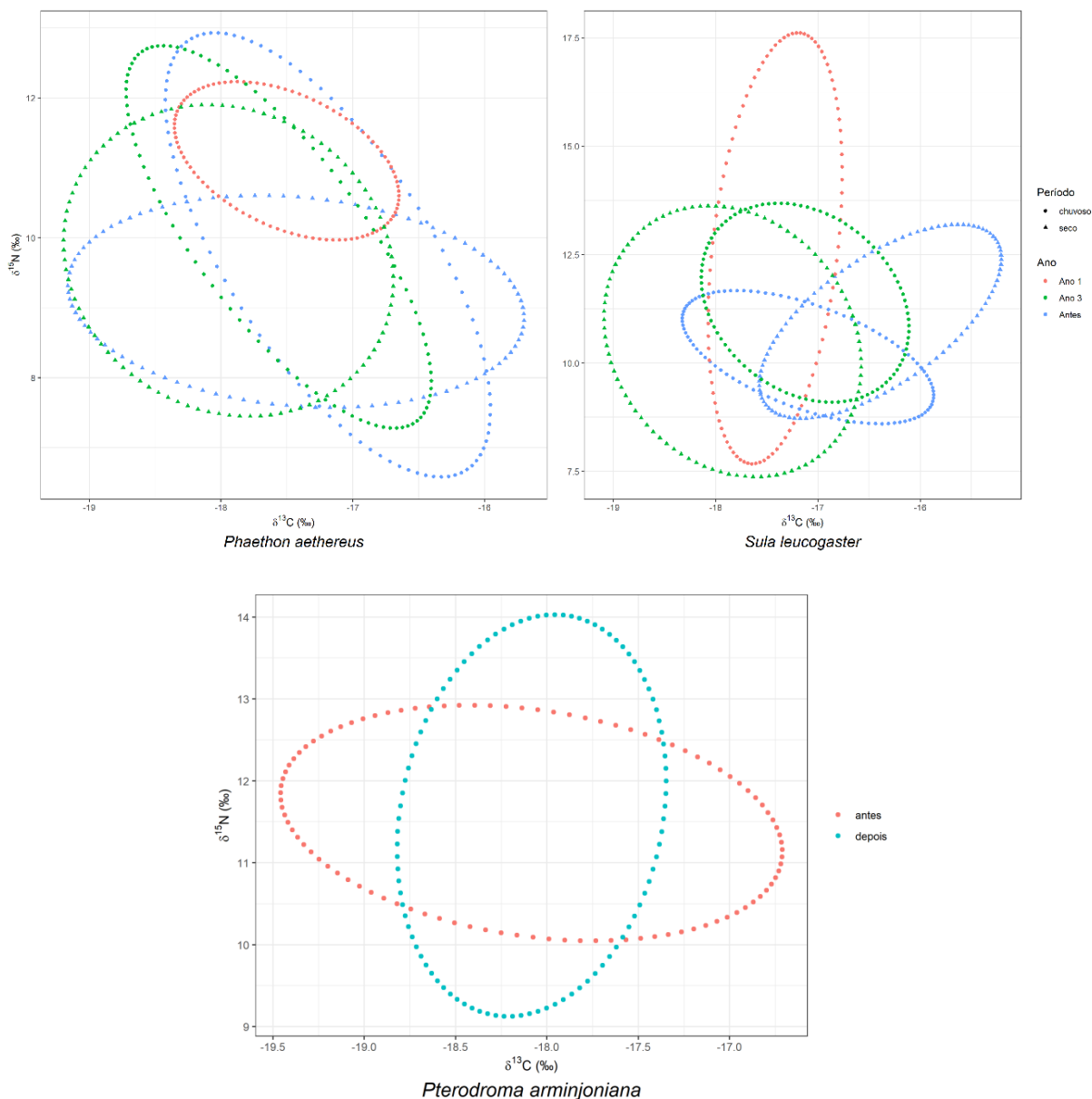
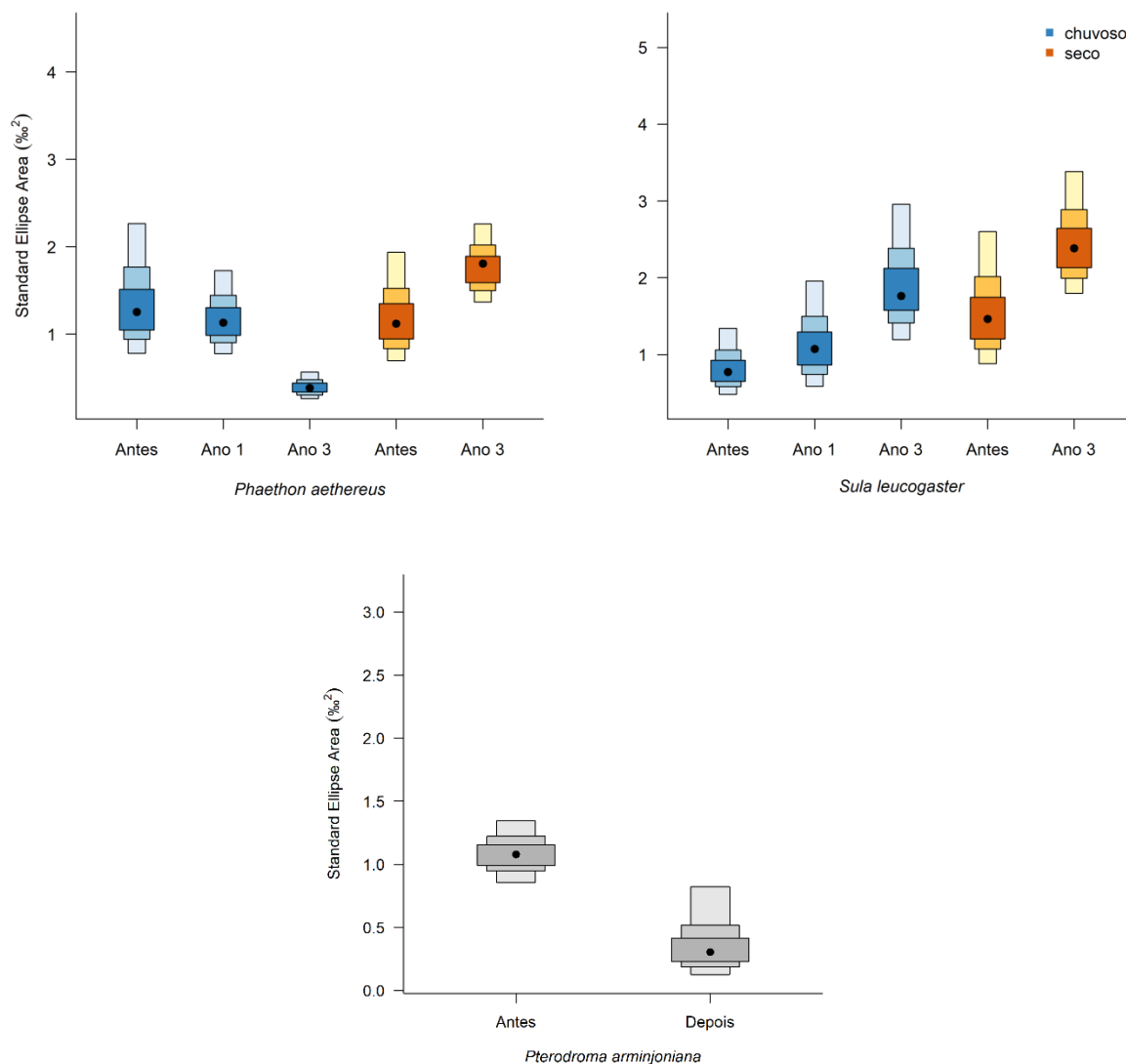


Figura 622: Variações de áreas das elipses Bayesianas representando amplitude de nicho isotópico a partir de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio  $\delta^{15}\text{N}$  medidos em *Phaethon aethereus* (superior esquerdo) e *Sula leucogaster* (superior direito) amostrados no arquipélago dos Abrolhos, e *Pterodroma arminjoniana* (inferior) amostrada na ilha da Trindade. As análises consideraram períodos secos e chuvosos nos períodos pré e pós-rompimento para *S. leucogaster* e *P. aethereus*, e períodos pré e pós-rompimento para *P. arminjoniana*. Elipses contemplam 95% dos dados e são representadas em ‰<sup>2</sup>.



### 5.2.3 Elementos-traço

Em um contexto amplo, *S. leucogaster* apresentou concentrações mais elevadas da maioria dos elementos traço e períodos analisados quando comparados a *P. aethereus* (Tabela 97 e Tabela 98). Antes do rompimento da barragem de Fundão, foi possível detectar elevadas concentração de elementos como Cu e Fe, principalmente, em amostras de penas de *S. leucogaster*. Posteriormente, as concentrações de elementos-traço tenderam a decair. Entretanto, após as análises do Ano 3, foi observado aumento significativo ( $p < 0,05$ ) nas concentrações de Cr, Mn, Zn, Hg, Cd e Pb em penas de

*S. leucogaster* (Figura 623) . Para Mn e As no sangue de *S. leucogaster*, o aumento nas concentrações também ficou evidente. Em amostras de *P. aethereus*, também foi observado acréscimo nas concentrações de elementos-traço no Ano 3 para Cr, Cu, Mn e As, tanto em amostras de penas como de sangue. Para os elementos Cd, Hg e Pb essa tendência foi mais evidente em amostras de penas (Figura 624). De modo geral, a mobilização de elementos para as penas, principalmente os não essenciais (incluindo Ni e Al, analisados pela primeira vez no Ano 3), pode representar um processo de desintoxicação nessas duas espécies, embora haja um recente aumento nas concentrações de As no sangue de ambas as espécies. Por fim, cabe destacar o aumento significativo de As e Cd observado em amostras de sangue e penas de *P. arminjoniana* (Figura 625) e *T. chlororhynchos* no período pós-rompimento em relação ao pré-rompimento, além do aumento significativo nas concentrações de Fe, Hg e Pb no sangue de *T. chlororhynchos* (Figura 626).

Em relação aos contaminantes orgânicos analisados em amostras de sangue e penas de *P. aethereus* e *S. leucogaster*, os três grupos considerados (*i.e.* PCBs, HPAs e pesticidas) apresentaram maiores concentrações no Ano 1 de amostragem (Tabela 99). Além disso, a concentrações detectadas em amostras de penas foram maiores do que em amostras de sangue no Ano 1 (Figura 627).

Figura 623: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço, incluindo os elementos essenciais manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), e os não-essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al) e níquel (Ni) no sangue e nas penas em crescimento de *Sula leucogaster* antes e depois (Anos 1 e 3) do rompimento da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco.

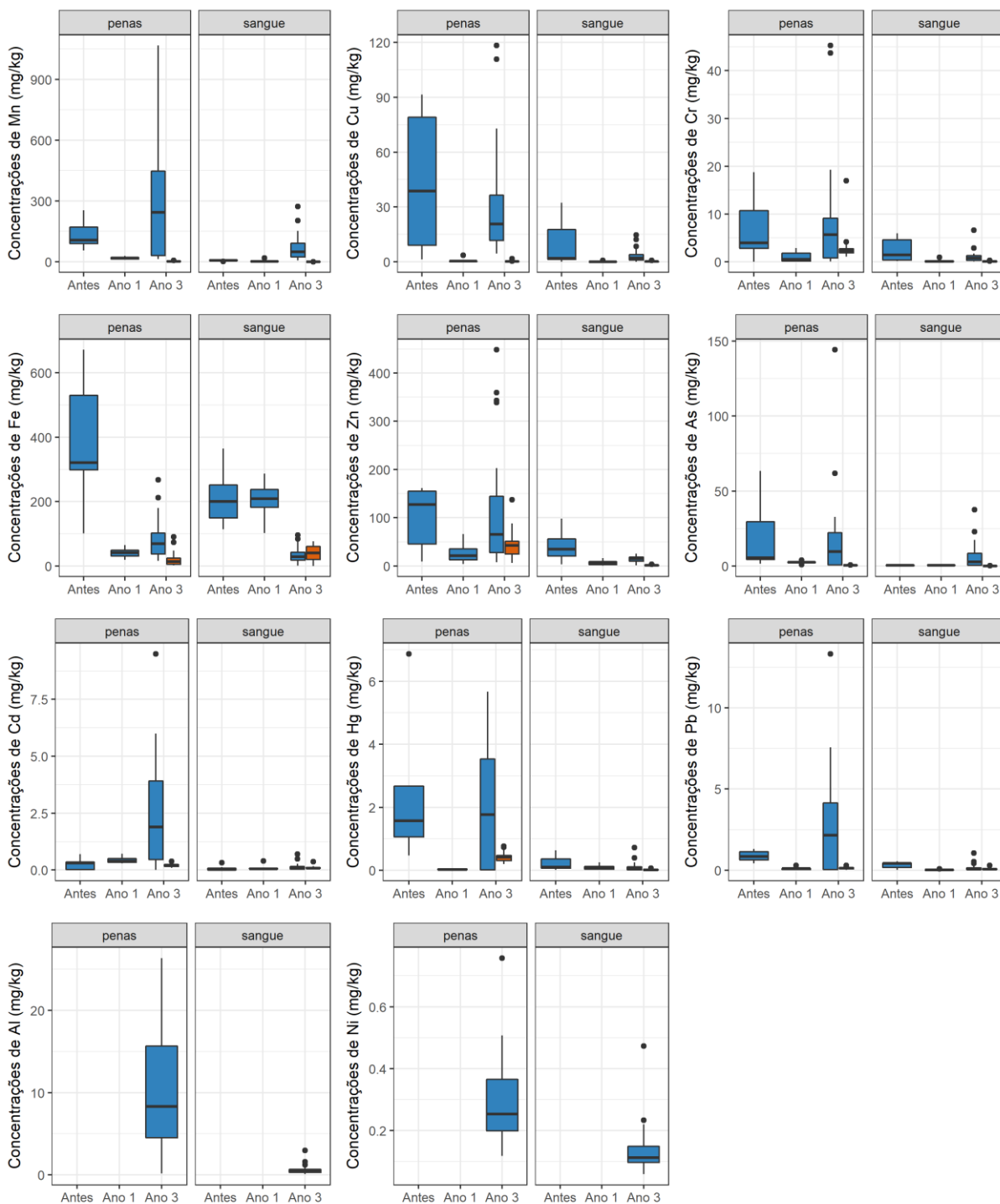




Figura 624: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço, incluindo os elementos essenciais manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), e os não-essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al) e níquel (Ni) no sangue e nas penas em crescimento de *Phaethon aethereus* antes e depois (Anos 1 e 3) do rompimento da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco.

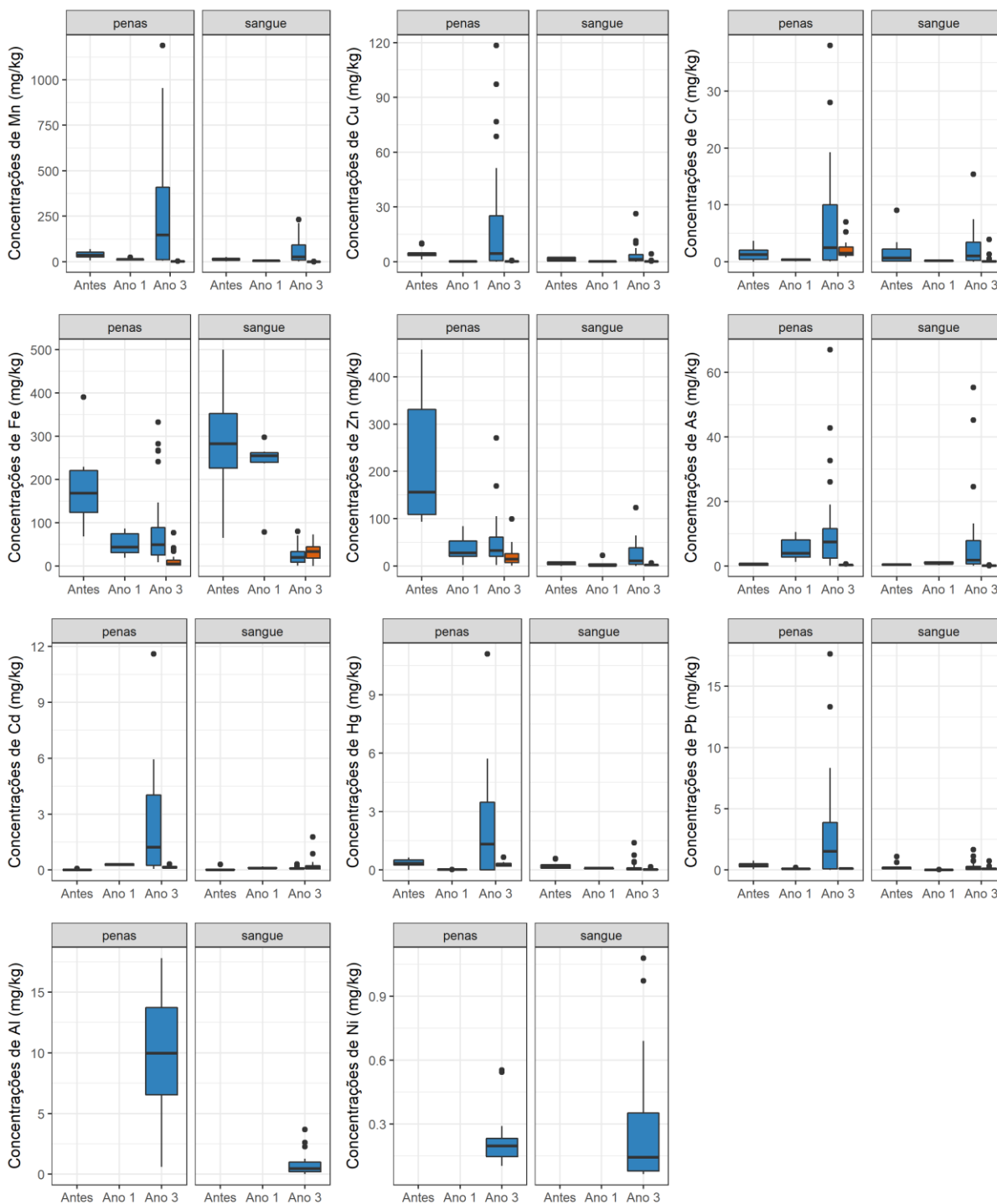


Figura 625: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço, incluindo os elementos essenciais manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), e os não-essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al) e níquel (Ni) no sangue e nas penas em crescimento de *Pterodroma arminjoniana* antes e depois (Ano 1) do rompimento da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco.

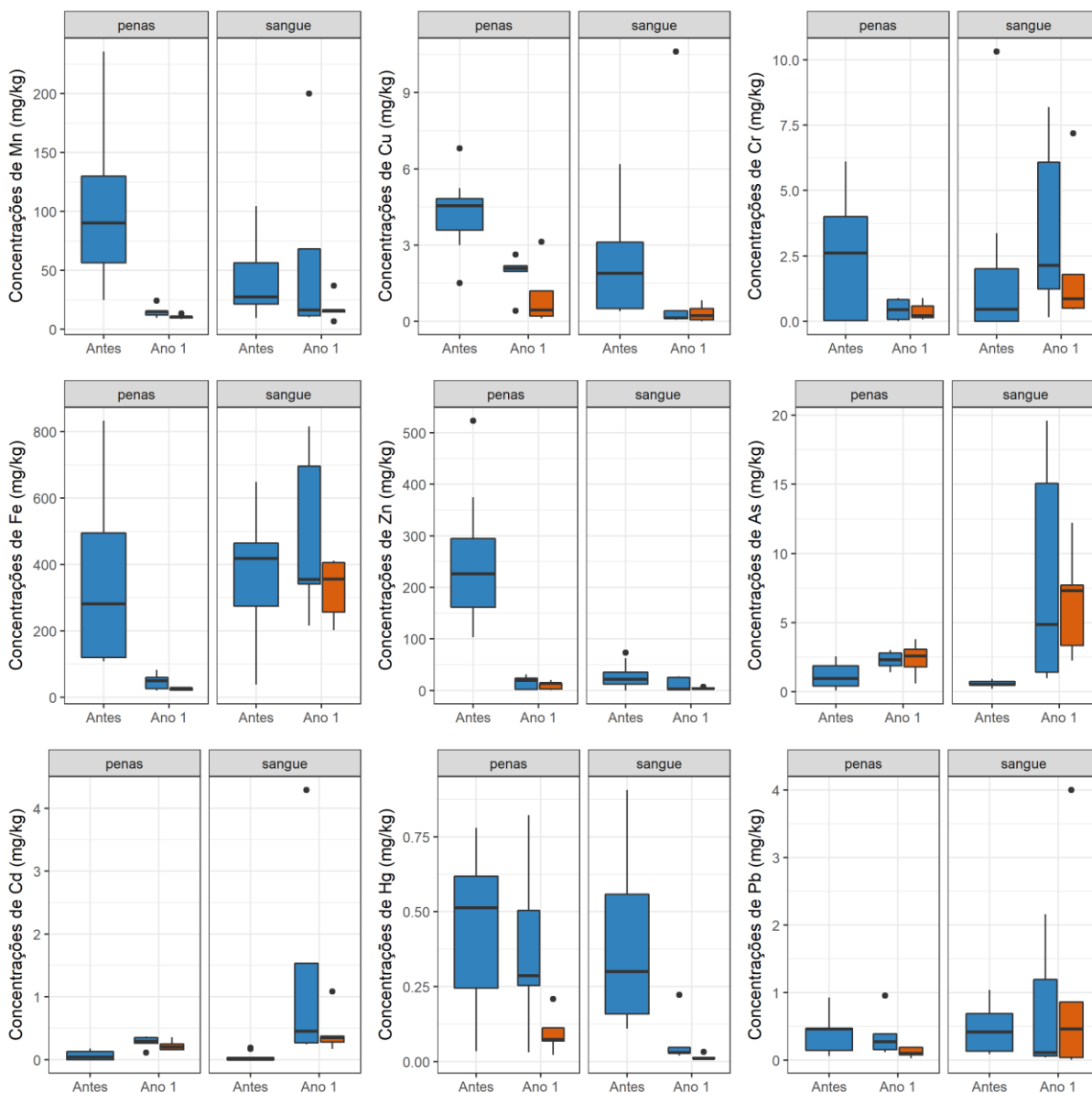


Figura 626: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço, incluindo os elementos essenciais manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), zinco (Zn), e os não-essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al) e níquel (Ni) no sangue e nas penas em crescimento de *Thalassarche chlororhynchos* antes e depois (Ano 1) do rompimento da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco.

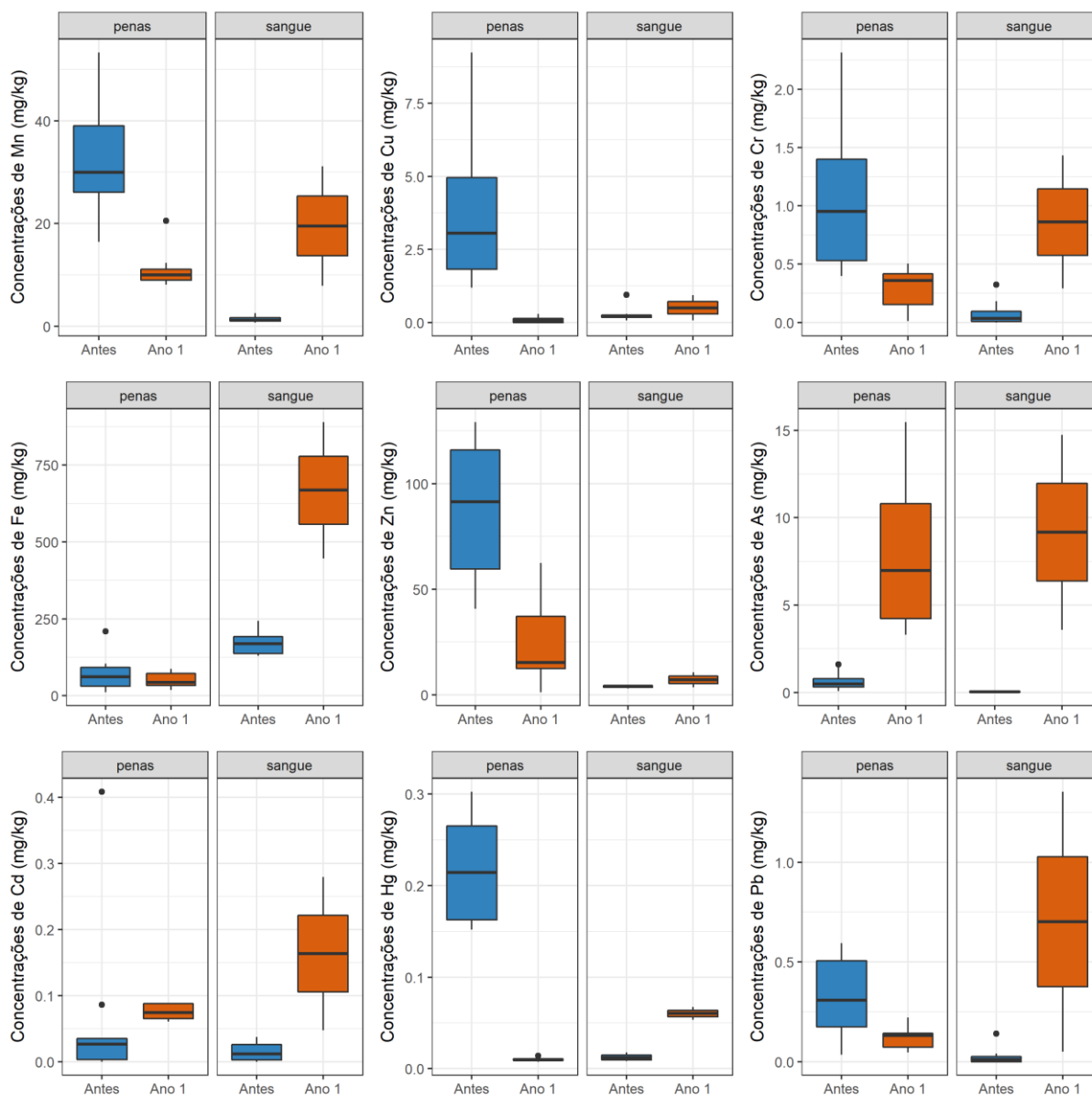


Figura 627: Concentrações de Bifenilas Policloradas ( $\Sigma$ PCBs; ng/mL peso úmido), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos ( $\Sigma$ HPAs; ng/mL peso úmido), e Compostos Policlorados ( $\Sigma$ Pesticidas; ng/mL peso úmido) em amostras de sangue e penas em crescimento de *Phaethon aethereus* (a, b, c), *Sula leucogaster* (d, e, f), *Pterodroma arminjoniana* (g, h, i) e *Thalassarche chlororhynchos* (j, l, m), no período pós-rompimento (Anos 1 e 3) da barragem de Fundão. Caixas azuis indicam amostras coletadas em período chuvoso e caixas laranja no período seco.

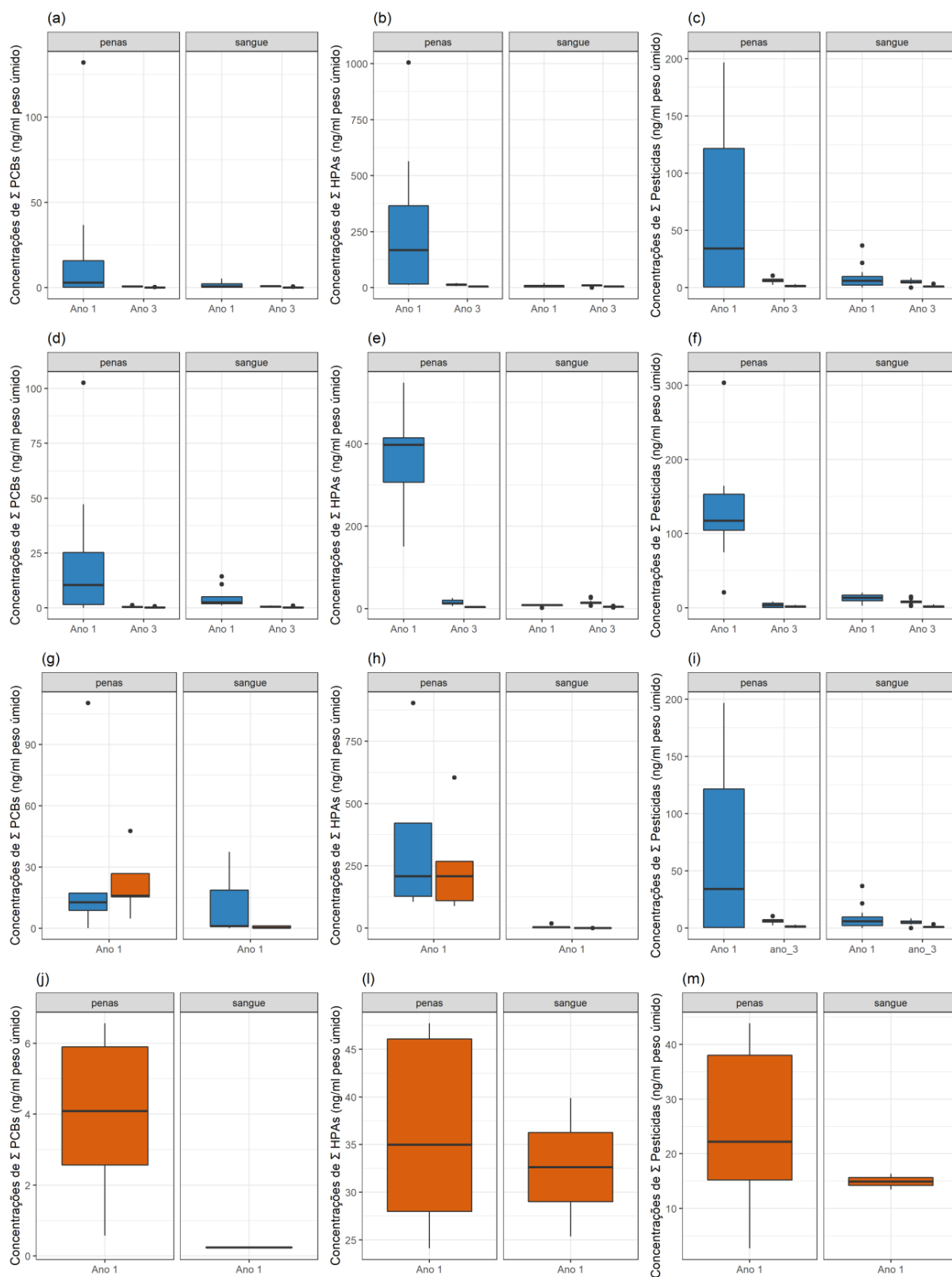


Tabela 97: Concentrações (mg/kg de peso seco) de manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), e zinco (Zn) em amostras de sangue e pena de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* amostrados no arquipélago dos Abrolhos, de *Pterodroma arminjoniana* amostrada na ilha da Trindade, e de *Thalassarche chlororhynchos* amostrado no sul e no sudeste do Brasil. Tamanhos amostrais são fornecidos entre parênteses. Amostragens foram realizadas nos períodos pré e pós-rompimento, considerando períodos seco (S) e chuvoso (C). M = média; DP = desvio padrão.

| Espécie/ano/<br>tecido/ (N amostral)  | Período | Elementos essenciais |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
|---------------------------------------|---------|----------------------|---------|--------|--------|-------|--------|---------|---------|---------|---------|
|                                       |         | Mn                   |         | Cu     |        | Cr    |        | Fe      |         | Zn      |         |
|                                       |         | M                    | DP      | M      | DP     | M     | DP     | M       | DP      | M       | DP      |
| <b><i>Phaethon aethereus</i></b>      |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| <b>Pré-rompimento</b>                 |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| Penas (10)                            | C       | 37,425               | 19,648  | 4,762  | 2,910  | 1,356 | 1,202  | 182,019 | 90,166  | 217,898 | 132,990 |
| Sangue (10)                           | C       | 13,445               | 8,036   | 1,379  | 1,079  | 1,861 | 2,792  | 276,797 | 131,482 | 5,502   | 3,483   |
| <b>Ano 1</b>                          |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| Penas (8)                             | C       | 13,483               | 4,518   | 0,200  | 0,229  | 0,344 | 0,178  | 50,133  | 25,730  | 26,157  | 26,617  |
| Sangue (7)                            | C       | 4,894                | 1,872   | 0,152  | 0,115  | 0,177 | 0,105  | 233,360 | 71,025  | 4,700   | 76,893  |
| <b>Ano 3</b>                          |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| Penas (35)                            | C       | 261,891              | 314,614 | 19,934 | 29,957 | 6,844 | 9,336  | 83,168  | 87,508  | 48,087  | 51,688  |
| Sangue (26)                           | C       | 62,574               | 69,750  | 3,715  | 5,756  | 2,394 | 3,451  | 24,966  | 22,001  | 23,203  | 28,589  |
| Penas (22)                            | S       | 1,891                | 1,807   | 0,212  | 0,151  | 2,118 | 1,512  | 13,252  | 18,904  | 21,395  | 22,075  |
| Sangue (23)                           | S       | 0,199                | 0,199   | 0,357  | 0,874  | 0,334 | 0,835  | 33,590  | 19,493  | 2,108   | 1,295   |
| <b><i>Sula leucogaster</i></b>        |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| <b>Pré-rompimento</b>                 |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| Penas (7)                             | C       | 134,342              | 69,982  | 43,927 | 39,269 | 7,097 | 7,383  | 392,892 | 193,018 | 99,898  | 64,878  |
| Sangue (7)                            | C       | 7,205                | 2,610   | 10,331 | 13,146 | 2,481 | 2,479  | 211,602 | 86,970  | 41,309  | 32,938  |
| <b>Ano 1</b>                          |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| Penas (10)                            | C       | 18,939               | 5,953   | 0,660  | 1,067  | 0,972 | 1,005  | 40,228  | 14,532  | 25,445  | 18,888  |
| Sangue (10)                           | C       | 4,125                | 5,396   | 0,112  | 0,246  | 0,172 | 0,256  | 206,338 | 55,619  | 6,219   | 4,794   |
| <b>Ano 3</b>                          |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| Penas (30)                            | C       | 299,729              | 286,156 | 30,815 | 29,234 | 8,065 | 11,022 | 85,201  | 61,767  | 108,428 | 118,143 |
| Sangue (30)                           | C       | 69,119               | 61,983  | 3,248  | 3,514  | 1,042 | 1,238  | 33,828  | 23,065  | 13,754  | 6,868   |
| Penas (20)                            | S       | 2,216                | 1,183   | 0,309  | 0,336  | 3,089 | 3,362  | 22,573  | 24,880  | 42,712  | 30,206  |
| Sangue (20)                           | S       | 0,051                | 0,090   | 0,150  | 0,143  | 0,096 | 0,056  | 41,161  | 22,674  | 1,430   | 0,899   |
| <b><i>Pterodroma arminjoniana</i></b> |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| <b>Pré-rompimento</b>                 |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| Penas (9)                             | C       | 107,202              | 72,752  | 4,296  | 1,489  | 2,458 | 2,494  | 347,294 | 107,900 | 248,049 | 133,645 |
| Sangue (9)                            | C       | 43,427               | 31,734  | 2,458  | 2,263  | 2,029 | 3,330  | 378,929 | 38,259  | 28,153  | 24,829  |
| <b>Ano 1</b>                          |         |                      |         |        |        |       |        |         |         |         |         |
| Penas (5)                             | C       | 15,297               | 5,479   | 1,854  | 0,842  | 0,445 | 0,415  | 47,650  | 25,323  | 15,556  | 13,317  |
| Sangue (5)                            | C       | 61,283               | 81,220  | 2,260  | 1,676  | 3,557 | 3,421  | 484,725 | 256,821 | 11,272  | 13,833  |
| Penas (5)                             | S       | 10,661               | 1,782   | 1,254  | 1,254  | 0,376 | 0,350  | 25,195  | 4,011   | 10,197  | 8,207   |
| Sangue (5)                            | S       | 18,104               | 11,192  | 0,318  | 0,340  | 2,157 | 2,866  | 326,380 | 93,401  | 2,109   | 2,109   |

| Espécie/ano/<br>tecido/ (N amostral)      | Período | Elementos essenciais |        |       |       |       |       |         |         |        |        |
|---|---------|----------------------|--------|-------|-------|-------|-------|---------|---------|--------|--------|
|   |         | Mn                   |        | Cu    |       | Cr    |       | Fe      |         | Zn     |        |
|   |         | M                    | DP     | M     | DP    | M     | DP    | M       | DP      | M      | DP     |
| <b><i>Thalassarche chlororhynchus</i></b> |         |                      |        |       |       |       |       |         |         |        |        |
| <b>Pré-rompimento</b>                     |         |                      |        |       |       |       |       |         |         |        |        |
| Penas (10)                                | C       | 32,393               | 10,965 | 3,978 | 2,921 | 1,064 | 0,617 | 71,361  | 57,184  | 88,848 | 31,849 |
| Sangue (10)                               | C       | 1,421                | 0,591  | 0,268 | 0,247 | 0,076 | 0,104 | 169,853 | 37,785  | 3,916  | 0,600  |
| <b>Ano 1</b>                              |         |                      |        |       |       |       |       |         |         |        |        |
| Penas (9)                                 | S       | 11,138               | 3,745  | 0,085 | 0,103 | 0,284 | 0,181 | 49,521  | 23,529  | 23,279 | 20,532 |
| Sangue (2)                                | S       | 19,531               | 16,425 | 0,503 | 0,606 | 0,861 | 0,806 | 668,089 | 314,004 | 7,097  | 5,045  |



Tabela 98: Concentrações (mg/kg de peso seco) de arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), alumínio (Al), e níquel (Ni) em amostras de sangue e pena de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* amostrados no arquipélago dos Abrolhos, de *Pterodroma arminjoniana* amostrada na ilha da Trindade, e de *Thalassarche chlororhynchos* amostrado no sul e no sudeste do Brasil. Tamanhos amostrais são fornecidos entre parênteses. Amostragens foram realizadas nos períodos pré e pós-rompimento, considerando períodos seco (S) e chuvoso (C). M = média; DP = desvio padrão.

| Espécie/ano/<br>tecido/N amostral | Período | Elementos não-essenciais |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
|-----------------------------------|---------|--------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|
|                                   |         | As                       |        | Cd    |       | Hg    |       | Pb    |       | Al     |       | Ni    |       |
|                                   |         | M                        | DP     | M     | DP    | M     | DP    | M     | DP    | M      | DP    | M     | DP    |
| <b><i>Phaethon aethereus</i></b>  |         |                          |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| <b>Pré-rompimento</b>             |         |                          |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (10)                        | C       | 0,505                    | 0,385  | 0,021 | 0,032 | 0,342 | 0,213 | 0,399 | 0,207 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (10)                       | C       | 0,376                    | 0,229  | 0,048 | 0,096 | 0,248 | 0,187 | 0,276 | 0,339 | -      | -     | -     | -     |
| <b>Ano 1</b>                      |         |                          |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (8)                         | C       | 5,251                    | 3,581  | 0,294 | 0,046 | 0,021 | 0,006 | 0,112 | 0,050 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (7)                        | C       | 0,924                    | 0,443  | 0,120 | 0,049 | 0,090 | 0,026 | 0,014 | 0,016 | -      | -     | -     | -     |
| <b>Ano 3</b>                      |         |                          |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (35)                        | C       | 10,679                   | 13,626 | 2,268 | 2,660 | 1,924 | 2,491 | 2,682 | 2,959 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (26)                       | C       | 7,536                    | 13,835 | 0,105 | 0,083 | 0,162 | 0,307 | 0,288 | 0,397 | -      | -     | -     | -     |
| Penas (22)                        | S       | 0,292                    | 0,292  | 0,163 | 0,056 | 0,289 | 0,110 | 0,124 | 0,040 | 10,039 | 4,923 | 0,219 | 0,118 |
| Sangue (23)                       | S       | 0,085                    | 0,085  | 0,248 | 0,383 | 0,042 | 0,041 | 0,136 | 0,153 | 0,813  | 0,912 | 0,276 | 0,295 |
| <b><i>Sula leucogaster</i></b>    |         |                          |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| <b>Pré-rompimento</b>             |         |                          |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (7)                         | C       | 19,707                   | 22,743 | 0,251 | 0,257 | 2,338 | 2,180 | 0,864 | 0,337 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (7)                        | C       | 0,396                    | 0,293  | 0,074 | 0,115 | 0,231 | 0,232 | 0,310 | 0,203 | -      | -     | -     | -     |
| <b>Ano 1</b>                      |         |                          |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (10)                        | C       | 2,451                    | 0,851  | 0,436 | 0,141 | 0,031 | 0,011 | 0,099 | 0,086 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (10)                       | C       | 0,491                    | 0,198  | 0,095 | 0,108 | 0,088 | 0,071 | 0,023 | 0,024 | -      | -     | -     | -     |
| <b>Ano 3</b>                      |         |                          |        |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (30)                        | C       | 16,696                   | 27,674 | 2,486 | 2,290 | 2,081 | 1,916 | 2,795 | 3,045 | -      | -     | -     | -     |

| Espécie/ano/<br>tecido/N amostral         | Período | Elementos não-essenciais |       |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
|---|---------|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|
|   |         | As                       |       | Cd    |       | Hg    |       | Pb    |       | Al     |       | Ni    |       |
|   |         | M                        | DP    | M     | DP    | M     | DP    | M     | DP    | M      | DP    | M     | DP    |
| Sangue (30)                               | C       | 6,126                    | 8,310 | 0,133 | 0,163 | 0,099 | 0,145 | 0,136 | 0,210 | -      | -     | -     | -     |
| Penas (20)                                | S       | 0,398                    | 0,154 | 0,216 | 0,081 | 0,421 | 0,166 | 0,122 | 0,083 | 10,454 | 7,508 | 0,297 | 0,153 |
| Sangue (20)                               | S       | 0,033                    | 0,19  | 0,112 | 0,069 | 0,023 | 0,012 | 0,083 | 0,056 | 0,647  | 0,658 | 0,139 | 0,091 |
| <b><i>Pterodroma arminjoniana</i></b>     |         |                          |       |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| <b>Pré-rompimento</b>                     |         |                          |       |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (9)                                 | C       | 1,111                    | 0,88  | 0,064 | 0,073 | 0,418 | 0,266 | 0,408 | 0,296 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (9)                                | C       | 0,584                    | 0,22  | 0,045 | 0,076 | 0,394 | 0,290 | 0,477 | 0,364 | -      | -     | -     | -     |
| <b>Ano 1</b>                              |         |                          |       |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (5)                                 | C       | 2,289                    | 0,660 | 0,278 | 0,102 | 0,380 | 0,299 | 0,377 | 0,340 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (5)                                | C       | 8,383                    | 8,456 | 1,358 | 1,724 | 0,069 | 0,086 | 0,712 | 0,946 | -      | -     | -     | -     |
| Penas (5)                                 | S       | 2,376                    | 1,232 | 0,223 | 0,223 | 0,097 | 0,070 | 0,116 | 0,072 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (5)                                | S       | 6,671                    | 3,952 | 0,452 | 0,362 | 0,014 | 0,010 | 1,074 | 1,675 | -      | -     | -     | -     |
| <b><i>Thalassarche chlororhynchos</i></b> |         |                          |       |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| <b>Pré-rompimento</b>                     |         |                          |       |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (10)                                | C       | 0,638                    | 0,530 | 0,063 | 0,124 | 0,218 | 0,061 | 0,319 | 0,204 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (10)                               | C       | 0,047                    | 0,024 | 0,015 | 0,014 | 0,012 | 0,003 | 0,025 | 0,043 | -      | -     | -     | -     |
| <b>Ano 1</b>                              |         |                          |       |       |       |       |       |       |       |        |       |       |       |
| Penas (9)                                 | S       | 8,057                    | 4,581 | 0,075 | 0,011 | 0,01  | 0,002 | 0,124 | 0,064 | -      | -     | -     | -     |
| Sangue (2)                                | S       | 9,166                    | 7,887 | 0,164 | 0,164 | 0,06  | 0,010 | 0,702 | 0,921 | -      | -     | -     | -     |

Tabela 99: Concentrações de Bifenilas Policloradas ( $\Sigma$ PCBs; ng/mL peso úmido), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos ( $\Sigma$ HPAs; ng/mL peso úmido) e Compostos Policlorados ( $\Sigma$ Pesticidas; ng/mL peso úmido), incluindo média (M) e desvio padrão (DP), em amostras de sangue e penas em crescimento de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster*, separados por períodos chuvoso (C) e seco (S) nos períodos pré e pós-rompimento (Anos 1 e 3), e de *Pterodroma arminjoniana* e *Thalassarche chlororhynchos* somente no período pós-rompimento (Ano 1).

| Espécies/Ano/<br>Tecido/N amostral    | Período | ΣPCBs  |        | ΣHPAs   |         | Σ Pesticidas |        |
|---------------------------------------|---------|--------|--------|---------|---------|--------------|--------|
|                                       |         | M      | DP     | M       | DP      | M            | DP     |
| <b><i>Phaethon aethereus</i></b>      |         |        |        |         |         |              |        |
| <b>Ano 1</b>                          |         |        |        |         |         |              |        |
| Penas (10)                            | C       | 22,58  | 31,897 | 369,0   | 110,384 | 131,007      | 73,404 |
| Sangue (10)                           | C       | 4,65   | 4,469  | 7,972   | 2,958   | 13,215       | 5,556  |
| <b>Ano 3</b>                          |         |        |        |         |         |              |        |
| Penas (30)                            | C       | 0,473  | 0,307  | 14,969  | 5,680   | 3,707        | 2,835  |
| Sangue (30)                           | C       | 0,499  | 0,344  | 14,820  | 4,367   | 8,120        | 2,562  |
| Penas (20)                            | S       | 0,216  | 0,163  | 4,002   | 1,317   | 1,897        | 1,133  |
| Sangue (20)                           | S       | 0,287  | 0,277  | 4,551   | 0,985   | 1,817        | 1,312  |
| <b><i>Sula leucogaster</i></b>        |         |        |        |         |         |              |        |
| <b>Ano 1</b>                          |         |        |        |         |         |              |        |
| Penas (15)                            | C       | 16,348 | 33,584 | 237,784 | 283,517 | 61,329       | 72,171 |
| Sangue (15)                           | C       | 1,285  | 1,574  | 6,909   | 6,909   | 8,413        | 9,657  |
| <b>Ano 3</b>                          |         |        |        |         |         |              |        |
| Penas (20)                            | C       | 0,692  | 0,307  | 13,237  | 4,244   | 6,042        | 1,737  |
| Sangue (19)                           | C       | 0,718  | 0,289  | 9,422   | 3,210   | 4,999        | 1,857  |
| Penas (22)                            | S       | 0,075  | 0,101  | 4,815   | 1,166   | 1,363        | 0,852  |
| Sangue (23)                           | S       | 0,147  | 0,201  | 5,520   | 1,674   | 1,126        | 0,918  |
| <b><i>Pterodroma arminjoniana</i></b> |         |        |        |         |         |              |        |
| <b>Ano 1</b>                          |         |        |        |         |         |              |        |
| Penas (5)                             | C       | 29,811 | 45,435 | 353,056 | 331,794 | 72,687       | 46,058 |
| Sangue (5)                            | C       | 11,620 | 16,395 | 5,936   | 7,618   | 23,612       | 32,090 |

| Espécies/Ano/<br>Tecido/N amostral        | Período | ΣPCBs  |        | ΣHPAs   |         | Σ Pesticidas |        |
|---|---------|--------|--------|---------|---------|--------------|--------|
|   |         | M      | DP     | M       | DP      | M            | DP     |
| Penas (5)                                 | S       | 22,120 | 16,223 | 255,813 | 208,111 | 42,898       | 29,894 |
| Sangue (5)                                | S       | 0,640  | 0,607  | 0,062   | 0,139   | 1,796        | 1,266  |
| <b><i>Thalassarche chlororhynchos</i></b> |         |        |        |         |         |              |        |
| <b>Ano 1</b>                              |         |        |        |         |         |              |        |
| Penas (9)                                 | S       | 4,036  | 1,997  | 36,387  | 10,108  | 23,969       | 14,399 |
| Sangue (2)                                | S       | 0,042  | 0,037  | 32,627  | 10,255  | 14,928       | 2,030  |

#### 5.2.4 Genética de populações

Um total de 115 indivíduos de *S. leucogaster* foi analisado para nove regiões diferentes do genoma (*loci*) contendo marcadores do tipo SSR. Desvios consistentes no desequilíbrio de ligação não foram encontrados para nenhum conjunto de dados dessa espécie. As regiões analisadas exibiram um total de 29 variantes (alelos) (média de 3 alelos por *locus*) para as amostras coletadas antes do rompimento da barragem, e 39 alelos (média de 4 alelos por *locus*) para as amostras coletadas depois do rompimento. Todas as regiões analisadas apresentaram variantes genéticas para ambos os conjuntos de dados. As heterozigosidades médias observada ( $H_O$ ) e esperada ( $H_E$ ) foram de 0,43 e 0,41, respectivamente, para amostras pré-rompimento. Para as amostras coletadas pós-rompimento, estes valores foram de 0,41 ( $H_O$ ) e 0,51 ( $H_E$ ) (Tabela 100). O número de heterozigotos observados ( $H_O$ ) nas amostras coletadas pós-rompimento decresceu em comparação aos amostrados previamente ao rompimento, ao passo que o número de heterozigotos esperados ( $H_E$ ) foi maior para amostras coletadas após o rompimento (Figura 628). O coeficiente de endogamia, índice que indica desvios no Equilíbrio de Hardy-Weinberg (EHW) pela presença de cruzamentos entre indivíduos aparentados, ou próximos geneticamente ( $F_{IS}$ ), foi estimado em -0,04 para amostras pré-rompimento, e 0,20 para amostras pós-rompimento, sendo esse último significativo para desvio do EHW, indicando que existe um número maior de indivíduos homozigotos do que o esperado para o conjunto de amostras. A diversidade gênica apresentou-se maior nas amostras pós-rompimento (0,46) quando comparadas às amostras coletadas pré- rompimento (0,40). A riqueza alélica, uma medida do número de alelos por *locus*, também se mostrou ligeiramente maior nas amostras pós-rompimento (3,92) em comparação às amostras pré-rompimento (3,21) (Figura 629). A análise de coordenadas principais (PCoA) mostrou que, embora exista sobreposição da composição dos alelos, as amostras coletadas depois do rompimento apresentam uma composição de alelos distinta das amostras coletadas antes do rompimento (Figura 630).

Quando analisadas por ano de coleta, as amostras de *S. leucogaster* coletadas no ano de 2021 apresentaram o maior número de alelos (36) em comparação aos outros anos. No entanto, esse também foi o conjunto de dados com um maior tamanho amostral (Tabela 101). O baixo tamanho amostral pode ter levado ao menor número de alelos encontrados para as amostras coletadas em 2019 e 2020. A comparação dos dados por ano de coleta não demonstrou substancial variação para os índices de  $H_O$  e  $H_E$ , sendo o valor  $H_O$  mais alto encontrado de 0,43 (para amostras coletadas antes do rompimento) e o mais baixo de 0,39 (para amostras coletadas no ano de 2021). Valores de  $H_E$  variaram de 0,41, para amostras coletadas antes do rompimento, até 0,52, para amostras coletadas em 2021 (Figura 631). Os valores de  $F_{IS}$  variaram de -0,42 (para amostras de antes do rompimento) a 0,24 (para amostras de 2021), sendo apenas esse último significativo para desvios de EHW. Os valores de riqueza alélica oscilaram ao longo dos anos de amostragem, começando com 2,40 (para amostras pré-rompimento), caindo ao longo dos anos de 2019 e 2020, e voltando a subir para 2,73 em amostras coletadas em 2021. Da mesma forma, valores de diversidade gênica começaram em 0,40 (para amostras pré-rompimento), caindo ao longo dos

anos de 2019 e 2020, e chegando a 0,47 para amostras de 2021 (Figura 632). A análise de PCoA por ano de coleta detalha mais a mudança na composição de alelos, demonstrando que amostras de 2020 começam a se diferenciar das demais dos anos anteriores, com alelos novos aparecendo no ano de 2021 (Figura 633).

Tabela 100: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para as *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus* amostrados no arquipélago dos Abrolhos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.  $H_O$  = heterozigosidade observada;  $H_E$  = heterozigosidade esperada;  $F_{IS}$  = coeficiente de endogamia.

|                                    | <i>Sula leucogaster</i> |        | <i>Phaethon aethereus</i> |          |
|------------------------------------|-------------------------|--------|---------------------------|----------|
|                                    | Pré                     | Pós    | Pré                       | Pós      |
| N amostral                         | 41                      | 74     | 48                        | 92       |
| Nº loci analisados                 | 9                       | 9      | 10                        | 10       |
| $H_O$                              | 0,43                    | 0,41   | 0,22                      | 0,23     |
| $H_E$                              | 0,41                    | 0,51   | 0,30                      | 0,28     |
| $F_{IS}$                           | -0,04                   | 0,20*  | 0,26*                     | 0,19*    |
| Média de alelos                    | 3 (29)                  | 4 (39) | 3,3 (33)                  | 3,1 (31) |
| Riqueza alélica                    | 3,21                    | 3,92   | 3,27                      | 2,86     |
| Diversidade gênica                 | 0,40                    | 0,46   | 0,22                      | 0,23     |
| Proporção de loci polimórficos (%) | 100                     | 100    | 100                       | 90       |

\* Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg ( $p < 0,001$ ).

Tabela 101: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para *Sula leucogaster* analisados por ano de coleta.  $H_O$  = heterozigosidade observada;  $H_E$  = heterozigosidade esperada;  $F_{IS}$  = coeficiente de endogamia.

|                                    | Pré-rompimento | 2019      | 2020      | 2021   |
|------------------------------------|----------------|-----------|-----------|--------|
| Nº amostral                        | 41             | 14        | 19        | 41     |
| Nº loci analisados                 | 9              | 9         | 9         | 9      |
| $H_O$                              | 0,43           | 0,43      | 0,41      | 0,39   |
| $H_E$                              | 0,41           | 0,43      | 0,46      | 0,52   |
| $F_{IS}$                           | -0,42          | 0,01      | 0,10      | 0,24*  |
| Média de alelos                    | 3,22 (29)      | 2,77 (25) | 2,88 (26) | 4 (36) |
| Riqueza alélica                    | 2,40           | 2,38      | 2,44      | 2,73   |
| Diversidade gênica                 | 0,40           | 0,38      | 0,45      | 0,47   |
| Proporção de loci polimórficos (%) | 100            | 88,8      | 100       | 100    |

\* Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg ( $p < 0,001$ ).



Figura 628: Comparação dos valores de heterozigosidade observada ( $H_O$ ) e esperada ( $H_E$ ) para amostras de *Sula leucogaster* coletadas antes do Rompimento da Barragem de Mariana (Pré RBM) e depois (Pós RBM).

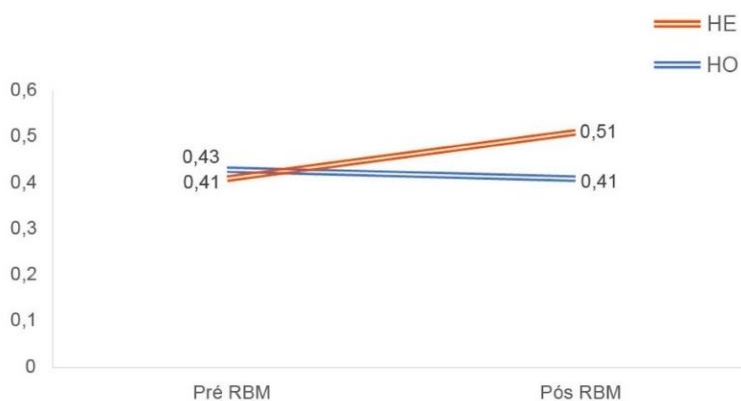


Figura 629: Comparação dos valores de riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Sula leucogaster* coletadas antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM).



Figura 630: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Sula leucogaster* coletadas antes do Rompimento da Barragem de Mariana (Pré RBM) e depois (Pós RBM).

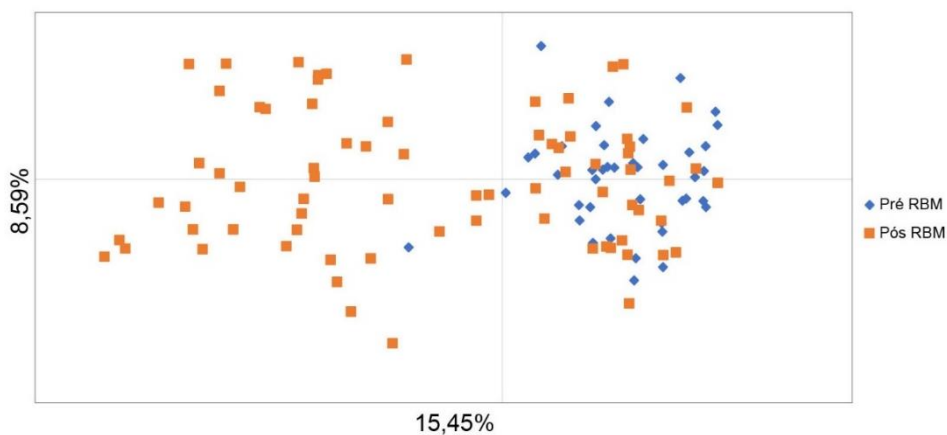


Figura 631: Comparação dos valores de heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ) para amostras de *Sula leucogaster* por ano de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.

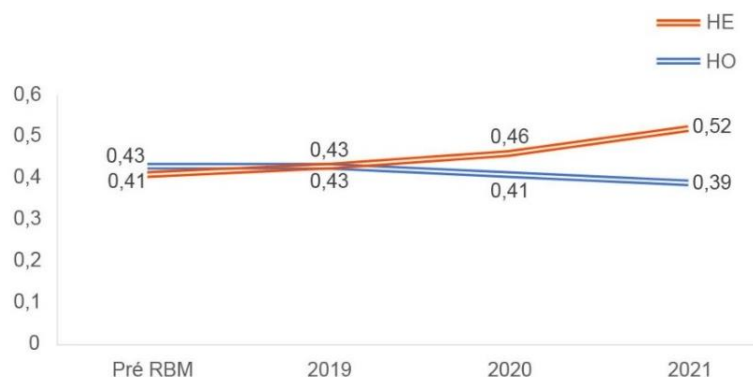


Figura 632: Comparação dos valores de riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Sula leucogaster* por anos de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.

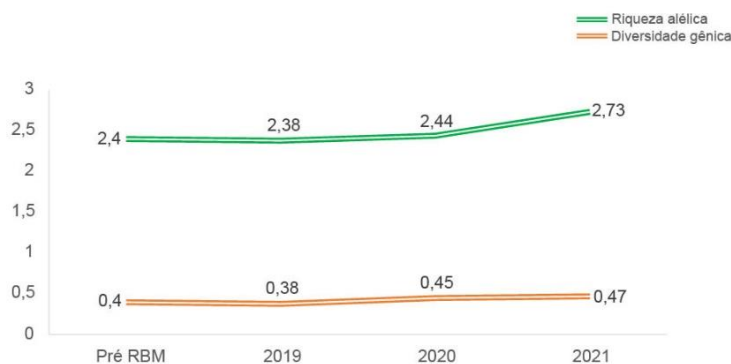
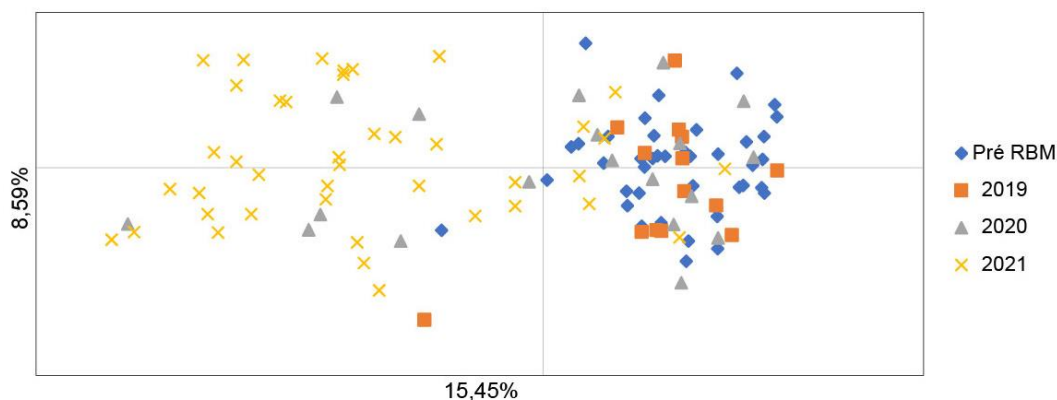


Figura 633: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Sula leucogaster* por ano de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.



Para *P. aethereus*, um total de 140 indivíduos foi analisado para 10 diferentes *loci*. Não foram encontrados desvios consistentes do desequilíbrio de ligação para nenhum conjunto de dados dessa espécie. Na comparação entre dados pré e pós-rompimento, as dez regiões analisadas foram variáveis para o conjunto pré-rompimento, e nove foram variáveis para as amostras pós-rompimento. As amostras coletadas antes do rompimento apresentaram um maior número de alelos (33) com uma pequena diferença para os dados pós-rompimento (31). As heterozigosidades médias observada e esperada para as amostras pré-rompimento foram 0,22 e 0,30, respectivamente, e 0,23 ( $H_O$ ) e 0,28 ( $H_E$ ) para as amostras coletadas após o rompimento (Figura 634). O  $F_{IS}$  estimado apresentou valor de 0,26 para amostras pré-rompimento, e 0,29 para amostras pós-rompimento, sendo que ambos foram significativos para desvios no EHW. A diversidade gênica entre os conjuntos de dados pré e pós-rompimento não variou (0,22 e 0,23, respectivamente). Já a riqueza alélica apresentou diminuição para amostras coletadas pós-rompimento (3,27 para amostras pré-rompimento e 2,86 para amostras pós-rompimento) (Figura 635). A PCoA revelou cerca de 19% de distância genética no eixo 1. Embora exista pouca sobreposição dos pontos entre pré e pós-rompimento, a composição alélica mostra-se substancialmente distinta entre os dois conjuntos de dados (Figura 636).

A comparação de *P. aethereus* por ano de amostragem revela que indivíduos de 2021 apresentaram 40 alelos novos em relação aos anos anteriores, e até mesmo em relação aos indivíduos coletados antes do rompimento. Esse número maior de alelos pode estar relacionado a um tamanho amostral maior do que nos anos anteriores. A proporção de *loci* polimórficos também foi menor ao longo dos anos de 2018 a 2021 (Tabela 102). Os valores de  $H_O$  e  $H_E$  foram mais altos nos anos de 2018 ( $H_O = 0,37$  e  $H_E = 0,39$ ) e 2019 ( $H_O = 0,37$  e  $H_E = 0,38$ ), apresentando uma diminuição em 2021, com valores mais próximos aos encontrados para amostras coletadas antes do rompimento (Figura 637). Entretanto, quando analisamos o valor do coeficiente de endogamia ( $F_{IS}$ ), os dois conjuntos de dados que apresentaram significância para desvios do EHW foram os coletados pré-rompimento e no ano de 2021. Os índices de diversidade gênica e riqueza alélica oscilaram pouco ao longo dos anos, e mesmo em comparação à amostragem feita antes do rompimento, ficando em torno de 0,2 e 2, respectivamente (Figura 638). Quando comparados os dados antes e depois do rompimento, a PCoA revelou uma elevada distância genética. Porém, quando analisada por ano de coleta, esta análise mostrou que não há diferença na composição de alelos dos conjuntos de dados amostrados entre os anos de 2018, 2019 e 2021 (Figura 639).

Tabela 102: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para *Sula leucogaster* analisados por ano de coleta.

$H_O$  = heterozigosidade observada;  $H_E$  = heterozigosidade esperada;  $F_{IS}$  = coeficiente de endogamia.

|   | Pré-rompimento | 2018     | 2019     | 2021   |
|---|----------------|----------|----------|--------|
| Nº amostral                               | 48             | 20       | 17       | 55     |
| Nº <i>loci</i> analisados                 | 10             | 10       | 10       | 10     |
| $H_O$                                     | 0,22           | 0,37     | 0,37     | 0,20   |
| $H_E$                                     | 0,30           | 0,39     | 0,38     | 0,27   |
| $F_{IS}$                                  | 0,26*          | 0,04     | 0,03     | 0,25*  |
| Média de alelos                           | 3,3 (33)       | 2,2 (22) | 2,1 (21) | 4 (40) |
| Riqueza alélica                           | 2,29           | 2,09     | 2,02     | 2,33   |
| Diversidade gênica                        | 0,22           | 0,26     | 0,18     | 0,22   |
| Proporção de <i>loci</i> polimórficos (%) | 100            | 70       | 60       | 90     |

\* Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg ( $P < 0,0001$ ).

Figura 634: Comparação dos valores de heterozigosidade observada ( $H_O$ ) e esperada ( $H_E$ ) para amostras de *Phaethon aethereus* coletadas antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM).

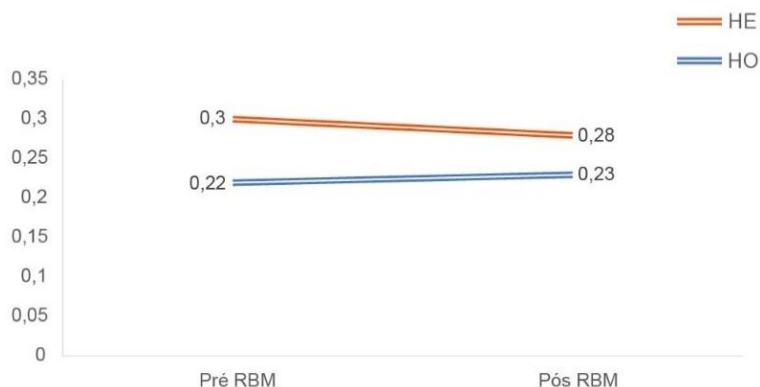


Figura 635: Comparação dos valores de riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Phaethon aethereus* coletadas antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM).

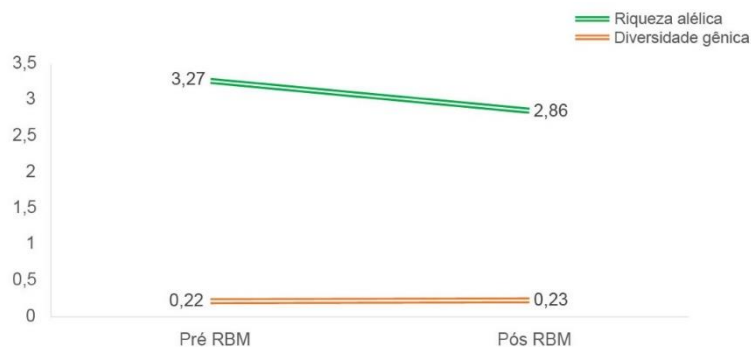


Figura 636: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Phaethon aethereus* coletadas antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM).

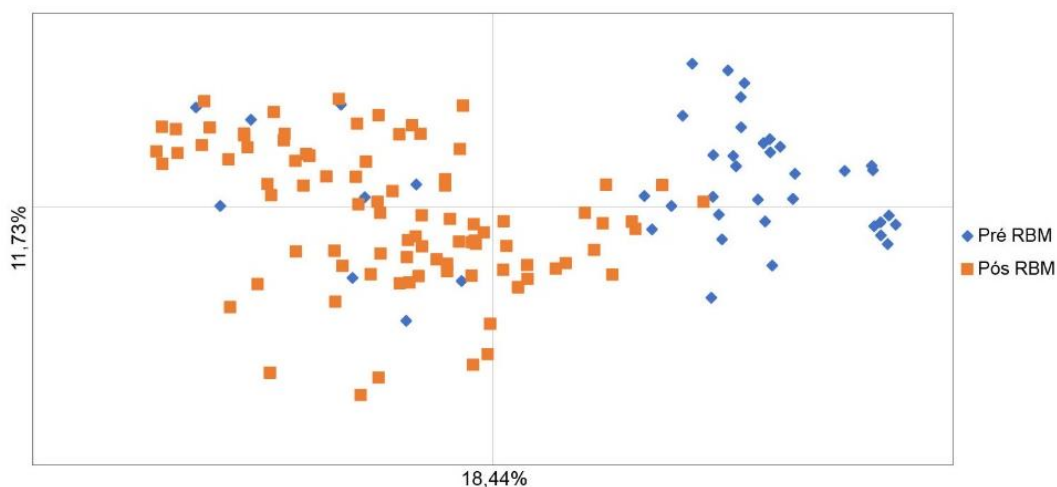


Figura 637: Comparação dos valores de heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ) para amostras de *Phaethon aethereus* por ano de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.

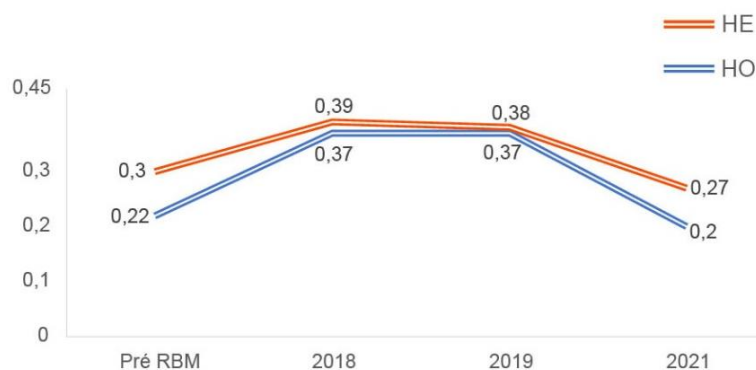
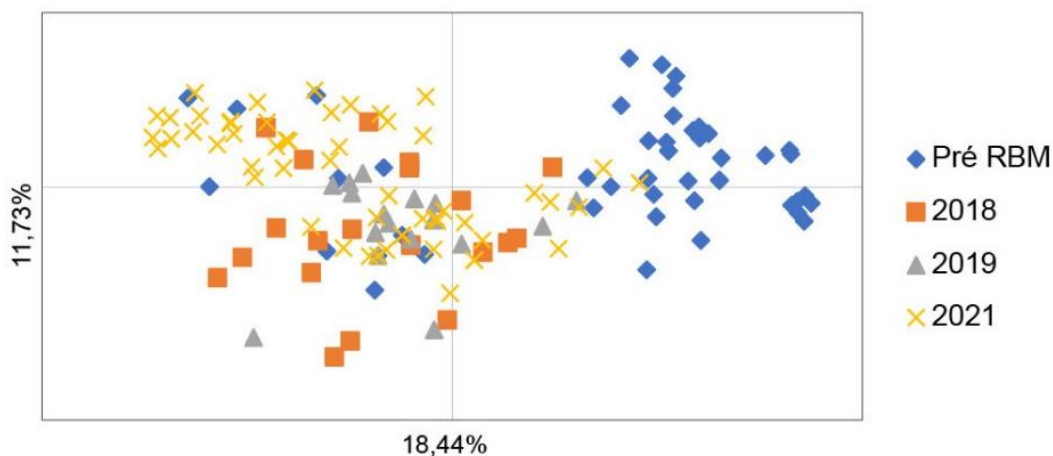


Figura 638: Comparação dos valores de riqueza alélica e diversidade gênica para amostras de *Phaethon aethereus* por anos de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.



Figura 639: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as amostras de *Phaethon aethereus* analisadas por ano de coleta. RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.



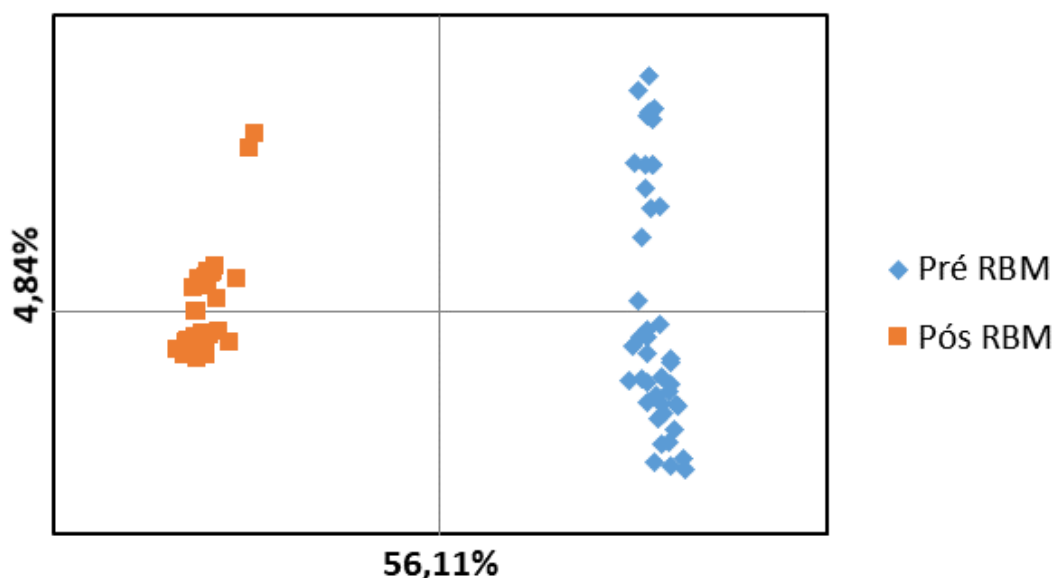
Para *P. arminjoniana*, 86 indivíduos foram analisados para 12 *loci*. Nas amostras coletadas antes do rompimento, foram encontrados 45 alelos (média de 4,5 alelos por *locus*), sendo apenas 9 *loci* polimórficos. Já para as amostras coletadas após o rompimento foram encontrados 48 alelos (média de 4,8 alelos por *locus*) com 10 *loci* polimórficos. A heterozigosidade esperada para ambas as amostras foi a mesma ( $H_E = 0,46$ ) (Tabela 103). Foram encontrados valores positivos e significativos do coeficiente de endogamia ( $F_{IS}$ ) para ambas as populações amostradas (pré e pós-rompimento), indicando uma deficiência no número de heterozigotos observados, em relação ao esperado sob o Equilíbrio de Hardy-Weinberg. Os valores de  $F_{IS}$  para essa espécie indicam também que há uma proporção de cruzamentos não aleatórios dentro desta população, ainda que em uma frequência baixa. A diversidade gênica encontrada para as amostras anteriores ao rompimento foi menor (0,37) quando comparada às amostras pós-rompimento (0,40). No entanto, a riqueza alélica da população amostrada pós-rompimento foi maior (3,97) do que a riqueza alélica na população amostrada antes do rompimento (3,81), refletindo um maior número de alelos encontrados nesta população. A PCoA mostrou dois grupos distintos em relação à composição alélica das populações amostradas antes e depois do rompimento (Figura 640).



Tabela 103: Parâmetros de diversidade genética de microssatélites para *Pterodroma arminjoniana* amostradas nos períodos pré e pós-rompimento.  $H_o$  = heterozigidade observada;  $H_E$  = heterozigidade esperada;  $F_{IS}$  = coeficiente de endogamia.

|                                    | Pré-rompimento | Pós-rompimento |
|------------------------------------|----------------|----------------|
| Nº amostral                        | 45             | 41             |
| Nº loci analisados                 | 12             | 12             |
| $H_o$                              | 0,43           | 0,41           |
| $H_E$                              | 0,46           | 0,46           |
| $F_{IS}$                           | 0,07*          | 0,10*          |
| Média de alelos                    | 4,50           | 4,80           |
| Riqueza alélica                    | 3,81           | 3,97           |
| Diversidade gênica                 | 0,40           | 0,37           |
| Proporção de loci polimórficos (%) | 75             | 83             |

Figura 640: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre indivíduos de *Pterodroma arminjoniana* amostrados antes (Pré RBM) e depois do Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM).

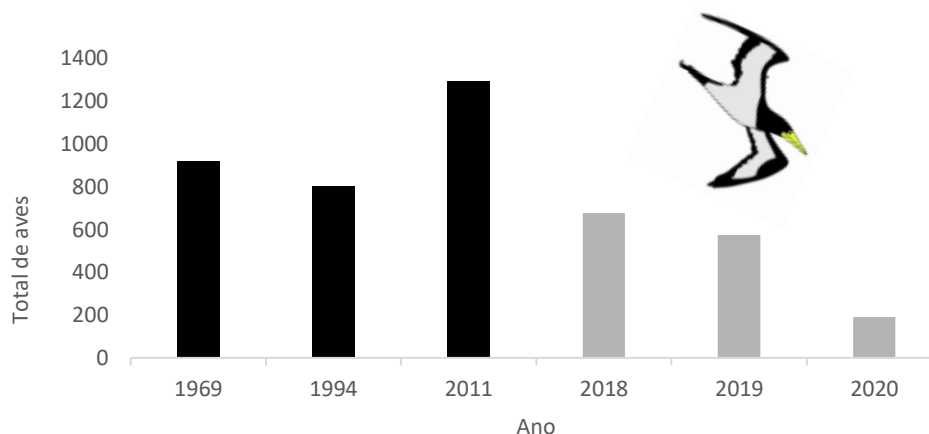


### 5.2.5 Demografia e Reprodução

Quanto ao tamanho populacional, a partir da literatura e de dados de outros pesquisadores que trabalharam no arquipélago, foi possível reunir informações entre 1969 e 2011 para *S. leucogaster* e entre 1991 e 2012 para *P. aethereus* (Material Suplementar A6MAS2, Tabela 5). Apesar destes dados pretéritos disponíveis não possibilitarem a geração de tendências seguras sobre a dinâmica populacional nas áreas, por terem sido obtidos de forma pontual e não-padronizada, o tamanho populacional de *S. leucogaster* pré rompimento da barragem foi estimado entre 700 e 1200 adultos reprodutores. No entanto, o número de adultos reprodutores de *P. aethereus* variou entre os vários anos entre 200 e 700 aves. Com base na

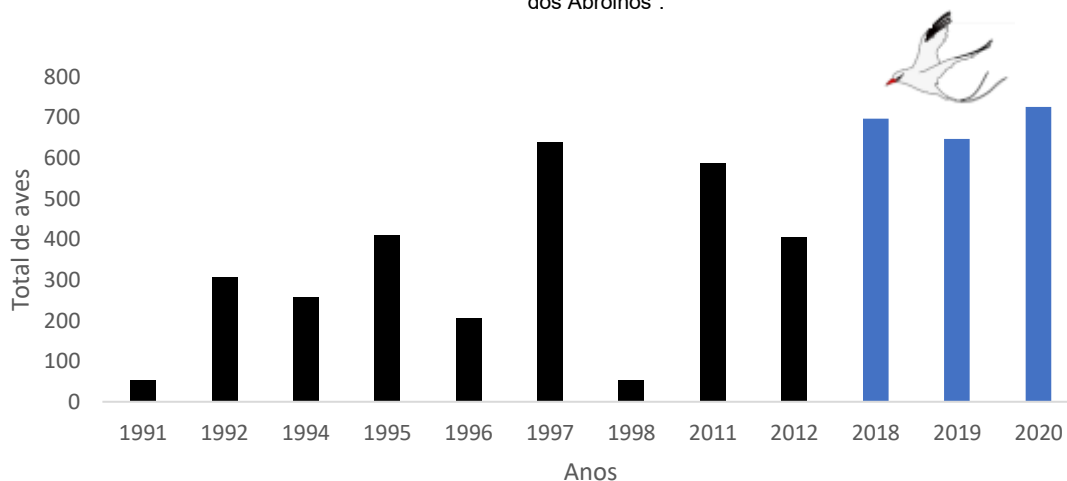
contagem de ninhos ativos em Abrolhos obtidos em expedições do ICMBio, como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos” atualmente a população de adultos reprodutores de *S. leucogaster* mostrou uma preocupante diminuição na população (Figura 641, e *Material Suplementar A6MAS2, Tabela 6*).

Figura 641: Variação temporal da população reprodutiva de *Sula leucogaster* em Abrolhos. Dados do pré-rompimento da barragem (barras pretas) obtidos da literatura e pesquisas prévias de membros da equipe. Dados do pós-rompimento da barragem (barras cinzas) obtidos e cedidos pelo ICMBio, como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos”.



Por outro lado, o tamanho populacional atual de *P. aethereus* vem se mantendo estável em torno de 700 indivíduos (Figura 642 e *Material Suplementar A6MAS2, Tabela 6*), conforme dados obtidos em expedições do ICMBio, como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos”.

Figura 642: Variação temporal da população reprodutiva de *Phaethon aethereus* em Abrolhos. Dados do pré-rompimento da barragem (barras pretas) obtidos da literatura e pesquisas prévias de membros da equipe. Dados do pós-rompimento da barragem (barras azuis) obtidos e cedidos pelo ICMBio, como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos”.



Para *Sterna hirundinacea*, dados pretéritos compilados entre 1988 e 2006 (Figura 643) por MESTRE *et al.* (2006) e outros colhidos em relatórios da Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental – AVIDEPA entre 2007 e 2015 em ilhas no Estado do Espírito Santo (Figura 644) mostram a população de *S. hirundinacea* pré-rompimento da barragem altamente variável com alguns anos atingindo cerca de 400-500 adultos e outros menos de 50.

Figura 643: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 1988 e 2006, período pré rompimento da barragem, em sete ilhas no estado do Espírito Santo. Figura retirada de MESTRE *et al.* (2006).

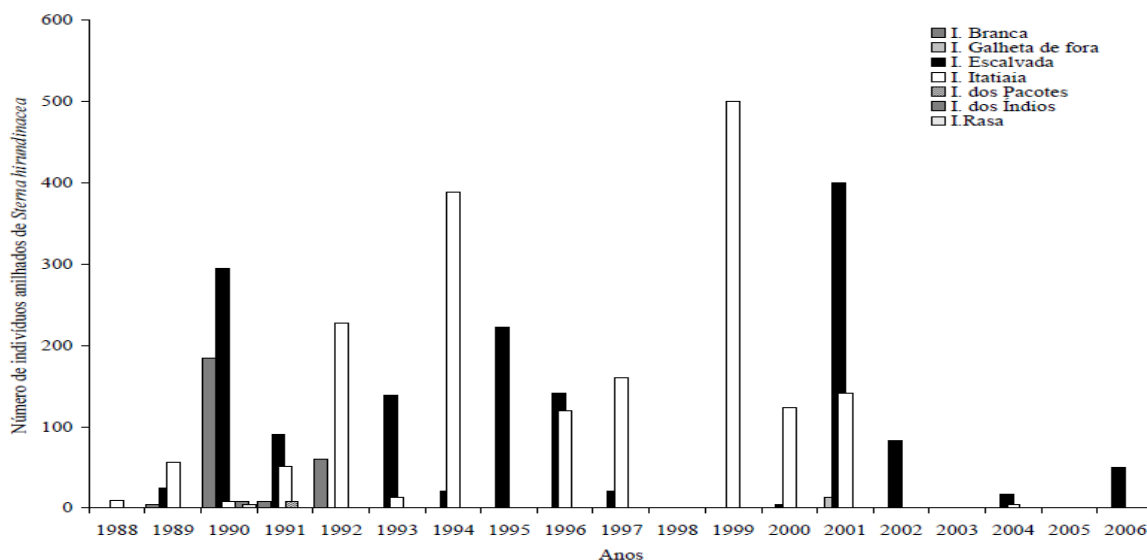
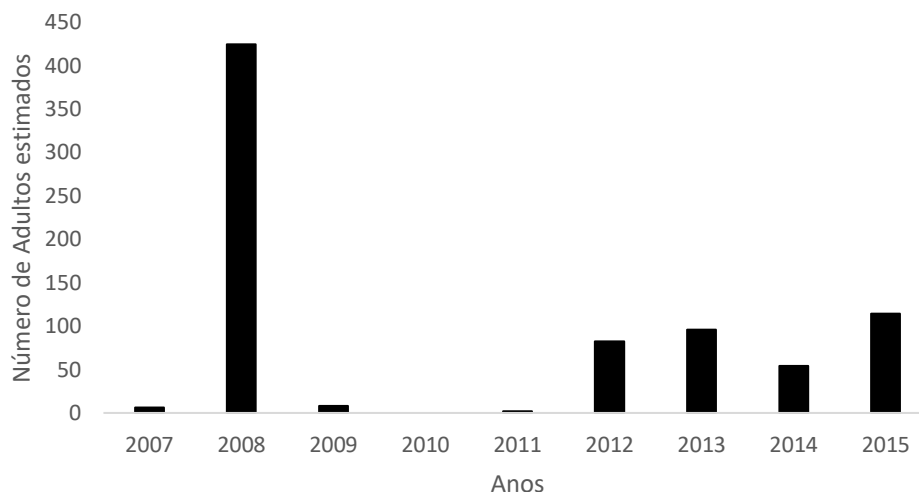


Figura 644: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento de filhotes realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 2007 e 2015, período pré rompimento da barragem, em três ilhas (Escalvada, Itatiaias e Galheta) no Estado do Espírito Santo.



Em uma única expedição realizada pela equipe da RRDM durante o pico reprodutivo da espécie nas colônias visitadas no Espírito Santo (ilhas Itatiaia e Galheta), foram registrados 226 adultos. Ressalta-se que o período reprodutivo da espécie no Estado se inicia no mês de maio, e, no mês de junho, as colônias já deveriam estar apresentando um elevado número de ovos e filhotes. Assim, nossos dados podem indicar um resultado atípico indicando atraso na reprodução da espécie. No entanto, como as espécies de andorinhas-do-mar costumam mudar os locais de reprodução entre os anos e nem todas as ilhas do Espírito Santo foram amostradas, não foi possível avaliar a tendência populacional da espécie entre os períodos pré e pós-rompimento da barragem.

A partir de dezembro de 2018 foram monitorados, quinzenalmente, em parceria com o ICMBio como parte do “Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional dos Abrolhos”, 48 ninhos de *P. aethereus*, um ninho de *P. lepturus*, e os ninhos ativos encontrados de *S. leucogaster* na ilha Santa Bárbara, a fim de acompanhar o sucesso reprodutivo das espécies. Durante este monitoramento foram coletados dados de conteúdo dos ninhos (ovos e filhotes), os quais permitem compreender a fenologia reprodutiva, sobrevivência, fidelidade ao ninho e ao parceiro reprodutivo, bem como avaliar o sucesso reprodutivo nas fases de incubação e desenvolvimento dos filhotes. Nesse sentido, o estudo da fenologia reprodutiva mostrou que a reprodução de *S. leucogaster* na ilha Santa Bárbara vai de abril a julho, com a postura tendo seu pico em maio, com filhotes nascendo entre junho e julho e atingindo a idade de voo (*fledging*) em outubro (Figura 645).

Por outro lado, o estudo da fenologia reprodutiva mostrou que a população de *P. aethereus* na ilha Santa Bárbara, a maior do arquipélago, tem seu pico reprodutivo nos meses de dezembro e janeiro, quando ocorre a maior postura (Figura 646). No entanto, percebe-se posturas ao longo de todo o ano, o que pode estar relacionado a novas posturas de casais que não tiveram sucesso ou novos casais iniciando seu ciclo reprodutivo.

Figura 645: Desenvolvimento de ovos e filhotes de *Sula leucogaster* monitorados entre 2018 e 2020 na ilha Santa Bárbara, arquipélago dos Abrolhos. Filhote N1 é o primeiro estágio do filhote, desde recém-nascido até quando ainda não há plumagem nem penas de voo; Filhote N2 é o segundo estágio do filhote em que o filhote começa a desenvolver a plumagem no corpo até que o seu corpo esteja totalmente coberto por plumagem, sem a presença de penas de voo; Filhote N3 e N4 é desde quando o corpo do filhote está totalmente coberto de plumagem até quando já estando pronto para voar.

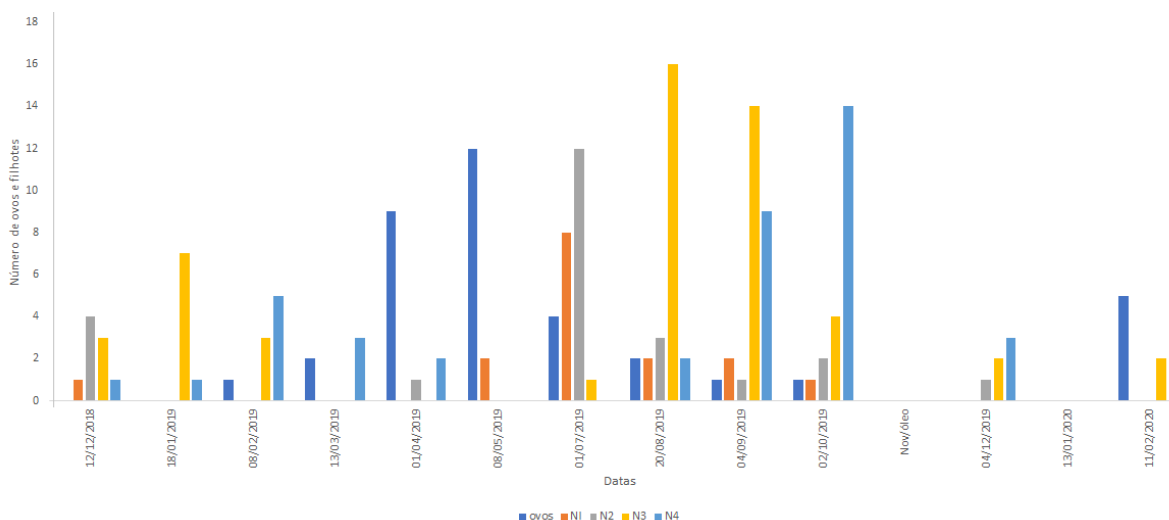
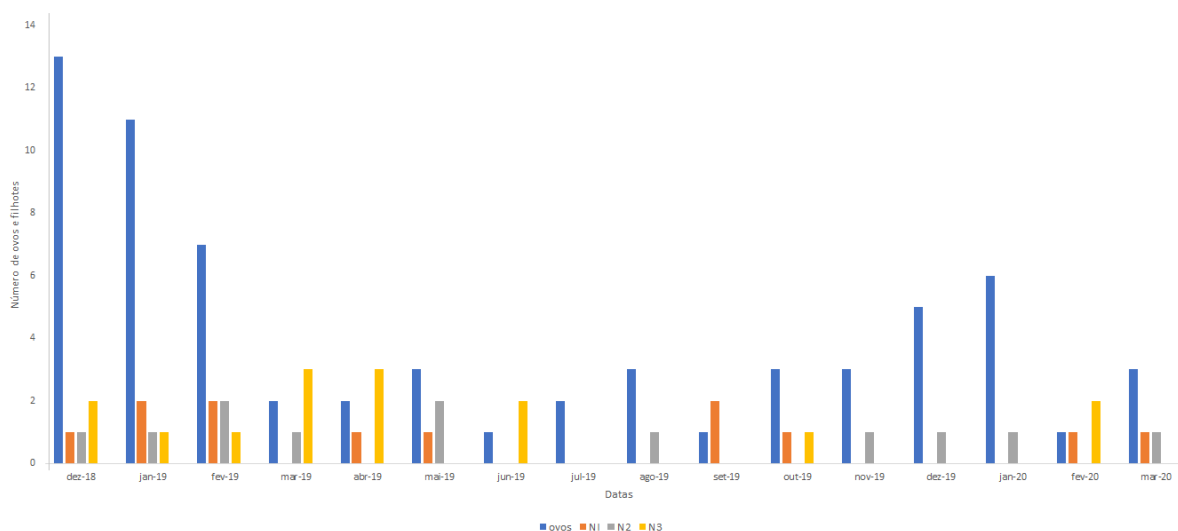


Figura 646: Desenvolvimento de ovos e filhotes de *Phaethon aethereus* monitorados entre dezembro de 2018 e março de 2019 na ilha Santa Bárbara, arquipélago dos Abrolhos.



Analisando a tabela de vida de *Sula leucogaster* construída com base no acompanhamento de 33 ninhos ativos em 2019 (Tabela 104), verificaram-se altas taxas de sobrevivência a partir do primeiro estágio do filhote (N1). Por outro lado, na tabela de vida de *Phaethon aethereus* construída com base no acompanhamento de 26 ninhos ativos em 2019 e 34 ninhos ativos em 2020 (Tabela 105), verificaram-se

em ambos os anos alta taxa de sobrevivência no primeiro estágio do filhote (N1) entre 88% e 91%. A partir do segundo estágio de desenvolvimento do filhote (N2), a taxa de sobrevivência permanece alta.

Tabela 104: Tabela de vida de *Sula leucogaster* da coorte nascida em 2019 na Ilha Santa Bárbara, Abrolhos, BA.

| Ano  | Intervalo de idade | Número de sobreviventes no dia x (nx) | Proporção de sobreviventes na classe de idade x (lx) | Número de mortos entre x e x+1 (dx) | Taxa de mortalidade (qx) | Taxa de sobrevivência (sx) |
|------|--------------------|---------------------------------------|--|-------------------------------------|--------------------------|----------------------------|
| 2019 | Ovo                | 47                                    | 1000   | 9                                   | 0,191                    | 0,81                       |
|      | N1                 | 38                                    | 0,809  | 0                                   | 0,000                    | 1,00                       |
|      | N2                 | 38                                    | 0,809  | 4                                   | 0,105                    | 0,89                       |
|      | N3                 | 34                                    | 0,723  | 3                                   | 0,088                    | 0,91                       |
|      | N4                 | 31                                    | 0,660  | 31                                  | 1,000                    | 0,00                       |
|      | >N4                | 0                                     |  |                                     |                          |                            |

Tabela 105: Tabela de vida de *Phaethon aethereus* das coortes nascidas em 2019 e 2020 na Ilha Santa Bárbara, Abrolhos, BA.

Dados de 2020 coletados e cedidos pela equipe do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos/ICMBio.

| Anos | Intervalo de idade | Número de sobreviventes no dia x (nx) | Proporção de sobreviventes na classe de idade x (lx) | Número de mortos entre x e x+1 (dx) | Taxa de mortalidade (qx) | Taxa de sobrevivência (sx) |
|------|--------------------|---------------------------------------|--|-------------------------------------|--------------------------|----------------------------|
| 2019 | Ovo                | 49                                    | 1000   | 32                                  | 0,653                    | 0,35                       |
|      | N1                 | 17                                    | 0,347  | 2                                   | 0,118                    | 0,88                       |
|      | N2                 | 15                                    | 0,306  | 6                                   | 0,400                    | 0,60                       |
|      | N3                 | 9                                     | 0,184  | 9                                   | 1,000                    | 0,00                       |
|      | >N3                | 0                                     |  |                                     |                          |                            |
| 2020 | Ovo                | 46                                    | 1000   | 23                                  | 0,500                    | 0,50                       |
|      | N1                 | 23                                    | 0,500  | 2                                   | 0,087                    | 0,91                       |
|      | N2                 | 21                                    | 0,457  | 4                                   | 0,190                    | 0,81                       |
|      | N3                 | 17                                    | 0,370  | 17                                  | 1,000                    | 0,00                       |
|      | >N3                | 0                                     |  |                                     |                          |                            |

Para *S. hirundinacea*, a avaliação do sucesso reprodutivo foi extremamente prejudicada pela dificuldade de acesso às ilhas onde a espécie se reproduz no litoral do Espírito Santo. Em duas expedições realizada pela equipe da RRDM em 2021 durante o pico reprodutivo da espécie nas colônias visitadas no Espírito Santo (ilhas Itatiaia e Galheta) foram registrados 12 ninhos com um ovo nas ilhas Itatiaia e nove ninhos com um ovo na Ilha Galheta em junho e um ninho com um ovo nas ilhas Itatiaia e três ninhos com um ovo na Ilha Galheta em julho. Além disso, foram observados nas duas expedições 28 ovos predados e a



presença de urubus da espécie *Coragyps atratus* e indivíduos de gaivotão (*Larus dominicanus*), conhecidos predadores dos ovos.

Na avaliação do sucesso de eclosão da população reprodutiva de *S. leucogaster*, a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe da RRDM entre dezembro de 2018 e fevereiro de 2020 (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 7*), verificou-se que foram postos 60 ovos, dos quais 37 eclodiram gerando uma taxa de eclosão de 62% (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 8*). Para *P. aethereus*, na avaliação do sucesso de eclosão na população reprodutiva, a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe da RRDM entre dezembro de 2018 e março de 2020 (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 9*), verificou-se que foram postos 104 ovos, dos quais somente 23 eclodiram gerando uma taxa de eclosão de 22% (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 10*).

Na avaliação do sucesso reprodutivo na população reprodutiva de *S. leucogaster*, a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe da RRDM entre dezembro de 2018 e fevereiro de 2020, verifica-se que nasceram 37 filhotes, dos quais 33 deixaram o ninho gerando uma taxa de sucesso reprodutivo de 89%. Para *P. aethereus*, a partir de dados obtidos mensalmente pela equipe da RRDM entre dezembro de 2018 e março de 2020, verificou-se que nasceram 23 filhotes, dos quais 14 deixaram o ninho gerando uma taxa de sucesso reprodutivo de 61%.

#### 5.2.6 Saúde

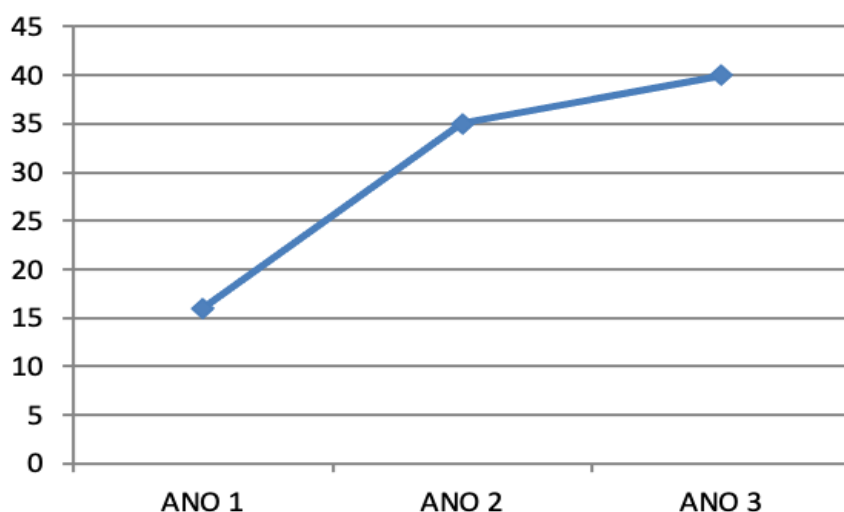
Os resultados das análises hematológicas realizadas indicam que as aves estavam em condições satisfatórias de saúde, com uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos. Os quadros de heterofilia, confirmados com a contagem absoluta de leucócitos em câmara de Neubauer, podem ser atribuídos a quadros inflamatórios agudos e de estresse, corroborando os achados do ano anterior, e devido ao estresse de manipulação para a coleta de sangue. Para evitar alterações hematológicas por estresse, prioriza-se, antes de qualquer procedimento, a venopunção sanguínea. Não foram observados heterófilos imaturos, como nos resultados do ano anterior, o que caracterizaria processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Os outros tipos leucocitários apresentaram-se dentro do limite de normalidade para indivíduos sadios, incluindo eosinófilos e monócitos, cuja presença é escassa.

Foram pesquisadas e caracterizadas bactérias de interesse em saúde pública em aves marinhas amostradas na ilha da Trindade e no arquipélago dos Abrolhos. Nenhuma das amostras testadas, do Ano 1, foi positiva para *Salmonella* spp. Três indivíduos de *S. leucogaster* apresentaram *Bordetella* e 13 apresentaram *Enterococcus* spp. em swabs de orofaringe. Todas as amostras analisadas apresentaram colônias de *Escherichia coli*. Nenhuma das amostras testadas, provenientes da ilha da Trindade, foi positiva para o teste de virulência (*Salmonella*, *Bordetella*, *Staphylococcus*, *Streptococcus viridans*, *Corynebacterium*, *Candida albicans*, *Candida krusey*, *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa*, *E. coli*, *Klebsiella oxytoca*, *K. pneumoniae*, *Enterobacter cloacae*, *E. aerogenes* e *Enterococcus*).

Das 48 amostras provenientes das aves de Abrolhos, no Ano 2, apenas cinco indivíduos (quatro *S. leucogaster* e um *P. aethereus*) não tiveram nenhuma colônia isolada (*i.e.* negativo no teste de virulência) e, com isso, não tiveram sensibilidade ao teste do antibiograma (antibióticos testados: imipinem, marbofloxacina, amicacina, ampicilina, meropenem, ciprofloxacina, ceftriaxona, cefepime, marbofloxacina, enrofloxacina, aztreonam, gentamicina, enrofloxacina, ceftazidima, piperacilina tazobactam, amoxilina clavulanato, cefalexina, tobramicina tetraciclina, cefoxitina, levofloxacina, cefovecina).

No Ano 3, das amostras provenientes das aves de Abrolhos nas expedições de fevereiro e março de 2021, 29 não tiveram nenhuma colônia isolada (*i.e.* negativo no teste de virulência) e, com isso, não tiveram sensibilidade ao teste do antibiograma. Das três aves positivas, *P. aethereus* (P14330), diagnosticada com *S. aureus*, teve resistência no antibiograma para ampicilina, gentamicina, ceftazidima, amoxilina clavulanato, cefalexina, tobramicina, tetraciclina e cefovecina. A segunda, *P. aethereus* (P16425), diagnosticada com *E. coli*, teve resistência no antibiograma para ampicilina, amoxilina clavulanato, cefalexina e cefoxitina. A terceira, *P. aethereus* (P12105), também diagnosticada com *E. coli*, teve resistência no antibiograma para ampicilina, amoxilina clavulanato, tetraciclina e cefoxitina. Das amostras provenientes de agosto de 2021, apenas dois indivíduos de *S. leucogaster* e sete de *P. aethereus* foram negativos nos testes de virulência. Todas as outras aves foram positivas para pelo menos uma bactéria. Das 20 amostras de *S. leucogaster*, 18 tiveram crescimento em placa e múltipla resistência a antibióticos. Das 12 amostras de *P. aethereus*, 10 tiveram crescimento em placa e apresentaram múltipla resistência a antibióticos (Figura 647).

Figura 647: Tendência temporal não-cumulativa no número de aves positivas para os tipos de bactérias avaliadas ao longo dos três anos de monitoramento das aves marinhas.



No Ano 1, dois isolados de swab cloacal de *P. aethereus*, referente à coleta de novembro de 2018, apresentaram perfil de resistência de interesse – um isolado identificado como *E. coli* (P16291), que

cresceu no ágar MacConkey suplementado com ciprofloxacina, e um isolado identificado como *K. aerogenes* (P16400), que cresceu em placa de MacConkey suplementado com colistina. O isolado P16291 apresentou resistência a todas as quinolonas testadas (ácido nalidíxico, ciprofloxacina, enrofloxacin, levofloxacin, marbofloxacin, moxifloxacin, norfloxacin, ofloxacin e perfloxacin). O isolado do animal P16400 apresentou resultado positivo no NP teste (indicando a degradação da colistina) e no teste de disco combinado com EDTA. Além disso, a concentração inibitória mínima (CIM) da colistina frente a esse isolado foi de 8 µg/mL, confirmando a resistência deste isolado ao antibiótico testado. Como esses resultados foram indicativos de uma possível produção de *mcr*, esse isolado foi submetido ao sequenciamento de genoma completo. Contudo, a presença do gene *mcr* não foi detectada no genoma dessa amostra. Em contrapartida, foram identificadas mutações pontuais nos genes *pmrA* (L162M), *pmrB* (S79G, V87M, A245E e N275K) e *phoQ* (L272P). Destas, somente a mutação em *phoQ* foi predita como deletéria. Adicionalmente, foram detectados genes de resistência a fluoroquinolonas (*oqxA* e *oqxB*), a fosfomicina (*fosA*) e a macrolídeos, lincosamidas e estreptogramina B (*mdfA*). A análise pela ferramenta PlasmidFinder não permitiu a detecção de nenhum plasmídeo. A análise de genes de virulência detectou a presença do gene *entB*, relacionado à biossíntese do sideróforo enterobactina. A análise de MLST, por sua vez, identificou a cepa como pertencente ao ST34, do complexo clonal 7.

Das amostras de *S. leucogaster*, apenas uma amostra coletada em abril de 2019 (U61943), de swab cloacal, apresentou um perfil de resistência de interesse, após crescer em placas de ágar MacConkey suplementado com colistina, com resultado positivo no teste de disco combinado com EDTA. Nenhuma das amostras coletadas e testadas durante o Ano 2 teve resultado positivo para a presença de bactérias multirresistentes. Ao compararmos com o Ano 1, foram detectadas três amostras de indivíduos distintos, provenientes de Abrolhos (fevereiro de 2020), que apresentaram resistência a todas as quinolonas testadas, porém, este isolado ainda não foi submetido ao sequenciamento de genoma completo para determinação da identidade.

As amostras de swab de orofaringe e cloaca foram negativas para os vírus testados (Influenza, Newcastle, Herpesvírus, Adenovírus, Circovírus e Avulavírus) para todas as amostras do período estudado. As amostras de sangue total de todas as aves testadas foram negativas para *Borrelia* spp.

### 5.2.7 Contagens de aves na foz do Rio Doce e adjacências – Costa

Ao longo dos três anos de amostragem foram registradas 42 espécies de aves aquáticas, pertencentes a 16 famílias e 7 ordens, utilizando a foz do Rio Doce e a costa adjacente, sendo 35, 27 e 29 o número de espécies registradas nos Anos 1, 2 e 3, respectivamente. Deste total, 28 são residentes e 14 são espécies migratórias Neárticas (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 11*), as quais se reproduzem no Hemisfério Norte e invernam no Hemisfério Sul. Oito espécies foram registradas apenas no Ano 1 (*Mycteria americana*, *Syrigma sibilatrix*, *Calidris pusilla*, *Tringa melanoleuca*, *Stercorarius pomarinus*, *Larus dominicanus*,

*Sternula superciliaris* e *Sterna dougalli*), três espécies foram registradas apenas no Ano 2 (*Butorides striata*, *Calidris fuscicollis* e *Sterna paradisaea*), e cinco espécies foram registradas apenas no Ano 3 (*Nycticorax nycticorax*, *Platalea ajaja*, *Gallinula galeata*, *Himantopus melanurus*, e *Chroicocephalus cirrocephalus*) (Tabela 106). No Ano 1, nos meses de fevereiro e março foram registrados os maiores números de espécies, ambos em Povoação, no Ano 2 o maior número de espécies foi registrado em dezembro no setor Regência e no Ano 3 em abril no setor Povoação (Figura 648).

Figura 648: Variação no número de espécies registradas por praia e mês de amostragem. Período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1), de outubro de 2019 a setembro de 2020 (Ano 2) e de outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3). Meses com nenhum registro não tiveram amostragem devido à pandemia.

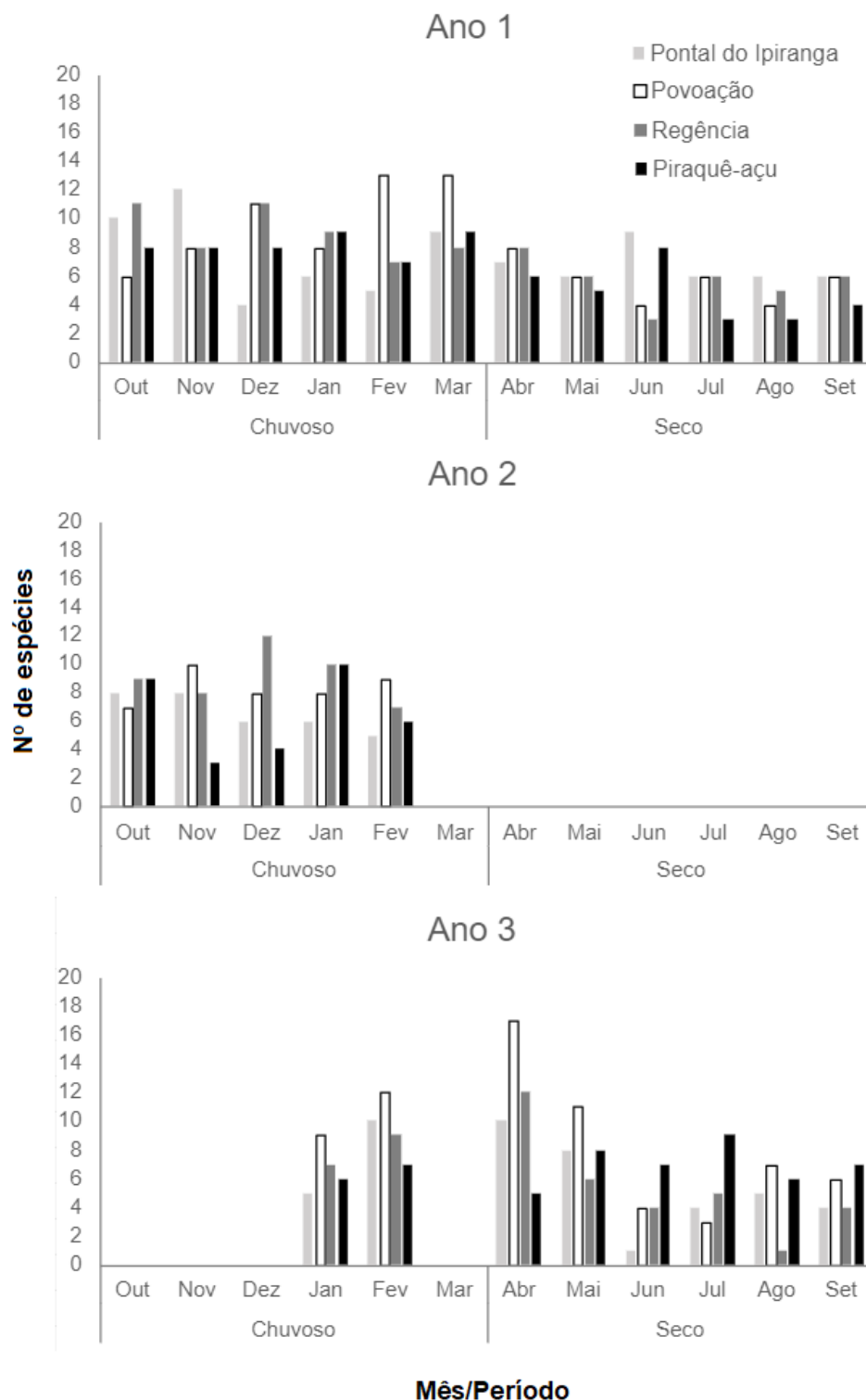


Tabela 106: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente, incluindo informações sobre número absoluto de registros por espécie (N) e frequência de ocorrência relativa (FO) para o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), o Ano 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020), o Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021) e Total (Anos 1, 2 e 3 combinados).

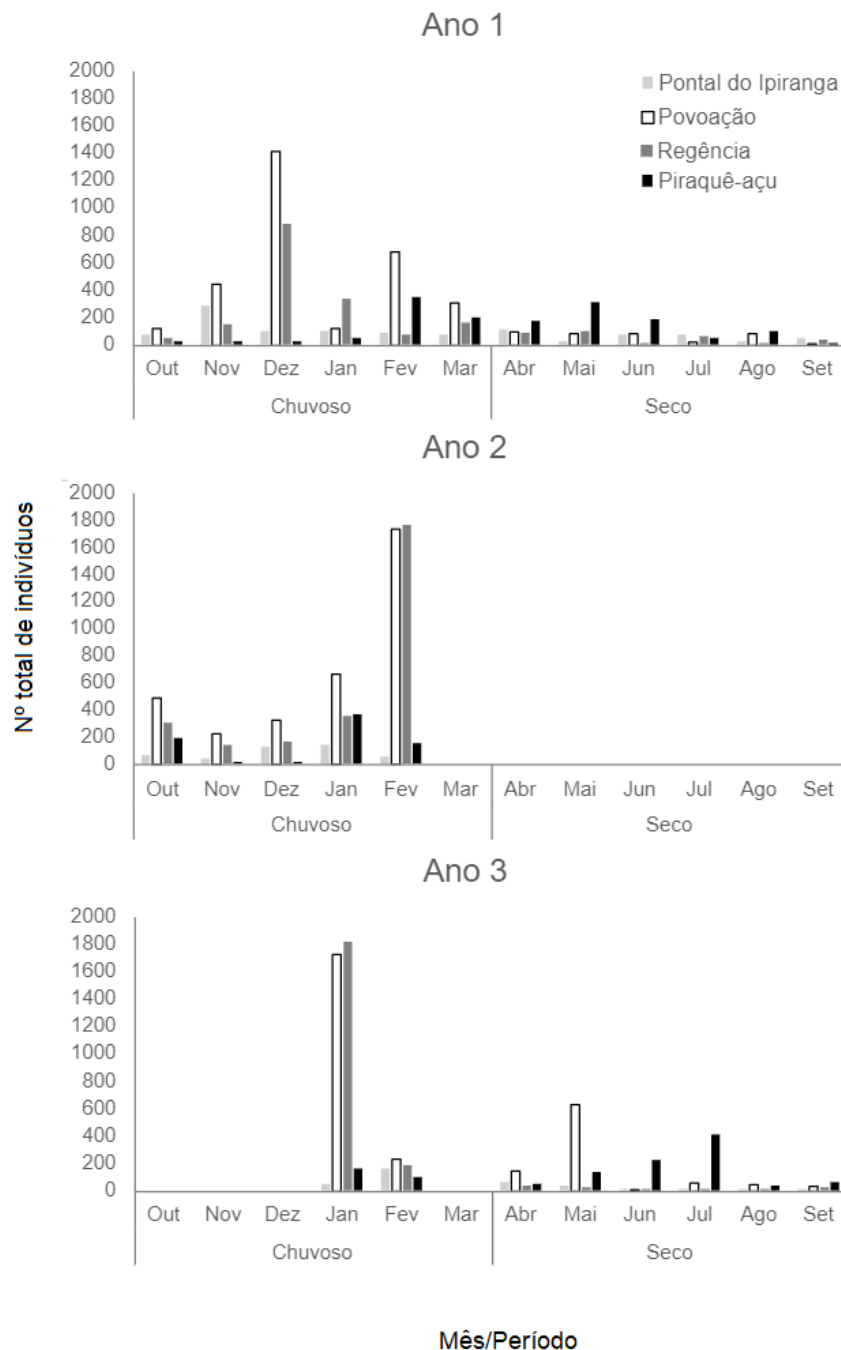
| Espécie                       | Número absoluto |         |       |         |       |         | Frequência de ocorrência |         |       |         |       |         | N Total | FO Total |
|-------------------------------|-----------------|---------|-------|---------|-------|---------|--------------------------|---------|-------|---------|-------|---------|---------|----------|
|                               | ANO 1           |         | ANO 2 |         | ANO 3 |         | ANO 1                    |         | ANO 2 |         | ANO 3 |         |         |          |
|                               | Seco            | Chuvoso | Seco  | Chuvoso | Seco  | Chuvoso | Seco                     | Chuvoso | Seco  | Chuvoso | Seco  | Chuvoso |         |          |
| Anas bahamensis               | 0               | 25      | 0     | 2       | 10    | 0       | 0,0                      | 8,3     | 0,0   | 4,2     | 8,3   | 0,0     | 37      | 2,6      |
| Amazonetta brasiliensis       | 2               | 70      | 0     | 2       | 23    | 0       | 4,2                      | 4,2     | 0,0   | 4,2     | 12,5  | 0,0     | 97      | 3,1      |
| Mycteria americana            | 1               | 1       | 0     | 0       | 0     | 0       | 4,2                      | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 2       | 0,5      |
| Fregata magnificens           | 8               | 28      | 0     | 15      | 11    | 6       | 20,8                     | 33,3    | 0,0   | 25,0    | 37,5  | 12,5    | 68      | 16,1     |
| Sula leucogaster              | 2               | 65      | 0     | 14      | 1     | 11      | 4,8                      | 25,0    | 0,0   | 25,0    | 4,2   | 8,3     | 93      | 8,3      |
| Nannopterum brasilianum       | 16              | 22      | 0     | 29      | 33    | 51      | 33,3                     | 29,2    | 0,0   | 29,2    | 33,3  | 16,7    | 151     | 17,7     |
| Ardea cocoi                   | 0               | 7       | 0     | 5       | 3     | 2       | 0,0                      | 12,5    | 0,0   | 20,8    | 12,5  | 8,3     | 17      | 6,8      |
| Ardea alba                    | 18              | 57      | 0     | 11      | 35    | 18      | 45,8                     | 62,5    | 0,0   | 25,0    | 50,0  | 16,7    | 139     | 22,4     |
| Butorides striata             | 0               | 0       | 0     | 1       | 0     | 0       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 1       | 0,5      |
| Nycticorax nycticorax         | 0               | 0       | 0     | 0       | 2     | 0       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 8,3   | 0,0     | 2       | 1,0      |
| Syrigma sibilatrix            | 0               | 6       | 0     | 0       | 0     | 0       | 0,0                      | 12,5    | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 6       | 1,6      |
| Egretta thula                 | 54              | 53      | 0     | 21      | 72    | 8       | 62,5                     | 66,7    | 0,0   | 37,5    | 70,8  | 16,7    | 208     | 31,8     |
| Egretta caerulea              | 19              | 139     | 0     | 2       | 39    | 9       | 41,7                     | 50,0    | 0,0   | 8,3     | 66,7  | 12,5    | 208     | 22,4     |
| Platalea ajaja                | 0               | 0       | 0     | 0       | 0     | 1       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 4,2     | 1       | 0,5      |
| Gallinula galeata             | 0               | 0       | 0     | 0       | 3     | 0       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 12,5  | 0,0     | 3       | 1,6      |
| Pluvialis squatarola          | 9               | 213     | 0     | 121     | 16    | 82      | 8,3                      | 41,7    | 0,0   | 50,0    | 20,8  | 25,0    | 441     | 18,2     |
| Charadrius semipalmatus       | 94              | 150     | 0     | 311     | 11    | 17      | 12,5                     | 41,7    | 0,0   | 41,7    | 12,5  | 8,3     | 583     | 14,6     |
| Charadrius collaris           | 48              | 292     | 0     | 317     | 27    | 111     | 29,2                     | 75,0    | 0,0   | 45,8    | 29,2  | 25,0    | 795     | 25,5     |
| Haematopus palliatus          | 3               | 2       | 0     | 2       | 0     | 0       | 8,3                      | 4,2     | 0,0   | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 7       | 2,1      |
| Himantopus melanurus          | 0               | 0       | 0     | 0       | 7     | 0       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 4,2   | 0,0     | 7       | 0,5      |
| Actitis macularius            | 8               | 12      | 0     | 9       | 6     | 5       | 16,7                     | 33,3    | 0,0   | 29,2    | 16,7  | 20,8    | 40      | 14,6     |
| Arenaria interpres            | 1               | 2       | 0     | 9       | 2     | 32      | 4,2                      | 4,2     | 0,0   | 12,5    | 8,3   | 4,2     | 46      | 4,2      |
| Calidris alba                 | 86              | 500     | 0     | 275     | 78    | 94      | 37,5                     | 66,7    | 0,0   | 58,3    | 29,2  | 20,8    | 1033    | 26,6     |
| Calidris fuscicollis          | 0               | 0       | 0     | 3       | 0     | 0       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 3       | 0,5      |
| Calidris pusilla              | 0               | 1       | 0     | 0       | 0     | 0       | 0,0                      | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 1       | 0,5      |
| Tringa flavipes               | 0               | 3       | 0     | 2       | 0     | 0       | 0,0                      | 8,3     | 0,0   | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 5       | 1,6      |
| Tringa melanoleuca            | 0               | 3       | 0     | 0       | 0     | 0       | 0,0                      | 8,3     | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 3       | 1,0      |
| Jacana jacana                 | 0               | 0       | 0     | 2       | 5     | 0       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 4,2     | 12,5  | 0,0     | 7       | 2,1      |
| Stercorarius parasiticus      | 0               | 6       | 0     | 0       | 1     | 0       | 0,0                      | 12,5    | 0,0   | 0,0     | 4,2   | 0,0     | 7       | 2,1      |
| Stercorarius pomarinus        | 0               | 3       | 0     | 0       | 0     | 0       | 0,0                      | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 3       | 0,5      |
| Chroicocephalus cirrocephalus | 0               | 0       | 0     | 0       | 1     | 0       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 4,2   | 0,0     | 1       | 0,5      |



|                        | Número absoluto |         |       |         |       |         | Frequência de ocorrência |         |       |         |       |         |         |          |
|------------------------|-----------------|---------|-------|---------|-------|---------|--------------------------|---------|-------|---------|-------|---------|---------|----------|
| Espécie                | ANO 1           |         | ANO 2 |         | ANO 3 |         | ANO 1                    |         | ANO 2 |         | ANO 3 |         | N Total | FO Total |
|                        | Seco            | Chuvoso | Seco  | Chuvoso | Seco  | Chuvoso | Seco                     | Chuvoso | Seco  | Chuvoso | Seco  | Chuvoso |         |          |
| Larus dominicanus      | 4               | 1       | 0     | 0       | 0     | 0       | 8,3                      | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 5       | 1,6      |
| Sternula superciliaris | 0               | 6       | 0     | 0       | 0     | 0       | 0,0                      | 8,3     | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 6       | 1,0      |
| Phaetusa simplex       | 34              | 505     | 0     | 444     | 38    | 146     | 37,5                     | 79,2    | 0,0   | 54,2    | 37,5  | 16,7    | 1167    | 28,1     |
| Sterna hirundo         | 1               | 1743    | 0     | 3773    | 0     | 2706    | 4,2                      | 25,0    | 0,0   | 41,7    | 0,0   | 12,5    | 8223    | 10,4     |
| Sterna hirundinacea    | 156             | 42      | 0     | 62      | 40    | 0       | 4,2                      | 8,3     | 0,0   | 4,2     | 16,7  | 0,0     | 300     | 4,2      |
| Thalasseus acuflavidus | 1181            | 2357    | 0     | 1877    | 1212  | 936     | 83,3                     | 75,0    | 0,0   | 45,8    | 50,0  | 20,8    | 7563    | 34,4     |
| Thalasseus maximus     | 55              | 9       | 0     | 12      | 363   | 2       | 37,5                     | 20,8    | 0,0   | 20,8    | 37,5  | 4,2     | 441     | 15,1     |
| Sterna dougallii       | 0               | 1       | 0     | 0       | 0     | 0       | 0,0                      | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 0,0   | 0,0     | 1       | 0,5      |
| Sterna paradisaea      | 0               | 0       | 0     | 1       | 0     | 0       | 0,0                      | 0,0     | 0,0   | 4,2     | 0,0   | 0,0     | 1       | 0,5      |
| Rynchops niger         | 10              | 22      | 0     | 47      | 9     | 150     | 12,5                     | 16,7    | 0,0   | 20,8    | 12,5  | 16,7    | 238     | 9,9      |
| Megaceryle torquata    | 4               | 4       | 0     | 0       | 3     | 0       | 12,5                     | 12,5    | 0,0   | 0,0     | 8,3   | 0,0     | 11      | 4,2      |

O número total de aves aquáticas registradas foi de 21939 indivíduos, sendo que 33% destes foram registrados nos meses de amostragem do Ano 1, 34% ao longo dos meses de amostragem do Ano 2, e 33% ao longo dos meses de amostragem do Ano 3. As duas espécies mais abundantes, *Sterna hirundo* (n = 8223, migrante do Hemisfério Norte) e *Thalasseus acutirostris* (n = 7563, residente), corresponderam a 72% do número total de indivíduos registrados. As 6 espécies mais abundantes (n>500) corresponderam a 88% dos registros, que, além das duas espécies supracitadas, inclui *Phaetusa simplex* (n = 1167, residente), *Calidris alba* (n = 1033, migrante Neártica), *Charadrius collaris* (n = 795, residente), e *Charadrius semipalmatus* (n = 583, migrante Neártica). Dessa forma, as famílias mais abundantes foram Laridae, Charadriidae e Scolopacidae. Nos três anos foram observadas abundâncias maiores em Povoação e Regência, com destaque para a foz do Rio Doce onde foram registradas as maiores abundâncias (Figura 649). Em relação à variação temporal, em dezembro, janeiro e fevereiro foram registrados os maiores valores de abundância.

Figura 649: Variação mensal no número total de indivíduos de aves aquáticas nos quatro setores de costa de áreas adjacentes à foz do Rio Doce. Período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1); outubro de 2019 a setembro de 2020 (Ano 2); e outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3). Meses com nenhum registro não tiveram amostragem devido à pandemia.



Os menores valores do índice de diversidade de Shannon foram registrados no trecho de Pontal do Ipiranga em junho do Ano 3, e os maiores valores no trecho de Regência, em outubro do Ano 1 (2,15). Pontal do Ipiranga, Povoação e Regência apresentaram diversidade maior que no trecho de Piraquê-açu (Figura 650,

e *Material Suplementar A6MAS2, Tabela 12*). Das famílias mais abundantes, Laridae (em especial os trinta-réis) e Charadriidae (maçaricos) se concentraram nos setores de Povoação e Regência, junto à foz do Rio Doce (Figura 651).

Figura 650: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia e mês de amostragem. Período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1), de outubro de 2019 a setembro de 2020 (Ano 2) e de outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3).

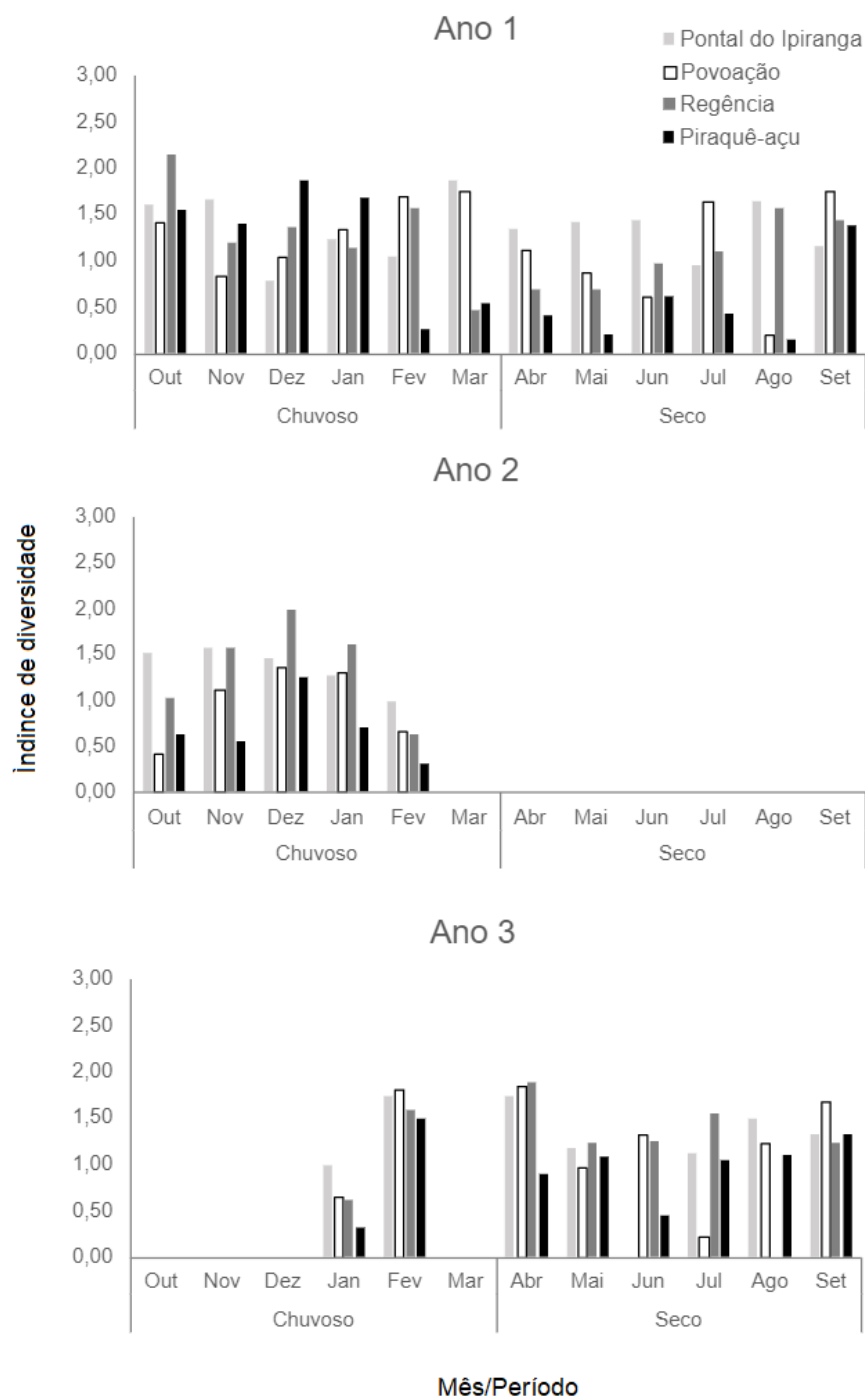
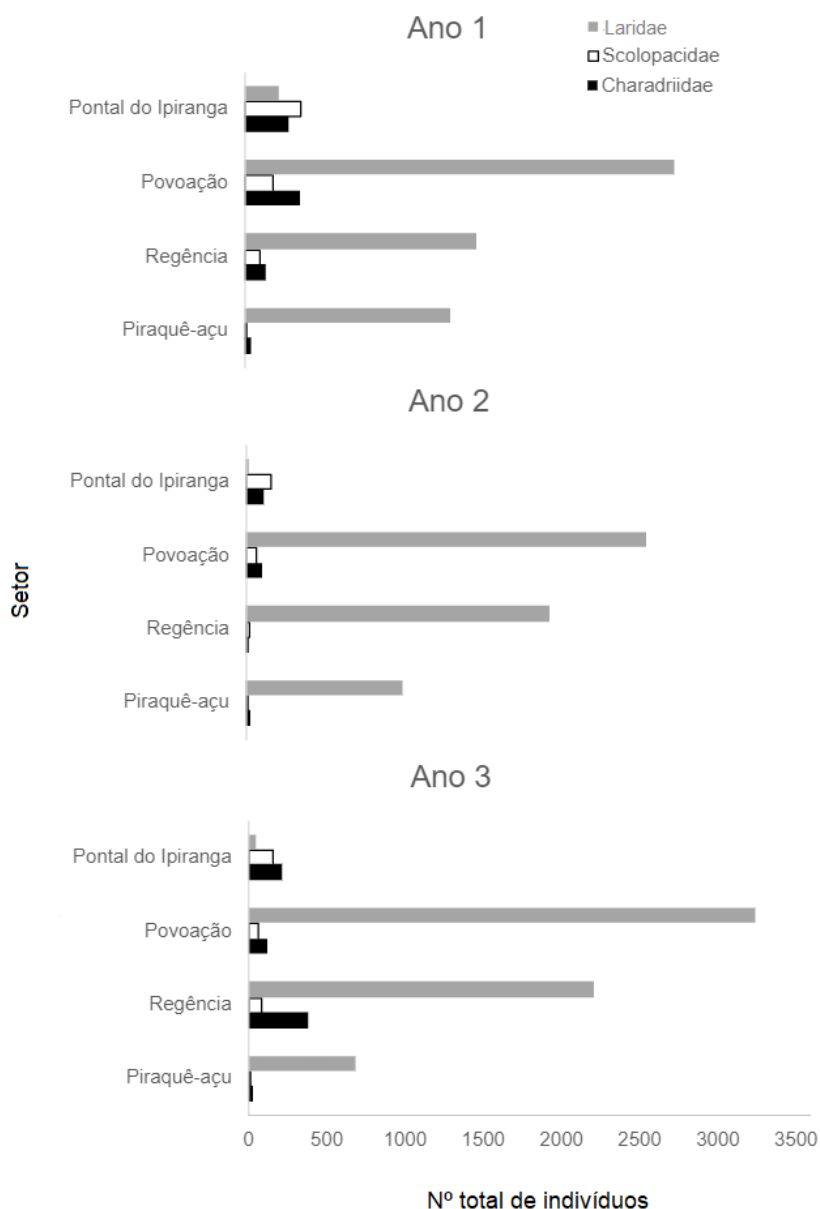


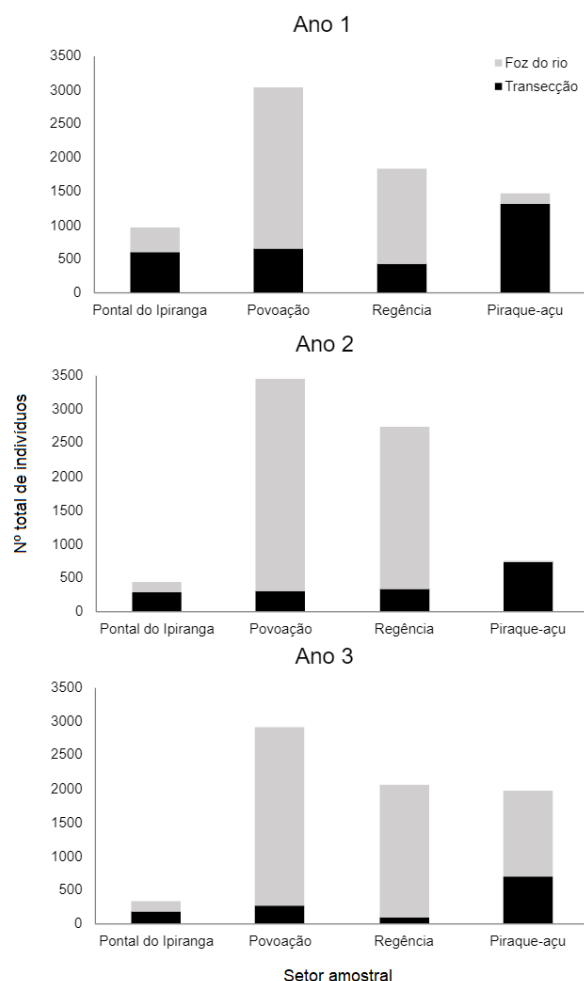
Figura 651: Número total de indivíduos das famílias Laridae, Charadriidae e Scolopacidae, registrados em cada setor amostral ao longo do Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), Ano 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020) e Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021). Os setores são Barra Seca em Pontal do Ipiranga, pontal norte do Rio Doce em Povoação, pontal sul do Rio Doce em Regência, e foz do Rio Piraquê-açu.



No Ano 1, a transecção de Povoação teve 41,5% do total de registros de aves aquáticas (Figura 652). As maiores concentrações ocorreram junto à foz do Rio Doce: 78,3% dos registros da transecção de Povoação foram junto ao Pontal Norte do Rio Doce e 77,1% dos registros da transecção de Regência foram junto ao Pontal Sul do Rio Doce. Adicionalmente, 37,7% dos registros na transecção de Pontal do Ipiranga estiveram concentrados na foz do Rio Ipiranga (Barra Seca), e 10,8% dos registros do trecho de Piraquê-

açu ocorreram na foz do Rio Piraquê-açu. No Ano 2, a transecção de Povoação teve 46,9% do total de registros de aves aquáticas. As maiores concentrações das aves ocorreram junto à foz do Rio Doce: 91,5% dos registros da transecção de Povoação foram junto ao Pontal Norte do Rio Doce e 87,4% dos registros da transecção de Regência foram junto ao Pontal Sul do Rio Doce. Já na transecção de Pontal do Ipiranga, 36,8% dos registros estiveram concentrados na foz do Rio Ipiranga (Barra Seca) e 0,1% dos registros no setor de Piraquê-açu ocorreram na foz do Rio Piraquê-açu. No Ano 3 a transecção de Povoação teve 40,0% do total de registros de aves aquáticas. As maiores concentrações das aves ocorreram junto à foz do Rio Doce: 91,0% dos registros da transecção de Povoação foram junto ao Pontal Norte do Rio Doce e 95,5% dos registros da transecção de Regência foram junto ao Pontal Sul do Rio Doce. Já na transecção de Pontal do Ipiranga, 47,1% dos registros estiveram concentrados na foz do Rio Ipiranga (Barra Seca) e 64,6% dos registros no setor de Piraquê-açu ocorreram na foz do Rio Piraquê-açu.

Figura 652: Número total de indivíduos de aves aquáticas registrados ao longo das praias (Transecção) e na foz dos rios (Foz do rio) de cada setor amostral ao longo do Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019), Ano 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020) e Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021). Os setores são Barra Seca em Pontal do Ipiranga, pontal norte do Rio Doce em Povoação, pontal sul do Rio Doce em Regência, e foz do Rio Piraquê-açu.





Dentre as 42 espécies de aves aquáticas registradas no total do período, seis estão classificadas como ameaçadas em nível nacional (Portaria MMA 444/2014), sendo duas classificadas como 'Em Perigo' (*Thalasseus maximus* e *Calidris pusilla*), duas como 'Vulnerável' (*Sterna hirundinacea* e *Sterna dougalli*) e outras duas classificadas como 'Quase Ameaçada' (*Arenaria interpres* e *Haemantopus palliatus*). *Calidris pusilla* está classificado globalmente na categoria 'Quase Ameaçada'.

#### 5.2.8 Contagens de aves na foz do Rio Doce e adjacências – Mar

Do total de 28 espécies registradas ao longo de todo o período das amostragens, 9 são consideradas residentes no Brasil, 12 espécies são migrantes do Hemisfério Sul, enquanto 7 são migrantes do Hemisfério Norte (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 13*). Do total de espécies registradas, 5 são classificadas como ameaçadas em nível global, sendo 5 destas também ameaçadas em nível nacional, além de outras 4 espécies ameaçadas em nível nacional apenas. A família mais representativa foi Procellariidae, com dez espécies.

O número de espécies registradas apresentou diferença entre os anos, e tanto a riqueza como a frequência de ocorrência das aves marinhas variaram espacialmente (entre as transecções) e temporalmente (entre os anos) na área amostrada (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 14*). No Ano 1 foram registradas 29 espécies de aves marinhas pertencentes a 7 famílias. No Ano 2, foram registradas 11 espécies, todas previamente registradas no Ano 1. Durante o monitoramento de fevereiro de 2021 (Ano 3) foram registradas 10 espécies, com a presença de uma nova espécie: *Stercorarius parasiticus*, enquanto em julho de 2021 foram registradas 10 espécies, totalizando 15 espécies registradas em 2021.

Quando considerados os dados relativos aos três anos de amostragem, a transecção com maior riqueza de espécies foi TS1, com 19 espécies, seguida TN2 e TS2, com 18 espécies registradas cada (*Tabela 107*). O maior número de indivíduos, considerando todas as espécies, foi observado na transecção TN4 ( $n = 450$ ), seguido de TFOZ ( $n = 257$ ). O inverno e o outono foram as estações com maior riqueza, com 20 e 19 espécies registradas, respectivamente, enquanto na primavera e no verão foram registradas 16 espécies, em ambas as estações. Considerando todo o período, as maiores abundâncias de indivíduos foram encontradas no inverno ( $n = 542$ ), verão ( $n = 451$ ), outono ( $n = 344$ ) e primavera ( $n = 206$ ), respectivamente. Além disso, *S. dactylatra*, *F. magnificens*, *Puffinus puffinus*, *S. leucogaster* e *Oceanites oceanicus* foram registradas em todas as transecções, e em todas as estações do ano.

Tabela 107: Frequência de ocorrência absoluta e relativa de táxons registrados entre outubro de 2018 e julho de 2021 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Estão apresentados dados considerando todos os registros espécie-específicos, registros por transeção, e registros por estação do ano.

| Ordem            | Táxon                             | N Total | FN (%) | TFOZ | TN1 | TN2 | TN3 | TN4 | TS1 | TS2 | Primavera | Verão | Outono | Inverno |
|------------------|-----------------------------------|---------|--------|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----------|-------|--------|---------|
| Charadriiformes  | <i>Anous stolidus</i>             | 47      | 3,046  | 0    | 0   | 0   | 12  | 34  | 0   | 1   | 0         | 10    | 25     | 12      |
| Charadriiformes  | <i>Stercorarius</i> sp.           | 52      | 3,370  | 16   | 3   | 2   | 6   | 8   | 4   | 13  | 26        | 2     | 22     | 2       |
| Charadriiformes  | <i>Stercorarius pomarinus</i>     | 10      | 0,648  | 3    | 1   | 3   | 1   | 0   | 1   | 1   | 7         | 2     | 1      | 0       |
| Charadriiformes  | <i>Stercorarius parasiticus</i>   | 2       | 0,130  | 0    | 0   | 0   | 0   | 2   | 0   | 0   | 0         | 2     | 0      | 0       |
| Charadriiformes  | <i>Sterna</i> sp.                 | 30      | 1,944  | 3    | 7   | 0   | 3   | 3   | 14  | 0   | 1         | 2     | 0      | 27      |
| Charadriiformes  | <i>Sterna hirundinacea</i>        | 6       | 0,389  | 0    | 0   | 0   | 0   | 3   | 0   | 3   | 0         | 2     | 1      | 3       |
| Charadriiformes  | <i>Sterna hirundo</i>             | 190     | 12,314 | 51   | 15  | 15  | 12  | 88  | 8   | 1   | 25        | 136   | 1      | 28      |
| Charadriiformes  | Sternidae                         | 5       | 0,324  | 2    | 2   | 0   | 1   | 0   | 0   | 0   | 0         | 0     | 2      | 3       |
| Charadriiformes  | <i>Thalasseus acutiflavus</i>     | 97      | 6,286  | 33   | 15  | 4   | 0   | 24  | 5   | 16  | 1         | 1     | 19     | 76      |
| Charadriiformes  | <i>Thalasseus maximus</i>         | 10      | 0,648  | 4    | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 6   | 0         | 1     | 5      | 4       |
| Phaethontiformes | <i>Phaethon aethereus</i>         | 12      | 0,778  | 2    | 0   | 4   | 0   | 3   | 1   | 2   | 2         | 3     | 2      | 5       |
| Procelariiformes | <i>Calonectris</i> sp.            | 2       | 0,130  | 0    | 0   | 0   | 0   | 2   | 0   | 0   | 0         | 0     | 2      | 0       |
| Procelariiformes | <i>Calonectris borealis</i>       | 29      | 1,879  | 11   | 2   | 3   | 4   | 3   | 4   | 2   | 2         | 12    | 15     | 0       |
| Procelariiformes | <i>Calonectris edwardsii</i>      | 3       | 0,194  | 0    | 0   | 1   | 0   | 2   | 0   | 0   | 0         | 0     | 3      | 0       |
| Procelariiformes | <i>Fregetta grallaria</i>         | 1       | 0,065  | 0    | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 1   | 0         | 0     | 0      | 1       |
| Procelariiformes | <i>Fregetta tropica</i>           | 1       | 0,065  | 0    | 0   | 0   | 0   | 0   | 1   | 0   | 0         | 0     | 0      | 1       |
| Procelariiformes | Hydrobatidae                      | 1       | 0,065  | 1    | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 1         | 0     | 0      | 0       |
| Procelariiformes | <i>Oceanites oceanicus</i>        | 32      | 2,074  | 3    | 5   | 3   | 4   | 7   | 5   | 5   | 11        | 1     | 18     | 2       |
| Procelariiformes | <i>Oceanodroma leucorhoa</i>      | 1       | 0,065  | 0    | 0   | 1   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0         | 1     | 0      | 0       |
| Procelariiformes | <i>Pachyptila desolata</i>        | 1       | 0,065  | 1    | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0         | 0     | 1      | 0       |
| Procelariiformes | <i>Procellaria aequinoctialis</i> | 7       | 0,454  | 0    | 0   | 1   | 1   | 0   | 4   | 1   | 1         | 0     | 1      | 5       |
| Procelariiformes | <i>Procellaria conspicillata</i>  | 6       | 0,389  | 0    | 1   | 0   | 0   | 0   | 4   | 1   | 2         | 0     | 0      | 4       |
| Procelariiformes | Procellariidae                    | 10      | 0,648  | 0    | 0   | 1   | 0   | 0   | 9   | 0   | 7         | 0     | 1      | 2       |
| Procelariiformes | <i>Pterodroma</i> sp.             | 1       | 0,065  | 1    | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 1         | 0     | 0      | 0       |
| Procelariiformes | <i>Pterodroma incerta</i>         | 2       | 0,130  | 0    | 0   | 0   | 0   | 0   | 2   | 0   | 2         | 0     | 0      | 0       |

| Ordem            | Táxon                              | N Total     | FN (%)     | TFOZ       | TN1        | TN2        | TN3        | TN4        | TS1        | TS2        | Primavera  | Verão      | Outono     | Inverno    |
|------------------|------------------------------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Procelariiformes | <i>Pterodroma mollis</i>           | 3           | 0,194      | 0          | 1          | 1          | 0          | 0          | 1          | 0          | 2          | 0          | 0          | 1          |
| Procelariiformes | <i>Puffinus</i> sp.                | 17          | 1,102      | 4          | 1          | 3          | 5          | 2          | 2          | 0          | 3          | 0          | 1          | 13         |
| Procelariiformes | <i>Puffinus gravis</i>             | 144         | 9,332      | 12         | 68         | 33         | 0          | 0          | 31         | 0          | 30         | 0          | 23         | 91         |
| Procelariiformes | <i>Puffinus griseus</i>            | 8           | 0,518      | 0          | 2          | 2          | 1          | 3          | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          | 8          |
| Procelariiformes | <i>Puffinus puffinus</i>           | 197         | 12,767     | 40         | 13         | 17         | 55         | 31         | 19         | 22         | 27         | 114        | 28         | 28         |
| Procelariiformes | <i>Thalassarche</i> sp.            | 8           | 0,518      | 2          | 0          | 0          | 1          | 5          | 0          | 0          | 0          | 0          | 8          | 0          |
| Procelariiformes | <i>Thalassarche chlororhynchos</i> | 40          | 2,592      | 4          | 2          | 3          | 5          | 8          | 9          | 9          | 0          | 0          | 21         | 19         |
| Procelariiformes | <i>Thalassarche melanophris</i>    | 6           | 0,389      | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          | 4          | 2          | 0          | 0          | 0          | 6          |
| Suliformes       | <i>Fregata</i> sp.                 | 7           | 0,454      | 0          | 0          | 0          | 0          | 7          | 0          | 0          | 0          | 7          | 0          | 0          |
| Suliformes       | <i>Fregata magnificens</i>         | 188         | 12,184     | 29         | 13         | 17         | 41         | 75         | 7          | 6          | 19         | 39         | 38         | 92         |
| Suliformes       | <i>Sula</i> sp.                    | 5           | 0,324      | 0          | 0          | 0          | 0          | 5          | 0          | 0          | 4          | 0          | 1          | 0          |
| Suliformes       | <i>Sula dactylatra</i>             | 245         | 15,878     | 20         | 26         | 28         | 29         | 99         | 29         | 14         | 10         | 93         | 71         | 71         |
| Suliformes       | <i>Sula leucogaster</i>            | 67          | 4,342      | 4          | 11         | 8          | 5          | 30         | 7          | 2          | 12         | 12         | 17         | 26         |
| Suliformes       | <i>Sula sula</i>                   | 7           | 0,454      | 0          | 1          | 1          | 2          | 3          | 0          | 0          | 4          | 2          | 1          | 0          |
| -                | Ave N.I.                           | 43          | 2,787      | 11         | 10         | 4          | 5          | 3          | 9          | 1          | 6          | 9          | 16         | 12         |
|                  | <b>TOTAL</b>                       | <b>1543</b> | <b>100</b> | <b>257</b> | <b>199</b> | <b>155</b> | <b>193</b> | <b>450</b> | <b>180</b> | <b>109</b> | <b>206</b> | <b>451</b> | <b>344</b> | <b>542</b> |

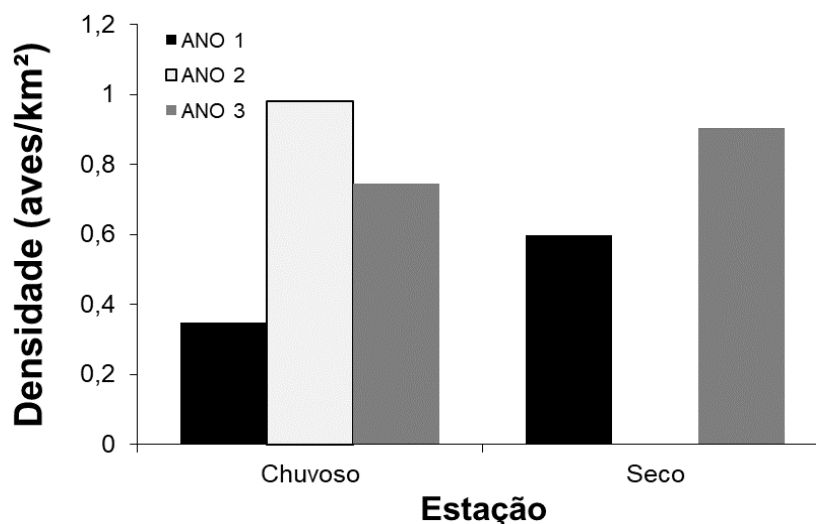
As espécies com mais indivíduos registrados e com ocorrência ao longo dos três anos foram *S. dactylatra*, *F. magnificiens*, *S. hirundo* e *P. puffinus* (Tabela 107). Embora com menor número de indivíduos, outras espécies foram registradas ao longo dos três períodos de monitoramento embarcado, tais como *S. leucogaster*, *Calonectris borealis* e *Anous stolidus*. Por outro lado, 143 indivíduos de *Ardenna gravis* foram registrados no primeiro ano de amostragem, e a espécie não voltou a ser registrada nos dois anos posteriores.

Durante os censos contínuos e instantâneos, 796 indivíduos foram contabilizados entre outubro de 2018 e setembro de 2019 e a densidade geral de aves marinhas para a área foi de 0,472 aves/km<sup>2</sup>. Entre outubro de 2019 e março de 2020 (Ano 2), 410 indivíduos foram contabilizados nos censos contínuos e instantâneos, e a densidade de aves marinhas foi de 0,981 aves/km<sup>2</sup>. Por fim, em fevereiro/março e em julho de 2021 foram registradas 329 aves nos censos contínuos e instantâneos, e a densidade de aves foi de 0,861 aves /km<sup>2</sup> (*Material Suplementar A6MAS2, Tabela 15*).

No Ano 1, as espécies com maior abundância e densidade ( $D = \text{aves/km}^2$ ) foram *S. dactylatra* ( $n = 142$ ,  $D = 0,084$ ), *A. gravis* ( $n = 103$ ,  $D = 0,061$ ), *P. puffinus* ( $n = 96$ ,  $D = 0,056$ ) e *A. stolidus* ( $n = 85$ ,  $D = 0,050$ ). Para as demais espécies, menos de 55 indivíduos foram contabilizados, com densidade inferior a 0,032. No Ano 2, as espécies com maior abundância e densidade foram *S. hirundo* ( $n = 219$ ,  $D = 0,524$ ), *S. dactylatra* ( $n = 52$ ,  $D = 0,214$ ) e *P. puffinus* ( $n = 25$ ,  $D = 0,060$ ). Para as demais espécies, menos de 19 indivíduos foram contabilizados, com densidade inferior a 0,045. As espécies com maior densidade ( $D = \text{aves/km}^2$ ) no Ano 3 foram *S. hirundo* ( $n = 61$ ,  $D = 0,160$ ), *S. dactylatra* ( $n = 55$ ,  $D = 0,144$ ), *F. magnificiens* ( $n = 52$ ,  $D = 0,136$ ), *P. puffinus* ( $n = 50$ ,  $D = 0,131$ ), *T. acutiflavus* ( $n = 50$ ,  $D = 0,131$ ) e *S. leucogaster* ( $n = 17$ ,  $D = 0,044$ ). Todas as outras espécies tiveram menos de 5 indivíduos contabilizados e densidade inferior a 0,01.

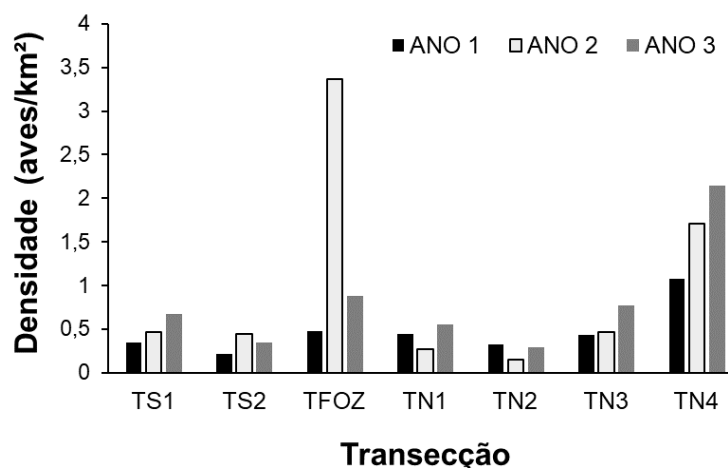
O Ano 1 foi aquele com menor densidade de aves quando comparado aos anteriores, e uma densidade maior de aves foi registrada no período seco desse ano quando comparado ao período chuvoso (Figura 653). O mesmo padrão pode ser observado para o Ano 3, com densidade maior de aves no período seco. Quando comparamos as estações, o período chuvoso do ano dois foi aquele com maior densidade de aves.

Figura 653: Densidade de aves (aves/km<sup>2</sup>) por estação do ano no período entre outubro de 2018 e fevereiro de 2021, amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce. Não houve amostragem no período seco do ano dois.



A densidade de aves (aves/km<sup>2</sup>) por transecção, considerando os três períodos, variou, com densidade maior de aves em TFOZ e TN4 (Figura 654). A densidade de aves em TFOZ variou acima da média entre os anos, sendo maior no Ano 1, enquanto os valores se mantiveram constantes em TN4, com densidade maior de aves no Ano 3.

Figura 654: Densidade de aves (aves/km<sup>2</sup>) por transecção no período entre outubro de 2018 e fevereiro de 2021 amostrados no mar adjacente à Foz do Rio Doce.



Durante o Ano 1, o índice de diversidade de Shannon variou de 1,02 a 2,50 entre as transecções, com a maior diversidade registrada nas transecções TS1 e TS2 durante a estação seca, enquanto a menor foi registrada na transecção TN1 no período chuvoso (Tabela 108). No Ano 2, a diversidade foi menor, variando entre 0,92 a 1,79, com maior diversidade na transecção TN3 e menor na TS1. No Ano 3, os

valores do índice de diversidade de Shannon variaram entre 0,19 e 1,84, com maior diversidade em TN2 no período seco e menor em TN3 durante o período chuvoso.

Tabela 108: Índice de Shannon estimado para as transecções no mar adjacente à Foz do Rio Doce, no período entre outubro de 2018 e julho de 2020.

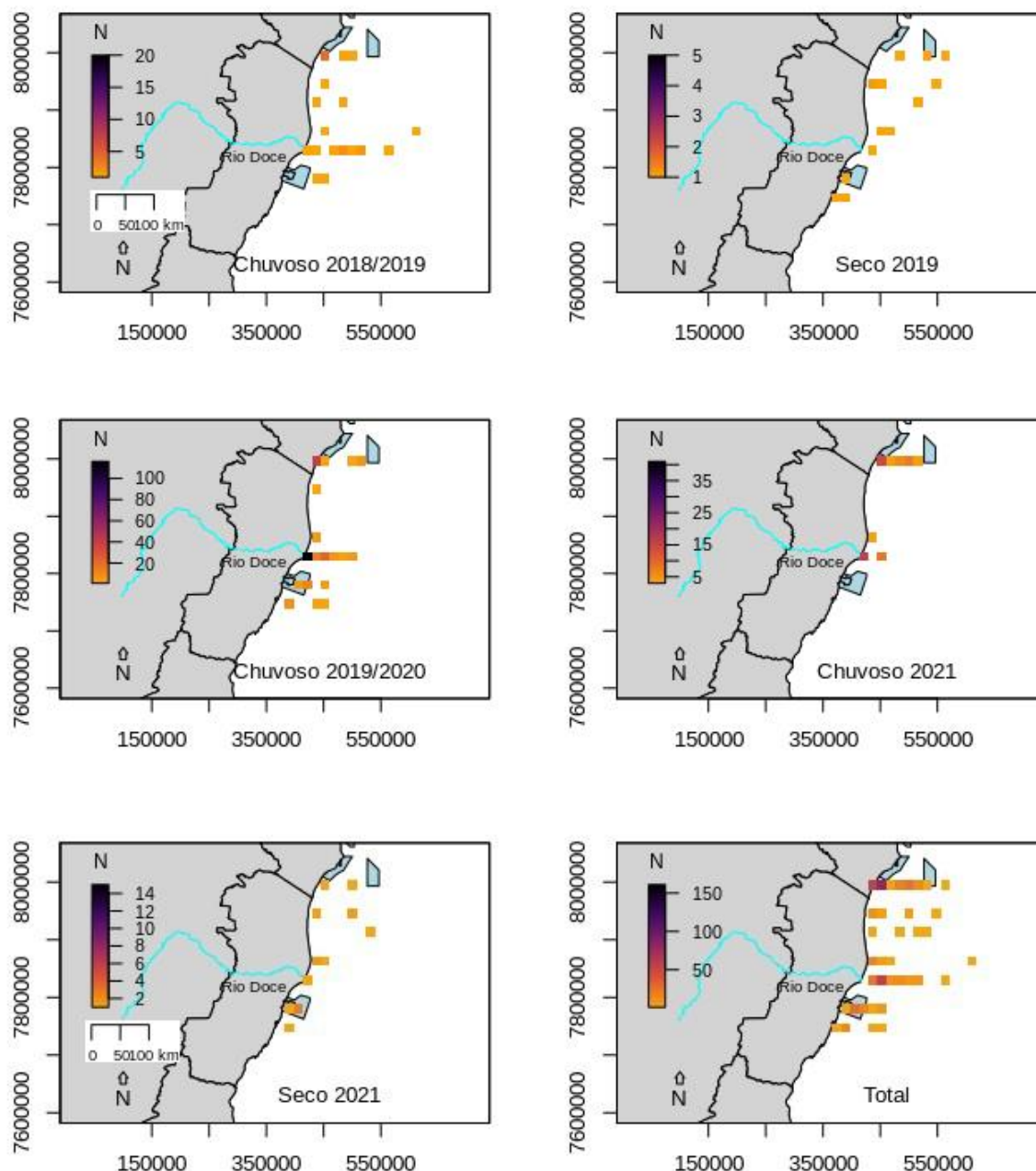
| Transecção | Chuvoso 2018/2019 | Seco 2019 | Chuvoso 2019/2020 | Chuvoso 2021 | Seco 2021 |
|------------|-------------------|-----------|-------------------|--------------|-----------|
| TS1        | 1,539             | 2,500     | 0,924             | 0,849        | 1,234     |
| TS2        | 1,020             | 2,509     | 1,652             | 0,637        | 1,414     |
| TFOZ       | 1,627             | 2,156     | 1,029             | 0,945        | 1,723     |
| TN1        | 2,150             | 1,743     | 1,773             | 0,900        | 1,672     |
| TN2        | 2,039             | 2,173     | 1,677             | 0,693        | 1,841     |
| TN3        | 1,686             | 2,270     | 1,798             | 0,191        | 1,576     |
| TN4        | 1,918             | 1,624     | 1,315             | 1,294        | 1,664     |

A distribuição espacial das aves marinhas e sua densidade por área (aves/km<sup>2</sup>) na foz do Rio Doce e águas adjacentes foi analisada separadamente para as principais famílias (Sulidae, Fregatidae, Sternidae, Procellariidae e Diomedidae). Para isso, foram elaborados mapas considerando os registros dos três períodos por temporada (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro), assim como a totalidade dos registros ao longo de todas as temporadas. Por fim, um mapa considerando a totalidade dos registros de todas as espécies foi elaborado considerando os mesmos períodos.

A família Sternidae apresentou maior densidade de aves na transecção mais próxima a Abrolhos (TN4) durante o período chuvoso de 2018/2019 e o período seco de 2019 (Figura 655). No período chuvoso do ano seguinte (2019/2020), uma maior densidade de Sternidae foi registrada próxima a foz do Rio Doce. Espécies desta família estiveram presentes nas transecções TFOZ e TN4 em todas as estações, por isso a transecção TN4 e áreas mais próximas à costa no TFOZ foram as áreas de maior densidade quando considerados os registros da família em todos os anos e períodos.

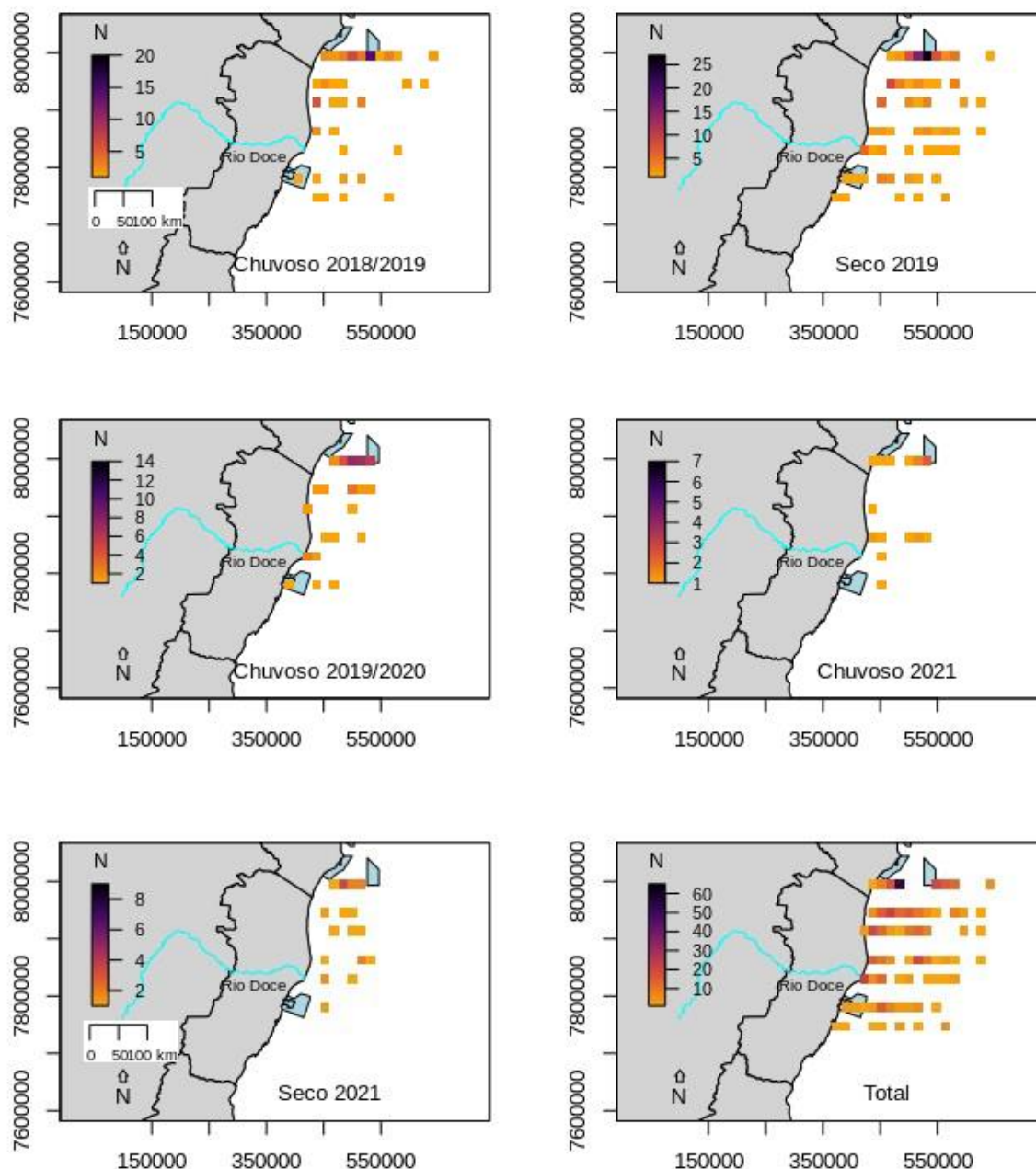


Figura 655: Representação da densidade de aves (N° de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Sternidae em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvoso de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.



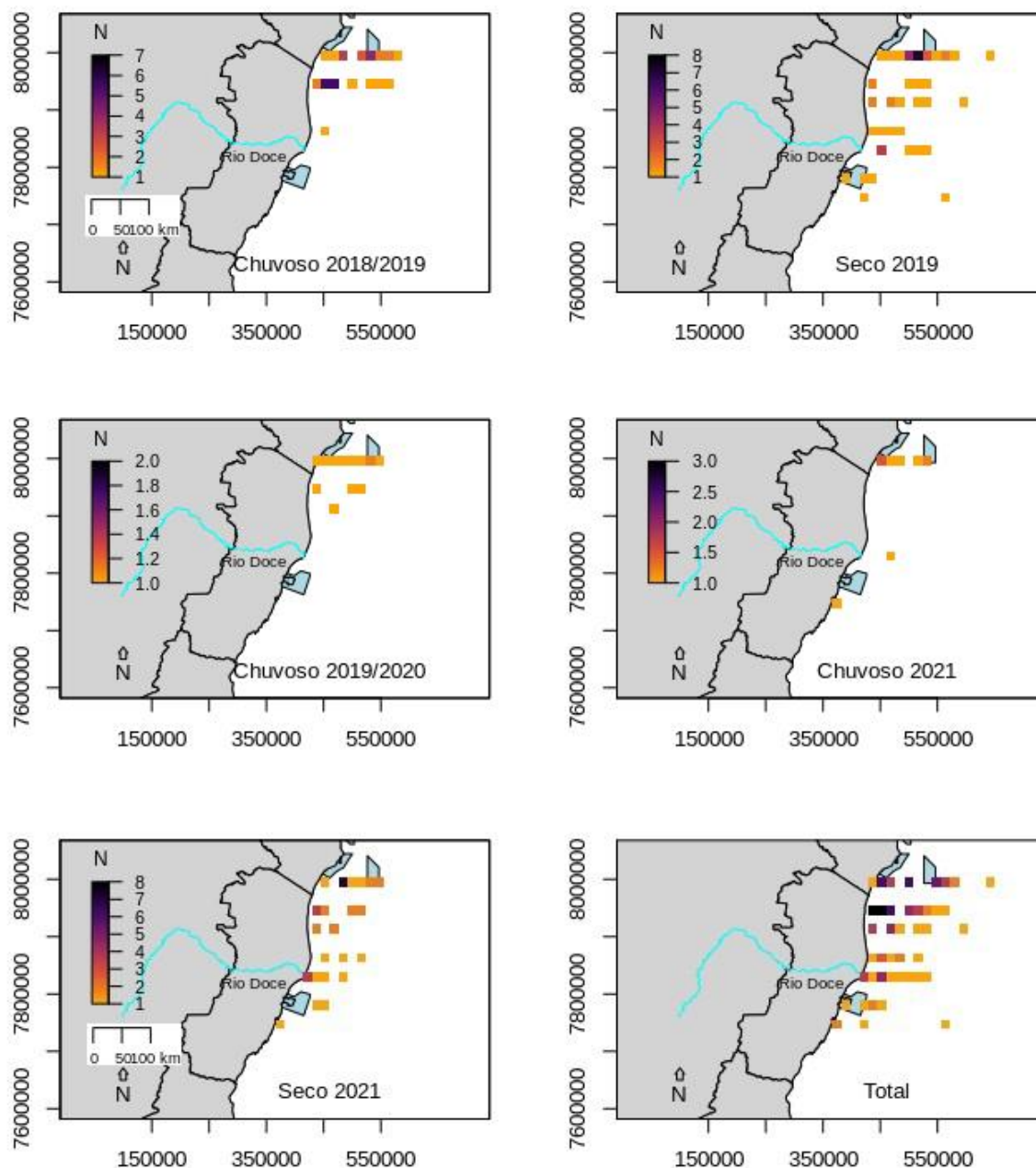
Em relação às aves da família Sulidae, destacam-se os altos índices de densidade observados na transecção mais próxima ao Arquipélago de Abrolhos (TN4) em todos os anos e as estações amostradas (Figura 656), com exceção do período seco de 2019 quando a densidade foi similar a outras transecções em destaque. Embora o grupo tenha apresentado ampla distribuição ao longo das transecções, sua distribuição parece mais costeira durante o período chuvoso de 2019 quando comparado aos outros períodos, principalmente nas transecções mais ao sul.

Figura 656: Representação da densidade de aves (N° de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Sulidae em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.



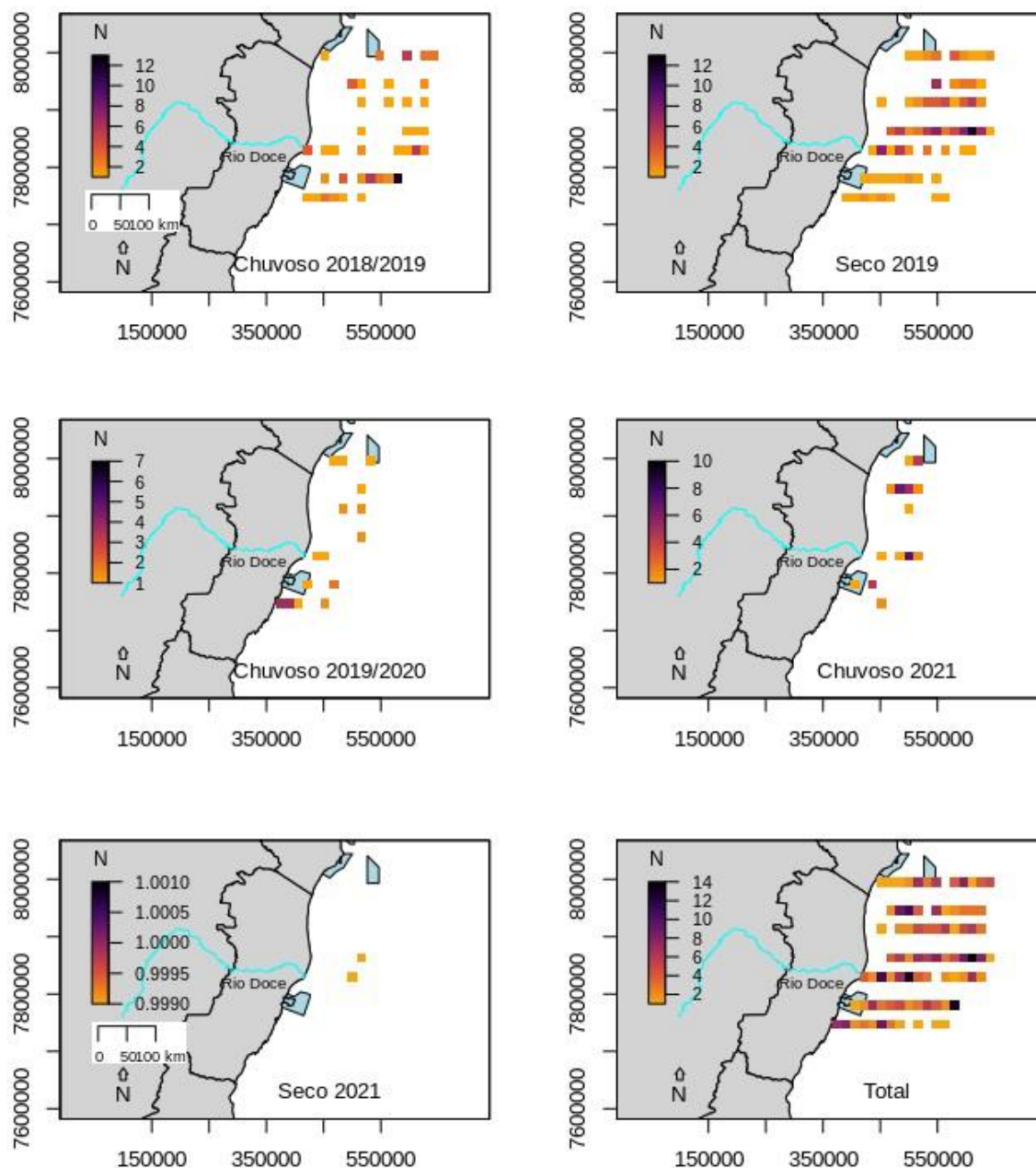
A família Fregatidae ocorreu em todas as transecções, porém teve maior densidade na transecção mais ao norte (TN4) e em áreas adjacentes a foz do Rio Doce (Figura 657). Neste sentido, algumas contagens mais costeiras nas três transecções adjacentes ao sul (TN2, TN1, TFOZ) também apresentaram alta densidade. Quanto à variação na distribuição do grupo associado às diferentes estações, pode se observar uma distribuição mais ampla do grupo nas duas estações de 2019 quando comparado aos outros períodos amostrados.

Figura 657: Representação da densidade de aves (N° de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Fregatidae em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.



A família Procellariidae apresentou altos índices de densidade em todas as transecções (Figura 658), e de forma geral as áreas mais utilizadas são as mais profundas e distantes da costa. De toda forma, sua densidade variou ao longo das estações, com menores índices no período seco (e.g. verão) de 2021.

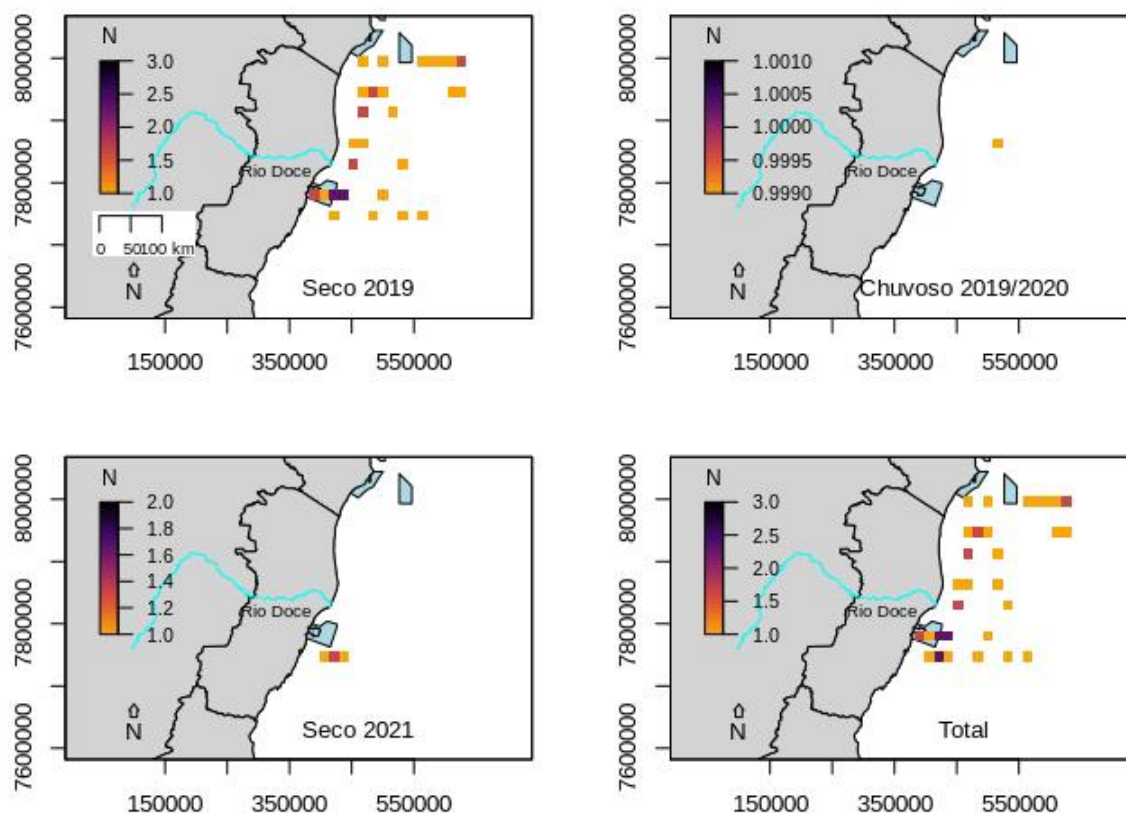
Figura 658: Representação da densidade de aves (N° de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Procellariidae em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvoso de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.



A família Diomedidae (albatrozes) foi registrada em três temporadas (Figura 659), embora em baixas densidades no período chuvoso de 2019/2020 e no período seco de 2021. No período seco de 2019, foram registradas maiores densidades em áreas próximas ao Arquipélago de Abrolhos (e.g. TN4), enquanto no período chuvoso de 2019/2020 as maiores densidades foram registradas em locais mais próximos à APA Costa das Algas (TS1) e foz do Rio Doce (TFoz). Por isso, quando a densidade dos períodos foi analisada em conjunto essas foram as duas áreas de maior densidade.

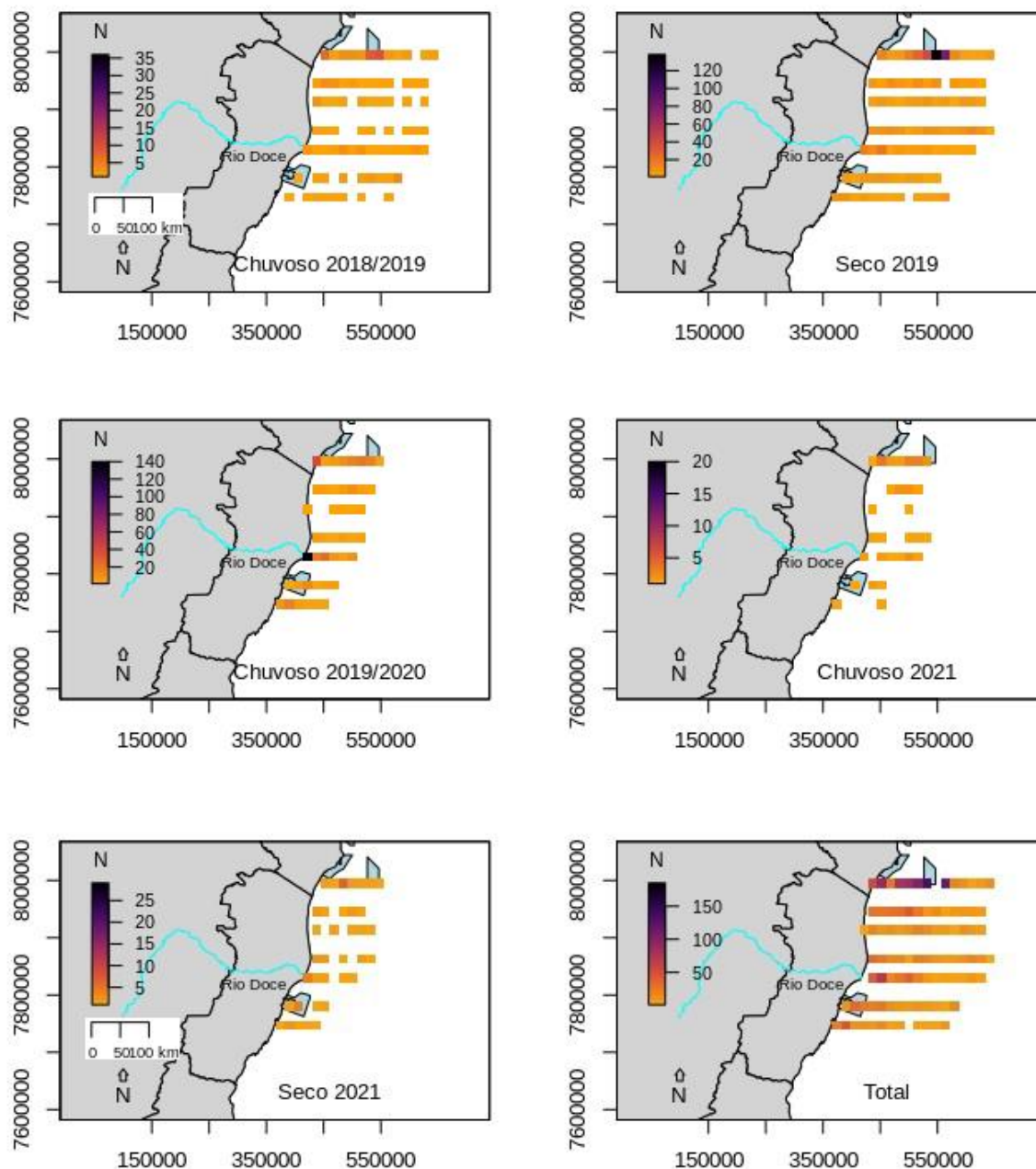


Figura 659: Representação da densidade de aves (N° de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para família Diomedidae em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021. Em alguns períodos a família não foi registrada.



Considerando a densidade para todas as espécies em conjunto, mais indivíduos foram encontrados próximo a Abrolhos no período chuvoso de 2018/2019 e no período seco de 2019, enquanto no período chuvoso de 2019/2020 uma maior densidade de aves foi observada próxima à foz do Rio Doce (Figura 660). Quando considerada a densidade a partir de todos os registros de aves marinhas durante os embarques no Espírito Santo para todos os períodos, entre 2018 e 2021, podemos observar índices mais elevados próximos ao Parque Nacional Marinho de Abrolhos e à foz do Rio Doce.

Figura 660: Representação da densidade de aves marinhas (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos e instantâneo por km<sup>2</sup> em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes para todos os indivíduos amostrados em uma malha com 4 x 4 km de resolução para cada estação (e.g. chuvosa de outubro a março e seco de abril a setembro) para os três diferentes períodos (e.g. 2018/2019, 2019/2020, 2021), e considerando todos os períodos e estações entre outubro de 2019 e julho de 2021.





### 5.2.9 Encalhes de aves nas praias

Os dados de encalhe foram extraídos da plataforma SIMBA para os períodos entre outubro de 2017 e julho de 2021, e foram encontradas 45 espécies de aves pertencentes a 18 famílias e 8 ordens encalhadas ao longo do litoral do estado do Espírito Santo. As espécies presentes nos registros de 2021, que não foram registradas anteriormente foram *Charadrius semipalmatus* e *Himantopus melanurus*, encalhados ainda vivos. Dentre as espécies registradas, duas estão avaliadas como ameaçadas de extinção em nível global e nacional (*Thalassarche chlororhynchos* e *Procellaria aequinoctialis*), e duas espécies ameaçadas em nível nacional (*Phaethon aethereus* e *Thalasseus maximus*) (Material Suplementar A6MAS2, Tabela 16). Foram registrados 580 indivíduos encalhados na costa do estado do Espírito Santo entre setembro de 2017 e julho de 2021, dos quais 567 foram identificados em nível taxonômico de gênero e espécie (Tabela 109). Deste total, 234 foram encontrados mortos e 333 vivos. As espécies mais abundantes foram *Sula leucogaster* (n = 86), *Puffinus puffinus* (n = 77), *Thalasseus acutiflavus* (n = 69), *Sterna hirundo* (n = 51), *Procellaria aequinoctialis* (n = 34), *Anous stolidus* (n = 27) e *Fregata magnificens* (n = 19), as quais corresponderam a 64% do total de registros.

Tabela 109: Número de aves registradas encalhadas, mortas e vivas, ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo pelo PMP-BS no ano de 2017 (setembro a dezembro), 2018 (janeiro a dezembro), 2019 (janeiro a dezembro), 2020 (janeiro a dezembro) e 2021 (janeiro a julho).

| Espécie                              | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | Total | Morto | Vivo |
|--------------------------------------|------|------|------|------|------|-------|-------|------|
| <i>Anous stolidus</i>                | 2    | 6    | 4    | 9    | 6    | 27    | 4     | 23   |
| <i>Ardea alba</i>                    | 0    | 1    | 6    | 1    | 0    | 8     | 2     | 6    |
| <i>Arenaria interpres</i>            | 0    | 3    | 2    | 0    | 0    | 5     | 2     | 3    |
| <i>Bubulcus ibis</i>                 | 0    | 1    | 1    | 1    | 1    | 4     | 1     | 3    |
| <i>Butorides striata</i>             | 0    | 1    | 2    | 1    | 0    | 4     | 1     | 3    |
| <i>Calidris alba</i>                 | 0    | 0    | 1    | 0    | 0    | 1     | 1     | 0    |
| <i>Calonectris diomedea/borealis</i> | 0    | 7    | 5    | 7    | 14   | 33    | 28    | 5    |
| <i>Charadrius collaris</i>           | 0    | 1    | 0    | 1    | 0    | 2     | 0     | 2    |
| <i>Charadrius semipalmatus</i>       | 0    | 0    | 0    | 0    | 1    | 1     | 0     | 1    |
| <i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> | 0    | 0    | 0    | 1    | 0    | 1     | 0     | 1    |
| <i>Cochlearius cochlearius</i>       | 0    | 0    | 1    | 0    | 0    | 1     | 1     | 0    |
| <i>Egretta thula</i>                 | 0    | 1    | 0    | 2    | 0    | 3     | 2     | 1    |
| <i>Fregata magnificens</i>           | 0    | 4    | 7    | 6    | 2    | 19    | 5     | 14   |
| <i>Gallinula chloropus</i>           | 0    | 0    | 0    | 2    | 0    | 2     | 0     | 2    |
| <i>Haematopus palliatus</i>          | 0    | 2    | 3    | 2    | 0    | 7     | 2     | 5    |
| <i>Himantopus melanurus</i>          | 0    | 0    | 0    | 0    | 1    | 1     | 0     | 1    |
| <i>Larus dominicanus</i>             | 0    | 4    | 7    | 1    | 1    | 13    | 4     | 9    |
| <i>Nycticorax nycticorax</i>         | 0    | 2    | 0    | 1    | 0    | 3     | 1     | 2    |
| <i>Oceanites oceanicus</i>           | 0    | 1    | 1    | 0    | 0    | 2     | 0     | 2    |
| <i>Onychoprion fuscatus</i>          | 0    | 0    | 1    | 0    | 0    | 1     | 1     | 0    |
| <i>Pachyptila belcheri</i>           | 0    | 1    | 0    | 0    | 0    | 1     | 0     | 1    |

| Espécie                            | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | Total | Morto | Vivo |
|------------------------------------|------|------|------|------|------|-------|-------|------|
| <i>Phaethon aethereus</i>          | 0    | 1    | 2    | 0    | 2    | 5     | 2     | 3    |
| <i>Phalacrocorax brasilianus</i>   | 0    | 3    | 1    | 3    | 0    | 7     | 2     | 5    |
| <i>Pluvialis squatarola</i>        | 0    | 0    | 0    | 1    | 0    | 1     | 0     | 1    |
| <i>Podilymbus podiceps</i>         | 0    | 0    | 0    | 1    | 0    | 1     | 0     | 1    |
| <i>Porphyrio martinica</i>         | 0    | 0    | 1    | 0    | 0    | 1     | 0     | 1    |
| <i>Procellaria aequinoctialis</i>  | 0    | 10   | 16   | 5    | 3    | 34    | 17    | 17   |
| <i>Pterodroma mollis</i>           | 0    | 1    | 1    | 1    | 0    | 3     | 1     | 2    |
| <i>Puffinus gravis</i>             | 0    | 3    | 0    | 0    | 3    | 6     | 4     | 2    |
| <i>Puffinus griseus</i>            | 0    | 1    | 0    | 0    | 0    | 1     | 1     | 0    |
| <i>Puffinus puffinus</i>           | 3    | 16   | 35   | 23   | 0    | 77    | 51    | 26   |
| <i>Rynchops niger</i>              | 1    | 0    | 0    | 0    | 0    | 1     | 0     | 1    |
| <i>Spheniscus magellanicus</i>     | 0    | 4    | 1    | 31   | 0    | 36    | 24    | 12   |
| <i>Stercorarius longicaudus</i>    | 0    | 0    | 0    | 1    | 0    | 1     | 1     | 0    |
| <i>Stercorarius maccormicki</i>    | 0    | 1    | 0    | 0    | 0    | 1     | 0     | 1    |
| <i>Stercorarius parasiticus</i>    | 0    | 1    | 2    | 0    | 0    | 3     | 1     | 2    |
| <i>Sterna hirundinacea</i>         | 0    | 1    | 0    | 5    | 0    | 6     | 0     | 6    |
| <i>Sterna hirundo</i>              | 2    | 13   | 17   | 14   | 5    | 51    | 9     | 42   |
| <i>Sula dactylatra</i>             | 0    | 1    | 1    | 3    | 0    | 5     | 1     | 4    |
| <i>Sula leucogaster</i>            | 2    | 21   | 28   | 24   | 11   | 86    | 30    | 56   |
| <i>Thalassarche chlororhynchos</i> | 0    | 5    | 6    | 2    | 3    | 16    | 7     | 9    |
| <i>Thalassarche melanophris</i>    | 0    | 3    | 7    | 0    | 0    | 10    | 6     | 4    |
| <i>Thalasseus acutiflavus</i>      | 0    | 12   | 22   | 25   | 10   | 69    | 22    | 47   |
| <i>Thalasseus maximus</i>          | 0    | 4    | 0    | 0    | 1    | 5     | 0     | 5    |
| <i>Vanellus chilensis</i>          | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    | 2     | 0     | 2    |
| Total                              | 10   | 138  | 181  | 174  | 64   | 567   | 234   | 333  |

Das espécies com maior número de registros *S. hirundo* e *S. leucogaster* demonstraram maior homogeneidade no número de enalhes ao longo dos anos (Figura 661). Há algum grau de heterogeneidade no número de registros ao longo dos anos, com picos para *P. puffinus* e *P. aequinoctialis* em 2019. Outra espécie que apresentou pico considerável de enalhes em um ano, embora sem tantos registros totais, foi o pinguim-de-Magalhães, *Spheniscus magellanicus*, com 31 dos 36 enalhes em 2020.

**Número de aves encalhadas**

Legend: 2017 (blue), 2018 (orange), 2019 (grey), 2020 (yellow), 2021 (light blue)

| Species                       | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|
| Anous stolidus                | 2    | 6    | 4    | 9    | 6    |
| Ardea alba                    | 0    | 1    | 6    | 0    | 0    |
| Arenaria interpres            | 0    | 3    | 1    | 0    | 0    |
| Bubulcus ibis                 | 1    | 1    | 1    | 0    | 0    |
| Butorides striata             | 0    | 0    | 2    | 0    | 0    |
| Celidris alba                 | 0    | 0    | 1    | 0    | 0    |
| Calonectris diomedea/borealis | 0    | 7    | 5    | 7    | 14   |
| Charadrius collaris           | 0    | 1    | 0    | 0    | 0    |
| Charadrius semipalmatus       | 1    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| Charadrius cirrocephalus      | 0    | 1    | 0    | 0    | 0    |
| Cochlearius cochlearius       | 0    | 0    | 1    | 0    | 0    |
| Egretta thula                 | 0    | 0    | 0    | 2    | 0    |
| Fregata magnificens           | 0    | 4    | 7    | 6    | 0    |
| Gallinula chloropus           | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    |
| Haematopus palliatus          | 0    | 2    | 3    | 0    | 0    |
| Himantopus melanurus          | 1    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| Larus dominicanus             | 0    | 4    | 7    | 0    | 0    |
| Nycticorax nycticorax         | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    |
| Oceanites oceanicus           | 0    | 1    | 1    | 0    | 0    |
| Onychoprion fuscatus          | 0    | 0    | 1    | 0    | 0    |
| Pachyptila belcheri           | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| Phaethon aethereus            | 0    | 1    | 2    | 0    | 0    |
| Phalacrocorax brasilianus     | 0    | 0    | 3    | 3    | 0    |
| Pluvialis squatarola          | 0    | 0    | 0    | 1    | 0    |
| Podilymbus podiceps           | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| Porphyrho martinica           | 0    | 0    | 1    | 0    | 0    |
| Procellaria aequinoctialis    | 0    | 10   | 3    | 5    | 0    |
| Pterodroma mollis             | 0    | 1    | 0    | 0    | 0    |
| Puffinus gravis               | 0    | 3    | 0    | 0    | 0    |
| Puffinus griseus              | 0    | 0    | 3    | 0    | 0    |
| Puffinus puffinus             | 0    | 16   | 16   | 23   | 35   |
| Rynchops niger                | 1    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| Spheniscus magellanicus       | 0    | 4    | 1    | 0    | 0    |
| Stercorarius longicaudus      | 0    | 0    | 0    | 1    | 0    |
| Stercorarius macormicki       | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| Stercorarius parasiticus      | 0    | 1    | 2    | 0    | 0    |
| Sterna hirundinacea           | 0    | 0    | 0    | 5    | 0    |
| Sterna hirundo                | 2    | 13   | 17   | 14   | 5    |
| Sula dactylatra               | 0    | 0    | 0    | 3    | 0    |
| Sula leucogaster              | 2    | 21   | 28   | 24   | 11   |
| Thalassarche chlororhynchus   | 0    | 5    | 6    | 2    | 0    |
| Thalassarche melanophris      | 0    | 3    | 7    | 0    | 0    |
| Thalasseus aculeatus          | 0    | 12   | 22   | 25   | 10   |
| Thalasseus maximus            | 0    | 4    | 0    | 0    | 0    |
| Vanellus chilensis            | 1    | 1    | 0    | 0    | 0    |

Relatório Anual 2021 – PMBA/Fest-RRDM

Figura 662: Distribuição dos encalhes de espécies de aves ao longo das praias do estado do Espírito Santo entre setembro de 2017 e julho de 2021, considerando as duas estações, seca: 01 de abril a 30 de setembro; e chuvosa: 01 de outubro a 31 de março.

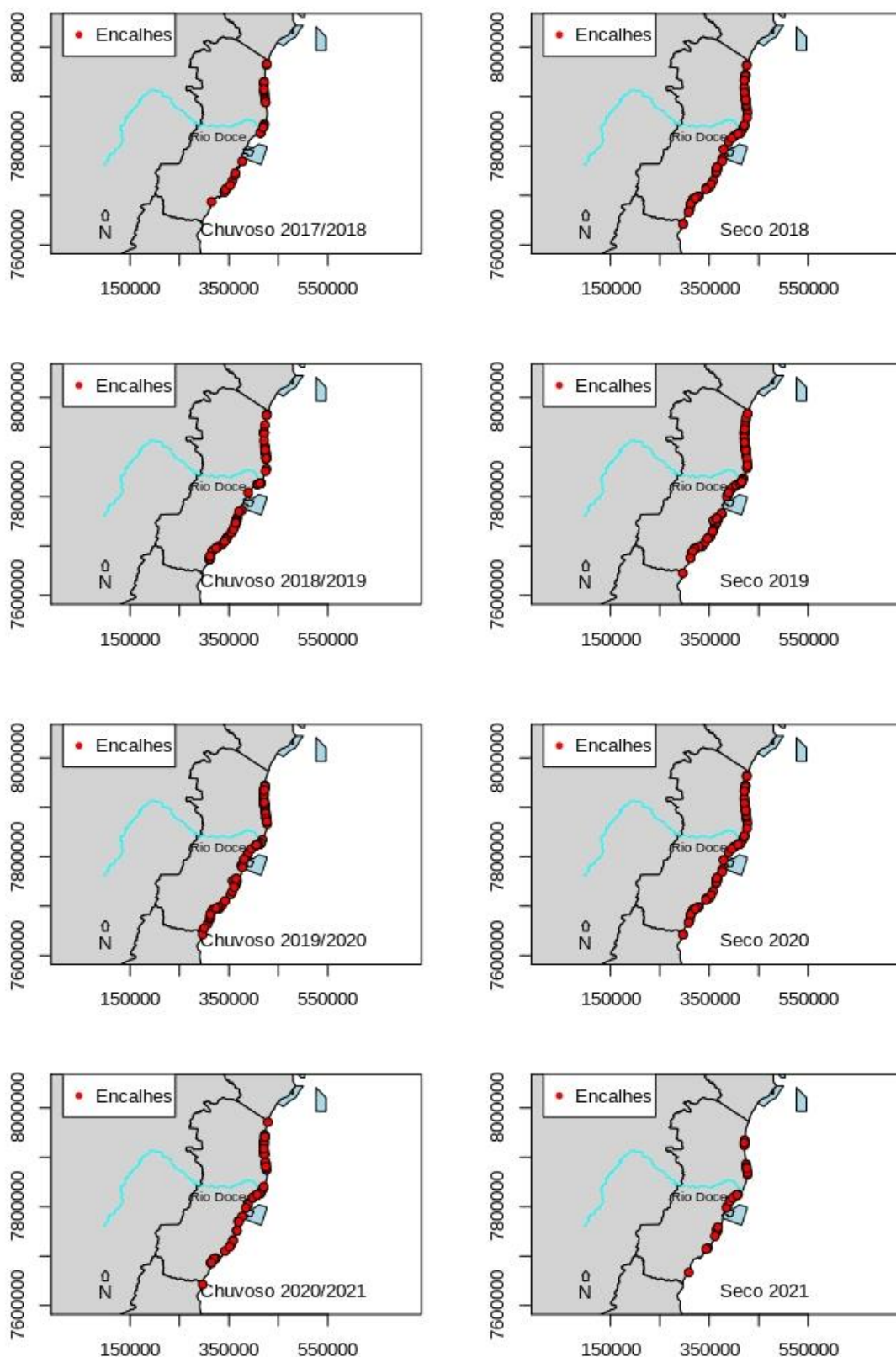


Tabela 110: Número de aves registradas encalhadas, mortas ou vivas, ao longo do litoral do estado do Espírito Santo pelo PMP-BC/ES entre setembro de 2017 e julho de 2021 considerando as estações, seca: de 1 de abril a 30 de setembro; e chuvosa: de 1 de outubro a 31 de março.

| Estação | Período   | Número de encalhes |
|---------|-----------|--------------------|
| Chuvoso | 2017-2018 | 29                 |
| Chuvoso | 2018-2019 | 74                 |
| Chuvoso | 2019-2020 | 96                 |
| Chuvoso | 2020-2021 | 67                 |
| Seco    | 2018      | 76                 |
| Seco    | 2019      | 89                 |
| Seco    | 2020      | 104                |
| Seco    | 2021      | 32                 |
| Total   | -         | 567                |

## 5.2.10 Discussão

O presente relatório, o qual contempla substancial e abrangente volume de dados coletados antes do rompimento da barragem, indica que as aves marinhas e costeiras permanecem utilizando o espaço e os recursos alimentares na foz do Rio Doce e adjacências, sem alterações substanciais nas áreas de alimentação e no nicho trófico entre os períodos pré e pós-rompimento da barragem de Fundão, e também entre os anos amostrados no período pós-rompimento. No entanto, o relatório revela um aumento significativo na concentração de elementos não essenciais (e.g. Cd e As), diminuição na concentração de elementos essenciais (e.g. Cu e Zn), quadros de desidratação, baixo sucesso reprodutivo e falhas reprodutivas de espécies ameaçadas (e.g. *Phaethon aethereus* e *Sterna hirundinacea*, respectivamente). De modo geral, o cenário observado, após três anos de monitoramento, sugere que os rejeitos não inviabilizaram, por completo, a alimentação nas adjacências da foz do Rio Doce, o que pode ter um efeito ainda mais grave sobre as espécies de aves marinhas e costeiras que utilizam a região, pois o uso continuado de uma área contaminada pode causar efeitos deletérios em médio prazo, especialmente em espécies K-estrategistas e ameaçadas de extinção. O cenário observado é ilustrativo de uma armadilha ecológica, pois as aves permanecem utilizando as mesmas áreas e os mesmos recursos alimentares, os quais estão agora contaminados.

A ocorrência de dezenas de espécies de aves que utilizam a foz do Rio Doce e adjacências, tanto no mar como na praia, não apenas está dentro do esperado, como demonstra a importância da região como área de alimentação e descanso para o grupo. A composição de espécies de aves marinhas ao longo da área amostrada por contagens no mar é semelhante àquela já descrita na área ou em áreas próximas (COELHO et al., 1990; PACHECO; BAUER, 2001; EFE, 2004; RAMÍREZ et al., 2013). Nas praias, a família Sternidae correspondeu ao maior percentual de todos os registros, destacando as elevadas abundâncias de *S. hirundo*, espécie migratória oriunda do hemisfério norte, além de *T. acuflavidus*, *T. maximus* e *S. hirundinacea*, as quais se reproduzem na costa do Espírito Santo, estando as duas últimas ameaçadas de extinção nacionalmente (Portaria MMA 444/2014).

Popularmente conhecidas por trinta-réis, essas aves predam pequenos peixes na superfície do mar e descansam em bancos de areia adjacentes (DEL HOYO et al., 1996; BUGONI et al., 2005), o que sugere que estão se alimentando na área contaminada. É importante ressaltar que 74% das espécies registradas na foz do Rio Doce, em áreas costeiras e oceânicas adjacentes, possuem algum grau de ameaça e/ou suas populações estão em declínio globalmente, segundo a lista da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN, 2020). Considerando a avaliação das espécies registradas até o momento, em nível nacional, 37% constam em alguma categoria de ameaça (Portaria MMA 444/2014). Desse modo, os resultados do presente monitoramento reforçam a importância da região para a conservação de aves marinhas e costeiras, sejam migratórias ou residentes com reprodução no entorno da foz do Rio Doce.

De forma similar, o rastreamento remoto das aves marinhas que utilizam a foz do Rio Doce e adjacências indica uma continuidade no uso da região, dependendo da escala espacial que o fenômeno é observado. A distribuição de presas de aves marinhas (e.g. peixes e lulas), no espaço e no tempo, pode ser altamente variável no ambiente tropical, levando a uma consequente variação nas áreas utilizadas para alimentação (CASTILLO-GUERRERO; GUEVARA-MEDINA; MELLINK, 2011). Assim, as comparações de dados atuais com dados pretéritos devem ser cautelosas, pois uma sobreposição exata nas áreas de alimentação entre os dois períodos poderia não ocorrer, ainda que não houvesse qualquer degradação antrópica da área de alimentação. Outro fator que se soma à necessidade de cautela na interpretação dos movimentos das aves é a mobilidade de suas presas. Estudos de dieta de *P. aethereus* e *S. leucogaster* indicam maior importância das famílias Clupeidae e Exocoetidae, as quais possuem alta mobilidade horizontal e vertical na coluna d'água (CORK, 2000; RUTHERFORD; BIRD, 2004; ALVES et al., 2004). Nesse contexto, a contaminação das aves que se reproduzem em Abrolhos não dependeria, exclusivamente, do seu movimento em direção à foz, mas também do movimento das presas em direção ao arquipélago. Os dados do Anexo 3 (Marinho – Ictioplâncton) do presente PMBA demonstram uma alta atividade de desova de peixes entre Abrolhos e a foz do Rio Doce, inclusive das famílias predadas pelas aves marinhas, indicando um desenvolvimento ontogenético em águas contaminadas. O referido anexo apresenta evidências de que os peixes seguem utilizando a região para atividades reprodutivas, ao mesmo tempo em que demonstra o impacto dos rejeitos sobre as larvas, ao documentar diversos espécimes com malformações ou lesões no trato digestório. O alerta vale também para as desovas realizadas em Abrolhos, visto que o monitoramento realizado pelo Anexo 8 (Sedimentação em Abrolhos) demonstrou a presença dos rejeitos da barragem no entorno do arquipélago. Nesse contexto, os resultados do monitoramento sugerem que a disponibilidade de alimento para as aves na região foi mantida, ao menos parcialmente, o que explicaria a continuada utilização da região para alimentação com ligeiras alterações no nicho isotópico entre os períodos pré e pós-rompimento. No entanto, esses dados apontam para um maior impacto em médio e longo prazo, pois as malformações em larvas de peixes podem comprometer os estoques, e a continuada exposição aos contaminantes pode comprometer as populações de aves marinhas.

Um conjunto adicional de evidências de que as aves seguem utilizando o espaço e os recursos alimentares na área contaminada vêm das análises de contaminantes inorgânicos nos tecidos das



espécies analisadas. Ao comparar as concentrações dos elementos traço entre os períodos pré-rompimento da barragem de Fundão e o Ano 1, observa-se uma diminuição geral nos valores dos elementos essenciais e um aumento dos não essenciais nas quatro espécies alvo. As aves mais impactadas são as que nidificam no arquipélago dos Abrolhos, *S. leucogaster* e *P. aethereus*, com destaque para a diminuição de até 96 vezes para Cu, Cr e Zn na corrente sistêmica e nas penas de *S. leucogaster*. As baixas concentrações de Cu e Zn na corrente sistêmica causam desregulação homeostática, anemia e diminuição da imunidade (CORK, 2000; RUTHERFORD; BIRD, 2004), enquanto a diminuição nos níveis de Cr pode levar à perda de massa corporal e diminuição nas concentrações de insulina no sangue, além da diminuição da qualidade de ovos produzidos durante o período reprodutivo (ŞAHİN et al., 2001). Assim como o Cr, o Mn, que apresentou uma redução nas concentrações, também está associado à atividade reprodutiva, além de desempenhar papel enzimático e na produção óssea (COTZIAS, 1958). O único elemento que apresentou aumento nas concentrações sistêmicas, mesmo não significativo, foi o Fe. Mesmo sendo um elemento essencial para a manutenção das atividades metabólicas, como a respiração e o transporte dos nutrientes, o aumento nas concentrações de Fe no organismo é potencialmente tóxico, podendo levar à hematossiderose e à hemocromatose, prejudicando também o funcionamento do fígado e rins (BULTE et al., 1997). No Ano 3, foi observado um aumento geral nas concentrações de elementos essenciais no sangue e nas penas das espécies estudadas, sugerindo uma tendência de reação dos organismos, embora o efeito da contaminação crônica do ambiente possa alterar o cenário em uma nova onda de contaminação do sistema.

Já os elementos não essenciais tiveram, de forma geral, um aumento nas concentrações sistêmicas e uma diminuição nas concentrações das penas entre o período pós-rompimento e o Ano 1, exceto Hg, que teve uma diminuição geral em ambos os tecidos, e As, que teve um aumento em ambos. Nesse sentido, as aves do arquipélago dos Abrolhos foram, novamente, as mais impactadas, em especial *P. aethereus*. A espécie apresentou um aumento de aproximadamente 6 vezes em Cd na corrente sistêmica e de 5 vezes nas penas, e níveis de As, aproximadamente, 10 vezes maiores no sangue e nas penas. Isso evidencia que os animais estão absorvendo elementos não essenciais, tóxicos, e armazenando-os no organismo, ao invés de excretá-los via síntese de penas. Outra evidência de desequilíbrio é a correlação significativamente positiva. O Pb, assim como o Cd, compete por sítios de ligação com o Zn e o Ca, tendendo a acumular-se nos ossos, fígado e rins (BAIRD; CANN, 2011; SPIRO; STIGLIANI, 2008). Portanto, a diminuição observada dos níveis de Zn nos organismos é mais uma evidência que os elementos não essenciais podem estar competindo pelos sítios de ligação, acumulando-se, portanto, nos organismos, prejudicando as funções metabólicas das aves. No Ano 3, foi observado um padrão marcado de diminuição nos valores sistêmicos dos elementos não essenciais, exceto para As, que apresentou aumento nas concentrações no sangue de *S. leucogaster* e *P. aethereus*. O aumento nas concentrações de As no sangue das aves no Ano 3 pode ser um indicativo da contaminação crônica dos ambientes utilizados para alimentação pelas aves, como consequência dos sucessivos eventos de recontaminação promovidos pela entrada, no mar, de novos rejeitos contaminados nos períodos chuvosos, ou ainda da ressuspensão de rejeitos depositados no fundo

marinho. Adicionalmente, foi observado um marcado aumento nas concentrações de elementos não essenciais nas penas das aves no Ano 3, indicando um processo de detoxificação de órgãos não amostrados após um evento pretérito de contaminação sistêmica.

O padrão de variação do DNA nuclear, para marcadores SSR, documentado aqui para *S. leucogaster* é consistente com os padrões de variação relatados na literatura para a mesma espécie (MORRIS-POCOCK et al., 2011). Valores descritivos da diversidade genética (média de alelos, riqueza alélica e diversidade gênica) encontrados para indivíduos de *S. leucogaster* amostrados após o rompimento, mostram-se mais altos em relação aos amostrados antes do rompimento, indicando que há um aporte de novos alelos chegando em Abrolhos. Entretanto, esses novos alelos aparecem em homozigose na população e valores de  $H_O$ ,  $H_E$  e  $F_{IS}$  mostram que há um déficit de indivíduos heterozigotos para alguns loci analisados, desviando do EHW, o que pode ser causado por endogamia. Este mesmo padrão é encontrado quando os dados são analisados por ano de amostragem, revelando que os indivíduos amostrados no Ano 3 apresentam uma maior variabilidade de alelos em comparação aos anos anteriores, mas com um déficit significativo de heterozigotos neste ano. Adicionalmente, por ser uma espécie que apresenta filopatria natal e é monogâmica, é inesperado encontrar uma composição alélica tão distinta de alelos daqueles amostrados antes do rompimento da barragem. Portanto, a nova composição alélica, bem como maiores valores de riqueza alélica e diversidade gênica encontrados podem ser explicados por uma colonização de novos casais oriundos de outras ilhas para o arquipélago de Abrolhos. A redução populacional da espécie em Abrolhos relatado na seção correspondente deste relatório, pode facilitar a chegada de migrantes, com a redução da competição local.

Por sua vez, *P. aethereus* teve uma sutil perda de alelos na comparação entre os conjuntos de dados pré e pós-rompimento, porém, a diversidade gênica se manteve estável e, quando analisados por ano de amostragem, valores de riqueza alélica e diversidade gênica não oscilaram. Essa discrepância de valores observada entre dados pré e pós-rompimento deve-se ao conjunto de dados do Ano 3, que apresentou quase o dobro do número de alelos (comparado aos Anos 1 e 2), mas presentes, em sua maioria, em homozigose nos indivíduos. O padrão de variação para marcadores SSR encontrados em todos os conjuntos de dados é, em geral, compatível com os relatados para a espécie na literatura (NUNES et al., 2017; CASTILLO-GUERRERO et al., 2020). Devemos considerar que devido à natureza dos marcadores analisados, com altas taxas de mutação e, por vezes, com um nível alto de homoplasias, as medidas de heterozigosidade em relação a outras regiões do genoma podem ser superestimadas. Valores significativos do coeficiente de endogamia tanto para os dados pré quanto pós-rompimento demonstram que esta espécie já apresenta deficiência no número de heterozigotos observados por um longo tempo.

Aves marinhas são organismos K-estrategistas, visto que possuem relativamente elevada expectativa de vida (65+ anos), atingem a maturidade sexual tardiamente (entre 2 e 10 anos de idade), reproduzem-se anualmente, com ocorrência de ano sabático em algumas espécies, apresentam baixa fecundidade (1 a 3 ovos) e extenso período de cuidado parental (50 a 350 dias) (SCHREIBER; BURGER, 2002). Essas estratégias de vida, associadas a diversas ameaças à conservação, como

contaminação marinha, captura incidental em pescarias, e predação de ninhos por espécies exóticas, colocam o grupo como o mais ameaçado entre toda a Classe Aves (DIAS et al., 2019), pois os atributos de vida lentos representam, em última instância, baixa resiliência frente a eventos de declínio populacional. Neste monitoramento, além de uma ampla amostragem espacial para compreender quais espécies utilizam a área contaminada, algumas espécies foram escolhidas para um maior detalhamento quanto ao uso do espaço e dos recursos alimentares na área atingida pelos rejeitos, bem como para avaliar potenciais impactos causados pelos contaminantes. Entre elas estão duas espécies ameaçadas de extinção em nível nacional (*P. aethereus* e *P. arminjoniana*), sendo que a segunda ainda está 'Vulnerável' na lista vermelha da IUCN. A população de *P. aethereus* que se reproduz em Abrolhos, a maior do Brasil, apresenta baixo tamanho efetivo da população (NUNES et al., 2017) e baixa viabilidade populacional no cenário atual de elevada predação de ninhos por roedores exóticos (SARMENTO et al., 2014). De forma similar, *P. arminjoniana* sofre pressão de predação de ninhos na ilha da Trindade, onde está sua maior população em nível global. Portanto, o prejuízo das funções metabólicas, causado pela contaminação oriunda dos rejeitos da barragem, quando somado às demais ameaças à conservação, pode causar extinção em níveis de população, subespécie, e até mesmo espécie.

No processo diário de tomada de decisões para buscar o alimento, os animais utilizam indicadores ambientais para identificar a distribuição de presas de alto valor de *fitness*. Processos de rápida mudança ambiental causados por humanos (*human-induced rapid environmental change* – HIREC) podem influenciar diretamente os indicadores utilizados por animais para encontrar alimento, representando um gatilho para a busca de novas áreas ou recursos a serem explorados (SIH, 2013). No entanto, animais que historicamente exploraram uma região produtiva, como a foz do Rio Doce e suas adjacências, podem não apresentar alterações no uso do espaço e dos recursos alimentares em curto prazo após uma alteração antrópica, especialmente se a alteração não causou a total indisponibilidade de alimento. Desse modo, o esperado é que não haja uma abrupta alteração nas áreas utilizadas para alimentação, mas, em um cenário de contaminação, o valor de *fitness* das presas cai, configurando uma armadilha ecológica (SCHLAEPFER; RUNGE; SHERMAN, 2002; NUNES ET AL, *no prelo*). A ocorrência de armadilhas ecológicas é conhecida em aves marinhas, como no caso de albatrozes que são atraídos para áreas de concentração de plásticos flutuando nos oceanos pelo odor de dimetilsulfeto (SAVOCA et al., 2016). No entanto, a contaminação das áreas de alimentação, sem tornar as presas indisponíveis, pode representar uma contaminação crônica dos predadores e, portanto, um uso maladaptativo do habitat (ROBERTSON; REHAGE; SIH, 2013). Em suma, as dezenas de espécies de aves aquáticas que utilizam a foz do Rio Doce e adjacências para alimentação podem estar sujeitas a uma armadilha evolutiva, ao estarem explorando uma área de baixa qualidade com contaminantes que podem gerar inúmeras disfunções metabólicas e comprometer a persistência de suas populações em médio prazo.

Além da preocupação direta com a conservação das aves, deve-se observar uma potencial contaminação dos ambientes terrestres, especialmente das áreas reprodutivas das espécies que utilizam a foz do Rio Doce e adjacências como área de alimentação. Devido à sua alta mobilidade e dependência de terra para nidificação, as aves podem carrear nutrientes e contaminantes do ambiente

marinho para o terrestre, podendo causar um enriquecimento nutricional dos ambientes insulares terrestres (CAUT et al., 2012) e coralinos adjacentes (SAVAGE, 2019), mas também um desequilíbrio físico-químico nos sítios de reprodução (SHOJI et al., 2019). Nesse contexto, a alimentação nas áreas atingidas pelos rejeitos da barragem pode contaminar os ambientes terrestres de importantes conjuntos de ilhas e faixas costeiras, como a costa do Espírito Santo, a qual é utilizada como área de descanso de aves Sternidae entre atividades de alimentação; as ilhas costeiras do Espírito Santo, as quais abrigam a reprodução de trinta-réis; o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, o qual abriga colônias de sete espécies de aves marinhas que se alimentam no entorno do arquipélago; das ilhas Trindade e Martin Vaz, as quais abrigam a reprodução de *P. arminjoniana*; o arquipélago de Tristão da Cunha, localizada a mais de 3000 km da foz do Rio Doce, mas que é conectada à área contaminada pelas viagens realizadas por *T. chlororhynchos*; além de outros locais cujas espécies migram para a região, mas não foram utilizadas como modelos, ou espécies sentinelas, para esse monitoramento.

De modo geral, o cenário observado é preocupante em relação à conservação de aves marinhas e costeiras, mas também dos ambientes que utilizam para reprodução. As informações obtidas pelo PMBA indicam potencial para desenvolvimento de efeitos deletérios, como a redução do potencial evolutivo e desenvolvimento de disfunções metabólicas que interferem diretamente na saúde dos animais e em suas atividades reprodutivas. Tais efeitos podem levar a rápidos declínios populacionais (*i.e.*, eventos de gargalo de garrafa) e ameaçar a persistência de populações, em especial daquelas espécies menos resilientes. Portanto, sugere-se a continuidade do monitoramento por, pelo menos, uma janela temporal que contemple o tempo de uma geração para aves marinhas (*i.e.*, 15 anos) (NUNES et al., 2017). Além dos indicadores atualmente utilizados, recomenda-se a otimização do monitoramento, com a exclusão de alguns aspectos e a ampliação de outros, visando, por exemplo, contemplar a avaliação da contaminação das presas das aves marinhas e do ambiente no qual nidificam (*e.g.* contaminação do solo).

### 5.3 TARTARUGAS MARINHAS

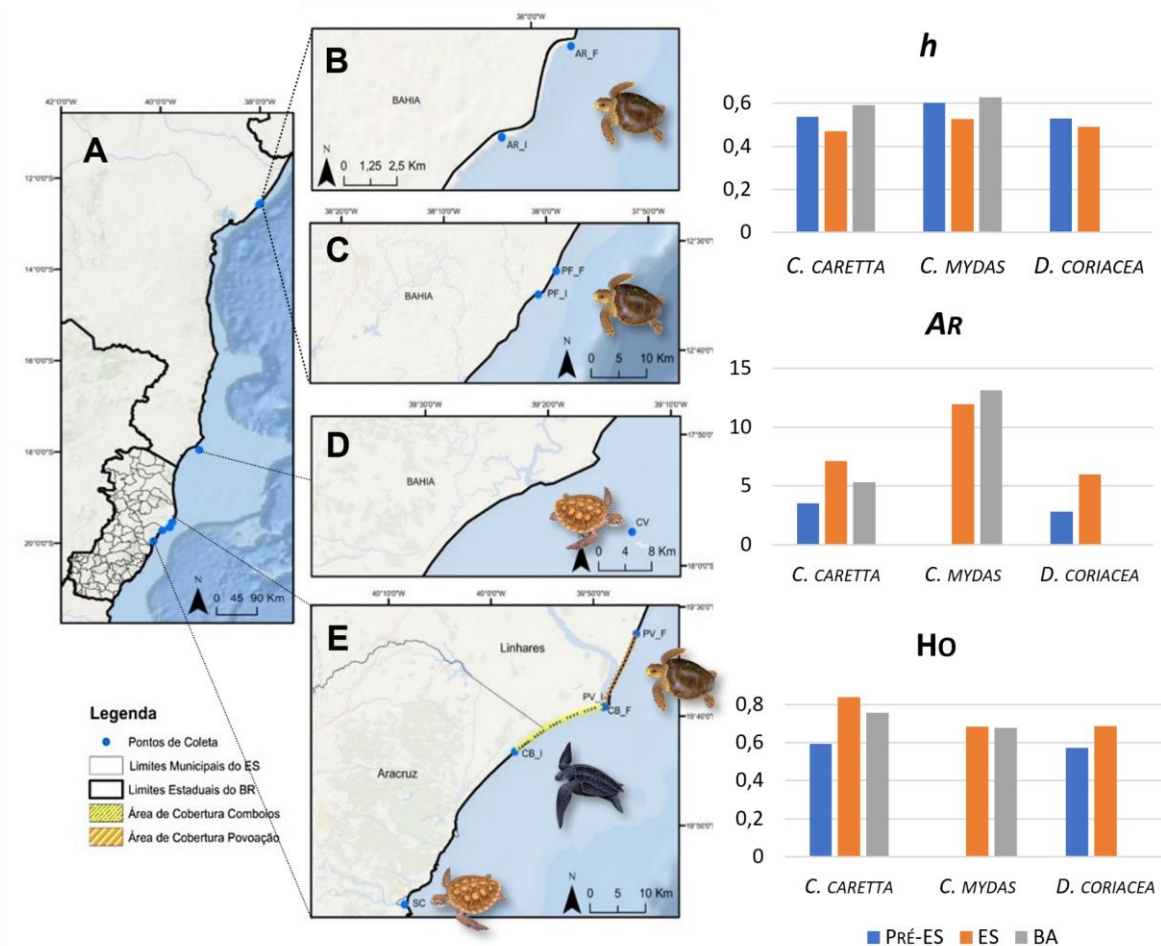
As informações sobre a metodologia referente ao Subprojeto Tartarugas Marinhas do Anexo 6 Megafauna PMBA/Fest-RRDM estão no *Material Suplementar A6MTS1* do presente relatório.

#### 5.3.1 Genética

As análises dos dados genéticos indicaram uma redução significativa nas diversidades haplotípicas e nucleotídicas para as populações das três espécies de tartarugas marinhas do ES avaliadas, quando os períodos e áreas foram comparados (Figura 663) (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 1; Figuras 2A-F; 3A-I; 4A-E*). Além disso, foi diagnosticada perda de haplótipos de linhagens mitocondriais endêmicas do Atlântico Sudoeste para as populações de *C. caretta* e *C. mydas* do ES quando comparados com relatos da literatura (REIS et al., 2010; SHAMBLIM et al., 2014; NARO-MACIEL et al., 2012), bem como uma das menores diversidades relatadas para áreas de alimentação de *C. mydas* no Atlântico Sul (SAVADA et al., 2021). A situação de *D. coriacea* da Foz do Rio Doce (ES) é a mais

delicada, pois detectou-se um dos menores índices de diversidade genética (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 1, Tabela 3, Figura 4A-F*) quando comparados com a literatura (CRIM et al., 2002; ALSTAD et al., 2011; STEWART & DUTTON 2011).

Figura 663: Distribuição espaço-temporal das populações de tartarugas marinhas: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Dermochelys coriacea* (A), avaliadas quanto a diversidade genética para as áreas não-impactadas da Bahia (B-D) e as áreas impactadas do Espírito Santo (E).



Nota: AR: Arembepe; PF: Praia do Forte; CV: Coroa Vermelha; PV: Povoação; CB: Comboios, SC: Santa Cruz; h: diversidade haplotípica; Ar: riqueza alélica; Ho: heterozigosidade observada; Pré-ES: dados pré-rompimento da barragem de Fundão para as áreas impactadas do Espírito Santo; ES: dados pós-rompimento da barragem de Fundão para as áreas impactadas do Espírito Santo; BA: dados compilados para as áreas não-impactadas (controle) da Bahia.

Dessa forma, foi possível diagnosticar que as reduções nos índices de diversidade genética (tanto mitocondrial quanto de microssatélites) (Figura 663) nas populações de tartarugas marinhas avaliadas (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabelas 1 e 3, Figuras 2-4*), são decorrentes de mudanças na composição e variação genética (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 2*). Tais mudanças resultaram em diferenças significativas entre as populações das três espécies de tartarugas avaliadas, com poucas exceções (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 2*). As mudanças de composição e variação



genética, aqui apresentadas, podem estar relacionado com a perda de haplótipos e alelos promovido pela diminuição (gargalo) do tamanho populacional efetivo, como foi detectado para as populações de *C. caretta* e *D. coriacea* do ES quando os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM foram comparados (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 3*), e a população de *C. mydas* da área impactada do ES possuem um tamanho populacional efetivo menor do que da área não-impactada da BA (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 3*). Ainda, tais mudanças podem ter influenciado nos padrões espaço-temporais específicos detectados entre os períodos pré e pós-rompimento e entre as áreas avaliadas para *C. caretta* e *D. coriacea* (*Material Suplementar, A6MTS2, Figuras 2H-I e 4G-H*). Por outro lado, para os juvenis de *C. mydas* foram detectados três padrões genéticos amplamente distribuídos e compartilhados entre os anos e áreas (*Material Suplementar, A6MTS2, Figura 3K-M*), podendo indicar que estes compartilham o(s) mesmo(s) local(is) de nascimento e, conseqüentemente, a mesma origem genética.

Ao longo dos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM (RRDM-RT36E-RSE2021) foi detectado uma redução do número de alelos e da riqueza alélica nas populações de *C. mydas* entre as áreas estudadas (Figura 663) (*Material Suplementar, A6MTS2, Figura 3*). Evidências demonstram que os metais pesados podem, além de diminuir a resposta imune (CARNEIRO et al., 2016), deixar os animais mais vulneráveis (suscetíveis) às doenças diversas (*Material Suplementar, A6MTS3*), como foi observada para *C. mydas*, especificamente, nas áreas impactadas do ES (APA Costa das Algas) (*Material Suplementar, A6MTS3*). Por serem animais migratórios de longa distância, são altamente suscetíveis ao impacto de detritos marinhos em todas as fases da vida (PETRY et al., 2021), e o Oceano Atlântico Sudoeste atua como uma importante região para os juvenis de *C. mydas* (RRDM-RT36E-RSE2021). Assim, a detecção de ameaças, alterações na composição genética de *C. mydas*, e o entendimento dos padrões de uso e deslocamento nas áreas impactadas por rejeitos na foz do rio Doce, são importantes para a realização de ações de manejo adequadas à proteção destas populações, uma vez que nossos resultados indicaram diferenças genéticas entre as populações da área impactada do ES e não-impactada da BA (área de controle), devido à redução na diversidade genética na área de alimentação impactada por rejeitos de minério (*Material Suplementar, A6MTS2*).

Logo, a caracterização da composição e diversidade genética das populações de tartarugas marinhas do ES, pré e pós-rompimento da barragem e das áreas não-impactadas da BA têm sido realizadas com sucesso pelo presente trabalho (RRDM-RT37A-2021) e servirá de base para a continuidade das demais análises necessárias para o monitoramento do impacto do rompimento da barragem nas mesmas. Como alguns impactos podem demorar vários anos para serem detectados no nível do DNA, para garantir o sucesso do trabalho de monitoramento é importante que haja uma série histórica de dados genéticos para averiguar os possíveis efeitos do rompimento da barragem, e o RRDM/Fest-PMBA permitiu a construção desse banco de dados.



### 5.3.2 Saúde

#### 5.3.2.1 Chelonia mydas juvenis em área de alimentação

No Ano 1, as *C. mydas* da área impactada do ES (APA Costa das Algas) foram menores e mais leves do que as da área não-impactada na BA (Coroa Vermelha), mas com um índice corporal (IC) ligeiramente maior (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 1*). No Ano 2, esse padrão se inverteu, sendo as tartarugas de Coroa Vermelha menores e mais leves, porém o IC continuou sendo maior na APA Costa das Algas. Já no Ano 3, seguiu-se o padrão encontrado no Ano 1, tartarugas da APA menores e mais leves, porém com um IC maior. Não se observou diferenças entre as categorias de condição corporal entre os locais, no Ano 1, 2 e 3 (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 1 e Figura 2*). As tartarugas da APA apresentaram menor presença de epibiontes do que as tartarugas de Coroa Vermelha no Ano 1, no entanto essas diferenças não foram encontradas no Ano 2 e 3. A infestação por ectoparasitas se manteve maior nas tartarugas da APA Costa das Algas, em todos os anos, assim como a maior prevalência de fibropapilomas. Apesar das tartarugas de Coroa Vermelha apresentarem fibropapilomas, nenhuma apresentou escore severo da doença, enquanto na APA Costa das Algas, 16,4%, 9,4% e 9,8% dos animais apresentaram escore severo no Ano 1, 2 e 3, respectivamente. Comparando com dados pretéritos do Instituto Marcos Daniel, a prevalência de fibropapilomatose foi maior na APA do que em Coroa Vermelha nos 5 anos anteriores a 2021, com uma queda em 2020, mas ainda superior do que em Coroa Vermelha (*Material Suplementar, A6MTS3, Figura 3*).

Quanto aos parâmetros hematológicos, as tartarugas da área afetada pela pluma principal de rejeitos apresentaram menores valores de hemoglobina, que se refletiram nos índices hematimétricos (HCM e CHCM), em todos os anos (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 2*). No Ano 3, as tartarugas da APA Costa das Algas também apresentaram menor contagem de hemácias. A diminuição desses parâmetros (Hb, RBC, MCH e MCHC) define um quadro de anemia. As anemias são geralmente causadas por lesões traumáticas ou parasitas sugadores de sangue, bem como coagulopatia ou lesão ulcerativa. Outros fatores que podem estar associados à anemia em répteis incluem deficiência de ferro, doença renal ou hepática crônica, neoplasia, produtos químicos ou possivelmente hipotireoidismo (CAMPBELL, 2006). A maior presença de ectoparasitas nesses animais pode estar contribuindo para a anemia.

As tartarugas da APA Costa das Algas também apresentaram maiores contagens de leucócitos, trombócitos e heterófilos, nos 3 anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, e menores contagens de linfócitos no Ano 3. Contagem de leucócitos elevadas podem refletir inflamação e respostas imunes ativas, infecção e/ou estresse em répteis (SYKES & KLAPHAKE, 2008). Os heterófilos são principalmente fagocíticos, portanto, estão associados a doenças inflamatórias, especialmente aquelas associadas a doenças infecciosas ou lesão de tecidos (CAMPBELL, 2006). A leucocitose e a heterofilia observadas nas tartarugas que se alimentam na área afetada pela pluma principal de rejeitos podem estar associadas a processos infecciosos crônicos e ativos (SYKES & KLAPHAKE, 2008). Visto que esses animais também apresentaram maior prevalência de fibropapilomatose, que é uma evidência de imunossupressão (WORK et al., 2001), que por sua vez pode estar relacionada ao estresse. Já a

linfopenia associada a heterofilia pode estar relacionada a estresse e imunossupressão (AGUIRRE et al., 1995). De maneira geral, esses dados clínicos sugerem que as tartarugas da APA Costa das Algas possuem um déficit fisiológico no transporte de oxigênio pelas hemácias causado pelos níveis mais baixos de hemoglobina e maior desafio microbiano ou inflamatório que se reflete em maiores níveis leucocitários heterofílicos (VILLA et al., 2017). A trombocitose pode aparecer em resposta a tumores (como fibropapilomas), inflamação crônica, sangramento ou deficiência de ferro (THEML et al., 2004).

Quanto aos parâmetros bioquímicos, no Ano 1, as tartarugas da APA Costa das Algas apresentaram níveis mais elevados de ureia, fósforo, sódio, ALT e AST, e menores níveis de cálcio, glicose, colesterol total, triglicerídeos, proteína total, albumina, globulina e CPK (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 2*). Esses parâmetros podem indicar uma inflamação crônica (menos albumina), diminuição da síntese de anticorpos (menos globulina), doença renal (mais ureia, menos cálcio e mais fósforo), doença hepática (maior atividade de ALT e AST, menor atividade de CPK) e déficit nutricional (menos glicose, colesterol, triglicerídeos e proteína) (MADER, 2005; HAMANN et al., 2005; WHITING et al., 2007; FLINT et al., 2010; LABRADA-MARTAGÓN et al., 2010; ANDERSON et al., 2011; KOMOROSKE et al., 2011; ANDERSON et al., 2013; PERRAULT et al., 2017). No entanto, no Ano 2, os únicos parâmetros que apresentaram o mesmo padrão foram: ALT, cálcio, CPK e fósforo. Os demais não apresentaram diferenças estatísticas entre os locais. O menor N amostral no Ano 2 pode ser um fator importante para evidenciar menos diferenças entre os parâmetros bioquímicos, haja vista a variabilidade dos dados. A continuidade do monitoramento poderá dirimir essa dúvida e confirmar se há ou não uma tendência de melhora no status fisiológico das tartarugas-verdes na APA Costa das algas. No Ano 3, voltou a se encontrar alterações em parâmetros observados no Ano 1. Como níveis mais elevados de ALT, AST, fosfatase alcalina e fósforo e menores níveis de cálcio, CPK e globulina. Como já mencionado, esses parâmetros podem indicar diminuição da síntese de anticorpos, doença renal e doença hepática.

Quanto aos metais pesados, foi feita apenas uma análise preliminar dos resultados e são passíveis de revisão, já que foram recebidos em um prazo curto para a elaboração desse relatório. A discussão desses resultados será apresentada em um adendo posterior, juntamente com uma estatística mais detalhada. No Ano 1 as tartarugas da área afetada pela pluma primária de rejeitos tiveram níveis mais elevados de As e Cu, enquanto as de Coroa Vermelha apresentaram maiores níveis de Fe e Hg (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 2*). No Ano 2, as tartarugas de Coroa Vermelha continuaram apresentando maiores níveis de Fe, sem diferenças entre os outros metais. Já no Ano 3, as tartarugas da APA Costa das Algas apresentaram maiores níveis de Cr, Cu, e Fe, enquanto as tartarugas de Coroa Vermelha apresentaram maiores níveis de Zn. As análises de metais pesados do Ano 1, 2 e 3 demonstraram que os animais de ambos os locais apresentaram um perfil semelhante na ordem de distribuição dos metais no sangue, sendo os metais essenciais (Fe, Zn, Mn, Cu, Cr) em maiores quantidades do que os metais tóxicos (As, Cd, Hg, Pb). No Ano 3, diversos parâmetros de saúde se correlacionaram com os metais tóxicos (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 3*) sugerindo que esses metais estão impactando a fisiologia dos animais nessa área. Correlações diversas entre metais e parâmetros de saúde de tartarugas marinhas também foram observadas em outros estudos no mundo indicando efeitos sobre a saúde dos animais (CAMACHO et al., 2013; CORTÉS-GÓMEZ et al., 2017).

A área afetada pela pluma principal de rejeitos de mineração na APA Costa das Algas apresenta uma situação complexa quanto à saúde das tartarugas verdes por estas apresentarem-se menos saudáveis do que a área controle durante os três anos do PMBA/Fest-RRDM. Esta situação necessita de monitoramento a longo prazo para se quantificar a influência direta ou indireta dos níveis de metais sobre a saúde das tartarugas verdes.

#### 5.3.2.2 Caretta caretta adulta em área de reprodução

No Ano 1, as tartarugas amostradas na Praia do Forte tiveram condição corporal boa (73,7%) e média (26,3%), enquanto que em Povoação metade dos animais tiveram condição corporal boa (51,5%), e a outra metade, média (46,9%) e ruim (1,6%) (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 4 e Figura 4*). Com relação aos epibiontes, apesar da porcentagem de animais sem a presença ser semelhante em ambas as áreas, 38% das tartarugas de Povoação apresentaram escore severo e 33% escore moderado, enquanto na Praia do Forte 75% dos animais apresentaram escore leve e moderado. Quanto aos ectoparasitas, na Praia do Forte nenhum animal apresentou escore severo. Em Povoação, 9% das tartarugas apresentavam lama na carapaça. Na área diretamente afetada pela pluma de rejeitos 3 (4,6%) animais apresentaram fibropapilomatose, doença com poucos relatos em tartarugas cabeçudas (ROSSI et al., 2015; SANTOS et al., 2020). Além disso, 6 (9,1%) animais apresentaram lesões oculares que já haviam sido relatadas pela equipe do Projeto TAMAR na temporada reprodutiva 2017-2018, sem relatos anteriores para populações de tartarugas cabeçudas brasileiras. Este achado de vários animais com lesões oculares semelhantes no mesmo sítio de desova levanta dúvidas sobre a existência de um outro agente causal ou fator predisponente no ambiente que pode estar relacionado com imunossupressão, o que por sua vez pode estar relacionado a exposição a metais pesados entre outros fatores (KOMOROSKE et al., 2011). Não houve relatos desta doença nas *Caretta caretta* na Praia do Forte, BA, maior sítio de desova da espécie. No Ano 2 e 3, os animais de Povoação continuaram com a condição corporal pior do que as tartarugas da área controle, com maior carga epibiônica e maior contagem de parasitas. Além de continuarem apresentando lesões oculares e tumores sugestivos de fibropapilomatose (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 4*). No Ano 3, observa-se que as tartarugas do ES apresentaram menores contagens de leucócitos, heterófilos e monócitos, e maiores contagens de trombócitos e linfócitos, o que pode estar relacionado a doenças inflamatórias, infecções parasitárias, resposta a tumores (como fibropapilomas) e/ou função imune suprimida (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 5*). Esses achados denotam a necessidade de observação a longo prazo para excluir a hipótese de interferência nas condições ambientais resultantes da presença de rejeitos de mineração na saúde das tartarugas marinhas.

As diferenças encontradas para os parâmetros bioquímicos são relacionadas às condições fisiológicas da temporada de desova, uma vez que pesquisadores que avaliaram animais ao longo da época de nidificação, observaram que os níveis de cálcio, potássio, sódio, fósforo, proteína, albumina, globulina, glicose, hematócrito, eritrócitos e leucócitos diminuem no decorrer da temporada, devido ao jejum, a mobilização das reservas de gordura, ao estresse fisiológico, a anorexia e a utilização de alguns

metabólitos como a albumina, globulina e cálcio para produção dos ovos (HAMANN et al., 2002; HONARVAR et al., 2011; PERRAULT et al., 2012; PLOT et al., 2013; PERRAULT et al., 2014).

Quanto aos metais pesados, foi feita apenas uma análise preliminar dos resultados e são passíveis de revisão, já que foram recebidos em um prazo curto para a elaboração desse relatório. A discussão desses resultados será apresentada em um adendo posterior, juntamente com uma estatística mais detalhada. Analisando as concentrações de metais no sangue das tartarugas amostradas no Ano 1, 2 e 3 (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 6*), observa-se que a ordem de distribuição dos metais no sangue segue o esperado de que os metais essenciais estão em maior quantidade (Zn, Fe, Cu, Mn, Cr) pois são regulados homeostaticamente, enquanto os metais não essenciais (As, Cd, Hg, Pb) não são controlados ativamente e podem mudar de acordo com o nível de exposição (BURY et al., 2003). Os ovos recém colocados apresentaram concentrações detectáveis de todos os metais analisados, demonstrando que houve transferência materna (SAKAI, 1995) (*Material Suplementar, A6MTS3, Tabela 6*). A ordem dos metais nos ovos nos três anos de monitoramento também seguiu o padrão dos metais essenciais em maiores proporções, corroborando outros autores que verificaram que os metais essenciais são transferidos facilmente pois são necessários para o desenvolvimento do embrião, enquanto os metais não essenciais transferidos em pequenas quantidades (SAKAI et al., 1995).

A ocorrência de lesões oculares, os tumores sugestivos de fibropapilomatose, associadas a uma menor condição corporal nas tartarugas de Povoação denotam que há uma diferença nas condições de saúde das tartarugas que necessita de uma avaliação a longo prazo para se descartar a hipótese de interferência das condições ambientais locais decorrentes da presença de rejeitos de mineração no sedimento.

Diante de nossa avaliação até o momento, as evidências do monitoramento genético e da saúde das populações das tartarugas marinhas para as áreas impactadas do ES apontam para um cenário futuro desfavorável e que pode refletir em menor resiliência das populações frente às condições biológicas e abióticas as quais elas estão expostas. A redução da diversidade genética, do tamanho populacional, o comprometimento imunológico e vulnerabilidade à doenças, as alterações físico-químicas do ambiente praial e das áreas neríticas (RRDM-RT17-2019; RRDM-RT20-2019) e a diminuição da quantidade de ovos depositados e da taxa de eclosão dos ninhos (RRDM/Tamar, 2019) são algumas das condições desfavoráveis que as tartarugas estão sujeitas. Além das ameaças citadas, observou-se também a contaminação dos ovos e natimortos de *C. caretta* com metais pesados oriundos da pluma de rejeitos da barragem de Fundão (*Material Suplementar, A6MTS2*), fato que também foi diagnosticado durante os anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM para outros grupos taxonômicos em diferentes níveis tróficos (RRDM-RT17-2019; RRDM-RT19H-2019; RRDM-RT20-2019). Os juvenis de *C. mydas* estudados estão ainda mais susceptíveis aos malefícios causados por contaminantes como os encontrados nas áreas monitoradas no ES (*Material Suplementar A6MTS1, Figuras 5-6, BIANCHINI, 2016; FERNANDES et al., 2016; RRDM-RT36E-RSE2021*), que os animais adultos. Estes juvenis, por serem longevos, de maturação sexual tardia, residirem e se alimentarem por muitos anos em áreas neríticas altamente contaminadas são mais expostos e mais sensíveis à poluição

marinha (KOMOROSKE et al., 2011). Destacamos que a população de *D. coriacea* merece especial atenção pois é uma população criticamente ameaçada de extinção (TIWARI et al., 2013), pouquíssimo abundante, de baixo tamanho populacional efetivo (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 3*) e que possui na Foz do Rio Doce a única localidade regular de desova na região do Atlântico Sudoeste (COLMAN et al., 2019a).

#### 5.4 SOBREVOOS-BIOACÚSTICA

As informações sobre a metodologia referente ao Subprojeto Sobrevoos-Bioacústica do Anexo 6 Megafauna PMBA/Fest-RRDM estão no *Material Suplementar A6MSbS1* do presente relatório.

##### 5.4.1 Dronemonitoramento e caracterização de habitats com ROV

Os resultados foram interpretados para determinação dos parâmetros: densidade de avistamentos (registros/km<sup>2</sup>); densidade de indivíduos (indivíduos/km<sup>2</sup>); percentual de comportamento; e percentual de cada classe etária; das espécies de mamíferos, aves e quelônios por trimestre e local. A representação dos resultados foi mensal e geral, considerando todo período amostrado para a densidade de avistamentos e percentual de classe etária. A média da densidade de indivíduos foi analisada e comparada estatisticamente entre os oito (08) trimestres amostrados sistematicamente. O percentual de comportamento alimentar entre os registros também teve caráter trimestral nas análises.

Todas as análises foram realizadas no pacote estatístico R Project (R Development Core Team, 2008) e representadas em boxplot, gráficos percentuais ou pontos de médias com erro padrão associados. O teste estatístico aplicado foi o Mann-Whitney, não paramétrico para duas amostras independentes ao nível de 0,05 de significância (Zar, 1984).

A classificação taxonômica da megafauna marinha, registrada através do dronemonitoramento, está descrita no *Material suplementar A6MSbS2, Tabela 1*. Assim como o número de registros e a classificação de ameaça global, segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN); nacional, segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA); e estadual, segundo o Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA).

##### 5.4.1.1 Padrões espaço-temporais das espécies indicadoras – Dronemonitoramento

O dronemonitoramento permite avaliar a distribuição das espécies e a condição ambiental em que elas se encontram e também a forma como ocupam o espaço. A área atingida pelos rejeitos de mineração, oriundos do rompimento da barragem de Mariana, tem influência direta no local onde a megafauna se distribui. A importância do monitoramento de longo prazo é demonstrada pela variação significativa dos índices de avistagens ao longo dos trimestres desde o início da amostragem. As espécies de aves, por exemplo, diminuíram significativamente o uso da região mais próxima à foz do Rio Doce, assim como o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, o qual apresentou uma redução significativa dos registros em alguns trimestres neste mesmo ponto. A Toninha, *Pontoporia blainvillei*, possui a sua distribuição muito



restrita entre Comboios e a foz do Rio Doce, sem nenhum registro na foz do rio Piraquê-Açu, com maior concentração na área em frente a Reserva Biológica de Comboios. Isso indica uma maior dependência da população remanescente das espécies, que já são altamente ameaçadas, a uma pequena área dentro da região mais impactada.

Com o estudo, conseguimos calcular a densidade dos grupos de taxa dentro das áreas monitoradas por drone (*Material suplementar A6MSbS2, Figura 2*). Essa densidade nos mostra pequenas variações entre as 3 regiões do estudo e mostra a importância de cada área amostrada para a megafauna. Pelas análises dos vídeos, verificou-se que a maior parte dos grupos de cetáceos, aves e quelônios está se alimentando, evidenciando a área como extremamente importante para o ciclo de vida desses animais, principalmente aqueles com a área de vida restrita, como é o caso da população endêmica de toninha que ocupa a região. Além disso, os elementos químicos oriundos dos rejeitos de mineração são incorporados nessas populações de megafauna marinha, principalmente por pertencerem a grupos que ocupam o topo da cadeia alimentar. A vulnerabilidade da megafauna presente nas áreas monitoradas foi avaliada e descrita por Giacomo et al (2021).

#### 5.4.1.2 Cetáceos – Dronemonitoramento

As espécies de cetáceos avistadas foram *Sotalia guianensis* (boto-cinza), *Pontoporia blainvillei* (toninha) e *Steno bredanensis* (golfinho-de-dentes-rugosos), com 339 grupos avistados no total. *S. guianensis* e *P. blainvillei* foram as espécies mais observadas ao longo do monitoramento, com 647 e 207 indivíduos registrados, respectivamente. A variação do número de registros de pequenos cetáceos entre os trimestres correspondentes, ao longo dos anos três monitorados, já é perceptível. A densidade de *S. guianensis* foi significativamente menor em alguns trimestres específicos, principalmente nos correspondentes a primavera e outono. Também chama atenção a ausência quase total de registros das espécies de pequenos cetáceos em todas as áreas monitoradas no segundo trimestre de 2021.

O boto-cinza foi registrado em todas as áreas, resultando em mais de 10 indivíduos/km<sup>2</sup> no ponto mais próximo à foz do rio Doce. A densidade de registros foi de 4 a 10 indivíduos /km<sup>2</sup> em Comboios, e na foz do rio Piraquê-Açu. Em um estudo de estimativa populacional dos botos-cinza na região do Rio Doce sugere que a espécie possui um alto grau de residência na região (Cepile, 2008). Durante todo o período amostral o comportamento de forrageamento (alimentação) estava presente, sendo este o principal uso registrado para todas as áreas amostradas (*Material suplementar A6MSbS2, Figura 2*). A classificação etária de filhotes e juvenis representou entre 11% de todas as avistagens de botos-cinza (*Material suplementar A6MSbS2, Figura 3*). O percentual de filhotes ou juvenis na composição etária dos indivíduos de boto-cinza foi semelhante entre os locais monitorados. Frizzera et al. (2012) encontrou uma porcentagem de 20% de filhotes de boto-cinza em um estudo de censo visual a partir do barco na foz do Rio Doce. A diminuição do percentual de filhotes deve ser analisada a longo prazo para detectar um possível declínio populacional.

Os grupos de *Pontoporia blainvillei* (toninha) foram registrados somente em Comboios e na foz do rio Doce. Na região do Piraquê-açu não houve registro da espécie. A maior concentração de indivíduos foi



encontrada na área de Comboios (de 4 a 10 indivíduos /km<sup>2</sup>), onde as toninhas foram avistadas em 7 trimestres dos 8 amostrados (*Material suplementar A6MSbS2, Figura 1*). Na foz do rio Doce a densidade de registros no período monitorado foi menor (2 a 4 indivíduos/km<sup>2</sup>), sendo que não foram registrados indivíduos dessa espécie no 2º, 3º e 4º trimestre de 2019.

A área monitorada em Comboios se consolidou como o principal habitat usado pelas toninhas na região, destacando-se o comportamento alimentar, sempre presente nas amostragens. De forma inédita, o comportamento alimentar de toninha foi registrado como predominante na região, confirmando a importância do uso do habitat por esta espécie criticamente em perigo de extinção. A densidade média alcançou  $0,3 \pm 0,6$  registros/km<sup>2</sup> no 1º trimestre de 2020, sendo significativamente maior que no 1º trimestre de 2019 ( $p=0,002$ ), porém houve uma redução significativa dos registros de toninha no 1º trimestre de 2021 ( $p=0,03$ ), quando a densidade média reduziu para  $0,08X \pm 0,26$  registros/km<sup>2</sup> (*Material suplementar A6MSbS2, Figura 2*). Os grupos com filhotes e juvenis estavam presentes em 9% dos registros em Comboios e na foz do Rio Doce (*Material suplementar A6MSbS2, Figura 3*).

A população de toninha localizada no Espírito Santo está geograficamente isolada, sendo a menor população em comparação com outras áreas de ocorrência da espécie (Siciliano et al., 2002; Danilewicz et al., 2012) o que ressalta a importância de mais estudos com a espécie em vida livre. No estudo com censo visual a partir de embarcação, realizado por Frizzera et al. (2012) na foz do Rio Doce, nenhuma observação de toninha foi registrada, porém houveram registros de encalhes na região. Enquanto que o estudo realizado por Giacomo et al. (2021) com o uso de drones, possibilitou o registro de 141 indivíduos dessa população, demonstrando o avanço metodológico.

#### 5.4.1.3 Aves – Dronemonitoramento

Durante os três anos de coleta sistematizada foram observados 1867 registros de aves marinhas e costeiras nas três áreas de monitoramento, com um total de 4952 indivíduos. Foram identificadas 9 espécies de aves: *Fregata magnificens*, *Phaetusa simplex*, *Mycteria americana*, *Sula leucogaster*, *Sterna hirundo*, *Thalassarche* sp., *Egretta thula*, *Nannopterum brasilianus* e *Sula dactylatra*.

Para avaliar a densidade, todos os registros de aves marinhas e costeiras foram agrupados. O dronemonitoramento resultou em até 95 avistagens /km<sup>2</sup> de aves na foz do rio Doce, considerando todo o período monitorado. A densidade de registros foi menor em Comboios e na foz do rio Piraquê-Açu com meses sem registros (até 50 avistagens /km<sup>2</sup>). Os dados indicam uma maior importância em relação ao uso do habitat da foz do Rio Doce pelas aves em relação aos outros locais monitorados.

A família Sternidae, composta por aves conhecidas como trinta-réis, foi identificada como a mais abundante em todas as áreas monitoradas. Ocorreu um pico em janeiro de 2019, devido ao registro de revoadas com mais de 200 indivíduos na foz do Rio Doce. A diminuição dos registros de aves dessa família durante o inverno no hemisfério sul pode ser considerada normal, já que é comum a migração para o hemisfério norte, quando se inicia o período reprodutivo de várias espécies dessa família, bem como evidenciado por Mestre (2007).

#### 5.4.1.4 Testudines – Dronemonitoramento

Foram realizadas 294 espécimes de tartarugas marinhas registradas. A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) foi a mais registrada (223 indivíduos), seguida pela tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) com 6 registros. Apesar de também terem ocorrido registros isolados de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) e tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*), as tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) foram as mais observadas em todas as áreas de monitoramento (*Material suplementar A6MSbS2, Figura 1*).

A tartaruga-verde ocorreu em maior concentração de registros na foz do rio Piraquê-Açu (acima de 4 avistagens /km<sup>2</sup>). Nas outras áreas monitoradas a concentração não passou de 2 registros por km<sup>2</sup>. Destaca-se a presença de 91% de tartarugas-verdes juvenis no Piraquê-Açu, identificando este local como o mais importante para *C. mydas* dentre os pontos amostrados. A grande maioria dos registros da espécie *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) são de indivíduos juvenis registrado com comportamento alimentar na foz do rio Piraquê-Açu, os quais são recrutados para o ambiente costeiro do Espírito Santo entre o 2º e 4º ano de vida (Barreto et al., 2017; Lenz et al., 2017), normalmente utilizando este ambiente para alimentação (Santos et al., 2015). O forrageamento foi o principal comportamento registrado em todas as áreas. A proporção de juvenis de tartarugas marinhas também foi maior em todos os pontos monitorados.

Em Comboios e na foz do Rio Doce há uma maior concentração de indivíduos adultos, já que é uma importante área reprodutiva de tartaruga-cabeçuda e tartaruga-de-couro (Almeida et al., 2010; Colman et al., 2019b). Em Comboios, por exemplo, 28% dos registros são de indivíduos adultos das espécies *C. caretta* e *D. coriacea* (*Material suplementar A6MSbS2, Figura 3*).

#### 5.4.1.5 Elasmobrânquios – Dronemonitoramento

Ocorreram observações de algumas espécies de raia nas áreas amostradas pelo dronemonitoramento. O número total de registros foi de 20 indivíduos, sendo uma avistagem de tubarão-baleia, *Rhincodon typus*, na foz do Rio Doce (Nascimento et al., 2021). Devido ao baixo número amostrado, não foi possível avaliar a densidade dos indivíduos nas regiões monitoradas.

#### 5.4.1.6 Caracterização de habitats com ROV (Remotely Operated Underwater Vehicle)

Foram identificados sete tipos de fundo que representam distintos habitats marinhos utilizados pela megafauna monitorada. O fundo de areia foi segregado em: “areia”; “areia com fragmentos” (principalmente de conchas de organismos bentônicos e algas); e “areia e lama” (sedimento relativamente mais fino, intercalado por faixas de lama fluida). O fundo denominado “briozoários, esponjas e algas” possui predomínio de invertebrados bentônicos sésseis, intercalados por faixas de areia grossa. O fundo de “Estruturas Recifais” representa recifes expressivos intercalados por sedimento areia e cascalho. O fundo de “Rodolitos” representa grande quantidade de nódulos de algas calcárias sobre o sedimento inconsolidado. O fundo de “Lama” representa sedimento relativamente mais fino que areia, com grande disponibilidade na coluna d'água, podendo ser classificado também como “lama fluida”.

Os vídeos obtidos em cada ponto amostrado com o ROV estão disponibilizados no *Material Suplementar A6MSbS3*, ao todo são 53 vídeos organizados juntamente com um frame capturado para ilustrar o tipo de fundo.

#### 5.4.2 Sobrevoos Tripulados

Durante as cinco campanhas de sobrevoos, foram registrados todos os grupos de cetáceos, quelônios e elasmobrânquios avistados. Dentre os cetáceos foi possível identificar seis espécies: toninha (*Pontoporia blainvillei*), boto-cinza (*Sotalia guianensis*), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*), baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*). Alguns grupos de golfinhos não puderam ser identificados ao nível de espécie, sendo considerada a identificação ao nível de família – Delphinidae. Dentre as tartarugas marinhas avistadas foi possível identificar a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*), sendo, as demais, identificadas ao nível de família – Cheloniidae. Dentre os elasmobrânquios (i.e., raias e tubarões) foi possível identificar a raia manta (*Mobula* sp.) e o tubarão-baleia (*Rhincodon typus*), enquanto os demais espécimes foram considerados como pertencentes a Ordem Elasmobranchii. Dentre as aves marinhas, o atobá-marrom (*Sula leucogaster*) e o atobá-grande (*Sula dactylatra*) foram identificados à nível de espécie, enquanto as aves conhecidas popularmente como trinta-réis foram todas consideradas como pertencentes a família Sternidae. Foram registrados um total de 829 grupos de cetáceos, 425 grupos de elasmobrânquios, 498 grupos de tartarugas marinhas e 1.600 grupos de aves marinhas ao longo das cinco campanhas de sobrevoos (*Material Suplementar A6MSbS4, Tabela 1*).

##### 5.4.2.1 Padrões espaço-temporais das espécies indicadoras – Sobrevoos Tripulados

Uma compreensão adequada da distribuição geográfica dos taxa permite a identificação de padrões em diferentes escalas, principalmente espaciais e temporais. A identificação e compreensão desses padrões ressaltam a importância da manutenção de monitoramentos de longo prazo. Amostragens a partir de sobrevoos tripulados permitem estimar descritores espaciais de ocupação das espécies, como distância da costa e profundidade bem como comparar *hotspots* de avistagens baseados em cálculos de taxas de encontro. A taxa de encontro (TE) foi calculada como o quociente do número de grupos avistados pela distância sobrevoada em esforço de observação (i.e., grupos/km). A área de estudo foi dividida em cinco estratos para o cálculo da TE: 1) toda a área de estudo, 2) toda a área ao norte do Rio Doce, 3) toda a área ao sul do Rio Doce, 4) uma área de 30km ao norte do Rio Doce e 5) uma área de 30km ao sul do Rio Doce (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 3*). Os estratos 4 e 5 foram considerados, no presente relatório, como áreas de influência direta do Rio Doce.

##### 5.4.2.2 Toninha (*Pontoporia blainvillei*) – Sobrevoos Tripulados

Durante o período amostrado, os grupos de toninha foram registrados próximos a foz do Rio Doce, principalmente ao sul de sua desembocadura (*Material Suplementar A6MSbS4, Figuras 4 e 5*) a uma distância máxima de 15km da costa (média= 3,64; DP= 2,83) (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 7*). Apesar de não haver diferença significativa entre os períodos ( $p=0,249$ ), durante o período seco do

Ano 1 os grupos foram avistados a maiores distâncias da costa, atingindo o máximo de 15km (média= 6,05; DP= 4,04) enquanto no período chuvoso (Anos 1, 2 e 3) essa distância não ultrapassou 9,16km (média= 3,37; DP= 2,53). Em relação a profundidade estimada não há diferença entre os períodos ( $p=0,406$ ), bem como os maiores valores estão concentrados durante o período seco do Ano 1 (média= 16m, DP= 7, máx=31) (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 6*). Em todas as campanhas a TE da toninha foi maior no estrato de 30km ao sul do Rio Doce (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 8*). Em relação a variação sazonal, as TE foram maiores no período chuvoso do que no período seco (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 8*). Foi estimada uma densidade para a espécie de 0,32 grupos/km<sup>2</sup>, resultando em um tamanho populacional de 777 indivíduos (IC 95% 410-1.474; CV: 0,34) no litoral do Espírito Santo. Desta forma, espera-se que não mais de 388 sejam indivíduos maduros e não mais que 194 sejam fêmeas maduras (Danilewicz 2003). Além disso, constatou-se que a população de toninhas do Espírito Santo é a menor e a que apresenta a área de vida mais restrita (2.366km<sup>2</sup>) entre todas as populações da espécie.

#### 5.4.2.3 Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) – Sobrevoos Tripulados

Os grupos de boto-cinza foram registrados ao longo de toda área de estudo a uma distância máxima de 19km da costa (média= 5,01; DP= 3,6) (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 12*). Durante os períodos chuvosos, os grupos foram registrados mais próximos da costa (média= 4,7; DP= 3,5) do que nos períodos secos (média= 5,92; DP= 3,75) ( $p=0,004$ ). O mesmo padrão foi observado em relação a profundidade, com os grupos ocupando águas mais rasas durante o período chuvoso (média= 13,59; DP= 7,82) e mais profundas durante o período seco (média= 15,98; DP= 8) ( $p=0,009$ ). A partir do monitoramento aéreo foi estimada, para o período chuvoso, uma densidade de 0,21 indivíduos/km<sup>2</sup> ao longo de toda a área de estudo, resultando em um total de 702 indivíduos (IC 95% 393-1.256). Considerando apenas a área ao sul do Rio Doce, a densidade estimada para o período chuvoso foi de 0,51 indivíduos/km<sup>2</sup> (CV= 0.30) e um total de 473 indivíduos (IC 95% 264-846). A densidade estimada para toda a área de estudo, durante o período seco, foi de 0,10 indivíduos/km<sup>2</sup> (CV= 0,49) e uma abundância total de 339 indivíduos (IC 95% 137-840). Considerando apenas a área ao sul do Rio Doce, a densidade estimada para o período seco foi de 0,23 indivíduos/km<sup>2</sup> (CV= 0.49) e um total de 216 indivíduos (IC 95% 87-536). No entanto, trata-se de uma subestimativa uma vez que não foi considerado na estimativa um fator de correção para os animais que não foram detectados (viés de disponibilidade e percepção) (Marsh & Sinclair 1989). Durante as cinco campanhas, as áreas do entorno do Rio Doce concentraram as maiores densidades de grupos de boto-cinza (*Material Suplementar A6MSbS4, Figuras 9 e 10*). Esse padrão também foi observado com relação as TE, as quais foram maiores nos estratos Sul e Rio Doce 30S (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 13*).

#### 5.4.2.4 Golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) – Sobrevoos Tripulados

Os grupos do golfinho-nariz-de-garrafa foram registrados a uma distância máxima de 39,6km da costa (média= 11,32; DP= 7,33) (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 17*). Durante os períodos chuvosos os grupos foram registrados mais próximos da costa (média= 9,2; DP= 4,62) do que nos períodos secos (média= 18,34; DP= 10,24) ( $p=0,001$ ). O mesmo padrão foi observado em relação a profundidade

(*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 16*), com os grupos ocupando águas mais rasas durante o período chuvoso (média= 18,11; DP= 7,04) e mais profundas durante o período seco (média= 41,6; DP= 67,8) ( $p=0,046$ ). Os valores da TE do golfinho-nariz-de-garrafa para toda a área de estudo foram maiores durante os períodos chuvosos do que nos secos (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 18*). Ao longo dos 3 anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, nenhum grupo foi avistado no estrato de 30km ao norte do Rio Doce durante o período chuvoso, e no estrato de 30km ao sul não houve registros durante o período seco (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 18*).

#### 5.4.2.5 Baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) – Sobrevoos Tripulados

O Banco de Abrolhos (16°40'-19°30'S/38°00'-39°30'W) é a maior área reprodutiva da baleia jubarte no Atlântico Sul, sendo utilizada majoritariamente entre julho e outubro (Engel 1996; Martins et al. 2001). Devido à esta sazonalidade de uso, os dados aqui apresentados são referentes apenas ao período seco dos Anos 1 e 3. Os grupos de baleia jubarte foram registrados ao longo de toda área de estudo no Ano 1, com maiores concentrações ao sul de Barra Seca, porém no Ano 3 os registros ficaram restritos a região da APA Costa das Algas e do REVIS Santa Cruz (*Material Suplementar A6MSbS4, Figuras 19 e 20*). Considerando o Ano 1, onde mais grupos foram avistados, a densidade estimada para a espécie foi de 0,08 indivíduos/km<sup>2</sup> (CV= 0,22), sendo estimada a ocorrência total de 655 indivíduos (IC 95% 426-1.010) ao longo de toda a área amostrada (i.e., entre a costa e a isóbata de 500m). Vale ressaltar que essa estimativa não está corrigida para o viés de disponibilidade (perda de indivíduos que estariam mergulhando durante a passagem do avião). As baleias jubarte representaram 62% de todos os grupos de cetáceos registrados durante a campanha do período seco do Ano 1. Dos 158 grupos avistados, 34 (21,5%) deles continham filhotes reforçando a importância da área para reprodução e cria desta espécie. Esses grupos foram compostos por conjuntos que variaram de 1 a 5 indivíduos (média= 1,6; DP= 0,7). A TE reflete o padrão das concentrações dos grupos, com maiores valores no Ano 3, apenas no estrato sul (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 21*). Apesar dos maiores valores de TE estarem concentrados em águas mais profundas, os registros de baleias jubarte relativamente próximas à costa (*Material Suplementar A6MSbS4, Figuras 19 e 20*) combinados com a alta frequência de filhotes nos grupos, evidenciam a importância desses habitats para o desenvolvimento da espécie.

#### 5.4.2.6 Tartarugas marinhas (*Cheloniidae*) – Sobrevoos Tripulados

Os grupos de tartarugas marinhas foram registrados a uma distância máxima de 41,8km da costa (média= 8,54; DP= 9,68). Durante os períodos chuvosos os grupos foram registrados mais próximos da costa (média= 6,64; DP= 6,92) do que nos períodos secos (média= 15,23; DP= 14,13) ( $p<0,001$ ) (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 27*). O mesmo padrão foi observado em relação a profundidade, com os grupos ocupando águas mais rasas durante o período chuvoso (média= 12,06; DP= 7,72) e mais profundas durante o período seco (média= 29,68; DP= 46) ( $p<0,001$ ) (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 26*). Durante as cinco campanhas, as tartarugas marinhas foram registradas ao longo de toda a área de estudo (*Material Suplementar A6MSbS4, Figuras 24 e 25*). As



maiores TE sempre ocorreram no período chuvoso, independentemente do estrato analisado (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 28*).

#### 5.4.2.7 Elasmobrânquios – Sobrevoos Tripulados

Durante os 3 anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, foram registrados um total de 380 grupos de raias para toda a área de estudo (*Material Suplementar A6MSbS4, Tabela 1*). A maior TE foi registrada durante o período chuvoso do Ano 1 com 0,027 grupos/km. Nas três campanhas do período chuvoso, os maiores valores de TE foram registrados nos estratos sul e Rio Doce 30S (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 29*). Com relação aos tubarões, ao longo dos 3 anos de monitoramento foram registrados um total de 45 grupos (*Material Suplementar A6MSbS4, Tabela 1*). A maior TE das campanhas do período chuvoso e seco, foi registrada durante o Ano 1 com 0,007 e 0,004 grupos/km, respectivamente (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 30*).

#### 5.4.2.8 Aves Marinhas – Sobrevoos Tripulados

Ao longo dos 3 anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, foram registrados um total de 139 grupos do atobá-marrom (*Material Suplementar A6MSbS4, Tabela 1*). Comparando as TE nos estratos ao sul e ao norte do Rio Doce, em todas as campanhas do período chuvoso e seco, os valores registrados ao sul foram maiores (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 31*). Foram registrados um total de 1.457 grupos de aves marinhas classificadas como pertencentes à família Sternidae (*Material Suplementar A6MSbS4, Tabela 1*). Comparando as campanhas do período chuvoso e seco, o maior valor de TE total do grupo foi registrado durante o período chuvoso do Ano 2 (0,099 grupos/km) e durante o período seco do Ano 3 (0,155 grupos/km) (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 32*). Comparando as TE nos estratos ao sul e ao norte do Rio Doce, em todas as campanhas do período chuvoso e seco, os valores registrados ao sul foram maiores (*Material Suplementar A6MSbS4, Figura 32*).

#### 5.4.2.9 Discussão – Sobrevoos Tripulados

De acordo com a modelagem de dispersão da pluma com poluentes, a região ao sul da foz do Rio Doce recebeu o maior aporte de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão (Marta-Almeida et al. 2016; Magris et al. 2019), coincidindo com a área de maior densidade de cetáceos e tartarugas ao longo das cinco campanhas de sobrevoos. Essa sobreposição indica que essas populações sofreram impacto agudo pelo contato direto com o material oriundo da barragem logo após a sua chegada no ambiente marinho apesar de continuarem utilizando a área para alimentação e forrageio. Nunes et al. 2021 demonstraram que três espécies de aves marinhas apresentaram esse mesmo padrão, utilizando a mesma área e seus recursos alimentares mesmo após o rompimento da barragem, mas como consequência houve uma diminuição de elementos essenciais (e.g. Mn e Zn) nos tecidos amostrados, e um incremento de elementos considerados não-essenciais (e.g. As e Cd).

Análises realizadas com espécimes de toninha e boto-cinza encalhados ao longo do litoral do Espírito Santo, apontaram altas concentrações de metais pesados como Fe, Mn, Cd, Cu e Zn (RA 2019, RT 23). Esses metais podem se acumular nos músculos, fígado e rim (Gerpe et al. 2002; Moura et al. 2012), causando danos como diminuição do sucesso reprodutivo, alterações do sistema nervoso e



imunodeficiência (Krishna et al. 2003). Os efeitos crônicos, resultantes do contato contínuo dessas espécies com agentes químicos oriundos do rompimento da barragem, sobre a viabilidade populacional de cetáceos e tartarugas é um fator preocupante e, assim, o monitoramento da abundância e distribuição dessas populações ameaçadas a longo prazo é chave para avaliar esses impactos.

### 5.4.3 Bioacústica

Para a avaliação da variação espaço-temporal dos cetáceos acusticamente identificados foram utilizadas duas análises complementares: (1) cálculo das Capturas por Unidade de Esforço (CPUE) aplicada como um índice de abundância relativa e (2) cálculo das densidades de Kernel com determinação do grau de concordância através do coeficiente *W* de Kendall para avaliação das áreas de ocupação e extensão das ocorrências das espécies nos três anos de monitoramento. Para tal, foi determinado como uma unidade de registro ou ponto de presença de uma espécie, as cadeias de cliques localizadas e os assobios georreferenciados pelo veleiro. Portanto, uma unidade de registro foi representada pela sua espécie, latitude, longitude, data (DD/MM/AAAA) e hora (HH:MM:SS), gerando as densidades que foram relativizadas pelo esforço correspondente às milhas náuticas navegadas no devido ano.

#### 5.4.3.1 Ocorrência e distribuição dos cetáceos identificados.

Os cetáceos visualmente e acusticamente identificados correspondem às espécies *Sotalia guianensis* (boto cinza), *Tursiops truncatus* (golfinho nariz de garrafa), *Steno bredanensis* (golfinho de dentes rugosos) e *Pontoporia blainvillei* (toninha). O *Material Suplementar A6MSbS5* apresenta os mapas de registros que conjuntamente resultaram nos mapas de densidade apresentados abaixo e na descrição dos parâmetros acústicos para cada uma das espécies em cada um dos anos.

As abundâncias relativas por CPUE para as espécies identificadas por ano estão apresentadas na Tabela 111. *Sotalia guianensis* foi a espécie mais abundante nos anos 1 e 2, seguida por *Tursiops truncatus*. No ano 3, *Steno bredanensis* teve a maior abundância relativa, seguida por *Sotalia guianensis*. *Pontoporia blainvillei* foi a espécie menos abundante nos anos 1 e 2; e no ano 3, juntamente com *Tursiops truncatus*, apresentou baixa CPUE em comparação com as outras espécies.

Tabela 111: Cálculo das Capturas por Unidade de Esforço estimado com base no número de cadeias de cliques e assobios de cetáceos localizados em relação à distância percorrida durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3.

| Espécie                       | Ano   | Distância percorrida | Nº de cadeias | CPUE  |
|-------------------------------|-------|----------------------|---------------|-------|
| <i>Sotalia guianensis</i>     | Ano 1 | 741,205 MN           | 80            | 0,108 |
| <i>Tursiops truncatus</i>     |       |                      | 70            | 0,094 |
| <i>Pontoporia blainvillei</i> |       |                      | 45            | 0,061 |
| Não identificado              |       |                      | 34            | 0,046 |
| <i>Sotalia guianensis</i>     | Ano 2 | 814,273 MN           | 183           | 0,225 |
| <i>Tursiops truncatus</i>     |       |                      | 114           | 0,140 |

| Espécie                       | Ano   | Distância percorrida | Nº de cadeias | CPUE  |
|-------------------------------|-------|----------------------|---------------|-------|
| <i>Pontoporia blainvillei</i> |       |                      | 42            | 0,052 |
| <i>Steno bredanensis</i>      |       |                      | 63            | 0,077 |
| Não identificado              |       |                      | 98            | 0,120 |
| <i>Sotalia guianensis</i>     | Ano 3 | 526,182 MN           | 35            | 0,067 |
| <i>Tursiops truncatus</i>     |       |                      | 5             | 0,010 |
| <i>Pontoporia blainvillei</i> |       |                      | 12            | 0,023 |
| <i>Steno bredanensis</i>      |       |                      | 153           | 0,291 |
| Não identificado              |       |                      | 77            | 0,146 |

CPUE= Captura por unidade de esforço; MN= milhas náuticas

Considerando os três anos de monitoramento, a distribuição e áreas de maior ocorrência de cada uma das espécies investigadas se sobrepuseram entre si e com as áreas mais impactadas pela pluma de rejeitos. Além disso, embora seja possível observar diferenças na extensão das áreas de ocorrência e densidades para cada uma das espécies, foi possível confirmar a existência de “hotspots” previamente identificados em resultados apresentados anteriormente: área costeira ao redor da foz do Rio Doce, com destaque para o sul desta; e áreas recifais costeiras e de plataforma continental da APA Costa das Algas. Em termos da concordância das densidades distribuídas pela área de estudo, a espécie *Pontoporia blainvillei* foi a que apresentou maior grau de concordância ( $W=0,703$ ) (Tabela 112) ao longo dos três anos de monitoramento, indicando uma possível fidelidade dessa espécie às áreas costeiras ao redor da foz do Rio Doce. As demais espécies apresentaram grau de concordâncias menores e, portanto, maior variabilidade das ocorrências e distribuição na área de estudo ao longo dos três anos.

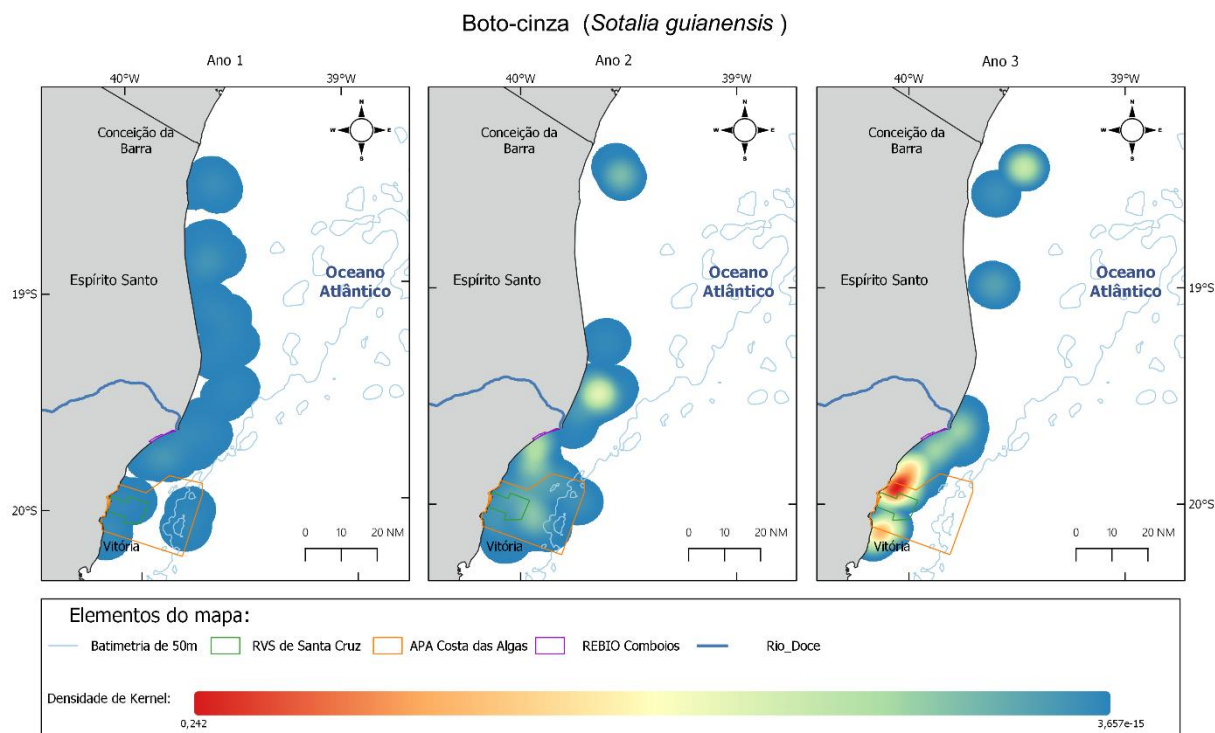
Tabela 112: Resultados da análise de concordância de Kendall W para as densidades de Kernel das espécies de cetáceos durante os três anos de monitoramento. Resultados apresentados por X<sup>2</sup>: valor do qui-quadrado; p: valor de p para nível de significância de 0,05; W:

| Espécie                   |                | Anos 1, 2 e 3. | Anos 1 e 2 | Anos 2 e 3 | Anos 1 e 3 |
|---------------------------|----------------|----------------|------------|------------|------------|
| <i>Sotalia guianensis</i> | X <sup>2</sup> | 1431665        | 1107192    | 1170355    | 1122515    |
|                           | p              | <0,001         | <0,001     | <0,001     | <0,001     |
|                           | W              | 0,573          | 0,665      | 0,703      | 0,674      |
| <i>Tursiops truncatus</i> | X <sup>2</sup> | 1362308        | 1189779    | 1033176    | 1009706    |
|                           | p              | <0,001         | <0,001     | <0,001     | <0,001     |
|                           | W              | 0,545          | 0,714      | 0,620      | 0,606      |
| <i>Steno bredanensis</i>  | X <sup>2</sup> |                |            | 863780     |            |
|                           | p              |                |            | <0,001     |            |
|                           | W              |                |            | 0,519      |            |

| Espécie                       |                | Anos 1, 2 e 3. | Anos 1 e 2 | Anos 2 e 3 | Anos 1 e 3 |
|-------------------------------|----------------|----------------|------------|------------|------------|
| <i>Pontoporia blainvillei</i> | X <sup>2</sup> | 1756495        | 1401773    | 1307780    | 1148487    |
|                               | p              | <0,001         | <0,001     | <0,001     | <0,001     |
|                               | W              | 0,703          | 0,842      | 0,785      | 0,689      |

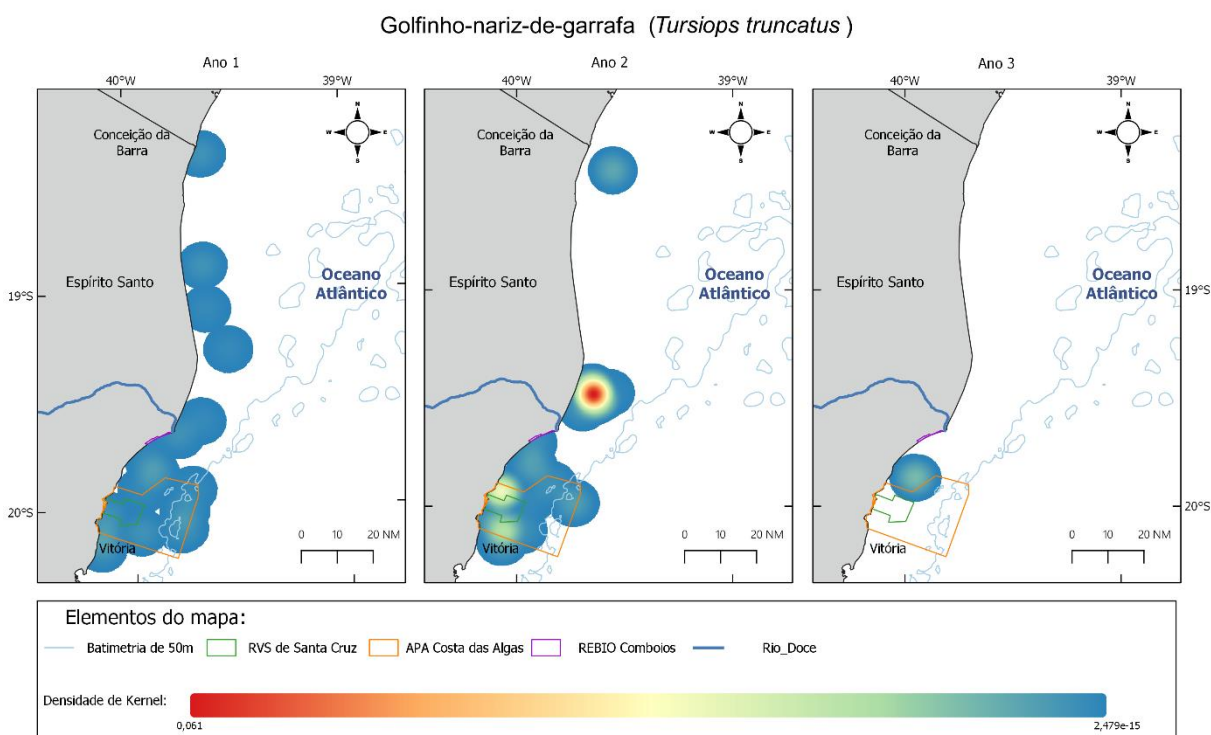
De forma particular, *Sotalia guianensis* apresentou ampla distribuição ao longo dos três anos amostrados, ocorrendo ao longo de toda área navegada. As análises de Kernel mostraram maiores densidades nos anos 2 e 3, especialmente nas áreas costeiras ao redor da foz do Rio Doce (Figura 664), incluindo as delimitações correspondentes à Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas e Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) de Santa Cruz. A análise de Kendall apontou um grau de concordância relativamente baixo ( $W=0,573$ ) para essa espécie considerando conjuntamente os três anos de monitoramento. De forma pareada, o menor nível de concordância foi nos anos 1 e 2 ( $W=0,665$ ) e o maior nos anos 2 e 3 (0,703), indicando modificação nas distribuições das densidades dessa espécie na área de estudo (Tabela 112).

Figura 664: Mapas da densidade de Kernel para boto cinza (*Sotalia guianensis*) nos três anos de monitoramento acústico passivo do PMBA/FEST-RRDM.



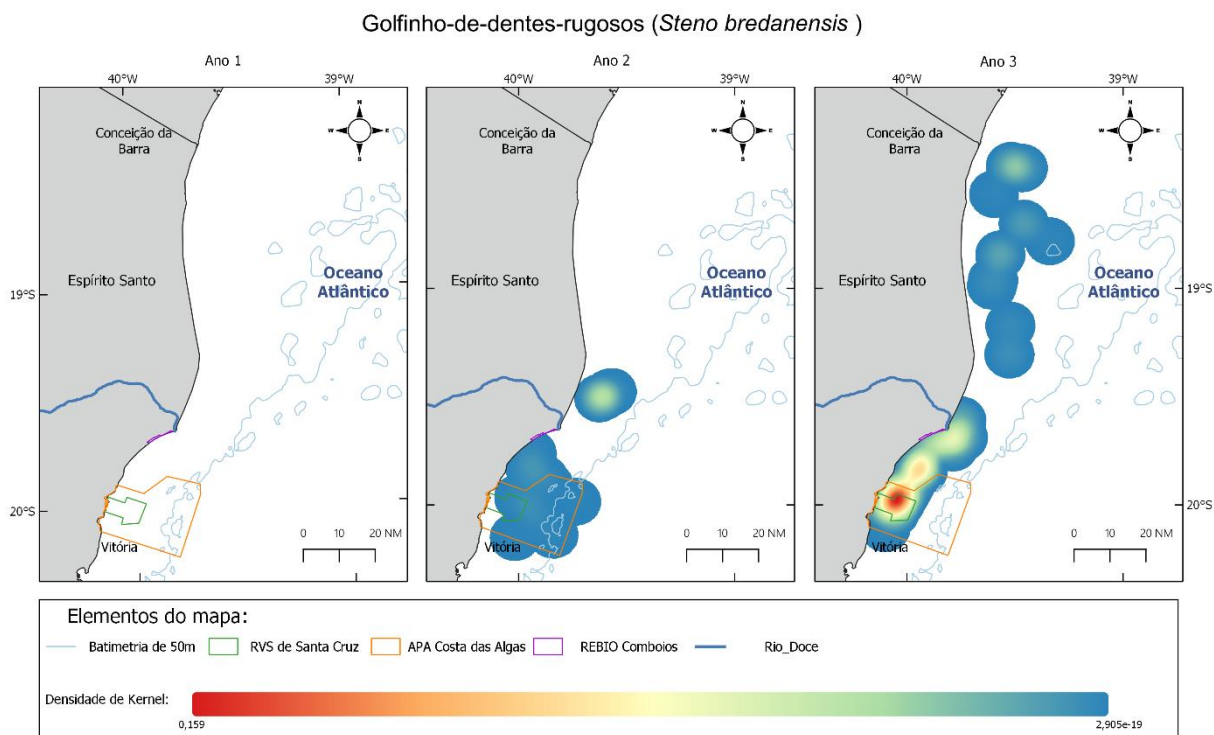
*Tursiops truncatus* encontrou-se distribuído em áreas costeiras e oceânicas. Assim como *Sotalia guianensis*, concentrou-se ao redor da foz do Rio Doce, destacando-se no ano 2 com maiores densidades ao norte dessa área (Figura 665). O coeficiente de concordância de Kendal para essa espécie ao longo dos três anos foi relativamente baixo ( $W=0,545$ ), apresentando diferenças entre anos pareados (mínimo de 0,606 e máximo de 0,714), indicando que há uma variabilidade na distribuição e ocorrência dessa espécie (Tabela 112).

Figura 665: Mapas da densidade de Kernel para golfinho nariz de garrafa (*Tursiops truncatus*) nos três anos de monitoramento acústico passivo do PMBA/FEST-RRDM.



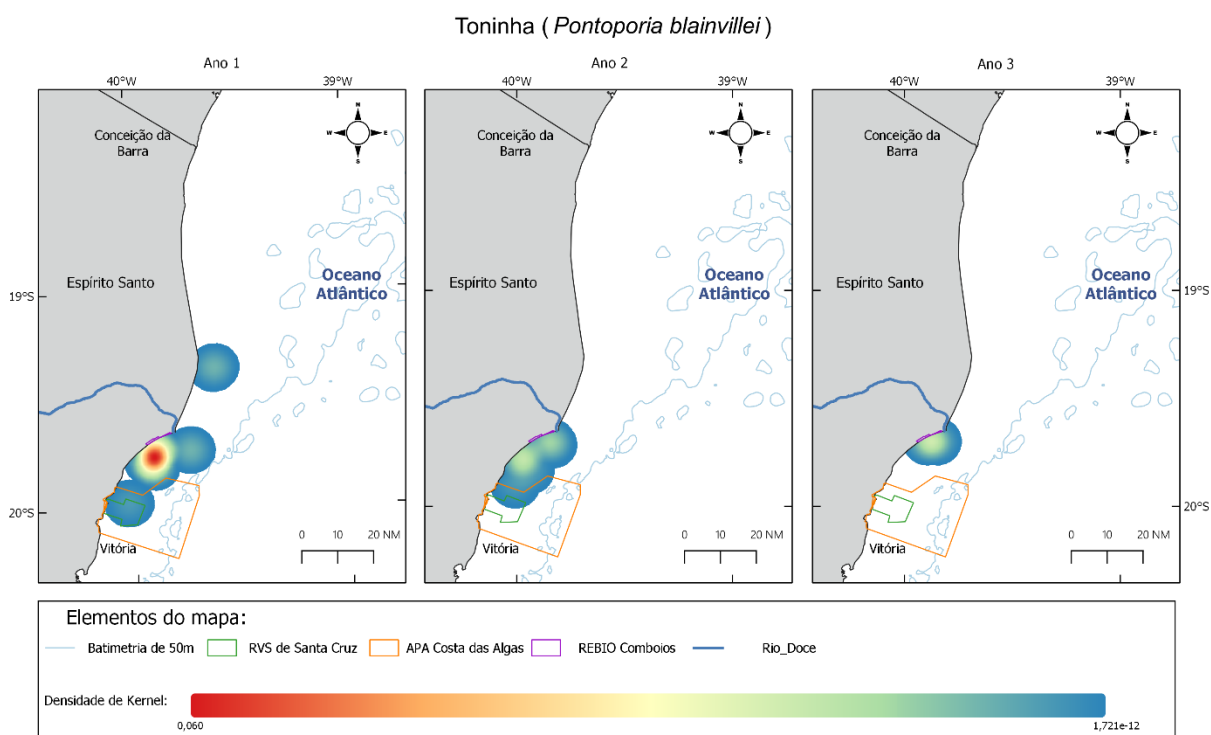
A espécie *Steno bredanensis* foi acusticamente registrada nos anos 2 e 3, mostrando-se no ano 2 concentrada nas áreas ao redor da foz do Rio Doce e no ano 3 apresentou distribuição mais ampla, com maiores densidades ao sul da foz do Rio Doce, principalmente nas delimitações correspondentes às duas Unidades de Conservação localizadas nesta região: Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas e Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) de Santa Cruz (Figura 666). Uma vez que *Steno bredanensis* foi acusticamente identificado somente nos anos 2 e 3, a análise de concordância foi aplicada para esses dois anos e indicou baixo grau de associação entre as densidades de Kernel ao longo da área (Tabela 112).

Figura 666: Mapas da densidade de Kernel para golfinho-de-dentes- rugosos (*Steno bredanensis*) nos três anos de monitoramento acústico passivo do PMBA/FEST-RRDM.



A população remanescente da toninha da área de manejo FMA la apresentou distribuição mais restrita em comparação com as demais espécies. As maiores densidades foram encontradas ao sul da foz do Rio Doce nos três anos de monitoramento, com a maioria das ocorrências fora das Unidades de Conservação APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz (Figura 667). A toninha foi a espécie que apresentou maior grau de concordância entre sua ocorrência e distribuição ao longo dos três anos de estudo ( $W=0,703$ ). As análises considerando os anos pareados mostraram altas concordâncias especialmente entre os anos 1 e 2 ( $W=0,842$ ) e 2 e 3 ( $W=0,785$ ) (Tabela 112). Isso indica possivelmente alta fidelidade de área, sendo as regiões costeiras ao redor da foz do Rio Doce críticas para essa espécie.

Figura 667: Mapas da densidade de Kernel para toninha (*Pontoporia blainvillei*) nos três anos de monitoramento acústico passivo do PMBA/FEST-RRDM.



As diferenças observadas nos três anos podem ser resultado da dinâmica de diferentes fatores condutores da distribuição e densidade de cetáceos. Características ambientais são determinantes na distribuição e abundância de recursos alimentares e, conseqüentemente, influenciam na distribuição e uso do habitat pelos cetáceos (Hastie et al. 2004, Torres et al. 2008). Além da presença das presas, as características abióticas também apresentam grande influência na distribuição e uso das áreas pelos animais investigados (Lambert et al. 2014, Godoy et al. 2015, Arcangeli et al. 2016, Paradell et al. 2019).

Portanto, tendo em vista a grande fluidez do ambiente marinho, e, especialmente para cetáceos, somente monitoramentos a longo prazo podem gerar um entendimento ecossistêmico em toda sua complexidade.

#### 5.4.3.2 Conclusões

A integração dos resultados de quatro diferentes metodologias evidenciaram uma concentração significativamente maior da megafauna marinha em três regiões distintas, aqui chamadas de Hot-spots da megafauna na região: 1) área costeira da foz do Rio Doce e cerca de 30 km ao sul desta, 2) áreas recifais costeiras e de plataforma continental da APA Costa das Algas, 3) plataforma continental norte do Espírito Santo associada provavelmente à área dos Recifes Esquecidos. Ressalta-se que as maiores concentrações da megafauna se encontram próximos ou dentro das áreas mais impactadas pela lama de rejeito.



Em dois desses host-spots identificados (sul da foz do Rio Doce e Apa Costa das Algas) ficou evidente a grande intensidade de uso como área de alimentação dos animais avistados, indicando uma possível vulnerabilidade das espécies a incorporação de poluentes através da cadeia alimentar (com possíveis efeitos da biomagnificação) e a possíveis consequências de alterações ecossistêmicas (com influencia na qualidade e quantidade de recursos alimentares) derivadas dos impactos causados pela lama da rejeito.

Ressalta-se a presença de uma população de cetáceo isolada pertencente a uma espécie altamente ameaçada que é a toninha (*Pontoporia brainvillei*). No período monitorado, foi constatada a presença que não mais do que 194 fêmeas em idade reprodutiva e há indícios de redução gradativa da área de ocupação desse restrito grupo de animais com predominância ao sul do foz do Rio Doce, área mais impactada pela lama de rejeito. Dessa forma, medidas de proteção e recuperação dessa área visando a redução desse e demais impactos que atingem essa e as demais espécies são urgentes.

## 6 ANEXO 1 – ECOTOXICOLOGIA

As campanhas amostrais realizadas durante o monitoramento foram caracterizadas quanto aos padrões sazonais de precipitação para a região de estudo. Para a bacia hidrográfica do Rio Doce, o regime de chuvas está dividido em período seco, compreendido entre os meses de abril e setembro, e período chuvoso, entre os meses de outubro e março. Sendo assim, o Anexo 1 realizou amostragens ao final de três períodos tidos como secos (Campanha 1 - set/out 2018, Campanha 3 – set/out 2019 e Campanha 6 – jul/ago 2021) e de três períodos considerados como chuvosos (Campanha 2 - jan/fev 2019, Campanha 4 – jan/fev 2020 e Campanha 5 – jan/fev 2021). Durante todo o período de monitoramento, o regime de chuvas seguiu o padrão de sazonalidade histórico da região. Todavia, ao se comparar o período chuvoso do Ano 1 com o dos anos seguintes, ficou evidente o aumento de chuvas de um ano para o outro (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Neste sentido, o período chuvoso do Ano 1 foi o que apresentou menor acumulado de precipitação em todo o período do PMBA/Fest-RRDM (Relatório Semestral de Evolução 2021, PMBA/Fest-RRDM). As vazões médias e máximas diárias para período chuvoso do Ano 1 (519 e 2.584 m<sup>3</sup>/s) foram muito inferiores às obtidas no Ano 2 (988 e 5.179 m<sup>3</sup>/s), e Ano 3 (873 e 2.889 m<sup>3</sup>/s). Apesar do Ano 2 também apresentar valores menores do que a mediana climatológica registrada para a região, nos meses fevereiro e março de 2020, houve um significativo aumento na vazão fluvial, onde os valores medianos ultrapassaram em 28% (fev/2020) e 93% (mar/2020) aqueles reportados por Oliveira e Quaresma (2017), e em 182% (fev/2020) e 350% (mar/2020) se comparados aos mesmos meses do Ano 1 (fevereiro e março de 2019). É importante indicar também que nos meses de outubro e novembro de 2019, os valores medianos de vazão do Rio Doce foram maiores no Ano 1 do que no Ano 2, porém, a partir de dezembro de 2019, a vazão aumentou em relação aos valores medidos para o Ano 1 (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Para o período chuvoso do Ano 3, a vazão média apresentou valor próximo à obtida no Ano 2. O regime de chuvas é um fator importante a ser considerado na avaliação espaço-temporal dos diversos parâmetros bióticos e abióticos monitorados, pois influencia diretamente no aporte de poluentes. Dados gerados pelo PMBA/Fest-RRDM indicaram que para o ambiente marinho, a vazão do Rio Doce foi o principal fator que determinou as diferenças entre os resultados obtidos no Ano 1 e períodos seguintes (Relatório Semestral 2020 PMBA/Fest-RRDM). Estimativas realizadas pelo PMBA/Fest-RRDM na estação amostral localizada em frente ao porto de Linhares/ES (P21), considerada como uma seção de referência de toda a contribuição da bacia hidrográfica para o aporte ao mar adjacente, indicaram fluxos de sedimento, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e metais (principalmente Fe e Mn), superiores nos períodos chuvosos dos Anos 2 e 3 com relação ao período chuvoso do Ano 1. Neste contexto, o presente relatório apresenta as implicações destas mudanças sazonais sobre os diferentes parâmetros ecotoxicológicos monitorados na região marinha adjacente à foz do Rio Doce.

## 6.1 FOZ DO RIO DOCE E REGIÕES MARINHAS ADJACENTES: METAIS E ARSÊNIO EM AMOSTRAS DE ÁGUA E SEDIMENTO

Em cada uma das 25 estações amostrais marinhas, em cada campanha, foram coletadas amostras de água de superfície e fundo, assim como amostras de sedimento para determinação de metais e Arsênio (As). No caso da água de ambas as profundidades, as concentrações de metais e As foram determinadas na fração total e dissolvida. Os elementos analisados foram: Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn). Além disso, parâmetros físico-químicos, como temperatura, condutividade, salinidade, pH e oxigênio dissolvido, foram avaliados nas amostras de água de fundo e de superfície, como previsto pelo TR4. Os dados dos parâmetros físico-químicos da água do mar amostrados pelo Anexo 1- Ambiente Marinho não foram apresentados neste relatório, porém, estão disponíveis para consulta no banco de dados do PMBA/Fest-RRDM (Planilha de Dados Brutos PMBA/Fest-RRDM, Anexo 1).

Os padrões espaciais e temporais de contaminação da água e sedimento por metais e As nos diferentes pontos do ambiente marinho foram explorados por meio de Análises de Componentes Principais (PCA). Para facilitar a visualização e interpretação dos resultados, foram utilizadas apenas as concentrações de metais dissolvidos na água, que representam a fração do metal presente no ambiente circundante, passível de ser absorvida pela biota e causar toxicidade. Os resultados para ambas as matrizes (água e sedimento) coletadas durante as seis Campanhas efetuadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM serão apresentados a seguir. É importante indicar que os metais Níquel (Ni) e Alumínio (Al) foram analisados a partir da Campanha 3 (set/out 2019 – período seco).

Vamos primeiramente recapitular os padrões observados para os dados de amostras de água obtidos ao longo dos Anos 1 e 2 e já apresentados no relatório anual anterior por meio de PCAs (RRDM, 2020; RT36D). Nas avaliações passadas, foi possível observar que os níveis de elementos-alvo nas amostras de água marinha seguiram um padrão espacial que se repetiu ao longo das quatro primeiras Campanhas do Anexo 1, com ligeiras alterações. Além disto, fica evidente que as Campanhas do Ano 1 (set/out 2018 e jan/fev 2019) compartilharam mais semelhanças entre si, sendo isto verdadeiro também para as Campanhas realizadas durante o Ano 2 (set/out 2019 e jan/fev 2020). É importante frisar que o padrão que foi observado seguiu uma lógica geográfica, estando as áreas amostrais agrupadas, de forma geral, em: (1) região da foz do Rio Doce e áreas imediatamente ao sul e ao norte, as quais foram bem caracterizadas pelos metais Cd, Pb e Zn; (2) regiões localizadas mais ao sul da foz do Rio Doce, sendo estas bem caracterizadas por Mn, As, Cu e Al; e (3) regiões localizadas mais ao norte da foz do Rio Doce, as quais apresentaram relações mais fracas com os metais Zn, Pb e Cd. Por fim, é interessante comentar o comportamento apresentado pelo Fe, que se demonstrou muito bem relacionado à região da foz do Rio Doce (FRD) nas Campanhas do Ano 1, mas passou a apresentar relações mais fortes com a região de GUA, localizada mais ao sul, nas Campanhas do Ano 2.

Para os resultados do Ano 3, podemos observar na PCA gerada para os dados de amostras de água coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2019 – período chuvoso) (Figura 668) que diferentes localidades do ambiente marinho estiveram associadas a metais específicos. Por exemplo, a região da

APA/REVIS (CA2, CA3, CA5) e Degredo (DEG2), apresentaram as maiores concentrações de Al, As, Pb, Ni e Cd dissolvido, e a região de Abrolhos (ABR2 e ABR4) se mostrou mais associada aos metais Zn e Hg. Já os metais Fe e Mn, indicadores da presença dos rejeitos, mostraram-se mais associados à região da Foz (FRD6 e FRD10) e região de Degredo (DEG1), ponto localizado imediatamente ao norte da desembocadura do Rio Doce. Para o caso das amostras de água obtidas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 669), é possível observar que os pontos FRD6, FRD10, FRD8, localizados na foz do Rio Doce, VIX1, CA4 e CA1, localizados ao sul da foz do Rio Doce e ABR4, ABR2, localizados em Abrolhos, foram bem caracterizados pelos elementos Cr, Fe, Mn e Zn. Por outro lado, os pontos CA5 e CA3, ao sul da foz do Rio Doce, apresentaram os maiores níveis de As, Al e Pb. Por fim, as estações amostrais CA2 e DEG2, também localizadas logo no entorno na desembocadura do rio, foram bem caracterizadas pelos metais Ni e Cd. Sendo assim, os resultados referentes às quantificações de metais/As em amostras de água no ambiente marinho coletadas ao longo do Ano 3 indicam que as regiões localizadas no entorno da foz do Rio Doce e ao sul desta região estiveram mais contaminadas, fortalecendo a ideia de que este rio atua como uma importante fonte de contaminação inorgânica, por metais, na região.

Figura 668 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) na água de fundo (fração dissolvida) coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)], e Abrolhos (ABR).

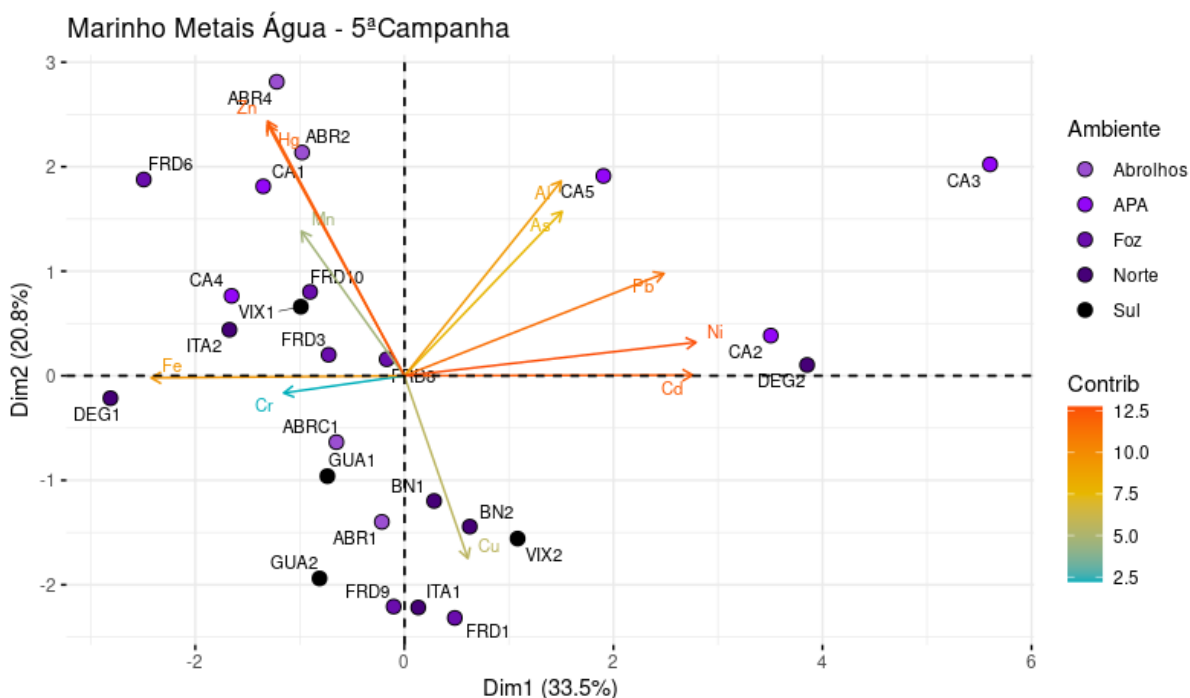
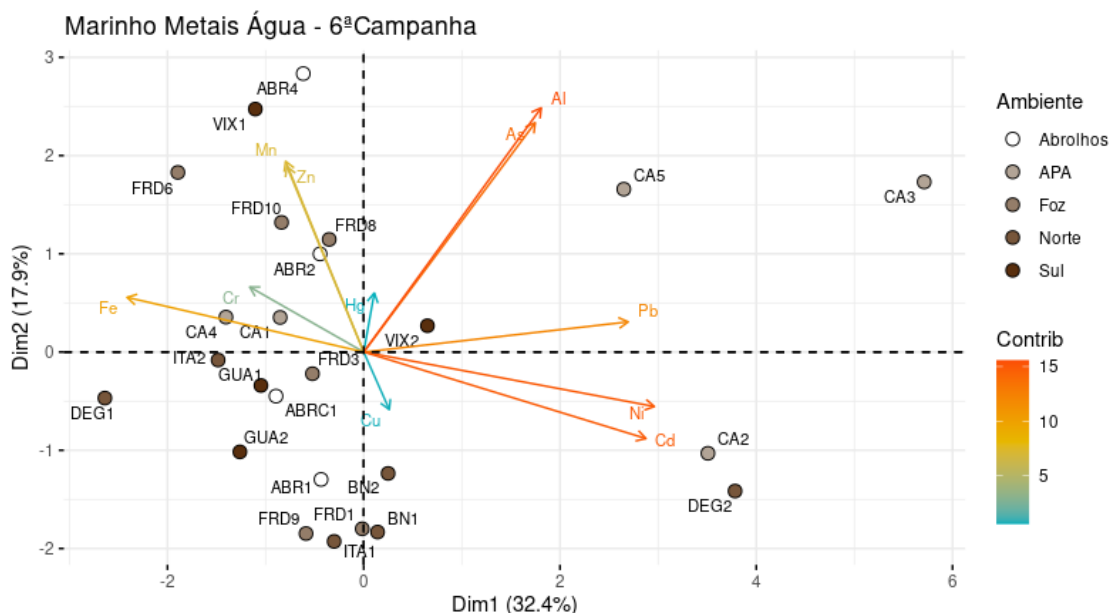


Figura 669- Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) na água de fundo (fração dissolvida) coletada na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)], e Abrolhos (ABR).



Vamos passar agora para os resultados obtidos nos relatórios passados em relação à contaminação de amostras de sedimento, já apresentados em detalhes anteriormente (RRDM, 2020; RT36D). Como descrevemos no relatório anual passado, foi possível observar que a composição de metais/metaloide determinados em amostras de sedimento do ambiente marinho adjacente à foz do Rio Doce ao longo dos Anos 1 e 2 apresentaram uma clara tendência espacial que se repetiu, com pequenas variações, ao longo das quatro primeiras Campanhas realizadas pelo Anexo 1 no período. Este padrão seguiu uma tendência geográfica, sendo as estações amostrais da região da foz do Rio Doce e localidades imediatamente ao sul e ao norte as mais afetadas. Por exemplo, em todas as Campanhas dos Anos 1 e 2, os elementos Hg, Fe e As estiveram, de forma geral, muito bem relacionados à região da Costa das Algas (CA), a qual se encontra logo ao sul da foz do Rio Doce. Por outro lado, as localidades na foz do Rio Doce (FRD) e imediatamente ao norte, em Degredo (DEG), foram bem caracterizadas pelos metais Cr, Mn, Zn, Pb e Cu ao longo dos primeiros dois anos de monitoramento.

Em conformidade aos padrões de contaminação do sedimento observados para os Anos 1 e 2 de monitoramento, foi possível observar para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (Figura 670), realizada no Ano 3 de monitoramento, um padrão de contaminação espacial mais concentrado nas regiões mais próximas da foz do Rio Doce, pois a maior parte dos metais esteve associada aos pontos na foz (FRD1, FRD3, FRD8, FRD9, FRD10), APA/REVIS (CA1 e CA3) e região de Degredo (DEG1 e DEG2), visto que os metais Ni, Cr, Cd, Pb, Cu e Fe caracterizaram bem os pontos FRD1, FRD3, FRD6 e FRD9, e DEG2. Já os elementos Hg, As, Zn e Mn apresentaram maiores níveis nas

amostras de sedimento coletadas nos pontos FRD8, FRD10, DEG1, GUA2, CA1 e CA3. De forma similar, os dados obtidos durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 671) também demonstram que as amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e áreas imediatamente ao sul e ao norte foram as mais contaminadas. Por exemplo, as amostras oriundas dos pontos CA3, CA4, DEG2, FRD3 e FRD6 apresentaram os maiores valores de Cr, Pb, Cd e Cu. Já o sedimento dos pontos GUA2, CA1, FRD9, FRD10, DEG1 e ABRC1 tiveram as maiores concentrações de Hg, As, Zn, Al, Fe e Mn.

Figura 670 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)], e Abrolhos (ABR).

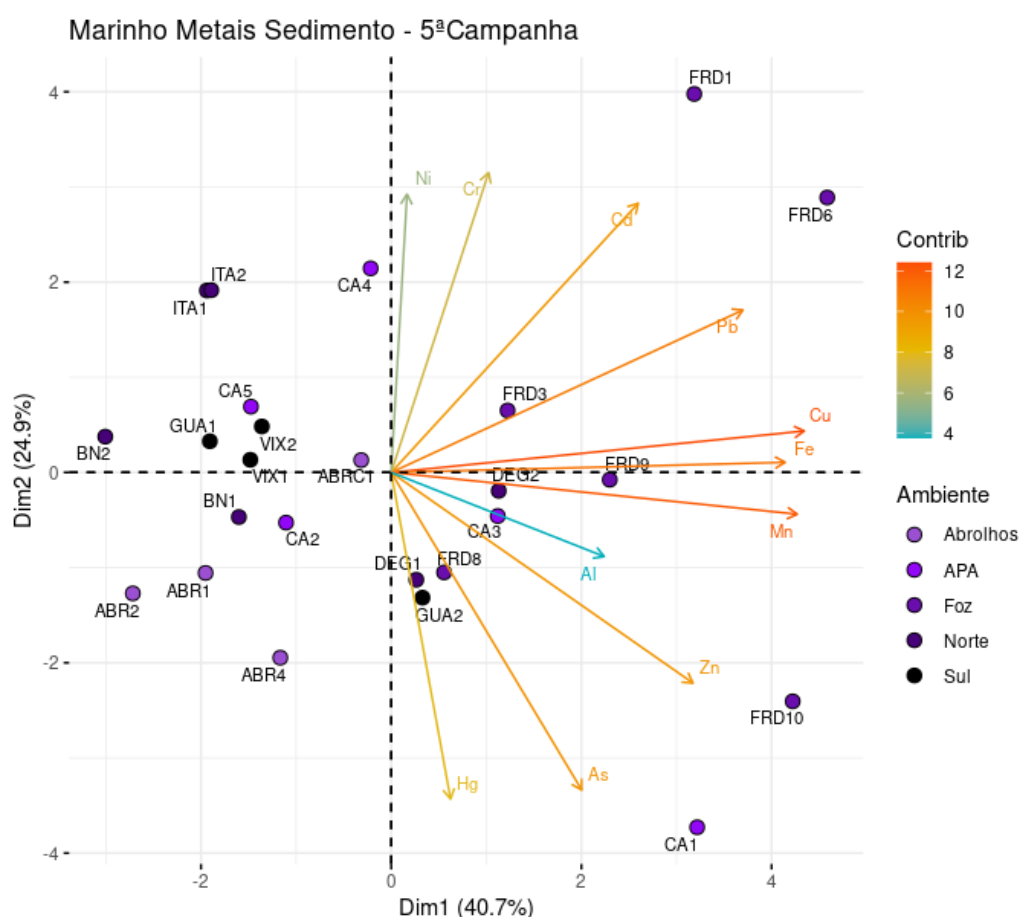
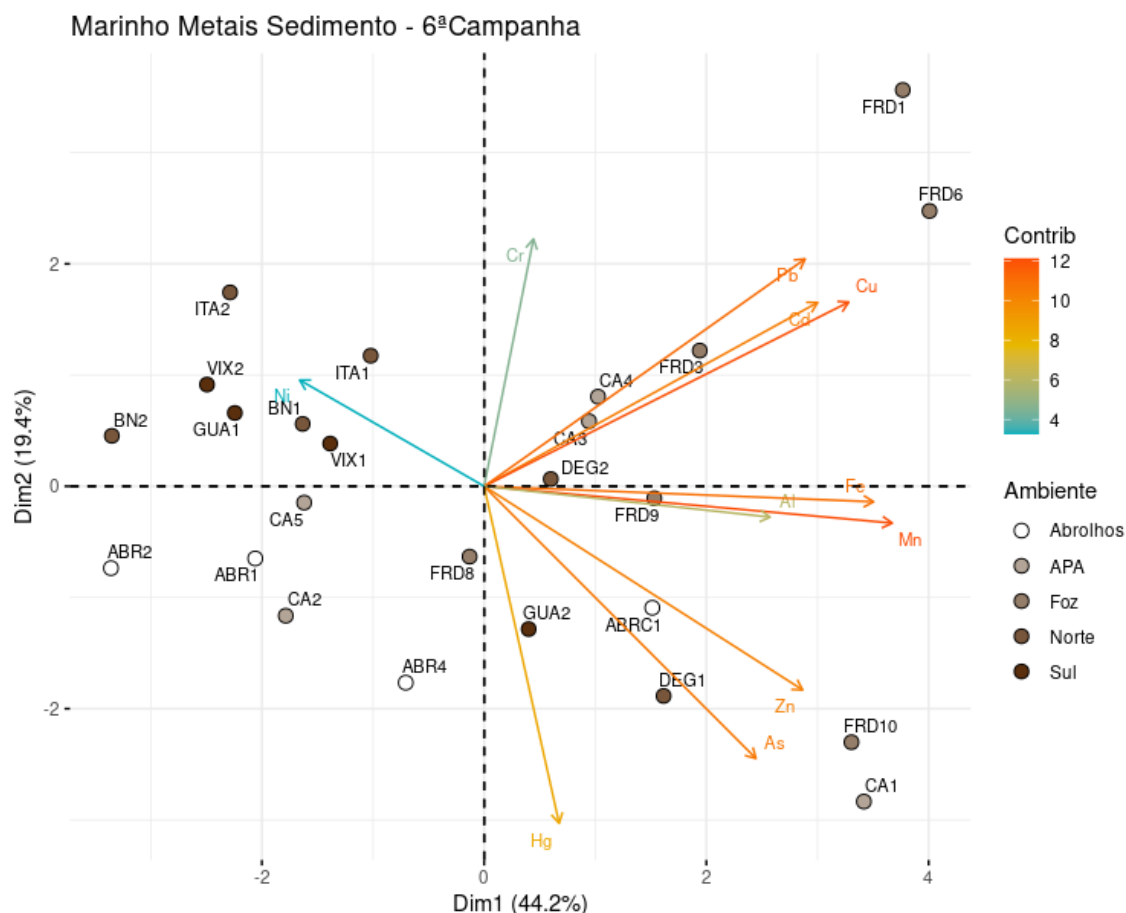




Figura 671 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas na foz do Rio Doce e regiões marinhas adjacentes durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)], e Abrolhos (ABR).



## 6.2 PADRÕES DE BIOACUMULAÇÃO DE METAIS ARSÊNIO

A análise da bioacumulação de metais e As nas espécies coletadas na malha amostral marinha do Anexo 1 foi executada a fim de verificar as possíveis relações entre a biodisponibilidade de metais no ambiente e biomarcadores (respostas biológicas). Foram coletadas, sempre que possível, espécies representantes de diferentes níveis da cadeia trófica marinha para análise da acumulação de metais e de biomarcadores. De forma geral, os organismos coletados foram divididos em quatro grupos principais: (1) *pools* de fito e zooplâncton, (2) camarão (três espécies, camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri*, camarão rosa *Farfantapeneus spp.* e camarão branco *Litopenaeus schmitti*); (3) peixes (espécies de diferentes guildas tróficas); e (4) hidrocorais (*Millepora alcicornis*) e corais (*Mussimilia hartti*), sendo este último grupo coletado apenas na região de Abrolhos. Além disso, as análises realizadas em camarões e peixes consideraram diferentes tecidos (brânquias, músculo e hepatopâncreas/fígado). Os peixes coletados no ambiente marinho foram categorizados em dois

grupos (grupo I: onívoros/herbívoros e grupo II: carnívoros), conforme seu índice trófico obtido via plataforma FISHBASE. A lista de espécies e número de indivíduos coletados por ponto se encontra no *Material Suplementar A1MS2, Quadros 1 e 2*. O grupo taxonômico referido em alguns momentos neste relatório como plâncton engloba uma comunidade diversa de organismos pertencentes ao fitoplâncton e protozooplâncton marinho, com tamanhos entre 63 e 200  $\mu\text{m}$ , assim como zooplâncton, que compreende a comunidade planctônica com tamanhos maiores a 200  $\mu\text{m}$ . Ambos os compartimentos (fitoplâncton e zooplâncton) foram coletados com o objetivo de avaliar efeitos na base da cadeia trófica.

Os padrões espaciais de contaminação da biota por metais e As nos diferentes pontos do ambiente marinho foram explorados por meio de Análises de Componentes Principais (PCA). Por outro lado, para uma análise integrada (comparação espaço-temporal entre as 6 Campanhas) dos dados de acumulação de metais na biota, foi calculado um Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação), baseado no princípio do IBR (Respostas Integradas de Biomarcadores) (BELIAEFF e BURGEOT, 2002; DEVIN et al., 2014). O IBR integra diferentes respostas biológicas para obter um indicativo sintético e ao mesmo tempo holístico do estado de “saúde” dos organismos analisados. Fórmulas detalhadas estão descritas na literatura citada, mas em resumo, o cálculo do IBR considera a área de um triângulo definido pelos valores padronizados de duas variáveis sucessivas, levando em consideração a variabilidade e o número total de variáveis inseridas. Para obter o valor final, várias permutações são executadas alterando a ordem das variáveis biológicas analisadas. Com auxílio de uma plataforma online, disponibilizada pelos autores do método, calculamos os índices de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) e de resposta biológica (IBR biomarcador), sendo este último apresentado na próxima sessão. Para cada grupo de organismos estudado (plâncton, camarões e peixes) foi calculado um valor de IBR bioacumulação referente a cada campanha e a cada setor.

De fato, para uma melhor organização e interpretação dos dados, os pontos amostrais foram agrupados em setores, sendo estes: Sul (englobando os pontos de Guarapari e Vitória), APA (com os pontos na Costa das Algas), Foz (pontos da foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). O setor Abrolhos se destaca dos demais, inclusive do setor Norte, por ser uma área dominada pela influência da água tropical (BONEKER et al., 2014; DIAS et al., 2015) que é caracterizada por baixos teores de nutrientes, resultando em baixos valores de abundância zooplanctônica (FIGUEIREDO et al., 2018). Logo, além de ser influenciada por massas d'água com características diferentes, apresenta teores de nutrientes significativamente mais baixos que os demais setores da malha amostral do Anexo 1. Esses fatores influenciam fortemente na abundância e composição da comunidade planctônica, como observado em relatórios anteriores do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2019; RT-19F e RT-19G). Nestes trabalhos anteriores foi destacado, por exemplo, que no setor Abrolhos há baixa diversidade zooplanctônica, dominância de *Paracalanus spp.*, e picos de abundância do gênero *Oithona* (como observado em estudos anteriores realizados na área, e.g. FIGUEIREDO et al., 2018). Embora a maioria dos outros setores também tenham alta frequência de *Paracalanus spp.*, além de diversas espécies em comum, suas comunidades são dominadas por espécies diferentes (RRDM, 2019; RT-19G). Consequentemente, essas diferenças oceanográficas e de dominância das comunidades fito e zooplanctônicas possuem padrões que podem confundir a interpretação de resultados relativos às

respostas fisiológicas e bioquímicas. Sendo assim, optamos por interpretar as respostas de bioacumulação e de biomarcadores das comunidades planctônicas amostradas no setor Abrolhos de forma separada.

Vamos agora resumir os resultados obtidos ao longo dos Anos 1 e 2 no que se refere à quantificação de metais/As em amostras de plâncton coletadas no ambiente marinho e analisadas pelas PCAs, lembrando que estas informações estão detalhadas no relatório anual anterior (RRDM, 2020; RT36D). Para a Campanha 1 (set/out 2018), a maioria dos metais analisados tanto no fitoplâncton quanto no zooplâncton, com destaque para o Zn, Cd, Cr e Cu, caracterizaram bem as amostras coletadas no ponto Barra Nova (BN), ao norte da foz do Rio Doce. Por outro lado, os elementos Fe, Pb e Mn, determinados em ambos os grupos, se apresentaram em maior concentração nos pontos Costa das Algas (CA) e Vitória (VIX), localizados ao sul da foz do Rio Doce. Seguindo para os resultados da Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), novamente a localidade CA apresentou-se bem caracterizada pelos metais Zn, Cd, Cu e Fe, em ambos os compartimentos (fitoplâncton e zooplâncton). Foi observado também que a localidade FRD esteve bem associada ao elemento Fe, como possível efeito de uma maior vazão fluvial neste período. Além disto, as amostras coletadas em DEG, localidade imediatamente ao norte da foz, apresentaram maiores valores de Pb e Cr. Por sua vez, os resultados da Campanha 3 (set/out 2019 – período seco) indicaram uma forte associação das localidades DEG, VIX, FRD e CA com a maioria dos metais analisados, incluindo As, Cr, Zn, Mn, Hg, Cd e Ni, nos dois grupos taxonômicos analisados. Por outro lado, os resultados da Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) demonstraram um perfil espacial de contaminação um pouco diferente das demais Campanhas realizadas durante os Anos 1 e 2, visto que as amostras de fitoplâncton e zooplâncton obtidas na região FRD foram bem caracterizadas pelos elementos As, Ni, Cu e Cr, enquanto o plâncton coletado em localidades mais ao norte da foz do Rio Doce (BN e ITA) tiveram as maiores concentrações dos elementos Fe, Mn, Pb, Cd, Zn e Hg. Já as localidades DEG e CA mostraram-se fortemente relacionadas com o Al em ambos os grupos avaliados. Cabe ressaltar aqui, que as análises dos metais Ni e Al foi feita somente a partir do Ano 2.

Passando para a descrição dos padrões espaciais obtidos ao longo do Ano 3, é possível observar que a ordenação obtida através da PCA construída para os dados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) mostrou que todos os metais analisados no fitoplâncton estiverem mais associados aos pontos FRD1, FRD3, FRD6 e FRD8, relativos à foz do Rio Doce, e GUA2, localizado ao sul desta região, e grande parte dos metais mensurados no zooplâncton estiveram mais associados aos pontos DEG2, CA2, CA3 e CA4, também localizados ao sul da foz do Rio Doce (Figura 672). Para o caso da PCA feita com os dados da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), um padrão espacial um pouco diferente foi observado, visto que os metais Fe e Al determinados em fitoplâncton e zooplâncton caracterizaram bem os pontos ao sul VIX1, GUA1 e GUA2, mas também algumas localidades ao norte, como ITA2 e BN2. Apesar disso, todos os outros elementos ainda se apresentaram mais bem relacionados aos pontos na foz do Rio Doce e, principalmente, a regiões ao sul, como CA3, CA4, CA5, VIX2, FRD8 e FRD10. Porém, os pontos ao norte, DEG1, BN1 e ITA1, também foram caracterizados por alguns destes elementos, como Ni, Pb, Mn, Cr e Cu (Figura 673).

Com relação à comparação da concentração de metais/As no plâncton marinho coletado ao longo do Ano 3 com os organismos obtidos em avaliações pretéritas ao rompimento da barragem de Fundão, pode-se observar que os níveis de Fe obtidos durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) ainda estão elevados, sendo os maiores valores médios registrados para os períodos chuvosos de 2020 e 2021, coincidindo com períodos de maior vazão do Rio Doce. Adicionalmente, outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Hg e Pb, ainda são encontrados em níveis elevados no plâncton, mesmo após seis anos do rompimento da barragem (*Material Suplementar A1MS2, Quadro 3*). Tendo em vista o ciclo de vida relativamente curto dos organismos planctônicos, é sugerido que os altos níveis de metais acumulados neste grupo de organismos, em comparação aos valores pretéritos à chegada dos rejeitos de mineração no ambiente marinho, reflitam uma biodisponibilização constante de metais na região marinha.

Figura 672- Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de plâncton [fito (\_f) e zooplâncton (\_z)] coletadas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)].

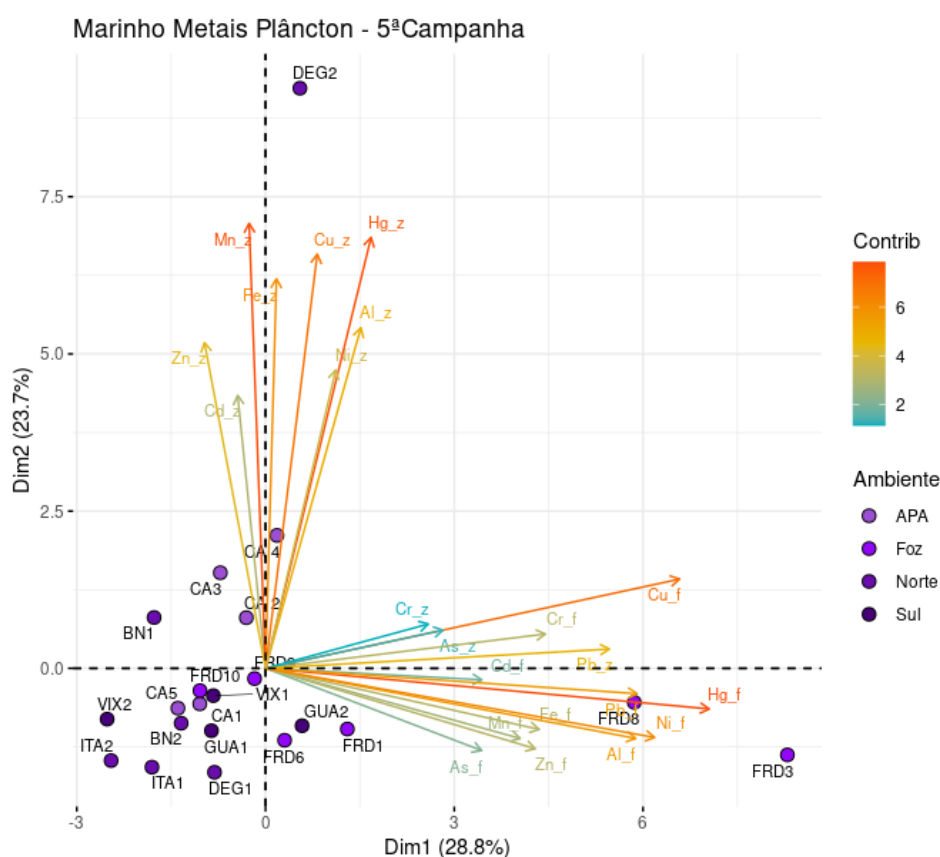
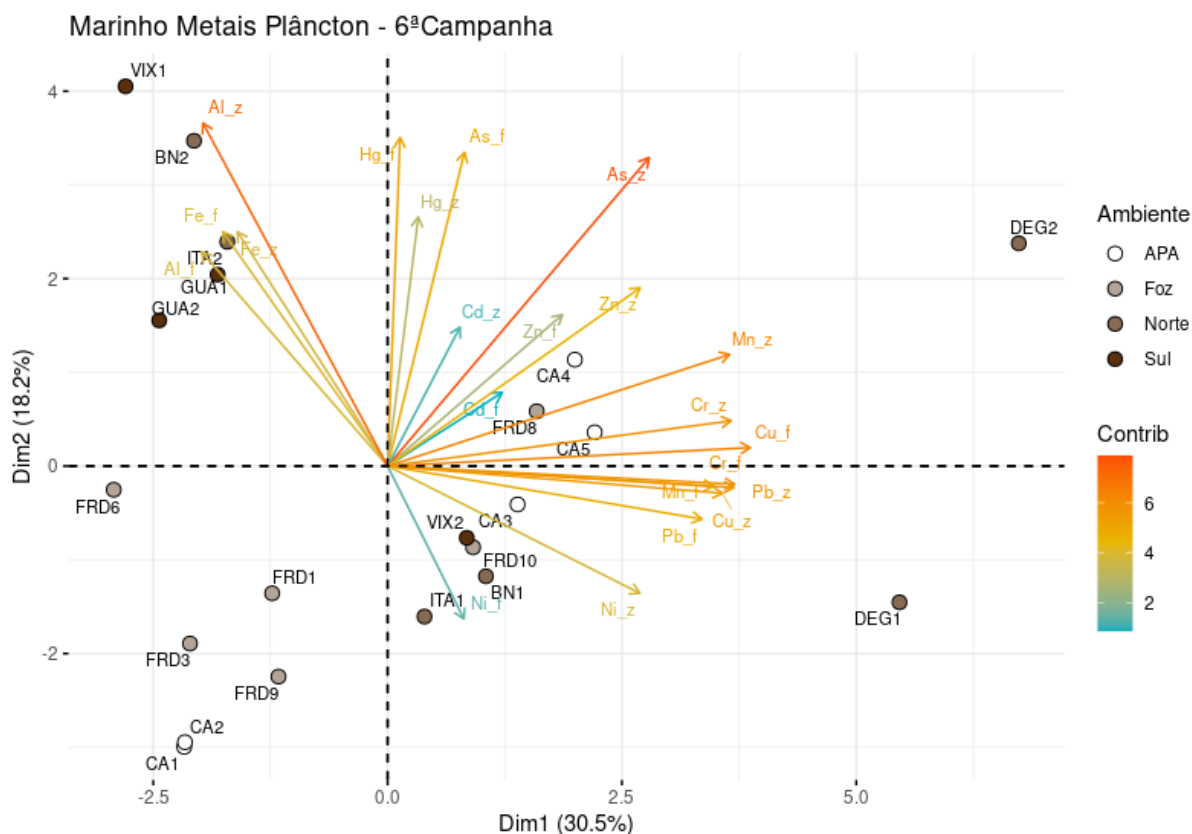


Figura 673 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de plâncton [fito (\_f) e zooplâncton (\_z)] coletadas durante a Campanha 6 (período chuvoso, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX) e Guarapari (GUA)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)].



O IBR bioacumulação estimado para o plâncton (fitoplâncton e zooplâncton em conjunto) demonstrou marcantes variações espaço-temporais nos níveis totais de acumulação e nas concentrações individuais dos elementos ao longo de todo o período de monitoramento. Na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) o setor mais impactado foi o setor APA (Figura 674), caracterizado principalmente pelas altas concentrações dos elementos As, Mn e Pb no plâncton (Figura 675). O segundo setor mais impactado, com níveis totais de acumulação próximos ao setor APA, foi o setor Norte, onde destacaram-se maiores concentrações de Zn, Cd, Cr e Cu (Figura 675). De maneira semelhante à Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), o setor APA destacou-se também na Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) pelo alto nível de bioacumulação de metais no plâncton, embora os elementos que tenham se destacado nesta última Campanha (Cu, Cd e Zn) tenham sido diferentes daqueles que se destacaram na Campanha 1 (Figura 675). Por outro lado, houve uma diminuição nos níveis totais de metais no setor Norte e um leve aumento no setor Foz, relacionado principalmente ao aumento nos teores de As e Fe no plâncton deste último setor, possivelmente como consequência do maior aporte de metais para esta região durante a estação de maior pluviosidade. Já os resultados de IBR bioacumulação obtidos para a Campanha 3 (set/out 2019 – período seco) mostraram uma maior

homogeneidade entre os diferentes setores, decorrente de uma demarcada diminuição temporal nos níveis de metais no setor APA e setor Norte, comparado ao Ano 1 de monitoramento. A Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) foi caracterizada por um expressivo aumento temporal na bioacumulação de metais no setor Foz, assim como um aumento na bioacumulação no setor Norte, comparado à Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) e Campanha 3 (set/out 2019 – período seco). Para o setor Foz, os elementos que se destacaram na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) foram o As, o Cr e o Mn, enquanto os metais Fe, Zn e Mn, se sobressaíram no setor Norte (Figura 675). Os resultados do IBR bioacumulação para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) apontaram que no plâncton amostrado na foz do Rio Doce, a bioacumulação foi maior do que nos demais setores, de forma similar ao observado na Campanha anterior, indicando um alto grau de contaminação neste setor. Apesar disto, o valor de IBR acumulação no setor Norte baixou para níveis comparáveis aos das Campanhas 2 (jan/fev 2019) e 3 (set/out 2019). Os elementos que melhor caracterizaram este elevado valor do índice no setor Foz foram As, Fe, Cr e Pb, praticamente os mesmos que caracterizaram este setor durante a Campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 675). Para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), é possível observar uma diminuição intensa no valor de IBR bioacumulação no setor Foz, o qual chegou próximo aos níveis mais baixos observados ao longo dos três anos. Por outro lado, houve um aumento no setor Norte, chegando próximo aos níveis observados durante a Campanha 4 (jan/fev 2021) (Figura 675). Os elementos que melhor caracterizaram o IBR bioacumulação neste setor foram Hg, As e Cr (Figura 675).

Em termos gerais, é possível observar que os valores de IBR bioacumulação no plâncton marinho ao longo dos três anos de monitoramento apresentaram grande variação espaço-temporal. Durante o Ano 1, a contaminação destes organismos foi evidentemente maior nos setores APA e Norte, principalmente durante a primeira avaliação. Os níveis de metais/As no plâncton só voltaram a aumentar durante a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), com elevações expressivas, principalmente, no setor Foz e no setor Norte. Esta elevada contaminação no setor Foz perdurou até a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), mas reduziu drasticamente no último período de avaliação, enquanto a contaminação do plâncton no setor Norte que estava menor na Campanha 5 voltou a aumentar na Campanha 6 – jul/ago 2021 – período seco).

É importante destacar que as avaliações de monitoramento ecotoxicológico ocorridas a partir da Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) foram realizadas após um evento extremo relacionado com a maior pluviosidade e vazão registrada no âmbito do PMBA/ Fest-RRDM para a bacia do Rio Doce (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/ Fest-RRDM). Considerando a estação P21, localizada em Linhares, as vazões médias e máximas foram 519 e 2.584 m<sup>3</sup>/s, no período chuvoso do Ano 1 (out/2018 a mar/2019), e 988 e 5.179 m<sup>3</sup>/s, no Ano 2 (out/2019 a mar/2020), respectivamente. Além disso, os resultados das análises químicas apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, mostraram que houve uma tendência de aumento da concentração de praticamente todos os metais totais na água do Rio Doce, principalmente para o As e para os metais Ba, Cr, Fe, Mn, Pb, V e Zn. Certamente, este maior aporte de elementos na região costeira próxima à foz do Rio Doce durante este período chuvoso (Campanha 4 - jan/fev 2020) refletiu nos maiores níveis



de bioacumulação de metais na comunidade planctônica (Figura 674). Além do setor Foz, o setor Norte, que se destacou nas Campanhas 1 (set/out 2018) e 4 (jan/fev 2020), também constitui uma área criticamente afetada, visto que os processos costeiros favorecem a deposição dos sedimentos fluviais a partir da deriva litorânea no sentido norte (OLIVEIRA et al., 2015).

Figura 674 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados para o plâncton coletado durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas).

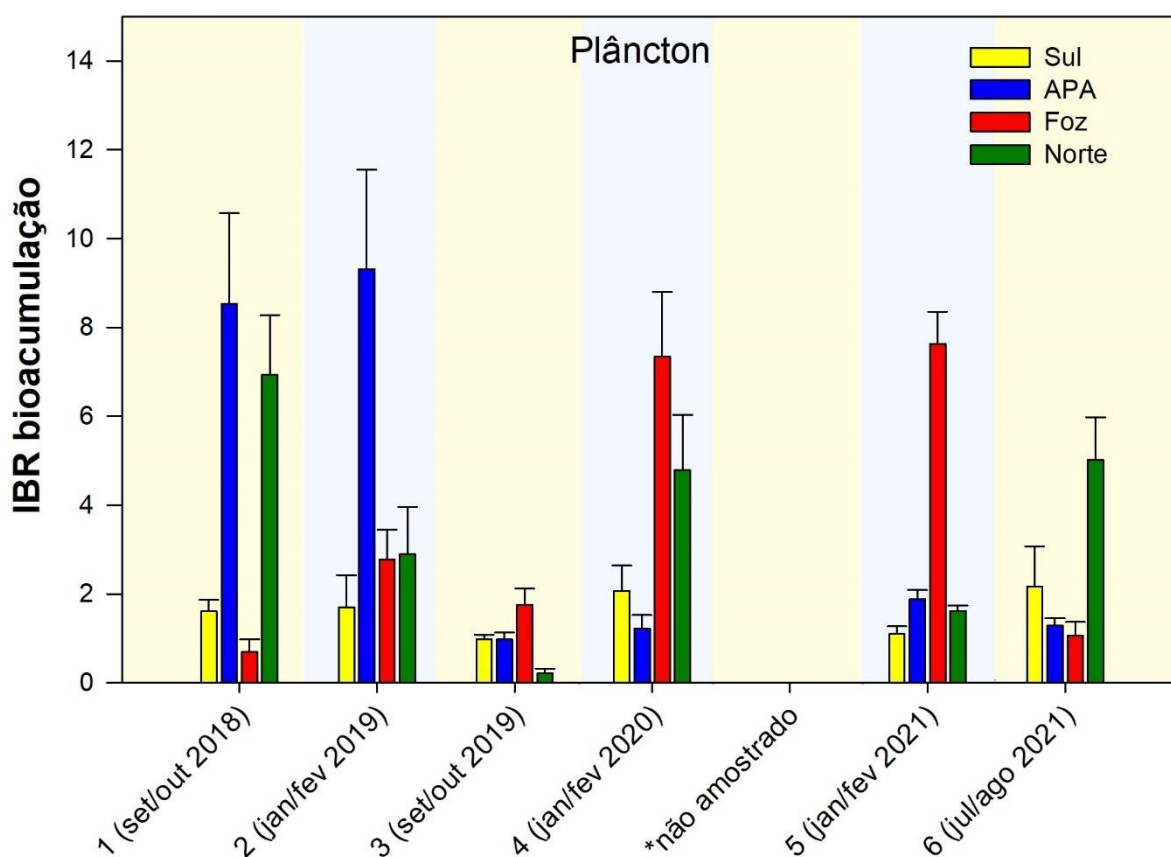
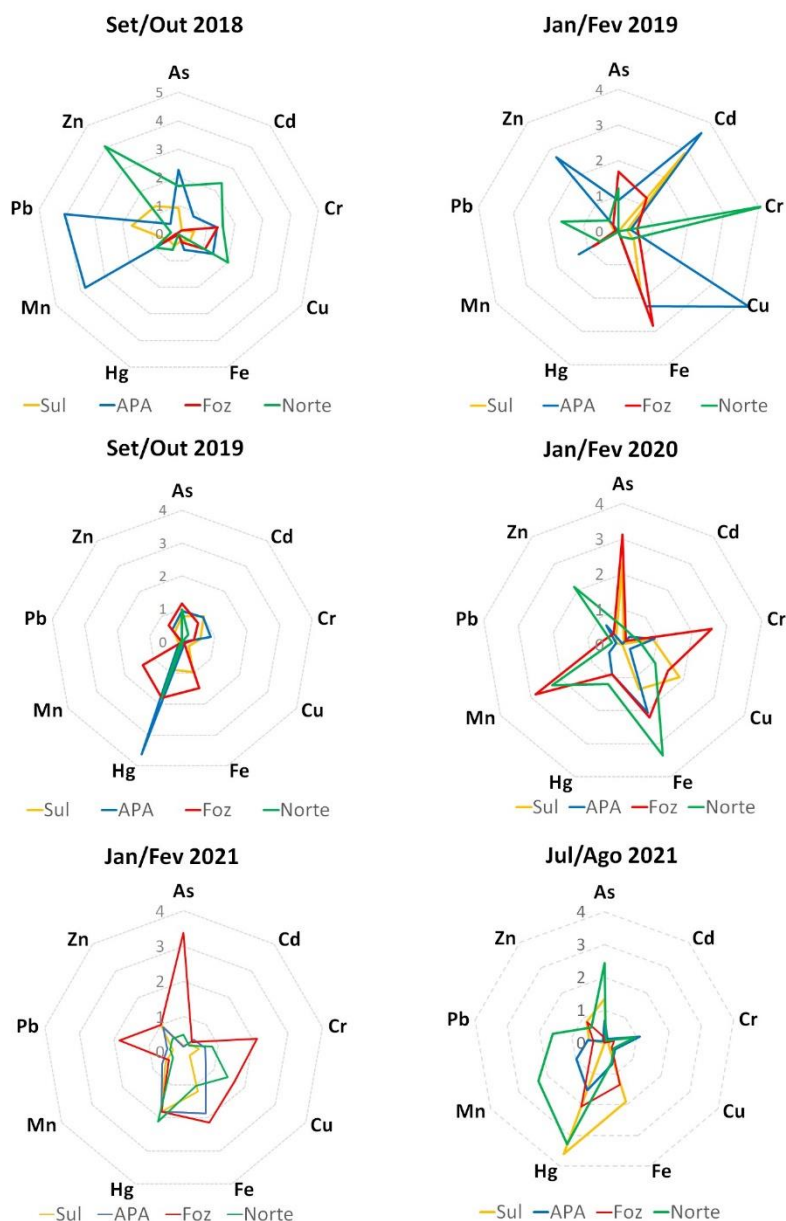


Figura 675 – Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados para o plâncton coletado durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice.



Vamos agora resumir os resultados obtidos ao longo dos Anos 1 e 2 no que se refere à quantificação de metais/As em amostras de camarões coletadas no ambiente marinho e analisadas pelas PCAs, lembrando que estas informações estão detalhadas no relatório anual anterior (RRDM, 2020, RT36D). Durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), a análise multivariada indicou uma maior associação de praticamente todos os elementos com as localidades da foz do Rio Doce (FRD), Degredo

(DEG) e Costa da Algas (CA). Por outro lado, para a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) foi encontrado um padrão mais difuso na bioacumulação, visto que os elementos-alvo se distribuíram bem nas amostras de camarão obtidas por toda a malha amostral avaliada. Já para a Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), foi observado um padrão de contaminação muito semelhante à Campanha 1 (set/out 2018), também realizada na estação seca, visto que praticamente todos os elementos mensurados nos três tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) estiveram bem associados com as localidades da foz do Rio Doce (FRD), Degredo (DEG) e Costa da Algas (CA). A distribuição dos elementos nas diferentes localidades monitoradas durante a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) apresentou algumas semelhanças com as Campanhas anteriores, uma vez que as localidades da foz do Rio Doce (FRD) e Degredo (DEG) se agruparam com os elementos As, Fe, Al, Mn e Cr, analisados nos três tecidos de camarões, enquanto os elementos Mn, Ni, Cu, Cd e Hg estiveram mais associados com a localidade de Barra Nova (BN). Sendo assim, é evidente que o padrão espacial de distribuição dos elementos-alvo nos tecidos dos camarões ao longo dos Anos 1 e 2 esteve bem relacionado com a região costeira em frente à foz do Rio Doce, incluindo os pontos mais próximos ao sul e ao norte.

Com relação à descrição dos padrões espaciais de contaminação de camarões obtidos ao longo do Ano 3, é possível observar que a ordenação obtida através da PCA construída com os dados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (Figura 676) evidenciou uma associação dos pontos da foz do Rio Doce (FRD) e de Degredo (DEG) com a maioria dos elementos avaliados, principalmente dos metais Fe, Mn e Zn com o ponto FRD1 e dos elementos As, Cd e Cu com o ponto DEG1. Adicionalmente, o ponto VIX1, ao sul da foz, também foi bem caracterizado pelos metais Cd e Pb. De forma semelhante, para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 677) também foi possível observar que as localidades FRD e DEG foram as mais bem caracterizadas pela composição de todos os elementos-alvo, mas agora o ponto ITA1 também foi relacionado aos metais Cd, Pb e Cr. Sendo assim, para o Ano 3, a região da foz do Rio Doce ainda parece ser a mais relevante no que tange à ocorrência de metais/As no tecido de camarões marinhos, mas agora estes elementos parecem estar deixando de se espalhar nos animais ao sul, concentrando-se nos animais ao norte, chegando, inclusive, em animais obtidos em Itaúnas, como evidenciado pela mudança de perfil espacial de contaminantes observado na transição entre a Campanha 5 (jan/fev 2021) e Campanha 6 (jul/ago 2021).

Em relação a comparações com dados históricos, relacionados às concentrações de metais em músculo de camarões, é possível observar que os valores de Cd, Cr e Pb encontrados nos camarões durante o Ano 3 foram maiores em praticamente todas as áreas amostradas quando comparados a dados pretéritos ao PMBA, mas posteriores à chegada da lama (*Material Suplementar A1MS2, Quadro 4*). Este resultado indica um padrão de contaminação crônico e crescente na malha amostral do presente estudo.

Figura 676 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)].

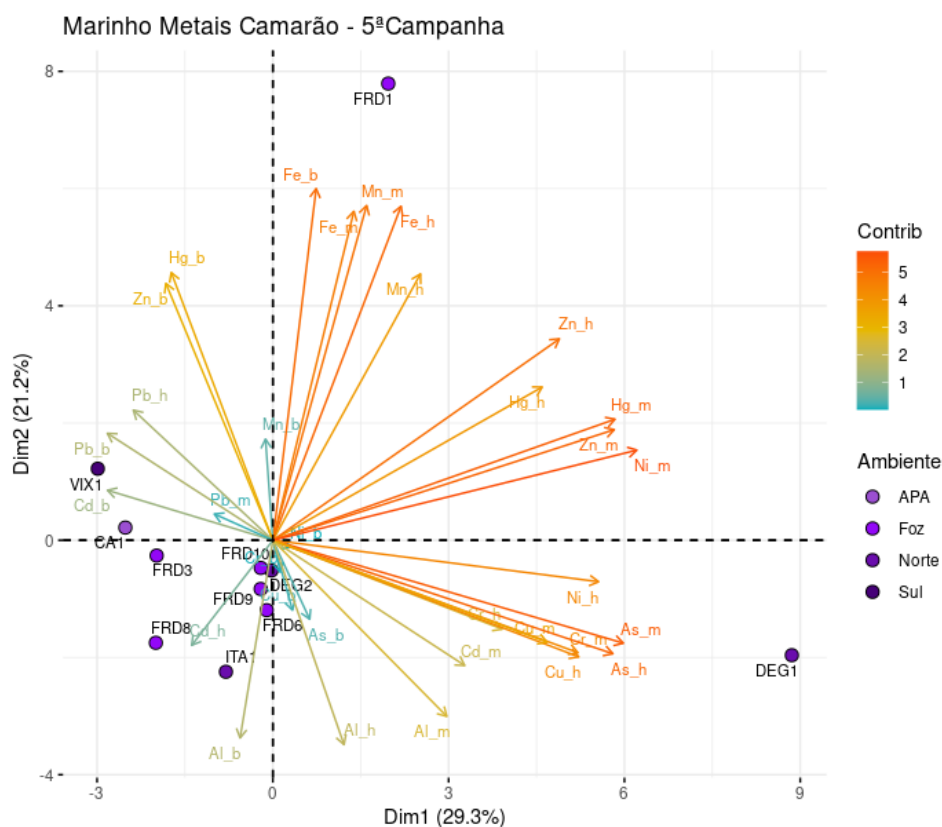
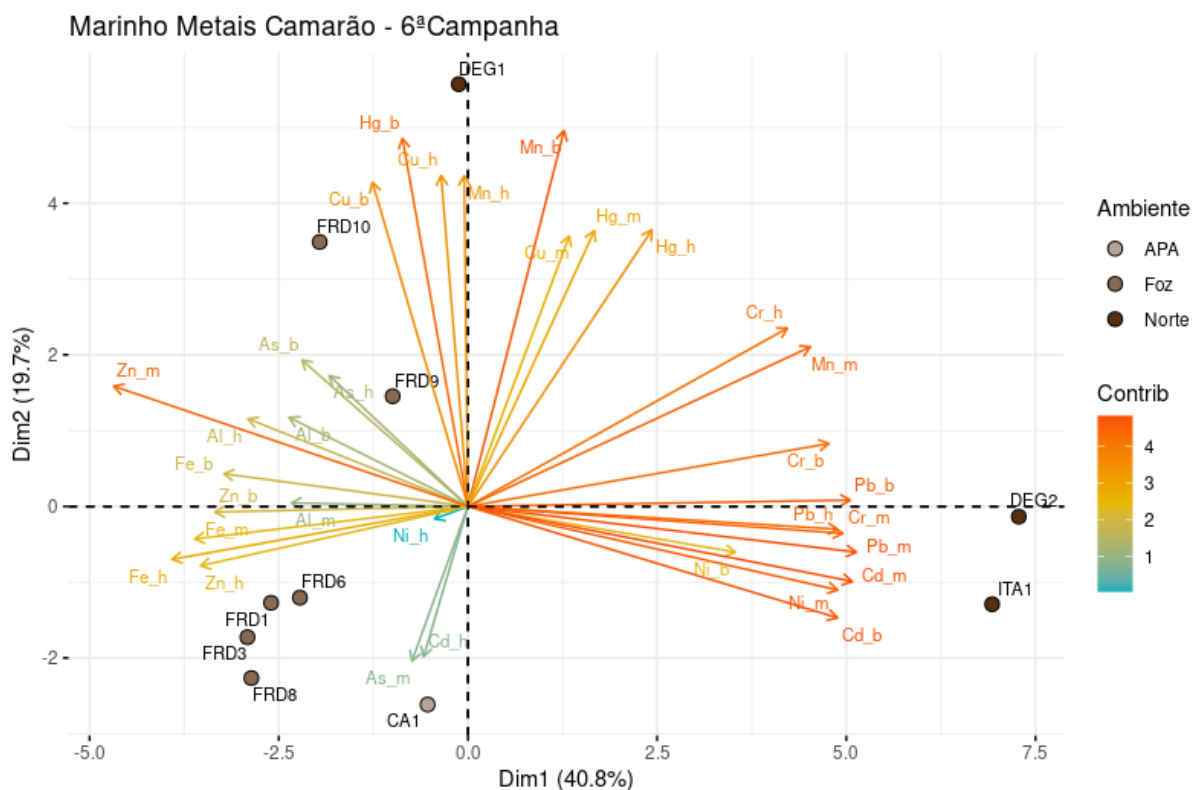


Figura 677 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões marinhos coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA)], Foz [fóz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)].



Através do Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) em camarões marinhos (Figura 678), foi possível realizar comparações espaciais no âmbito dos três anos de monitoramento. Neste contexto, o setor Foz se destacou em todas as Campanhas como o setor onde os camarões apresentaram maiores níveis teciduais de metais. Para a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), também merecem destaque os setores APA e Norte, este último com níveis de bioacumulação próximos ao setor Foz. Por outro lado, numa visão temporal, percebe-se uma diminuição nos níveis teciduais de metais no Ano 2 (out/2019 a mar/2020), em todos os setores, comparados às Campanhas realizadas no Ano 1 e Ano 3. Outro padrão interessante foi observado ao longo do Ano 3, o qual indica que os animais ao sul primeiramente apresentaram altos valores de IBR, como observado na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), mas deixaram de apresentar relevância na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), período no qual os animais do setor Norte passaram a possuir altos valores do índice.

Outro ponto interessante é o fato de o Fe continuar se destacando como um metal abundante nos tecidos de camarões, principalmente no setor Foz, na maioria das Campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, com exceção da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 679). Esse resultado evidencia o aporte contínuo de Fe na foz do Rio Doce, a qual se encontra sob maior influência

do aporte fluvial e, portanto, dos rejeitos que ainda estão no Rio Doce. De fato, resultados gerados pelo PMBA-Fest/RRDM, indicaram que as descargas de fundo, tanto em suspensão como total foram, na maior parte dos meses do Ano 2 (out/2019 a mar/2020), muito superiores aos valores obtidos no Ano 1 (out/2018 a set/2019). Ainda, os fluxos estimados para Fe e Mn, nas frações totais, suspensas e dissolvidas, mostraram valores muito superiores ao valor médio para o período chuvoso do Ano 1, refletindo os efeitos das altas vazões e aportes de Fe e Mn para a região marinha adjacente à foz do Rio Doce (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/ Fest-RRDM).

Figura 678 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados para os tecidos de camarões coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). Durante as Campanhas 4 (jan/fev 2020) e 6 (jul/ago 2021) não foram coletados camarões nos pontos do setor Sul.

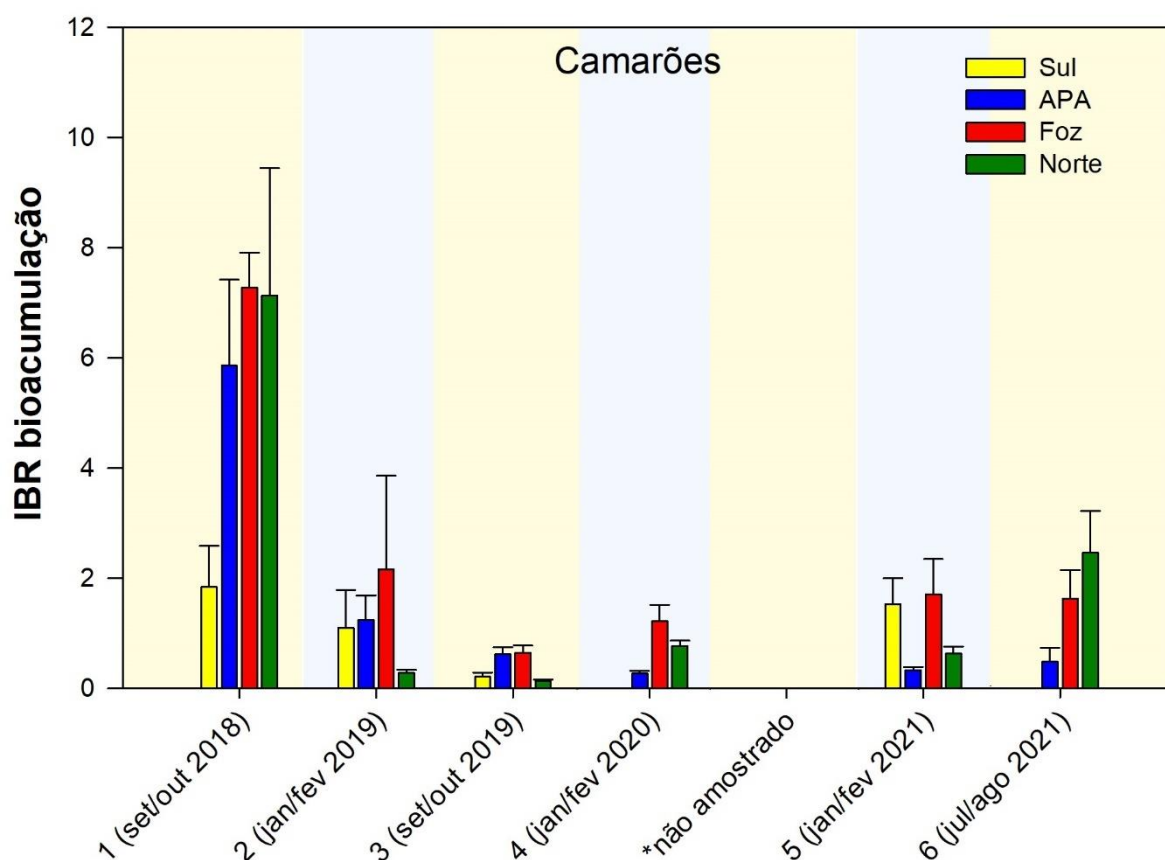
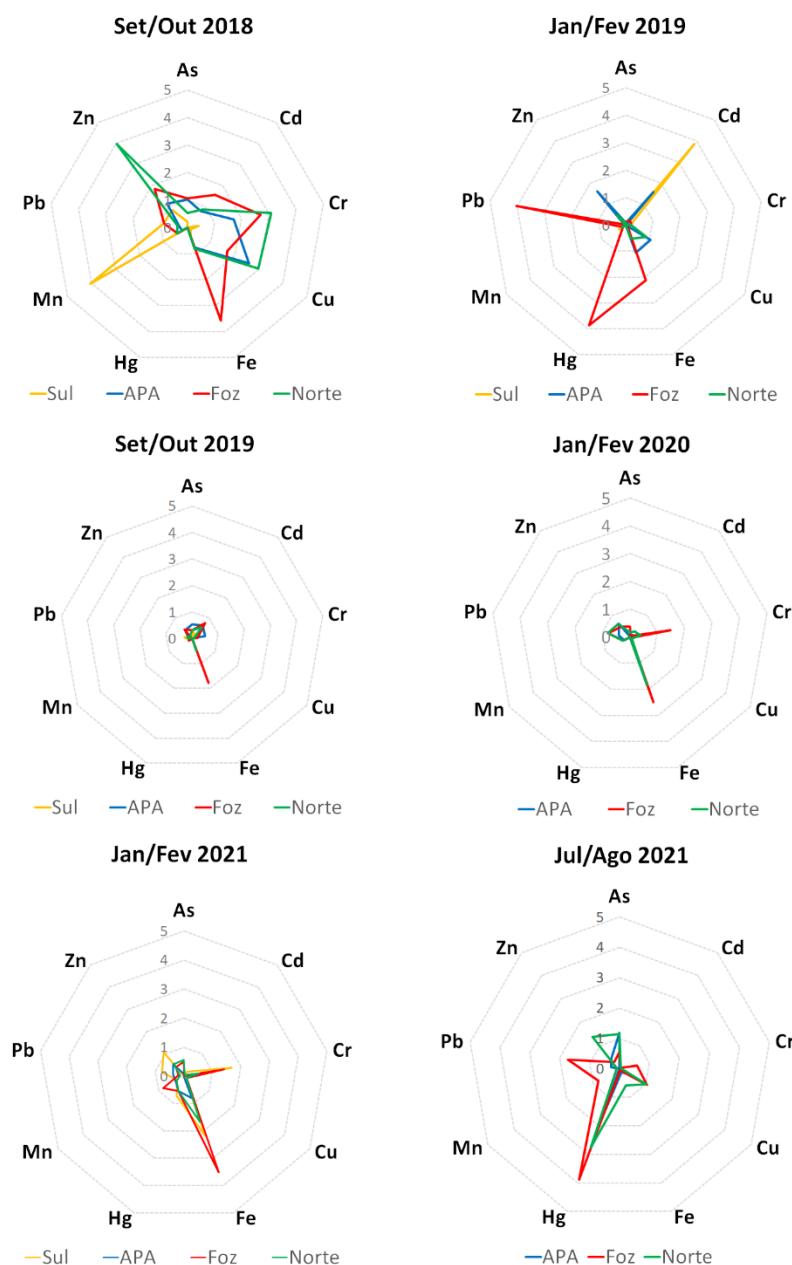




Figura 679 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados em tecidos de camarões coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice. Durante as Campanhas 4 (jan/fev 2020) e 6 (jul/ago 2021) não foram coletados camarões nos pontos do setor Sul.



Vamos agora apresentar os resultados referentes aos peixes marinhos. Como já descrito anteriormente (RRDM, 2020; RT36D), não foi possível observar um padrão espacial claro na bioacumulação de metais e As em peixes coletados ao longo dos dois primeiros anos de monitoramento, diferentemente do que foi observado para o plâncton e camarões marinhos. Como discutido anteriormente (RRDM, 2020;

RT36D), esta ausência de padrões espaciais claros no perfil de contaminação de peixes marinhos pode estar relacionada à maior complexidade deste grupo taxonômico, composto por diversas espécies (*Material Suplementar A1MS2, Quadros 1 e 2*), com hábitos de vida, biologia e ecologia bem distintos. Além disto, o fato deste grupo apresentar maior mobilidade e longevidade, comparado aos níveis tróficos inferiores, deve ser considerado.

Para a descrição dos padrões espaciais estudados a partir das PCAs aplicadas para peixes coletados ao longo do Ano 3, é possível observar uma ordenação específica para os dados de animais onívoros/herbívoros coletados na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), onde a maioria dos metais analisados esteve associado com as localidades da foz do Rio Doce (FRD6 e FRD8), APA/REVIS (CA1) e Degredo (DEG1 e DEG2) (Figura 680). Da mesma forma, a ordenação gerada com os resultados referentes aos peixes carnívoros mostrou que a maior parte dos metais analisados estiveram associados à foz do Rio Doce (FRD3 e FRD8) e à localidade de Degredo (DEG1), porém também a pontos mais distantes tanto ao sul (VIX1) quanto ao norte da foz (ITA1) (Figura 681). Para o caso dos peixes onívoros/herbívoros coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), é possível observar que a maioria dos elementos analisados estiveram bem associados aos pontos da foz do Rio Doce, FRD8 e FRD3, localidades ao sul, como o ponto VIX1, e regiões ao norte, como as estações amostrais ITA1 e DEG1 (Figura 682). Para o caso de peixes carnívoros capturados ao longo da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 683), uma distribuição espacial semelhante foi observada, visto que os níveis dos elementos analisados estiveram mais associados às localidades da foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), regiões ao sul (VIX2, CA1 e CA2) e ao norte (DEG2), mas também a pontos amostrais mais distantes, também ao norte, como os pontos BN1 e ITA1. Sendo assim, fica evidente que a alta capacidade de locomoção dos peixes contribui para um padrão espacial de composição de metais/As nos diversos tecidos bem geral. Apesar disto, as localidades associadas à foz do Rio Doce sempre se apresentam entre as mais bem caracterizadas pelos níveis de elementos determinados nos tecidos dos peixes de ambos os grupos tróficos.

Apesar da ausência de padrões espaciais claros na composição tecidual dos elementos analisados, os peixes de ambas guildas tróficas (onívoros/herbívoros e carnívoros), coletados ao longo de todo período amostral (2018 a 2021) apresentaram níveis elevados de metais no músculo quando comparados aos dados pretéritos ao PMBA, mas pós rompimento da barragem de rejeitos, reportados para o período de dezembro de 2015 até fevereiro de 2016, principalmente com relação aos metais Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb. Além disso, houve um aumento considerável nos teores de Fe no músculo na comunidade de peixes amostrados durante o último período chuvoso (jan/fev 2021) em relação aos períodos amostrais anteriores (*Material Suplementar A1MS2, Quadro 5*). Estes importantes resultados indicam que o grau de contaminação de peixes está maior do que o observado nos meses logo após o rompimento da barragem, indicando um impacto de longo prazo, resultado que levanta preocupações para a região.

Figura 680 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)].

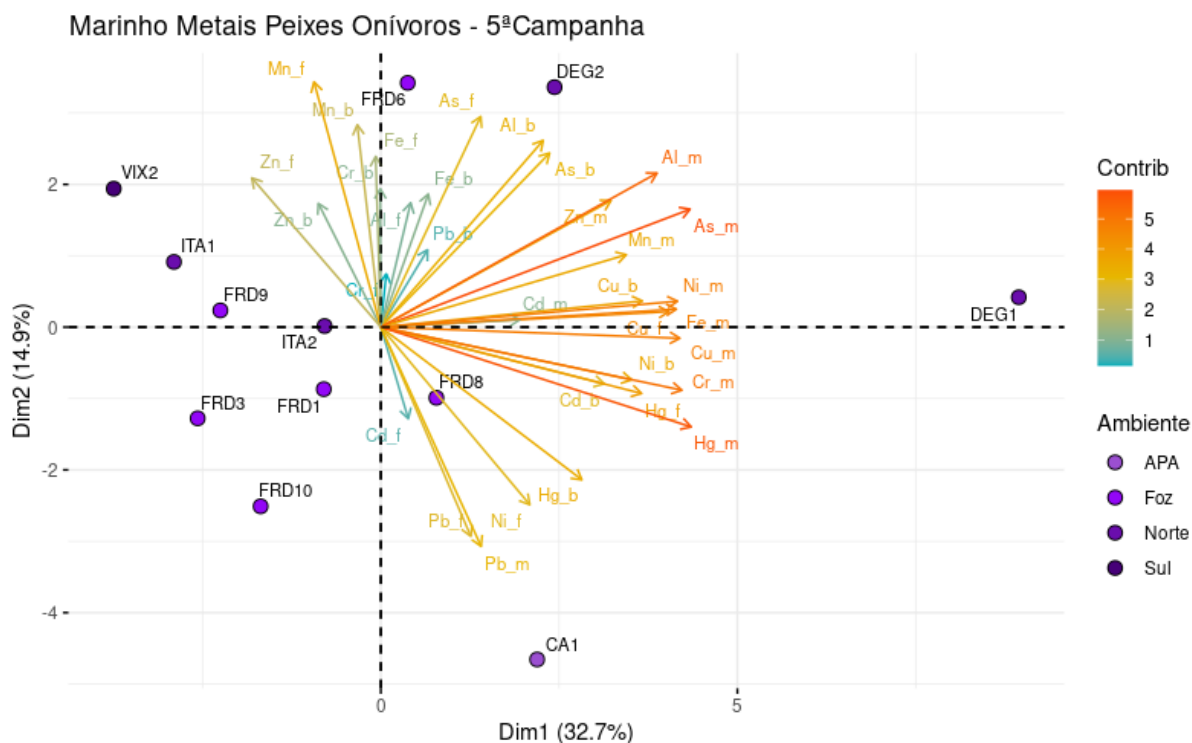


Figura 681 – Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa). Código das áreas amostrais: Sul [Guarapari (GUA) e Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)].

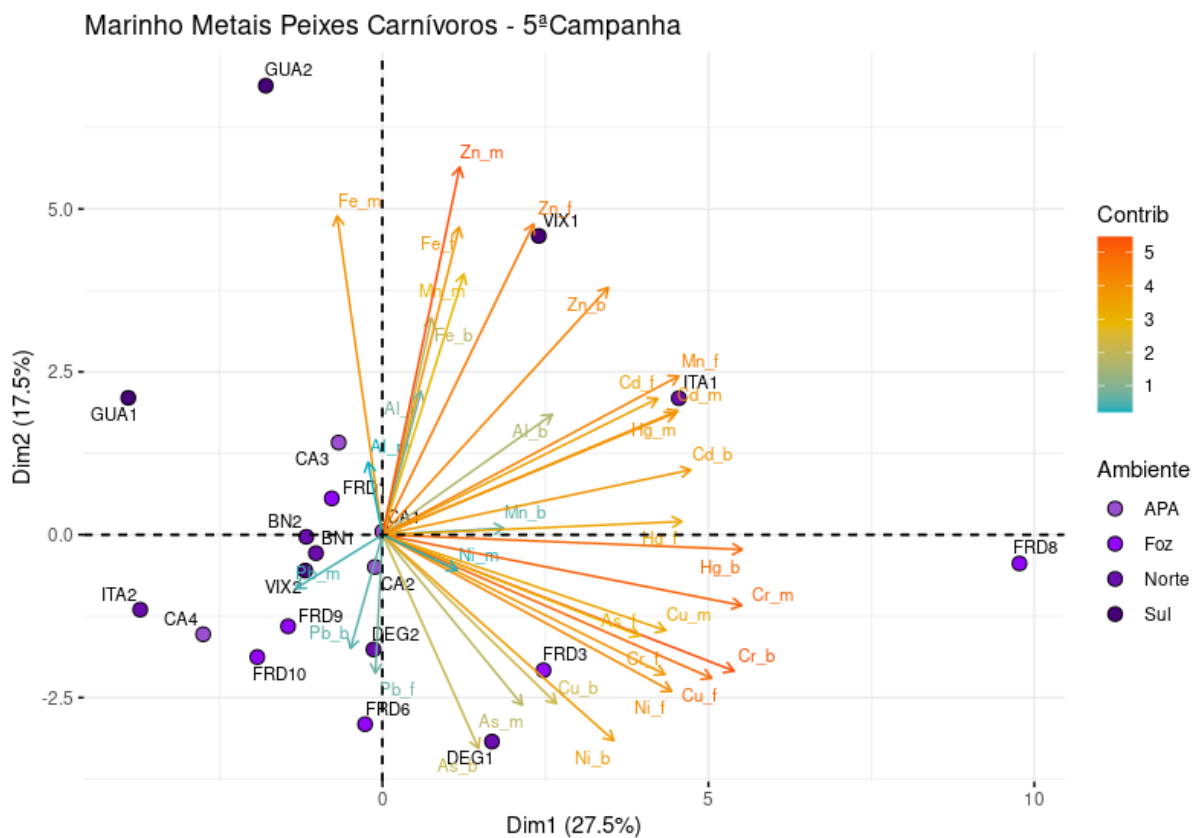


Figura 682 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes onívoros/herbívoros marinhos coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)].

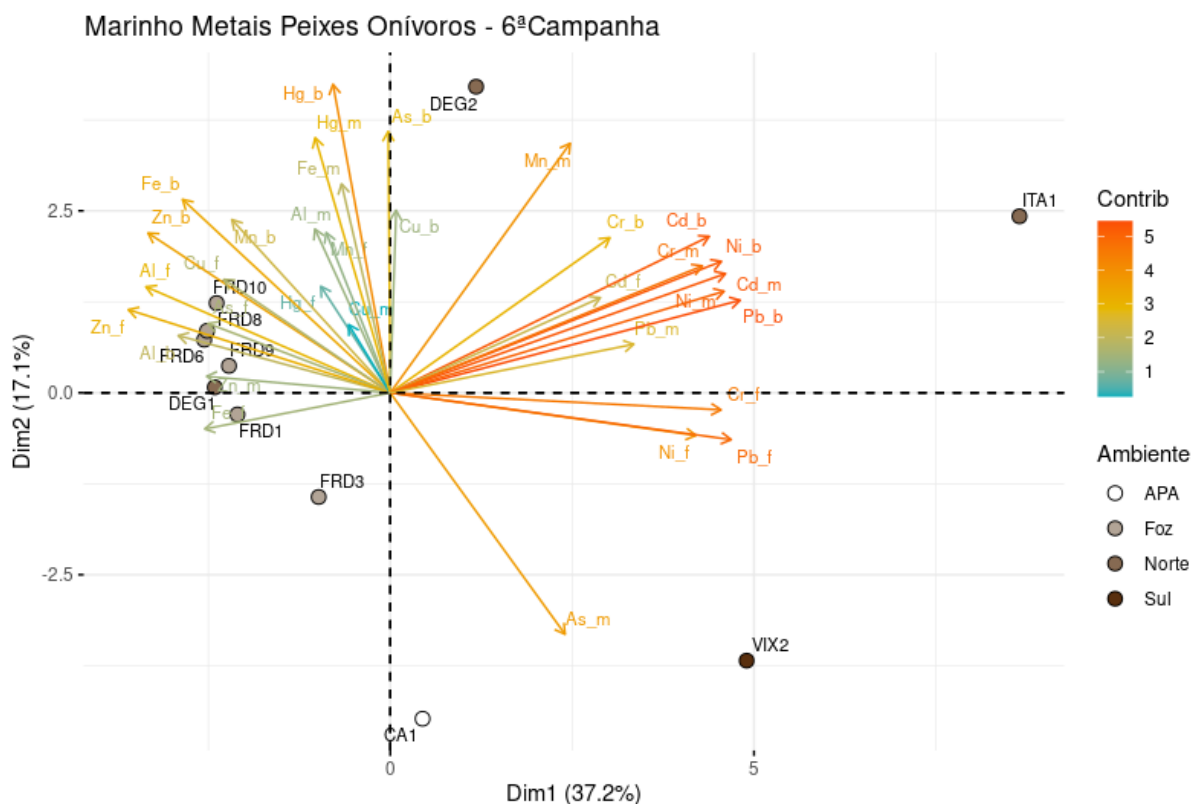
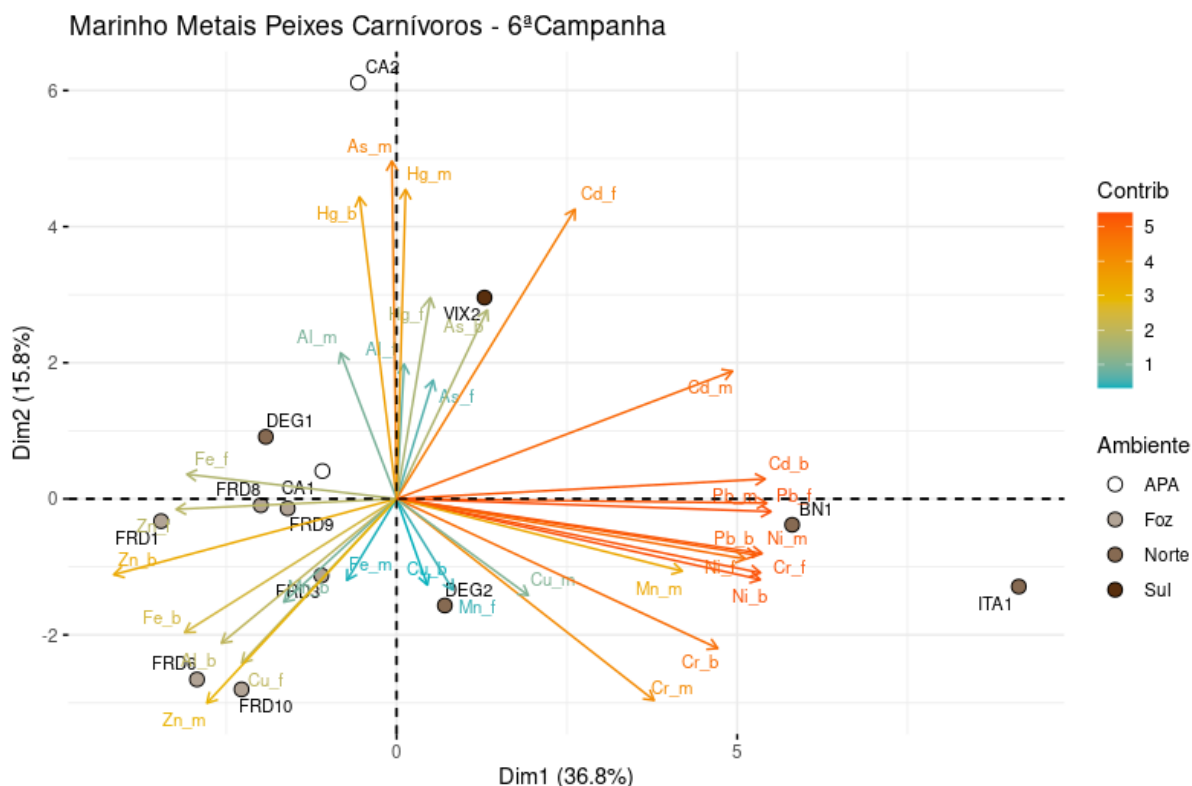


Figura 683 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) nas amostras de brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes carnívoros marinhos coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – estação seca). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)].



Com relação aos resultados referentes ao IBR bioacumulação para peixes marinhos, estimado para os grupos onívoros/herbívoros e carnívoros juntos (Figura 684), é possível observar que os animais coletados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) apresentaram valores de acumulação muito superiores em comparação às Campanhas seguintes. Além disto, foi observado um aumento progressivo nos níveis de metais no sentido Sul → Norte durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), sendo que os maiores valores foram encontrados para o setor Norte, seguido do setor Foz e APA. Estes resultados podem estar relacionados com a dispersão da pluma fluvial no sentido norte em relação à foz do Rio Doce durante este período (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Como pode ser visualizado na Figura 685, os elementos predominantes para o setor Norte durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) foram, em sequência, o Mn, o Zn, o Pb e o Cd. Já para o setor Foz, destacaram-se as concentrações de Cr e Cu, enquanto o setor APA destacou-se pelos altos níveis de As, comparados aos demais setores monitorados na mesma Campanha. Cabe ressaltar que resultados semelhantes foram obtidos nos níveis tróficos inferiores (plâncton e camarões) onde o IBR bioacumulação destacou, de maneira geral, os setores Norte, APA e Foz como os mais afetados durante a primeira Campanha de monitoramento (set/out 2018 – período seco). Passando



para uma comparação temporal dos resultados, é possível observar uma diminuição nos níveis de metais nos peixes coletados nos três setores, APA, Foz e Norte, nas Campanhas subsequentes (Figura 684), além disto, as diferenças entre os três setores dentro de cada Campanha também foram muito menores e geralmente associadas basicamente aos metais Pb, Fe, Cd e Cr (Figura 685).

Figura 684 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados nos diferentes tecidos de peixes coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas).

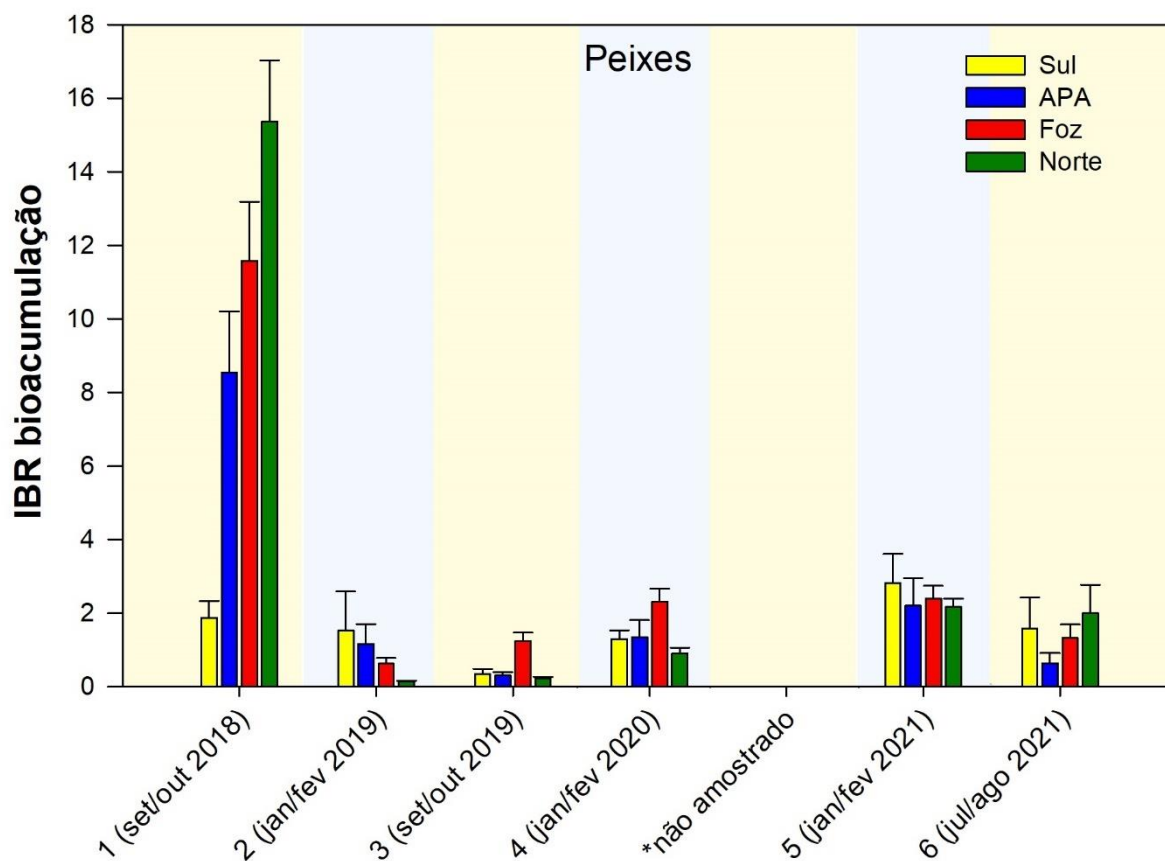
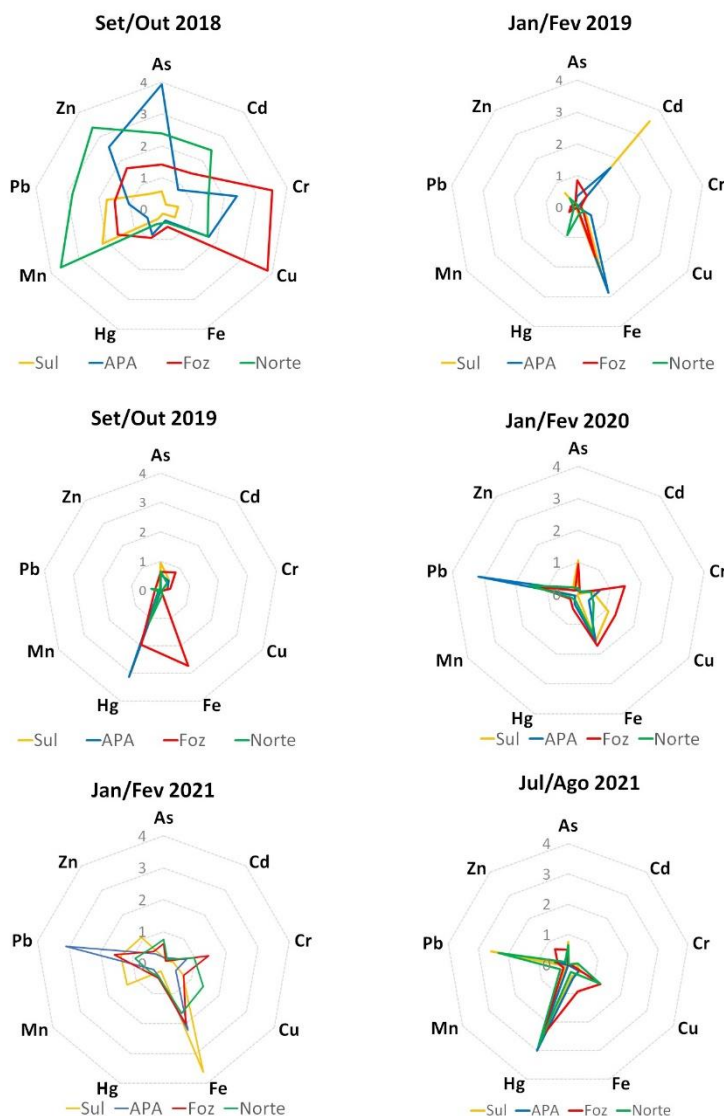


Figura 685 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) determinados em tecidos de peixes coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



Com relação aos resultados de bioacumulação de metais nos corais da região de Abrolhos obtidos durante os dois primeiros anos de monitoramento, e já descritos anteriormente (RRDM, 2020; RT36D), a PCA realizada com os dados da Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) indicou que os pontos ABR01 e ABR02 estiveram associados à grande parte dos metais analisados. Já para os resultados da Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), foi possível observar que os pontos ABR01 e ABR04 foram os mais bem caracterizados pelos elementos analisados. Seguindo para os resultados do Ano 2, é interessante observar que ambas as Campanhas, 3 (set/out 2019 – período seco) e 4 (jan/fev 2020

– período chuvoso), apresentaram o mesmo padrão de bioacumulação, onde praticamente todos os elementos estiveram associados ao ponto ABR01. Para o caso dos resultados referentes ao Ano 3, é possível observar que durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), novamente a maioria dos elementos esteve mais bem relacionada com os animais obtidos no ponto ABR01 (Figura 686). Por outro lado, para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) foi possível observar um padrão bem diferente, visto que o perfil espacial de contaminação foi bem mais diverso. Por exemplo, os animais capturados no ponto ABRC1 foram associados aos metais Hg, Ni, Cr, enquanto os corais do ponto ABR01 apresentaram maiores níveis de Cu, Cd e Pb. Por fim, os animais dos pontos ABR02 e ABR04 foram bem caracterizados pelos elementos As, Fe, Mn, Al e Zn (Figura 687).

Figura 686 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras do coral *Mussismilia hartii* e do hidrocoral *Millepora alcicornis* coletados nas estações amostrais localizadas na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021).

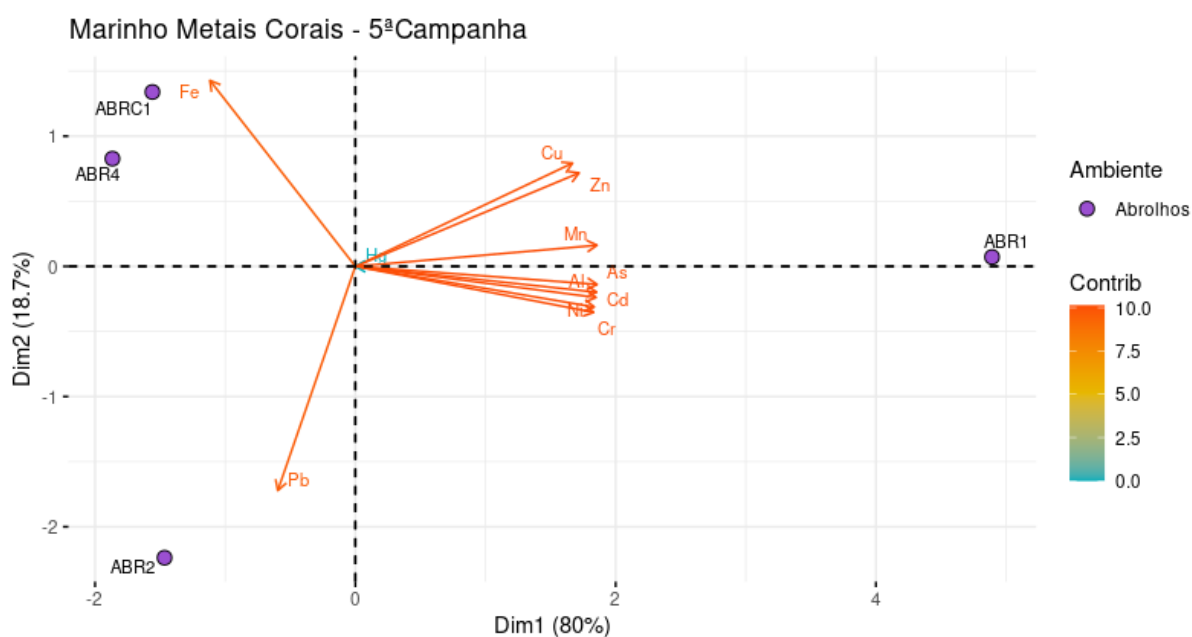
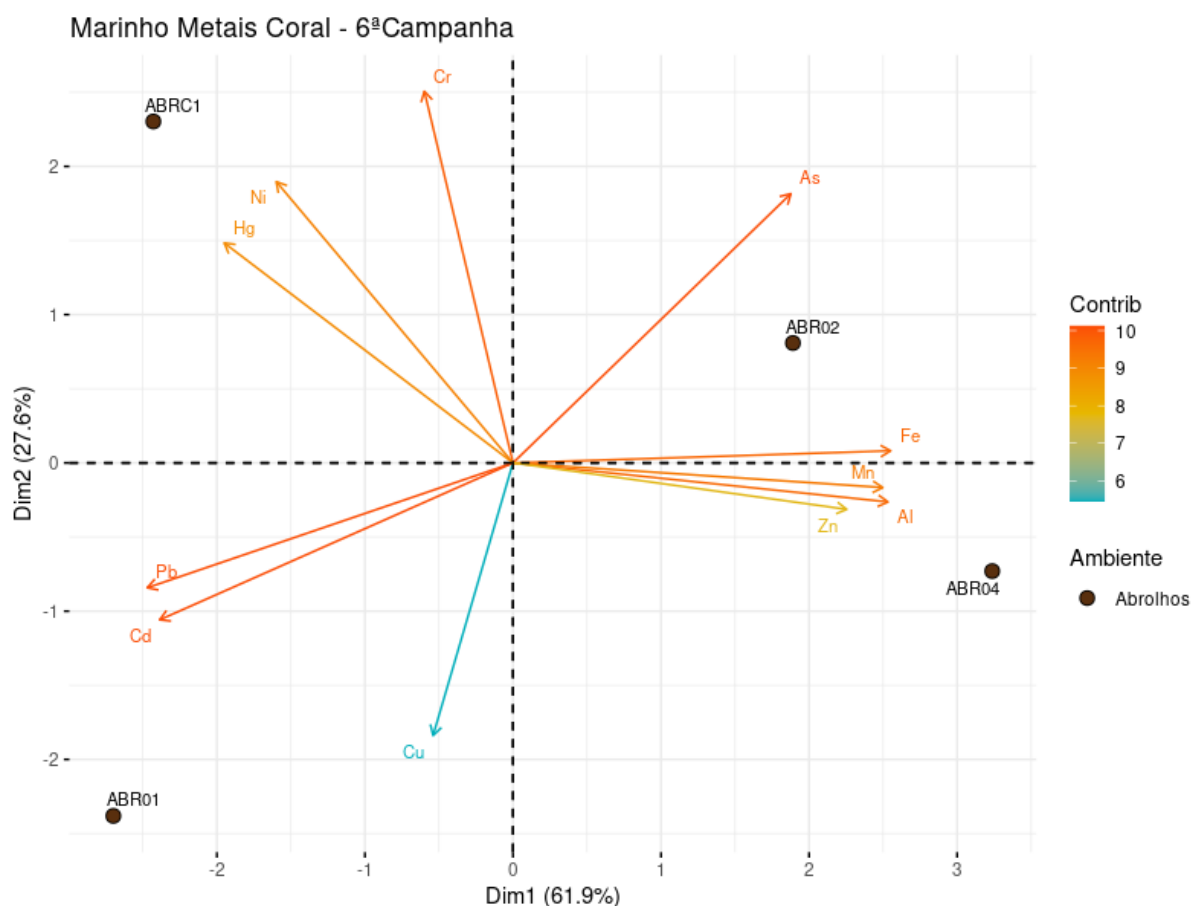


Figura 687 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras do coral *Mussismilia harttii* e do hidrocoral *Millepora alcicornis* coletados nas estações amostrais localizadas na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021).



O IBR bioacumulação em corais (Figura 688) indicou o ponto ABR01 como mais impactado para a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), onde foram encontradas as maiores concentrações de As, Zn e Mn (Figura 689), seguido do ponto ABR02, onde também foram determinadas altas concentrações de As, Cu e Fe nos corais, em relação aos outros pontos. Para a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), o ponto ABR01 novamente apresentou os maiores níveis de bioacumulação de metais nos corais, junto com o ponto ABR04. É interessante observar que em ambos os pontos houve um aumento evidente nos níveis de Cd, Cr, Cu e Fe (Figura 689) em relação aos corais coletados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), o que pode indicar um aporte maior destes elementos para a região durante o período de maior pluviosidade. Para a Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), novamente o ponto ABR01 se sobressaiu sobre os demais (Figura 688), onde os mesmos elementos destacados para a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), com adição do Zn, se mantiveram em concentrações elevadas comparadas aos demais pontos. Este resultado estende-se para a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), onde se sobressaíram os pontos ABR01, seguido do ABR02 (Figura 688). Nestes dois pontos houve um aumento nos níveis de Cr e Hg, e do Cu nos corais coletados em

ABR01 em relação aos demais pontos e às demais Campanhas de monitoramento (Figura 689). Para o caso da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), é possível observar uma evidente diminuição na acumulação de metais por corais coletados em toda a localidade de Abrolhos, porém o ponto ABR01 continuou a se destacar, apresentando o maior valor de IBR bioacumulação no período, sendo caracterizado principalmente pela acumulação de Cr e Hg (Figura 689). Para a última amostragem, Campanha 6 (jun/ago 2021 – período seco) foi possível observar novamente valores altos de IBR acumulação, comparáveis aos níveis vistos anteriormente, como por exemplo, durante a quarta expedição. É interessante frisar que os valores de IBR durante a Campanha 6 não apresentaram diferenças evidentes entre os quatro pontos monitorados e os elementos que mais contribuíram para a composição do índice foram Hg, Pb e Cu.

Sendo assim, pela análise do IBR acumulação de corais e hidrocorais obtidos na região de Abrolhos, é possível observar um padrão espacial consistente que se repete ao longo de todo o período amostral, indicando que os animais coletados no ponto ABR01, localizado mais próximo à costa, apresentam os maiores níveis de bioacumulação de metais/As em relação aos organismos dos demais pontos de coleta.

Figura 688 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em corais coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).

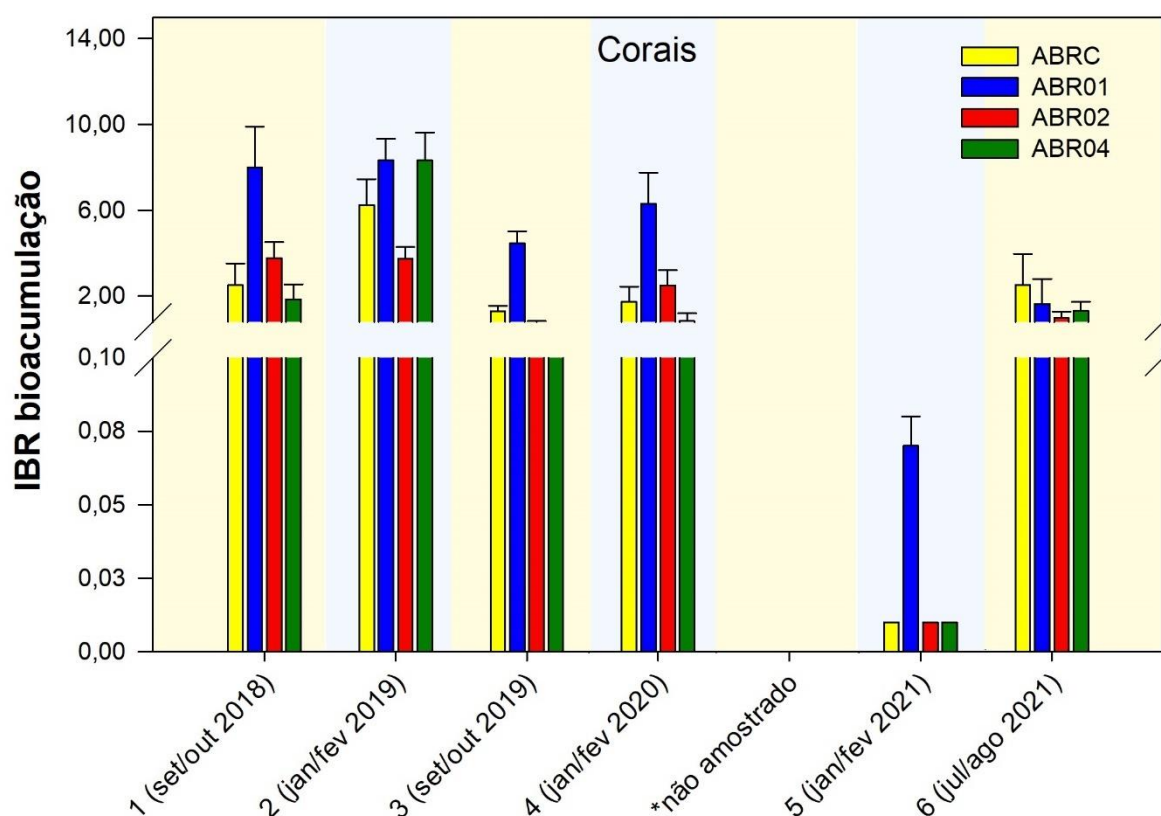
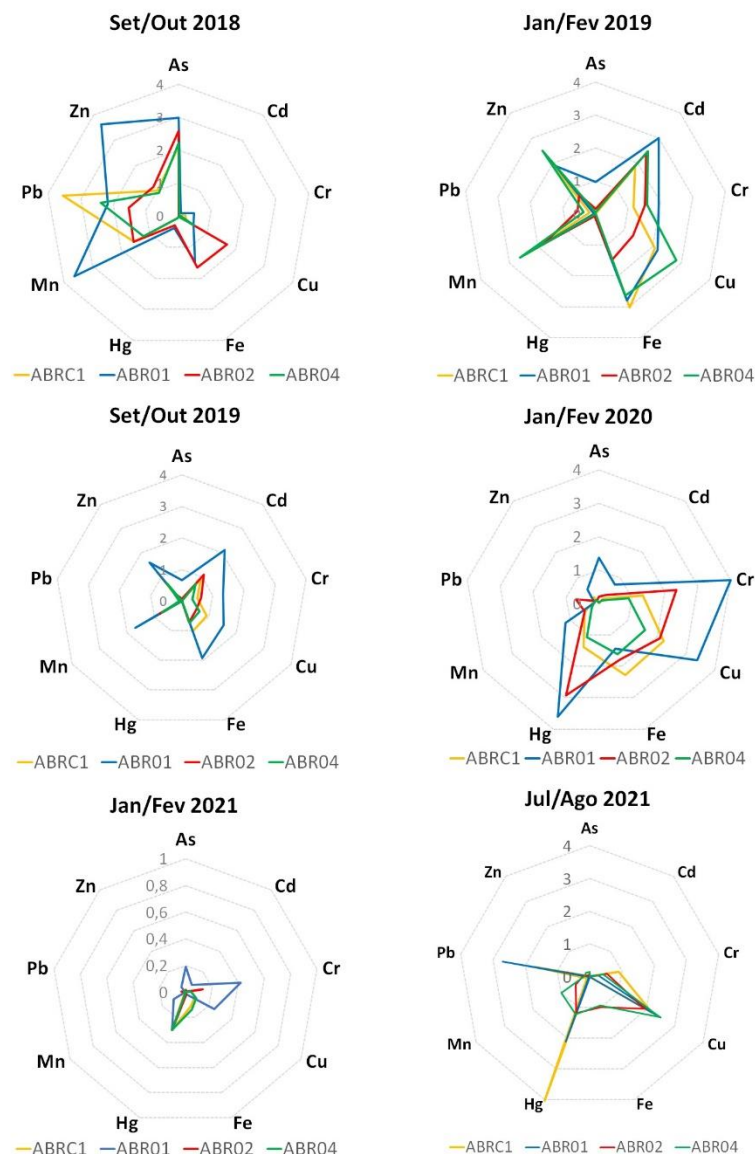


Figura 689- Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) de corais coletados nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



Os resultados de bioacumulação de metais para o plâncton coletado nos diferentes pontos da região de Abrolhos ao longo dos dois primeiros anos não indicaram um padrão espaço-temporal marcante / claro, como demonstrado anteriormente com o uso das PCAs (RRDM, 2020; RT36D). Durante a Campanha 5 (jan/fev 2021), praticamente todos os elementos avaliados estiveram melhor associados ao ponto ABR02 (Figura 690). Por outro lado, no caso da Campanha 6 (jul/ago 2021), os elementos avaliados nos organismos alvo se distribuíram bem entre os pontos ABR02, ABR01 e ABRC1 (Figura 691).



Figura 690 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de plâncton coletadas nas estações amostrais da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021).

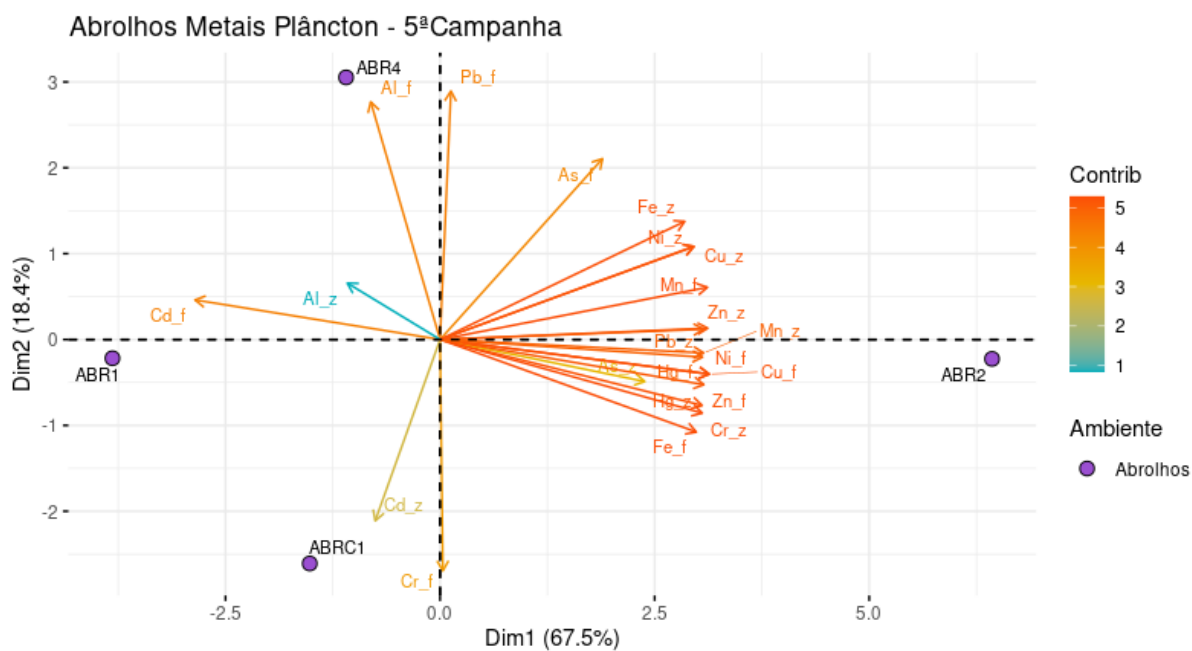
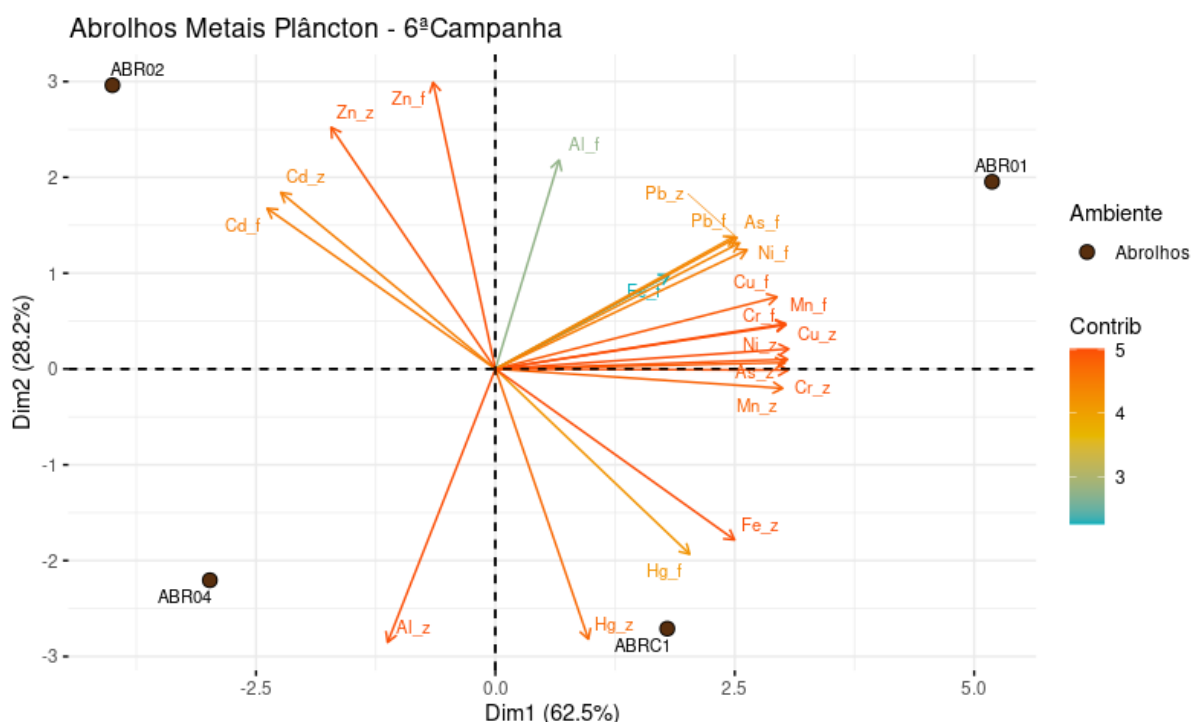


Figura 691 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração dos elementos Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de plâncton coletadas nas estações amostrais da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021).



As variações espaço-temporais na contaminação do plâncton coletado em Abrolhos, podem ser melhor visualizadas a partir dos resultados de IBR bioacumulação (Figura 692). Durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), o plâncton coletado no ponto ABRC apresentou os maiores níveis de bioacumulação. Já na Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), o ponto ABR01 passou a ter um maior valor de IBR em relação aos demais pontos. Na Campanha 3 (set/out 2019 – período seco) nota-se uma maior homogeneidade nos níveis de bioacumulação entre os diferentes pontos, enquanto na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) vê-se um evidente aumento no valor de IBR bioacumulação em todos os pontos em relação às Campanhas anteriores, destacando-se os pontos ABR02 e ABR04, decorrente, principalmente, de picos de As, Mn, Pb e Zn nos organismos destes locais (Figura 693). Por outro lado, para o caso dos IBR bioacumulação estimados para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), é possível observar uma evidente diminuição no valor em todos os pontos amostrais, com exceção do ponto ABR02, que apresentou o segundo maior nível do índice para esta estação amostral, tendo em vista todo o monitoramento. Por outro lado, durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) ocorreu um grande aumento nos níveis de bioacumulação de metais/As no ponto ABRC, que se aproximou dos valores observados nas Campanhas 1 (set/out 2018) e 4 (jan/fev 2020), e no ponto ABR01, o qual apresentou o maior valor de IBR observado para todo o período de monitoramento, inclusive em comparação a todos os outros setores.

Sendo assim, é possível afirmar que, de maneira geral, o grau de acumulação dos elementos analisados no plâncton de Abrolhos apresenta elevada variação espaço-temporal que não parece se estabelecer com uma lógica sazonal evidente. Porém, fica evidente que os pontos ABRC, ABR01 e ABR02 se alternam temporalmente entre aqueles que apresentam os maiores níveis de acumulação no plâncton.

Figura 692 - Valores do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) mensurados no plâncton coletado nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).

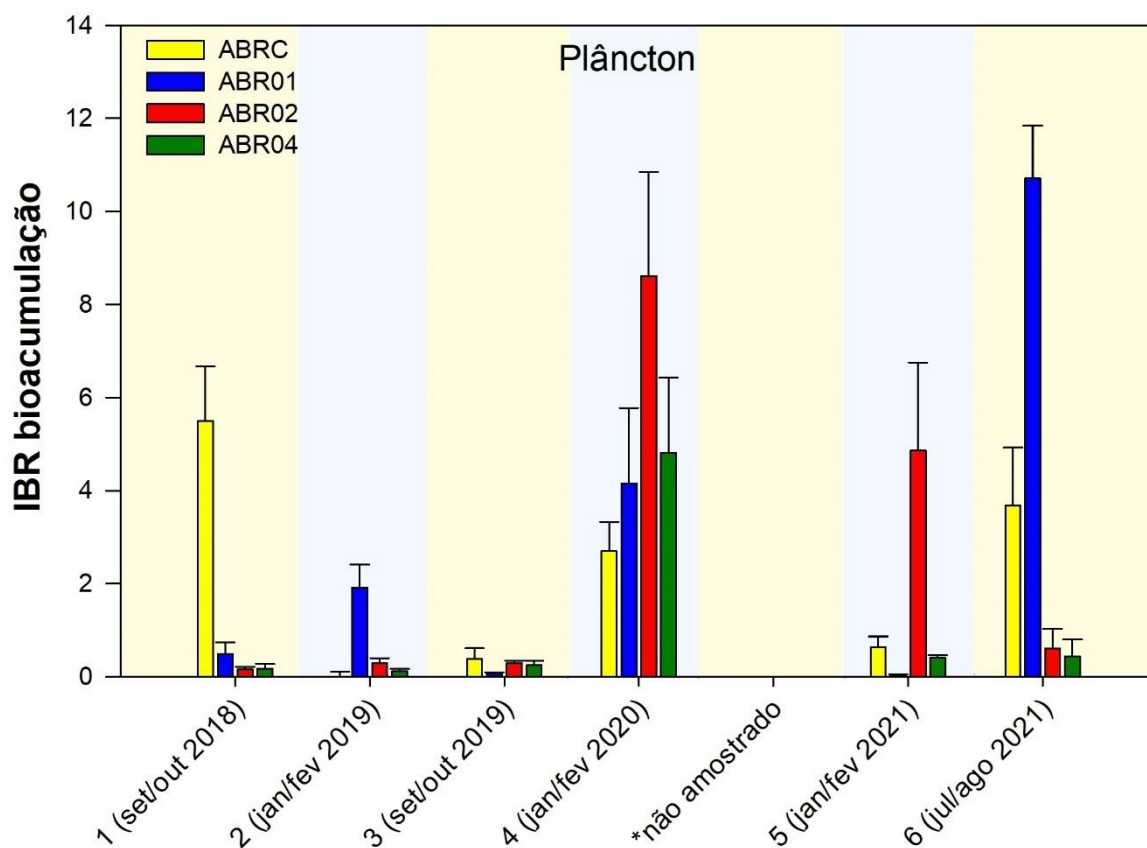
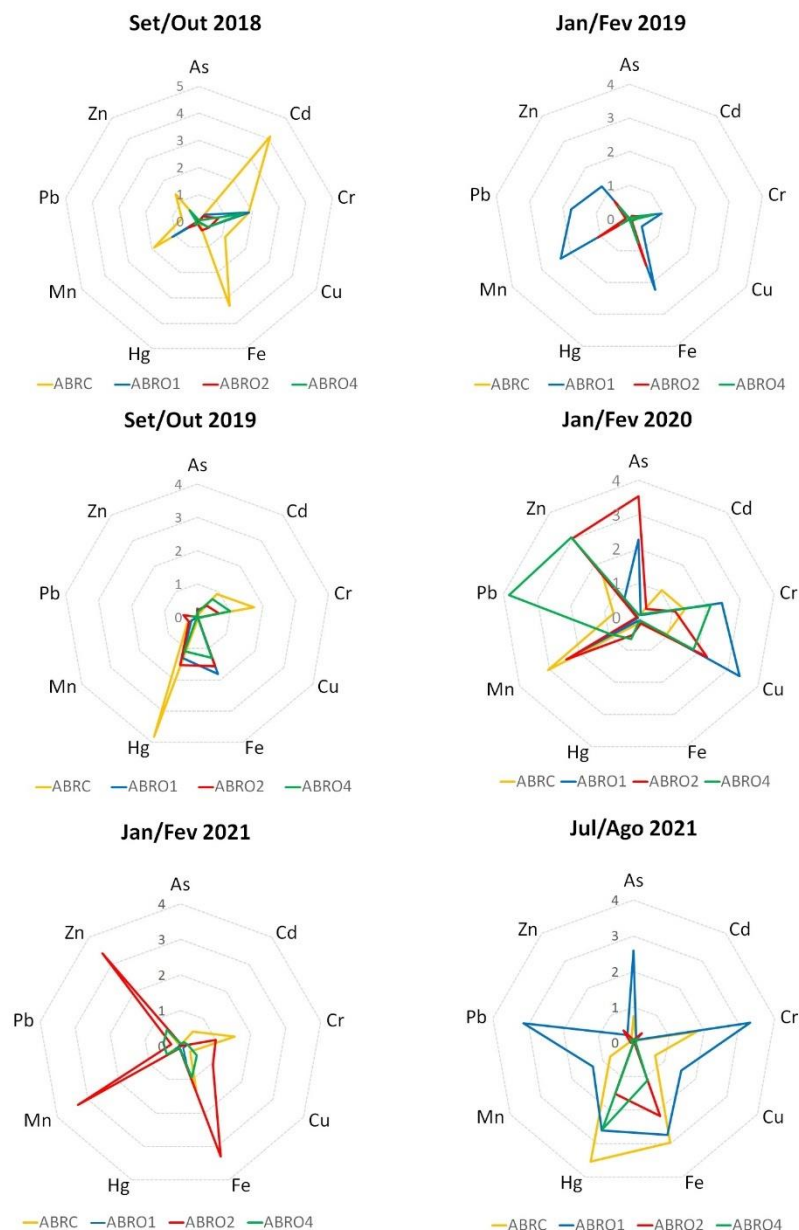


Figura 693 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) do plâncton coletado nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice.



### 6.3 RESPOSTAS DE BIOMARCADORES EM ORGANISMOS MARINHOS

As respostas de biomarcadores de estresse ambiental em organismos coletados ao longo dos três anos de monitoramento também foram avaliadas com o uso da análise de componentes principais (PCA) e Índice de resposta biológica (IBR biomarcadores), possibilitando a visualização dos padrões espaciais e temporais. Os pontos amostrais foram agrupados da mesma forma que o disposto nos itens 1.1 e 1.2. Em termos das análises de PCA, apresentaremos apenas os padrões espaciais específicos das expedições do Ano 3. Por outro lado, as análises das variações espaço-temporais ao longo dos Anos 1, 2 e 3 serão realizadas com o uso do IBR biomarcadores. Optamos por descrever os resultados de biomarcadores obtidos nos anos anteriores apenas pela análise integrada de IBR para tornar o relatório mais conciso e assertivo.

A análise de micronúcleos (MN) em camarões, assim como em outros crustáceos monitorados no ambiente marinho e costeiro não foi realizada em nenhuma das seis Campanhas devido ao baixo número e baixa integridade dos hemócitos que foram coletados, e frente às limitações de campo que inviabilizaram os procedimentos adequados para obtenção destas amostras. Já os resultados de composição iônica plasmática, hemolinfática e corporal foram suprimidos do presente relatório, visto que os resultados encontrados no Ano 1 e apresentados no nosso primeiro relatório anual (RRDM, 2019; RT17) indicaram pouca consistência destes biomarcadores, que não apresentaram respostas claras e assertivas que pudessem ser relacionadas com o rompimento da barragem. Da mesma forma, os resultados de vitelogenina e proteína da zona radiata não foram mostrados do presente relatório. Para esses biomarcadores de desregulação endócrina, soma-se a dificuldade de obtenção de um conjunto robusto de dados, tendo em vista a necessidade de coleta de um número proporcional de indivíduos machos e fêmeas de cada espécie de peixe, em cada estação amostral, proporção esta indispensável para expressão dos resultados e interpretação dos possíveis efeitos do rejeito na desregulação endócrina de peixes machos (particularidades do método). Entretanto, tanto os dados de composição iônica quanto de vitelogenina e proteína da zona radiata podem ser encontrados no banco de dados do PMBA/Fest-RRDM (Planilha de Dados Brutos PMBA/Fest-RRDM, Anexo 1). Adicionalmente, ambas as análises não entraram na composição dos indicadores propostos pelo Anexo 1 (Índice de Resposta Biológica [IBR biomarcador]), não trazendo, portanto, prejuízos para as comparações espaciais e temporais apresentadas ao decorrer deste relatório.

As análises de biomarcadores previstas para amostras de invertebrados bentônicos (poliquetas e moluscos), e, também, as análises de metais nestes grupos não foram realizadas devido a dificuldades metodológicas para coleta desses organismos (*Material Suplementar A1MS1, item 1.4*). A coleta de invertebrados bentônicos requer triagem minuciosa do sedimento com auxílio de lupa. Para as análises dos biomarcadores empregados, essa triagem deve ser feita de forma rápida e em condições controladas de temperatura e luz, preferencialmente, com troca de água durante a triagem para evitar alterações bioquímicas nos organismos amostrados. As condições da embarcação, logística relacionada à triagem em si, o volume do sedimento a ser triado, a biomassa mínima de cada grupo

(poliqueta, moluscos, etc) necessária para análise de biomarcadores e metais e o cronograma para amostragem das 25 estações inviabilizaram essa triagem minuciosa dos invertebrados bentônicos.

Vamos agora descrever os resultados do Ano 3. De forma geral, a PCA obtida com os dados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) mostrou que as respostas de biomarcadores no plâncton estiveram mais associadas às localidades da foz do Rio Doce (FRD) e às regiões adjacentes tanto ao sul quanto ao norte. Por exemplo, danos lipídicos (LPO) no fitoplâncton e no zooplâncton estiveram mais associadas às localidades FRD1, CA5 e DEG2, enquanto um aumento nos níveis de metalotioneínas (MT) foi evidenciado nos pontos ITA2, VIX1 e BN2 (Figura 694). Com relação à Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), a PCA indicou maior associação do biomarcador LPO com os pontos DEG2 e CA4, enquanto o biomarcador MT esteve mais associado aos pontos FRD1, BN 1 e ITA 1, Figura 699). Para o caso das amostras coletadas na região de Abrolhos, a PCA obtida com os dados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) mostrou que os biomarcadores mais relevantes foram a LPO em zooplâncton, que se mostrou melhor relacionada com os animais do ponto ABR4, e a MT nestes mesmos animais, a qual foi bem correlacionada aos indivíduos do ponto ABR1. Os biomarcadores avaliados em fitoplâncton apresentaram menor relevância, mas caracterizaram os organismos capturados nos pontos ABR4 e ABR2 (Figura 696). Com relação à Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), a PCA indicou que a MT em zooplâncton caracterizou bem os animais obtidos no ponto ABRC1, e a LPO em ambos os grupos taxonômicos foi melhor relacionada aos organismos obtidos no ponto ABR1. Apesar de menos relevante, a MT em fitoplâncton se apresentou melhor relacionada aos organismos obtidos nos pontos ABR2 e ABR4 (Figura 697). Sendo assim, é possível observar que a resposta de biomarcadores no plâncton marinho de Abrolhos não parece apresentar um perfil espacial que se repete ao longo do terceiro ano de monitoramento.



Figura 694 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (\_f) e zooplâncton (\_z) coletados na Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Guarapari (GUA) e Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)].

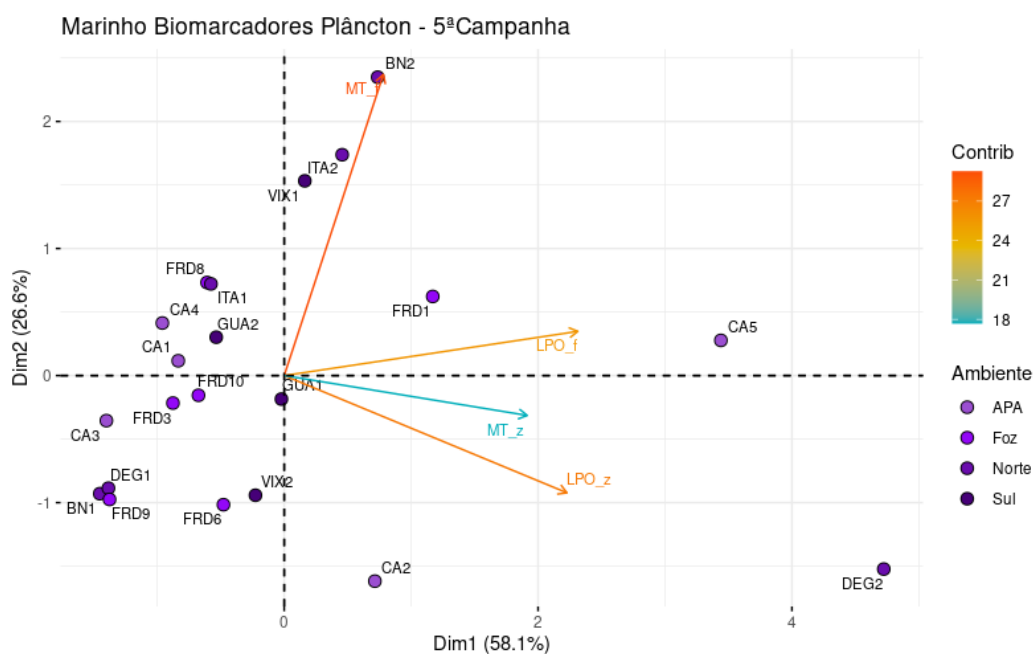


Figura 695 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (\_f) e zooplâncton (\_z) coletados na Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Guarapari (GUA) e Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)].

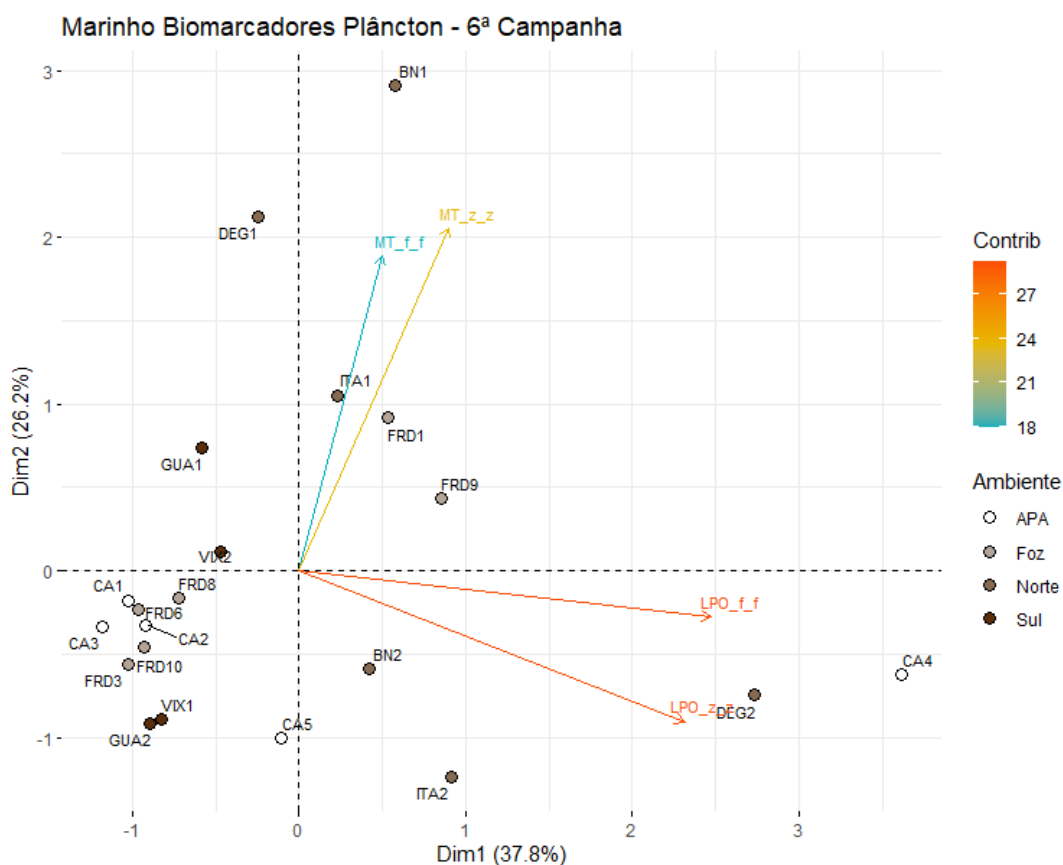


Figura 696 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (\_f) e zooplâncton (\_z) coletados na Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021) coletadas nas estações da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).

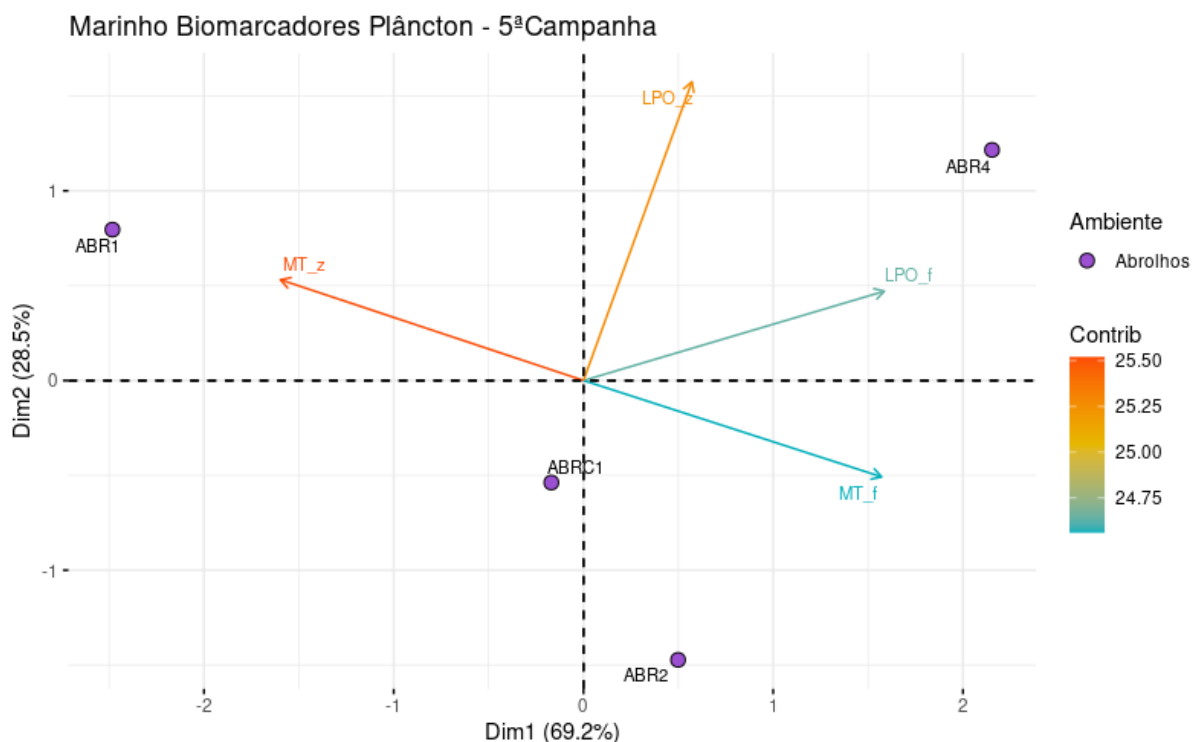
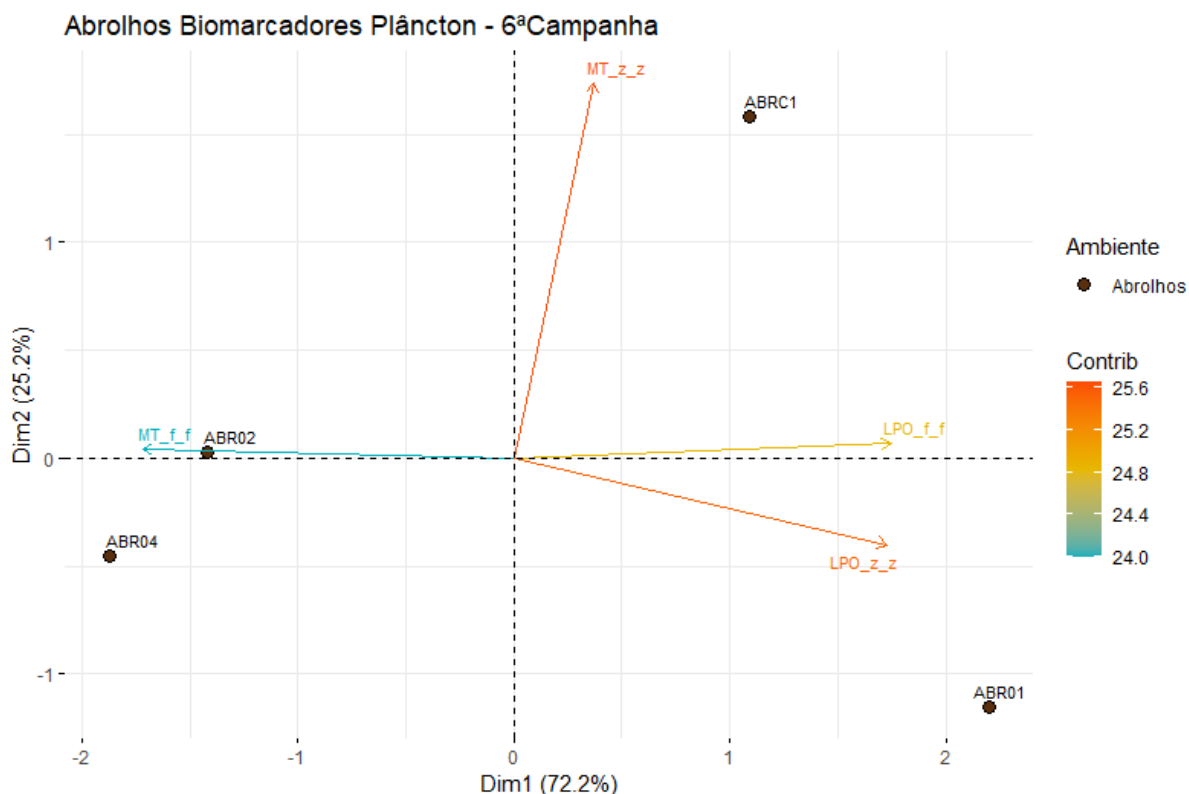


Figura 697 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) mensurados em amostras de fitoplâncton (\_f) e zooplâncton (\_z) coletados na Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021) coletadas nas estações da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).



Com relação aos dados de IBR biomarcador em amostras de plâncton coletadas ao longo de todo o período de avaliação, é possível observar uma nítida tendência de aumento dos efeitos biológicos para a comunidade planctônica no sentido Sul → Norte, sendo os setores Foz e Norte os mais impactados. Estes resultados corroboram com os resultados do IBR bioacumulação, que também indicaram os setores Foz e Norte como os mais afetados. Em termos de comparações temporais, os resultados do IBR biomarcador indicaram um notável aumento nos níveis de resposta (LPO e MT) no plâncton coletado em todos os setores durante os períodos chuvoso e seco de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021, e campanha 6, jul/ago 2021) em comparação com os períodos amostrais anteriores, com destaque para o setor Norte como o setor onde se observou o maior efeito biológico durante estes períodos amostrais (Figura 698).

Aprofundando a discussão, na Figura 699 são apresentados os gráficos de radar indicando a contribuição de cada biomarcador para a composição do IBR para cada Campanha. Durante as avaliações do Ano 1, os biomarcadores mais relevantes foram LPO em ambos os grupos avaliados, bem como MT em zooplâncton. Já durante a Campanha 3 (set/out 2019), a LPO foi o biomarcador mais relevante para ambos os grupos (fitoplâncton e zooplâncton). Apesar disto, na Campanha 4 (jan/fev 2020), o biomarcador mais relevante foi a MT tanto no fitoplâncton quanto no zooplâncton. Para o caso da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), é possível observar um evidente aumento dos quatro

parâmetros avaliados em todos os setores, indicando que os níveis elevados de IBR biomarcador durante esta expedição estão relacionados a um aumento global nos biomarcadores avaliados. Por fim, para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), os valores de IBR biomarcador permaneceram altos nas quatro regiões, sendo os biomarcadores mais relevantes para esta resposta a LPO e MT em fitoplâncton.

Figura 698 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) para a comunidade planctônica no ambiente marinho amostrada na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas).

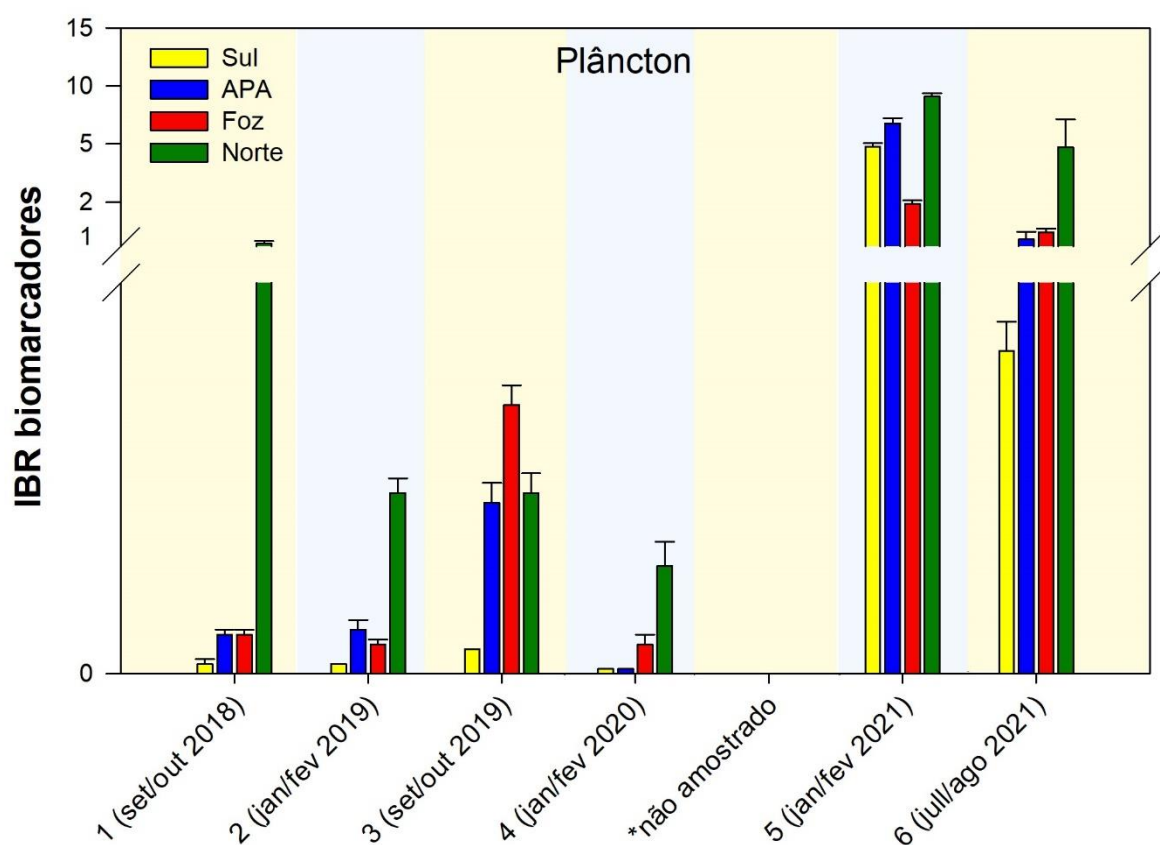
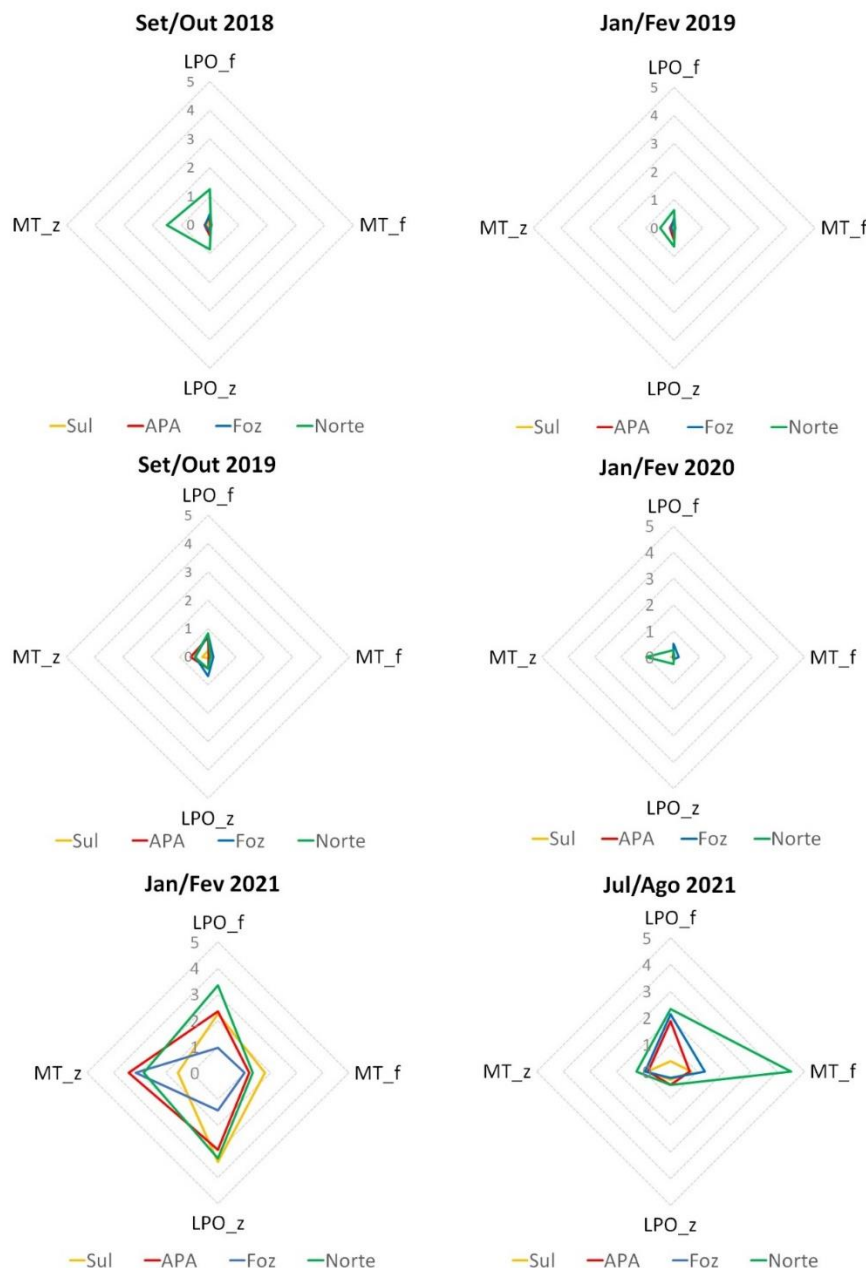


Figura 699 - Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) no plâncton marinho coletado durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



Com relação aos dados de IBR biomarcador em amostras de plâncton coletadas na região de Abrolhos, é possível observar um perfil de resposta bem semelhante nas duas primeiras avaliações realizadas, onde os pontos ABR02 e ABR04 foram claramente os mais impactados. Apesar disto, na Campanha 3 (set/out 2019) já é possível observar uma alteração nesse perfil, visto que os pontos ABRC e ABR01



começaram a apresentar também valores altos de IBR. Por outro lado, a Campanha 4 (jan/fev 2020) apresentou resultados bem diferentes daqueles observados anteriormente, visto que os valores deste índice foram, de forma geral, bem reduzidos, sendo os pontos ABRC e ABR02 os mais relevantes. Por fim, para o caso do terceiro ano de avaliação, é possível observar um aumento global do IBR biomarcador, atingindo os níveis mais altos observados em todo o período de avaliação, sendo o ponto ABR04 o mais relevante durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), e os pontos ABRC e ABR01 os mais relevantes durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). De forma geral, não é possível observar uma clara tendência espacial para a resposta do IBR biomarcador para a comunidade planctônica amostrada em Abrolhos, apesar disto, uma clara tendência de aumento temporal pode ser observada nas duas campanhas que compõem o ano 3 (Figura 700). Aprofundando a discussão, na Figura 701 são apresentados os gráficos de radar indicando a contribuição de cada biomarcador para a composição do IBR para cada campanha. Esta avaliação indica, de forma muito clara, que para praticamente todas as campanhas realizadas, a LPO de zooplâncton e de fitoplâncton foi o biomarcador mais relevante para a composição dos índices em todos os pontos avaliados. São exceções apenas a Campanha 4 (jan/fev 2020), onde todos os biomarcadores apresentaram importância semelhante, e a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), quando a MT em ambos os grupos taxonômicos passou a também apresentar grande relevância, tomando o lugar da LPO em zooplâncton, que deixou de apresentar evidente importância.

Figura 700 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) para a comunidade planctônica coletada nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.

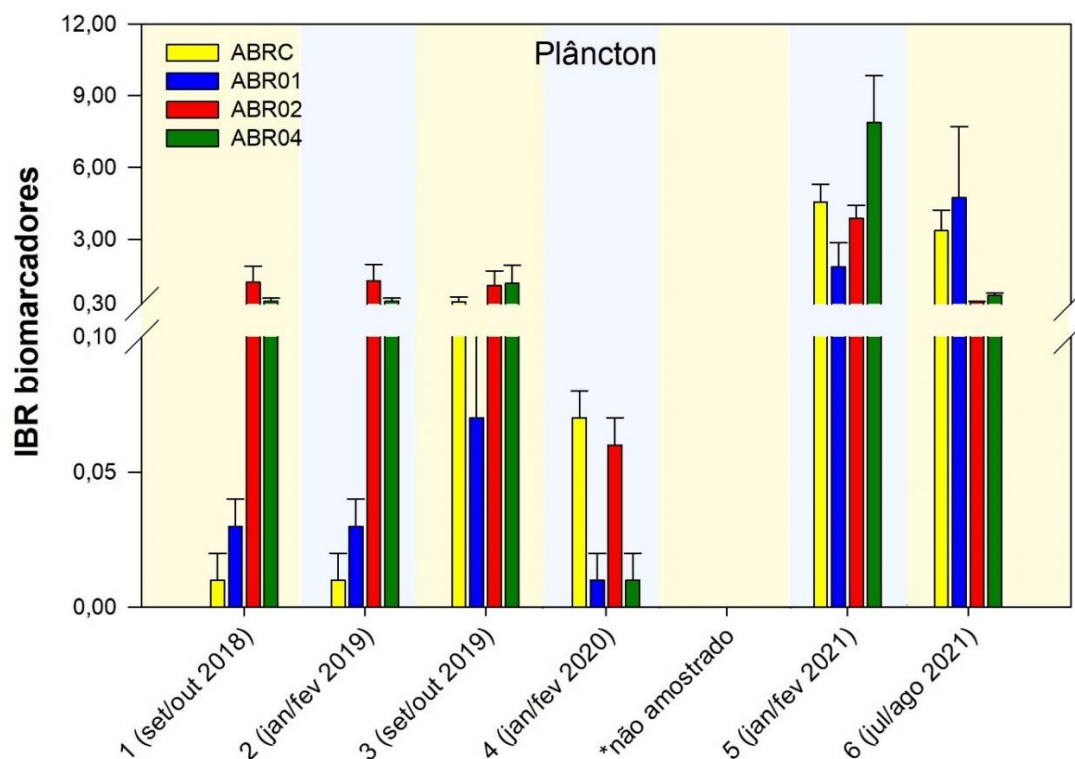
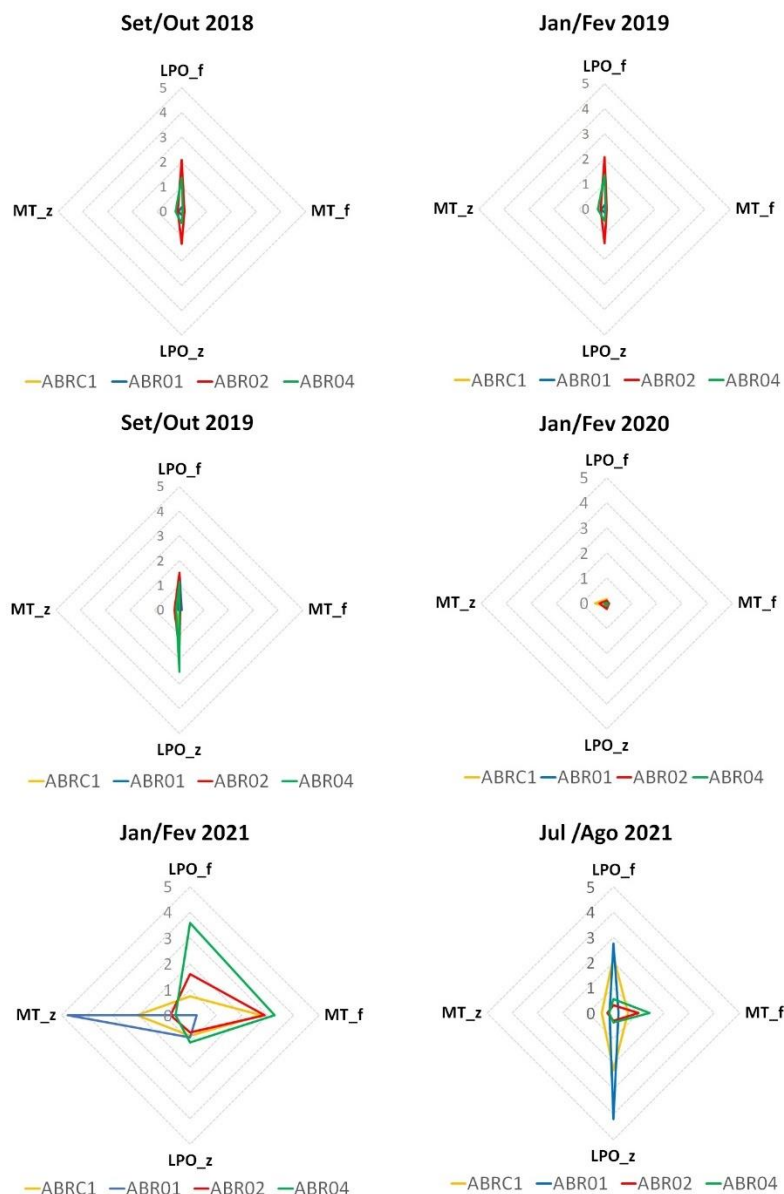


Figura 701 - Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) para a comunidade planctônica coletada nas estações amostrais na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).



Em relação aos camarões, a PCA realizada com dados de biomarcadores avaliados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) demonstrou que os diferentes efeitos biológicos foram distribuídos ao longo de toda a malha amostral (Figura 702). Por exemplo, os biomarcadores de dano no DNA (AP) e lipoperoxidação nas brânquias estiveram mais associados à região da foz do Rio Doce (FRD1, FRD8 e FRD9) e localidades mais ao sul (CA1) e ao norte (DEG1). Já os níveis de MT caracterizaram as amostras obtidas no ponto VIX1, localizado ao sul da foz. No caso dos biomarcadores PCO e LPO no hepatopâncreas, as melhores relações foram obtidas com os pontos da

foz do Rio Doce (FRD3, FRD6 e FRD10) e regiões ao norte (DEG2 e ITA1). Para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), é possível observar que as amostras obtidas no ponto FRD10 foram correlacionadas aos níveis de LPO no hepatopâncreas e sítio AP. Já os animais do ponto FRD6 foram marginalmente caracterizados pelos níveis de PCO. Por outro lado, os níveis de LPO nas brânquias foram maiores nos camarões do ponto DEG1, e de MT nos animais de DEG2 e ITA1. Estes resultados indicam que para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), a variação espacial dos biomarcadores foi bem mais limitada, restringindo-se à região da foz do Rio Doce e áreas adjacentes logo ao norte (Figura 703).

Figura 702 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores lipoperoxidação (LPO; hepatopâncreas e brânquia), concentração de metalotioneínas (MT; hepatopâncreas), proteínas carboniladas (PCO; músculo) e níveis de sítios AP (AP; hemolinfa) mensurados em amostras de camarão coletados na Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)].

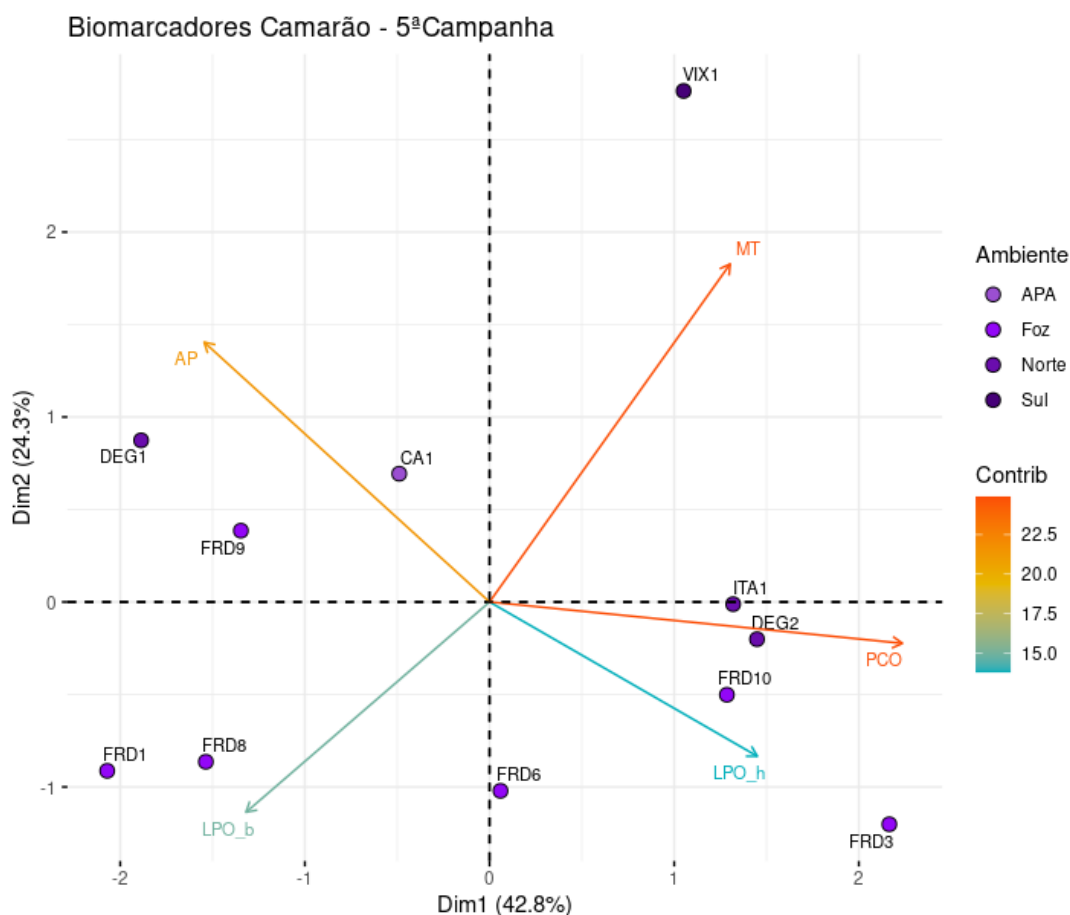
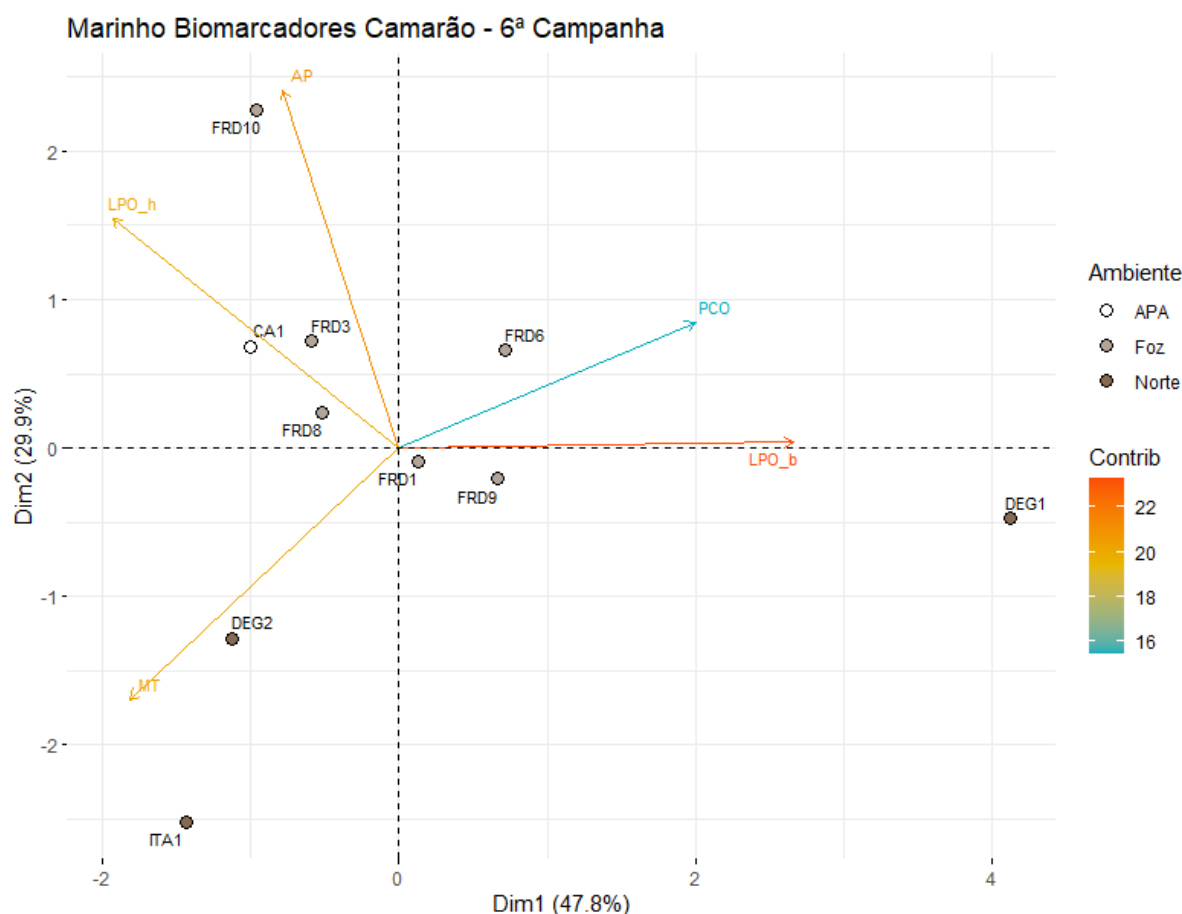


Figura 703 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de biomarcadores lipoperoxidação (LPO; hepatopâncreas e brânquia), níveis de sítios AP (AP; hemolinfa) e proteínas carboniladas (PCO; músculo) mensurados em amostras de camarão coletados na Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)].



Assim como observado para o plâncton, o Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) nos camarões (Figura 704) evidenciou uma diminuição nos níveis de efeito biológico durante o Ano 2 em comparação ao Ano 1 e ao Ano 3, porém, apresentou um padrão de resposta temporal mais coeso. Além disto, os níveis de efeito biológico entre diferentes setores variaram ao longo do período de monitoramento. Por exemplo, para as Campanhas 1 (set/out 2018 – período seco) e 6 (jan/fev 2021 – período seco), o setor Foz foi o que mais se destacou em termos de efeito biológico, enquanto nas Campanhas 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), 3 (set/out 2019 – período seco) e 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), os setores Sul e APA se sobressaíram sobre os demais. Além disto, é possível observar, de forma geral, um evidente aumento de IBR em todos os setores avaliados ao longo do Ano 3 em comparação ao Ano 2, principalmente nos setores Sul, APA e Foz.

A Figura 705 reúne os gráficos de radar e indica a variação de cada biomarcador dentro do IBR para cada Campanha amostral. O IBR biomarcador indicou um efeito mais agudo nos maiores níveis de danos no DNA (AP), LPO e no conteúdo de MT nas Campanhas realizados durante o Ano 1, enquanto

o aumento de danos oxidativos em proteínas no músculo (PCO) esteve associado principalmente aos setores APA (CA) e foz do Rio Doce (FRD) durante a Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), e no setor Norte durante a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso). Por outro lado, durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), os biomarcadores mais relevantes foram o sítio AP, PCO e LPO em brânquias. De forma similar, os biomarcadores mais relevantes para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) foram o sítio AP, LPO em brânquias e hepatopâncreas, e PCO.

Figura 704 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em camarões marinhos amostrados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas). Durante as Campanhas 4 (jan/fev 2020) e 6 (jul/ago 2021) não foram coletados camarões nos pontos do setor Sul.

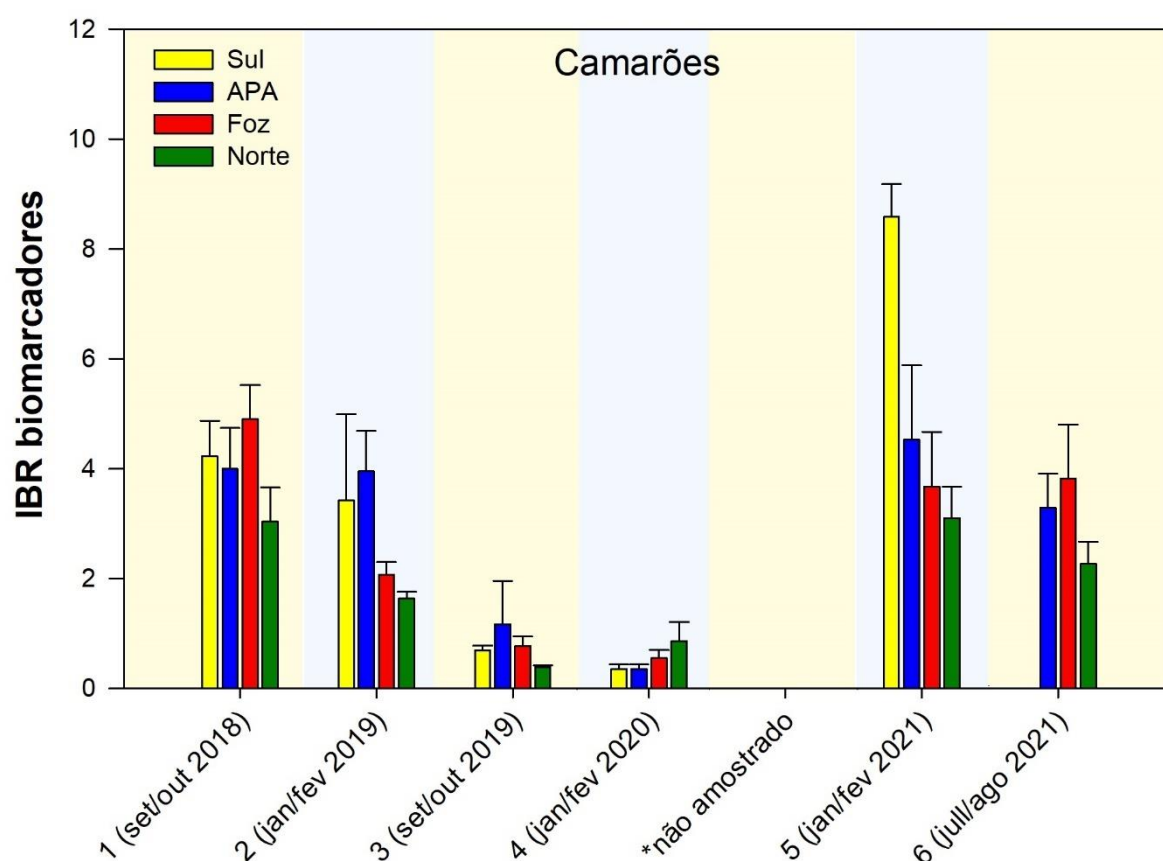
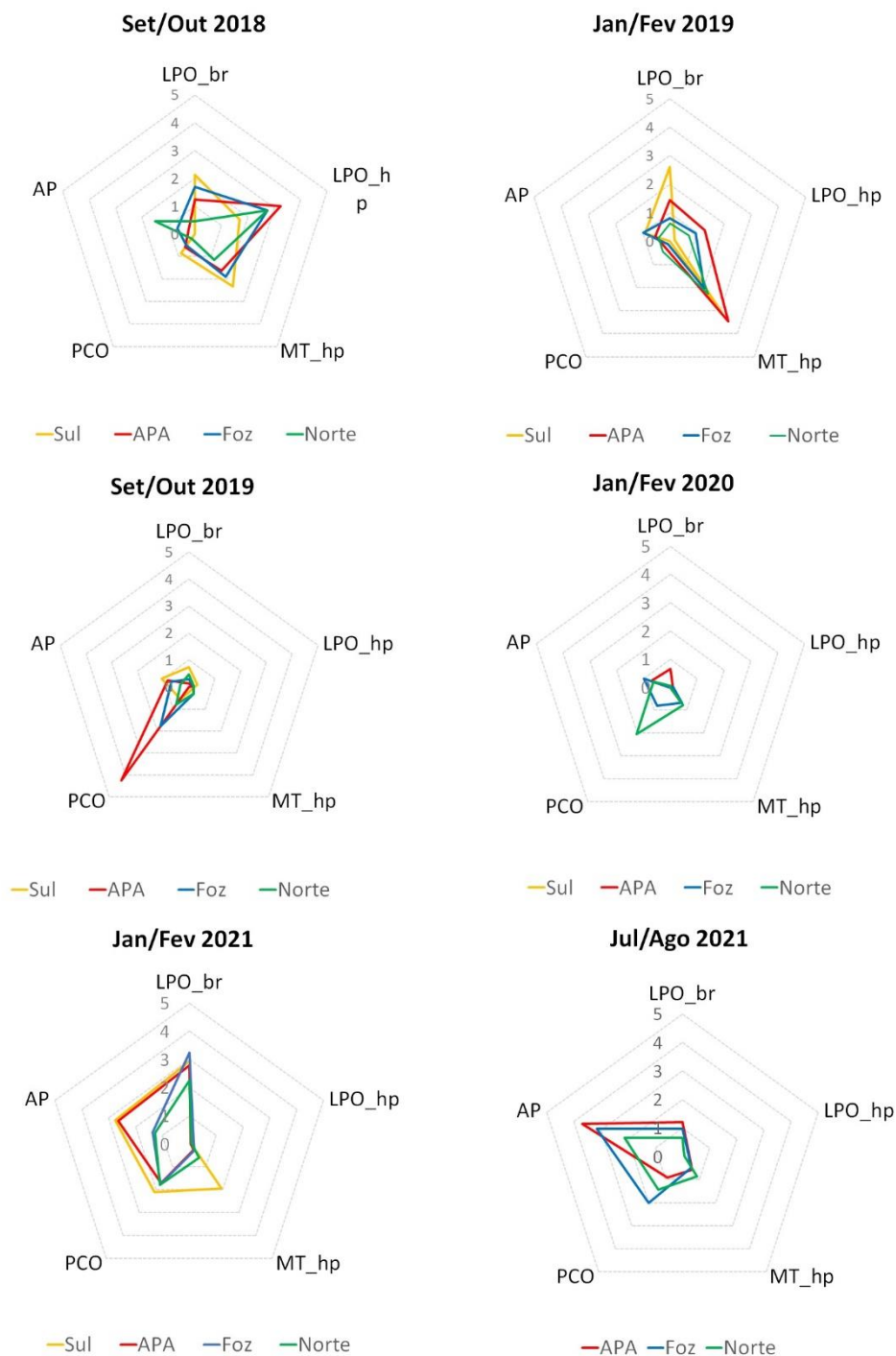




Figura 705 - Gráficos de radar obtidos a partir do índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em camarões marinhos coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degrado, Barra Nova, Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



Vamos agora apresentar e discutir os resultados referentes aos peixes marinhos, passando para um nível superior na cadeia trófica. Cabe ressaltar que, sempre que possível, foram amostradas quatro espécies de peixes, discriminando os seguintes tecidos para as análises: sangue, brânquia, fígado e músculo. Foram avaliados os biomarcadores de dano oxidativo em lipídios (LPO) e níveis de metalotioneína (MT) no fígado, níveis de danos em proteínas (PCO) no músculo, níveis de dano ao DNA (sítios AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado e brânquias, além do índice de lesões histopatológicas (ILH) nestes mesmos tecidos. Conforme descrito anteriormente, os peixes coletados em cada estação amostral foram categorizados em dois grupos, conforme seu índice trófico obtido via plataforma FISHBASE: grupo I (onívoros/herbívoros) e grupo II (carnívoros) (*Material Suplementar A1MS2, Quadros 1 e 2*).

Com relação aos peixes do grupo I (onívoros/herbívoros), a análise dos resultados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) realizada pela PCA mostra que os biomarcadores MDH (brânquias) LDH (fígado) e AP caracterizam bem as amostras obtidas nos pontos VIX2 e FRD6. Já os parâmetros MT, CAT (fígado) e IL (brânquias) se apresentam mais associados aos animais coletados em CA1, VIX1, FRD9, DEG1, DEG2 e ITA1. Por fim, os biomarcadores MDH (fígado) e CAT (brânquias) se associaram com as amostras obtidas nos pontos relativos à foz do Rio Doce FRD1, FRD3, FRD8 e FRD10 (Figura 706). Para o caso dos peixes onívoros capturados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), os biomarcadores IL (brânquias e fígado), LPO e CAT (brânquias) caracterizaram bem os pontos da foz do Rio Doce (FRD8 e FRD6) e regiões ao sul (VIX2) e ao norte (DEG2). Já as enzimas LDH e MDH, avaliadas nas brânquias, e o biomarcador PCO no músculo se apresentaram correlacionadas aos pontos ao norte da Foz (BN1 e ITA1). Já os animais do ponto FRD1 foram bem caracterizados pelos níveis de CAT nas brânquias e sítio AP (Figura 707). Sendo assim, é possível observar que a composição espacial de biomarcadores ao longo do Ano 3 se apresentou bem espalhada ao longo de toda a malha amostral, se distribuindo em pontos localizados na foz do Rio Doce e regiões tanto ao sul como ao norte.

Figura 706 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), IL\_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), IL\_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]) e MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)].

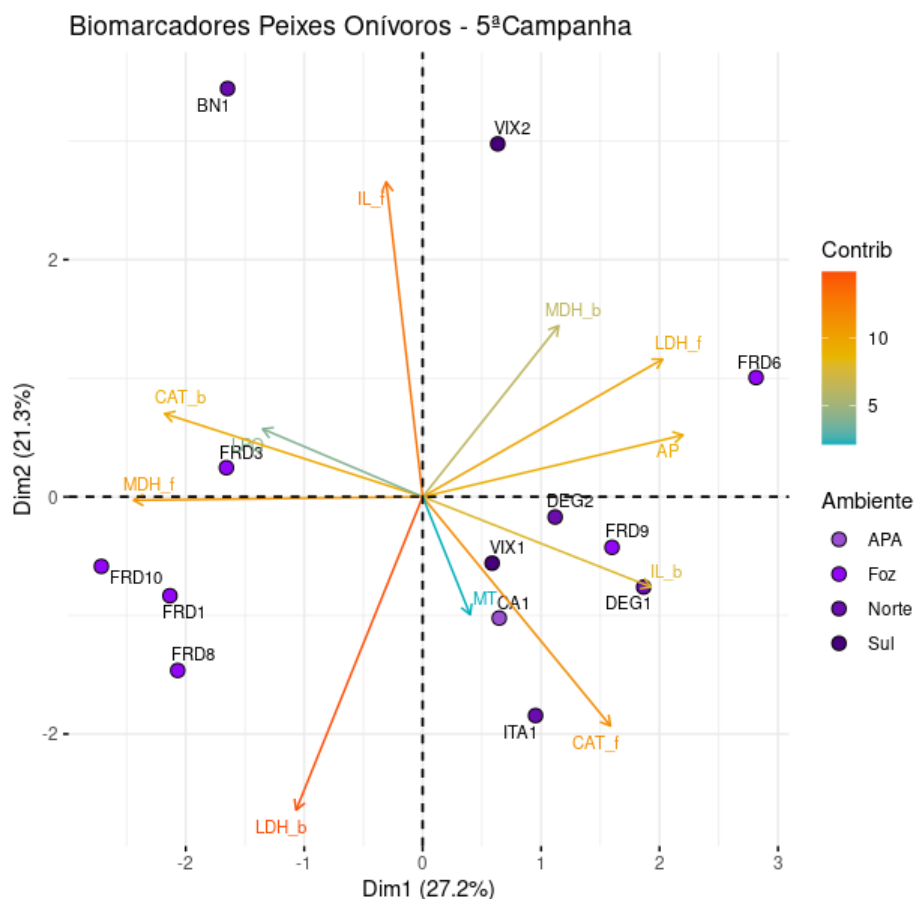
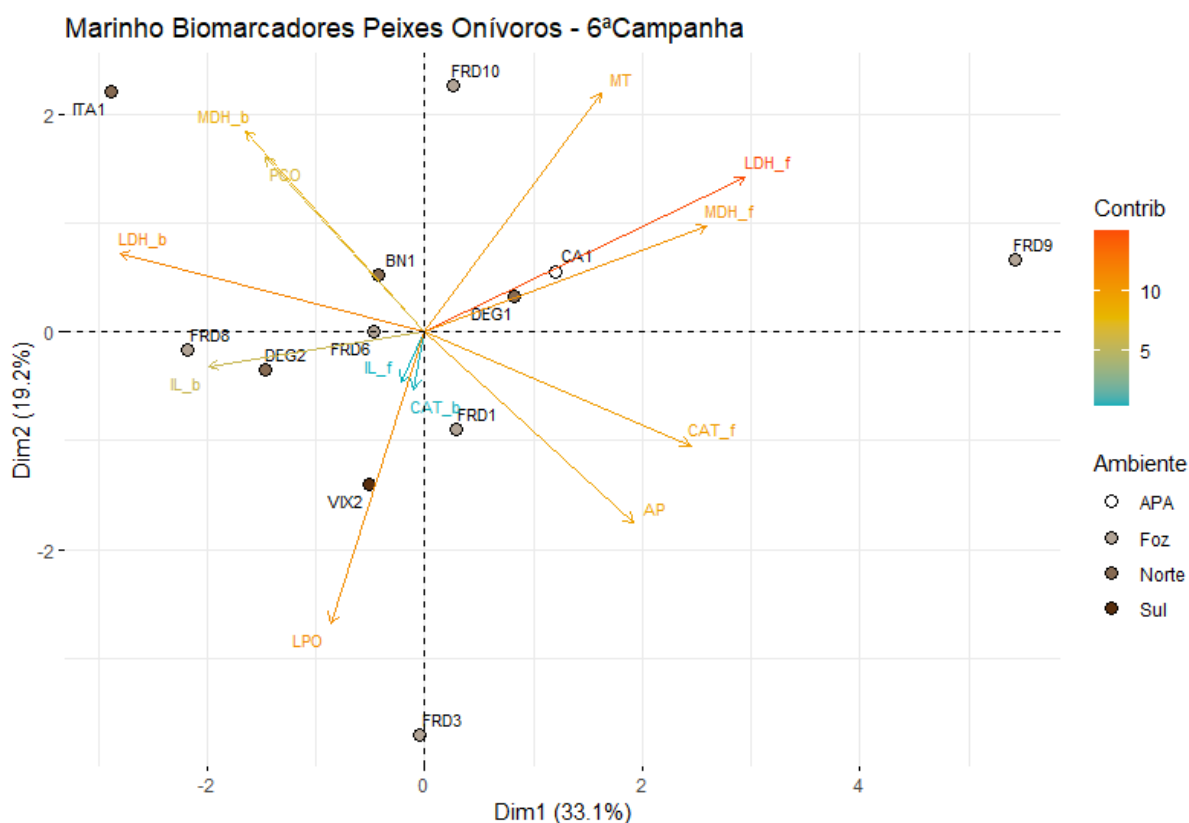


Figura 707 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo I (onívoros/herbívoros) coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), AP (níveis de sítios AP no sangue), IL\_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), IL\_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]) e MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA)].



Prosseguindo para os resultados analisados pela PCA com os dados de biomarcadores em peixes do grupo II (carnívoros) capturados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), é possível observar uma distribuição espacial bem abrangente nas relações entre pontos amostrais e as repostas de biomarcadores. Por exemplo, a região CA foi bem caracterizada pelos parâmetros CAT e LDH em brânquias, e IL em fígado e brânquias. Por outro lado, a região FRD foi bem caracterizada pelos níveis de MT, AP, e MDH e LDH em fígado. Por fim, os biomarcadores LPO e MDH em brânquias caracterizaram bem os pontos ITA2 e VIX2 (Figura 708). Para o caso das amostras de peixes carnívoros obtidos na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), é possível observar que os animais obtidos na foz (FRD3 e FRD8) e ao norte (DEG2) foram bem caracterizadas pelos biomarcadores sítio AP, MT, LPO, CAT (brânquias) e IL (fígado). Por outro lado, os níveis de LDH e MDH nas brânquias e fígado se apresentaram bem correlacionados às amostras dos pontos FRD1, FRD10 e DEG1. Por fim,

os níveis de CAT (fígado) caracterizaram bem os indivíduos dos pontos VIX2, FRD6 e BN1 (Figura 709). Assim como nos outros anos, não é possível observar um padrão espacial claro nos biomarcadores avaliados em peixes carnívoros coletados no ambiente marinho ao longo do Ano 3, através da análise de PCA.

Figura 708 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo II (carnívoros) coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), PCO (níveis de proteínas carboniladas no músculo), AP (níveis de sítios AP no sangue), IL\_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), IL\_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]) e MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]). Código das áreas amostrais: Sul [Guarapari (GUA) e Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)].

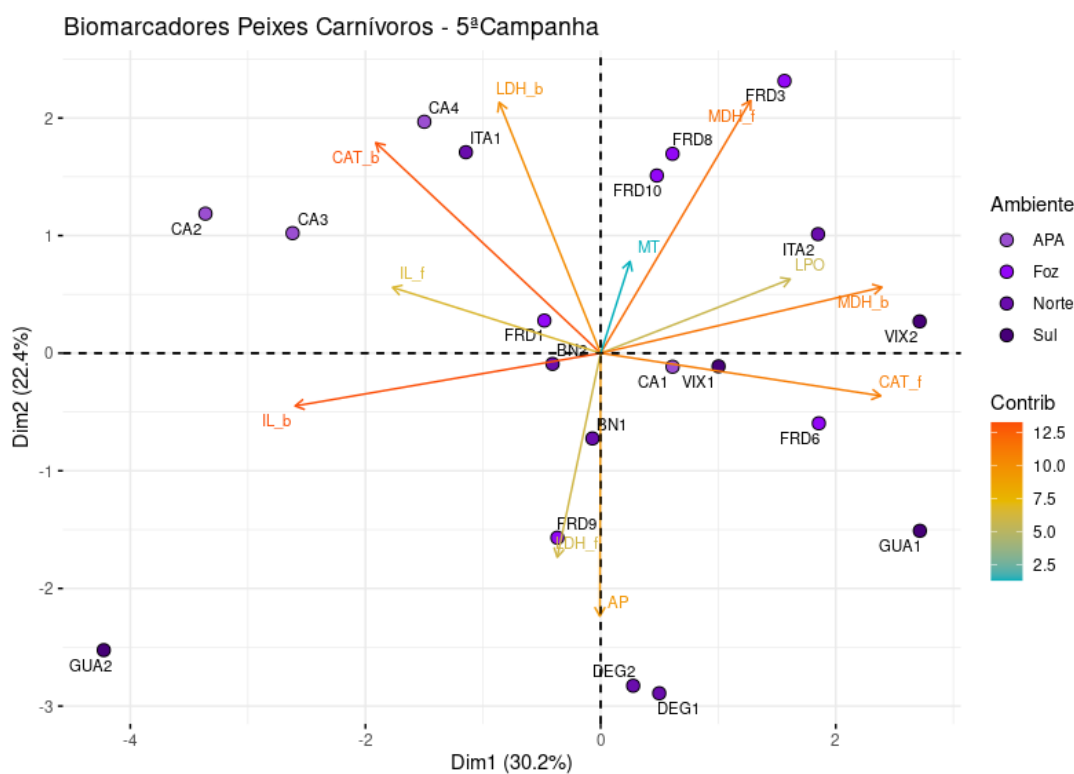
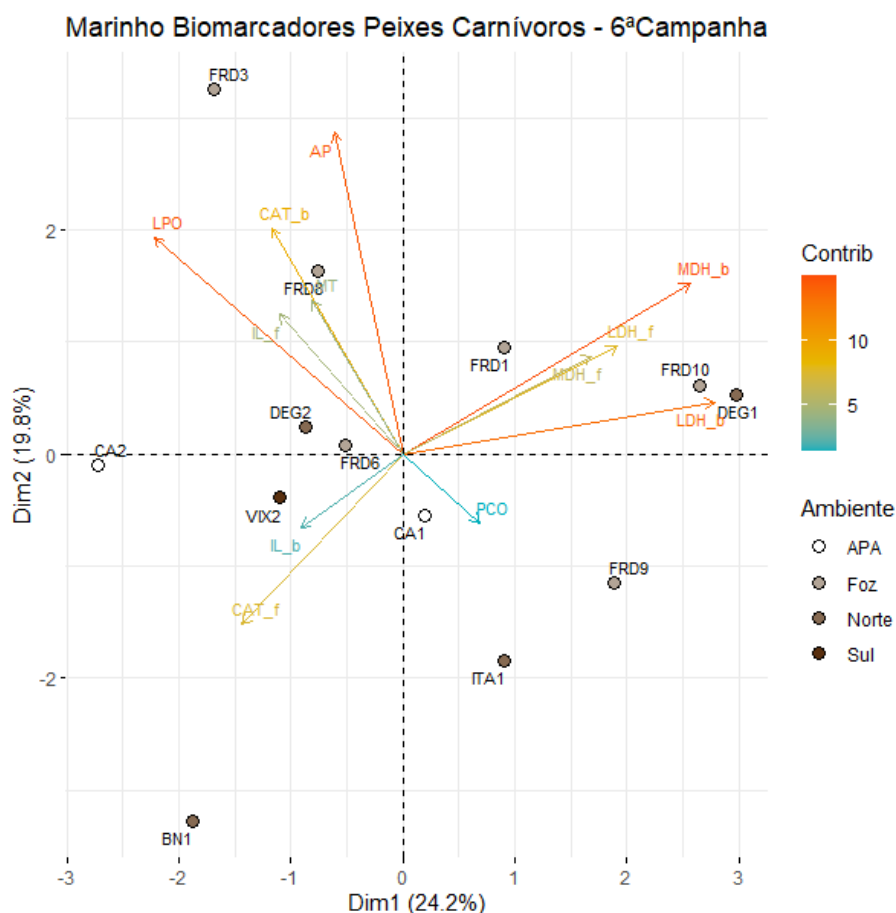


Figura 709 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados dos biomarcadores mensurados em tecidos de peixes do grupo II (carnívoros) coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Códigos dos biomarcadores: LPO (lipoperoxidação no fígado), MT (concentração de metalotioneína no fígado), AP (níveis de sítios AP no sangue), IL\_f (índices médios de lesões histopatológicas no fígado), IL\_b (índices médios de lesões histopatológicas na brânquia), CAT (atividade da enzima catalase em brânquia [b] e fígado [f]), LDH (atividade da enzima lactato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]) e MDH (atividade da enzima malato desidrogenase em brânquia [b] e fígado [f]). Código das áreas amostrais: Sul [Vitória (VIX)], APA [Costa das Algas (CA)], Foz [foz do Rio Doce (FRD)], e Norte [Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA)].



Assim como para o plâncton e camarões, os resultados de biomarcadores em peixes foram integrados no Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador). Na Figura 710, é interessante observar que os níveis de efeito biológico, de maneira geral, também aumentam no sentido Sul → Norte, assim como foi observado para o plâncton. Os maiores valores de IBR biomarcador foram obtidos para o setor Norte, nas Campanhas 1 (set/out 2018 – período seco), 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e 6 (jul/ago 2021 – período seco), seguido pelo setor Foz nestas mesmas Campanhas. Na verdade, é possível observar um evidente aumento temporal nos índices nas Campanhas 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e 6 (jul/ago 2021 – período seco), relacionados a todos os setores. Além disto, é possível observar também que os índices de lesões histológicas no fígado e nas brânquias (ILH), e as enzimas antioxidantes e de metabolismo energético estiveram mais associados às Campanhas realizadas nas estações secas, enquanto o biomarcador LPO esteve mais



associado às Campanhas chuvosas. Para o Ano 2, pode-se observar que os danos em proteínas (PCO) e DNA (sítios AP) foram mais altos, estando associados principalmente aos setores Foz e Norte. Estes padrões temporais de resposta de biomarcadores também foram observados nos camarões durante o Ano 2. Para o caso da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), os níveis elevados de IBR biomarcador durante esta expedição estão relacionados a um aumento global na resposta dos biomarcadores avaliados (Figura 711). Por outro lado, durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) o valor de IBR no setor Sul diminuiu, apesar disso, os valores deste índice nos setores restantes seguiram altos, comparáveis àqueles observados na primeira e quinta avaliações. Além disso, os valores que os biomarcadores apresentaram nos gráficos de radar também foram todos altos, indicando novamente um aumento global na resposta de estresse destes organismos.

Figura 710 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em peixes marinhos amostrados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas).

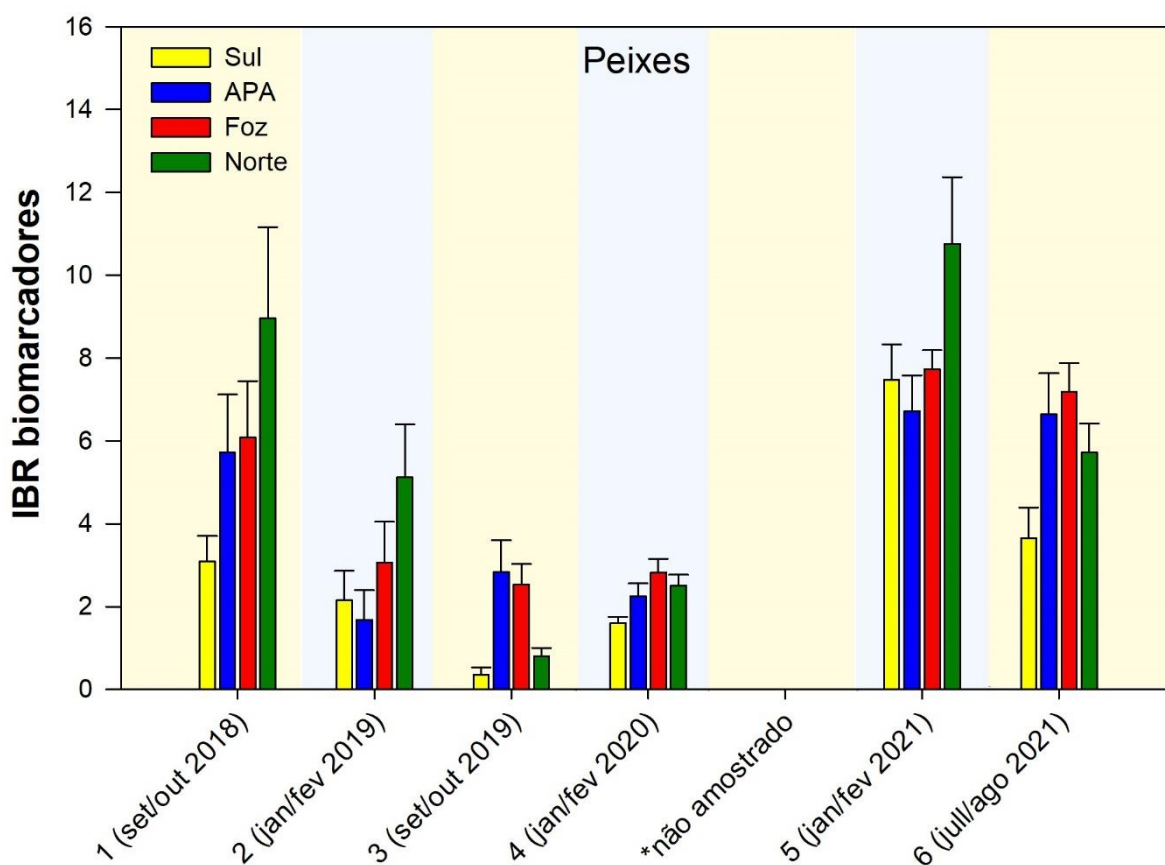
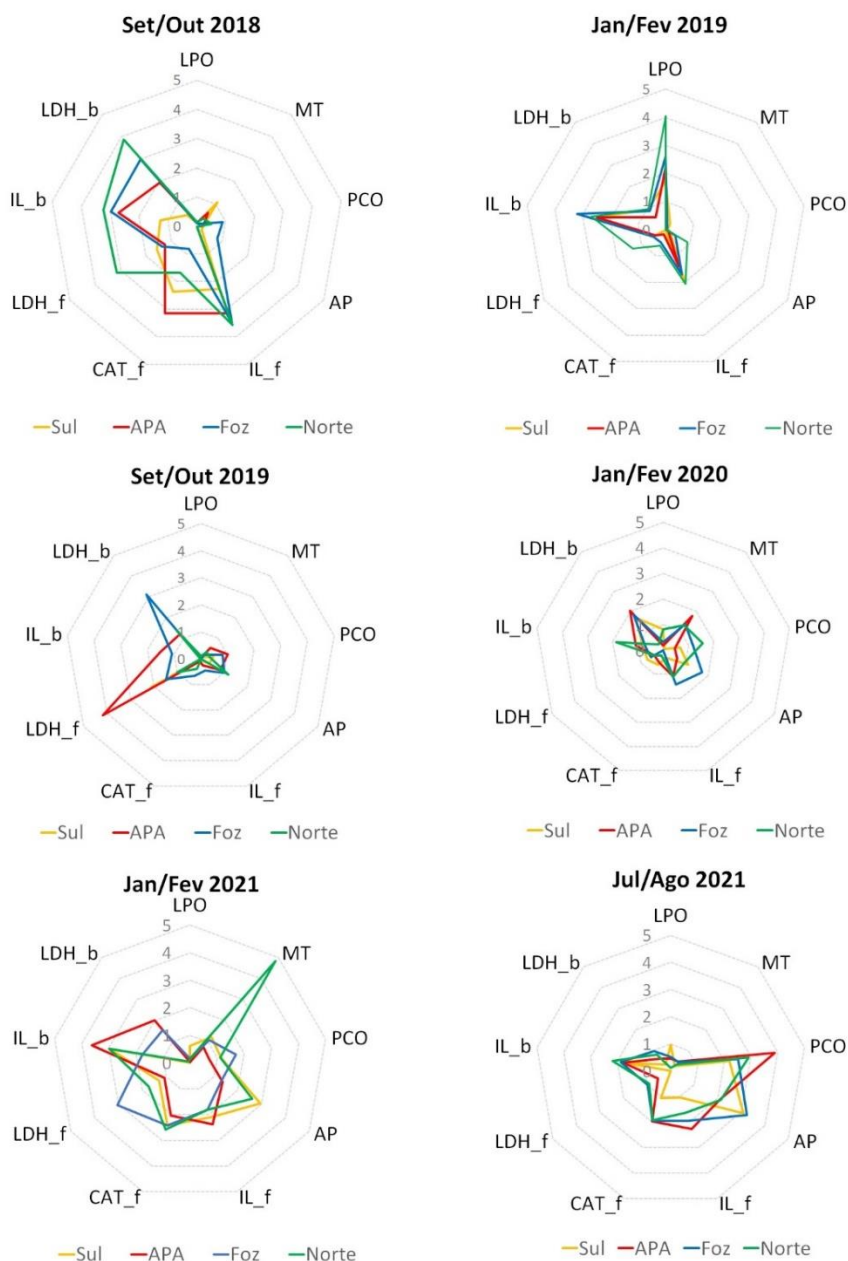


Figura 711 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em peixes marinhos coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos setores Sul (Guarapari e Vitória), APA (Costa das Alagas), Foz (foz do Rio Doce) e Norte (Degredo, Barra Nova, Itaúnas), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



Seguindo para a análise de biomarcadores nos organismos específicos da região de Abrolhos (corais e hidrocorais), os resultados das PCAs da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) são apresentados na Figura 712 e Figura 713, respectivamente. Na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) houve maior associação do biomarcador de dano lipídico (LPO) com as amostras obtidas no ponto ABR04. Por outro lado, os biomarcadores relacionados à

calcificação (CaATPase, MgATPase e AC) estiveram melhor associados aos pontos ABR01 e ABR02. Na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), os níveis de AC estiveram mais bem relacionados às amostras obtidas no ponto ABR01. Por outro lado, os valores de LPO e atividades da CaATPase e da MgATPase correlacionaram melhor com os animais do ponto ABR04. Sendo assim, não é possível observar um padrão espacial claro para os biomarcadores medidos em corais e hidrocorais ao longo do Ano 3, pelas análises de PCA. A única relação que parece ser consistente é uma associação do ponto ABR04 com a LPO em ambas as Campanhas (5 e 6), o que pode indicar este ponto com um foco de estresse fisiológico para estes organismos.

A análise de IBR biomarcador indicou que os corais e hidrocorais amostrados em Abrolhos apresentaram um aumento considerável do índice em todos os pontos amostrais durante o período chuvoso 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), em comparação aos períodos amostrais anteriores (Figura 714), com destaque para os biomarcadores associados à calcificação e regulação iônica e osmótica que tiveram suas atividades aumentadas (Figura 715). É importante apontar que os resultados do IBR biomarcador estimados para corais e hidrocorais foram contrários aos resultados do IBR bioacumulação, que mostraram uma nítida redução nos níveis de metais acumulados nestes organismos no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021). De fato, o aumento expressivo no IBR biomarcador está refletindo o aumento na atividade de enzimas relacionadas à calcificação e regulação iônica e osmótica (Ca-ATPase, Mg-ATPase e anidrase carbônica) que sabidamente são inibidas por metais e metaloides. Assim, a redução nos níveis teciduais de metais/As durante o período chuvoso de 2021 pode ter favorecido o aumento na atividade destas enzimas. Por outro lado, na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) foram observados os menores níveis de IBR biomarcador de todos os três anos de monitoramento, em todos os pontos avaliados. Corroborando a tese apresentada acima, os níveis de IBR bioacumulação nos corais coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) voltaram a aumentar, fortalecendo ainda mais a ideia de que ambos os IBRs (bioacumulação e biomarcadores), no caso dos corais e hidrocorais, apresentam uma relação inversa, justamente pelo grande peso de biomarcadores enzimáticos que são diretamente inibidos frente à exposição à maioria dos elementos mensurados no presente estudo.

Figura 712 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de danos oxidativos em lipídeos (LPO), atividade das enzimas anidrase carbônica (AC), Ca-ATPase (CaATP) e Mg-ATPase (MgATP) mensurados em amostras de corais (*Mussismilia hartii*) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*) coletadas nas estações da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021).

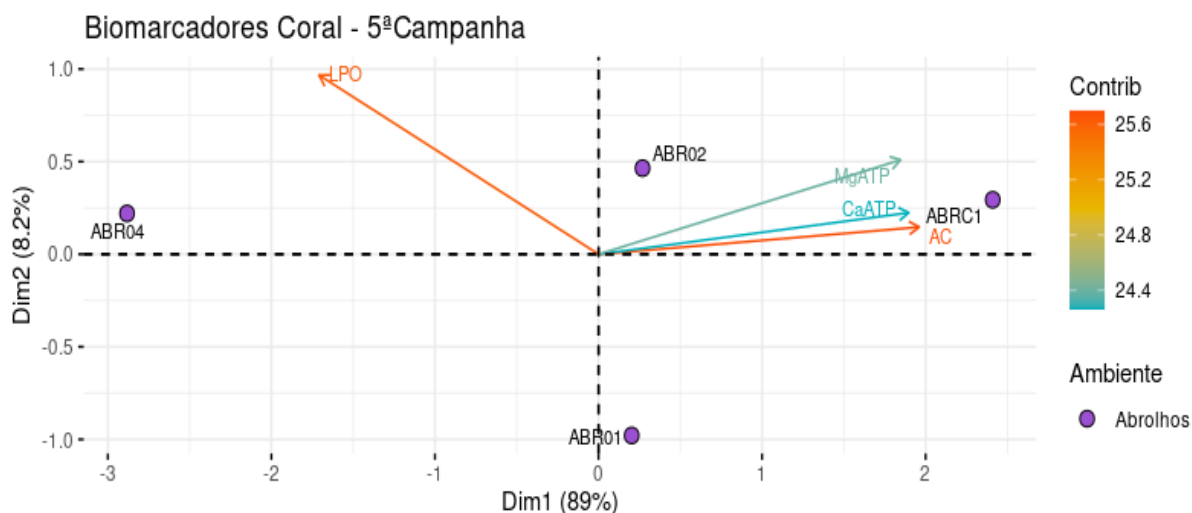


Figura 713 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados de danos oxidativos em lipídeos (LPO), atividade das enzimas anidrase carbônica (AC), Ca-ATPase (CaATP) e Mg-ATPase (MgATP) mensurados em amostras de corais (*Mussismilia hartii*) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*) coletadas nas estações da localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021)

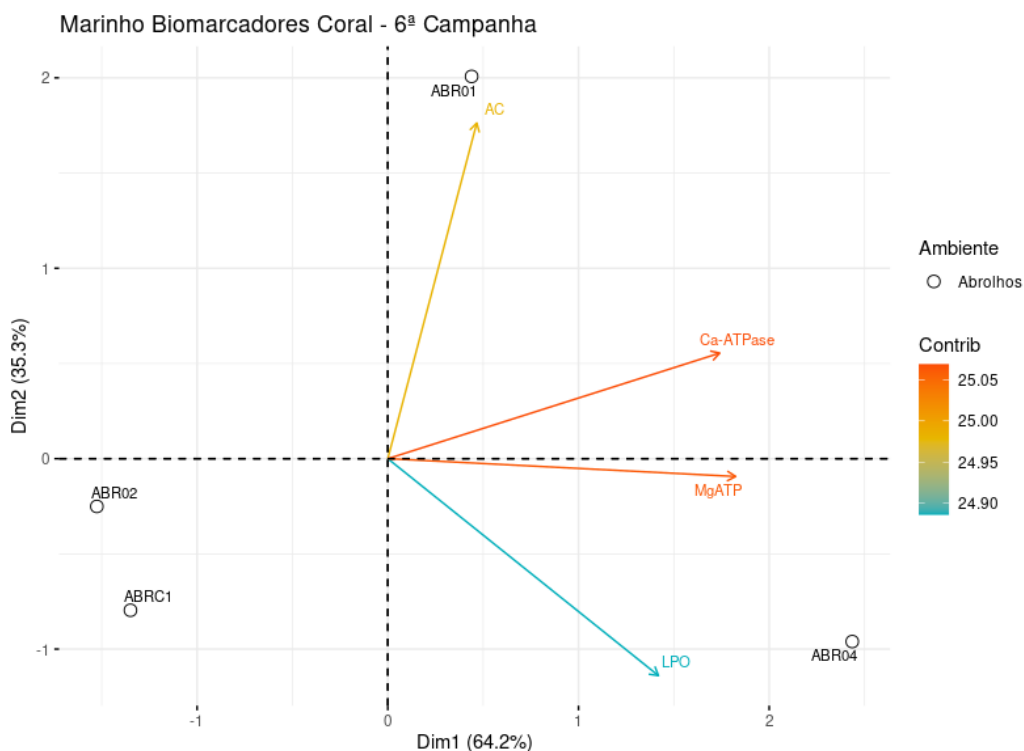


Figura 714 - Valores do Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em amostras de corais (*Mussismilia harttii*) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*) coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), Campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), Campanha 3 (set/out 2019 – estação seca), Campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – estação seca), nos pontos da região de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1).

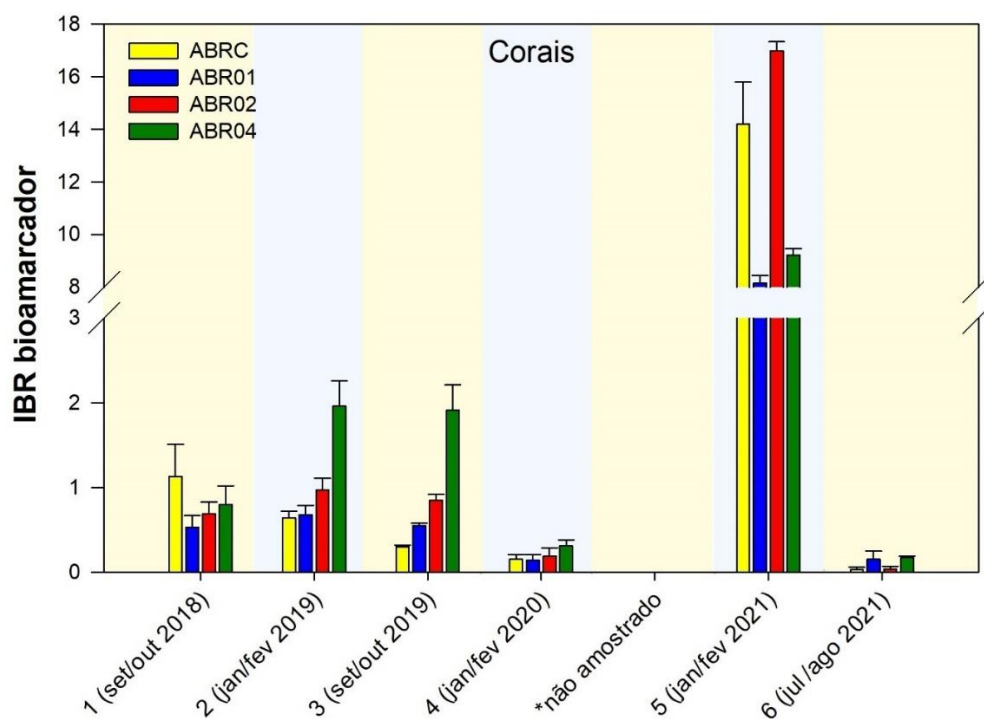
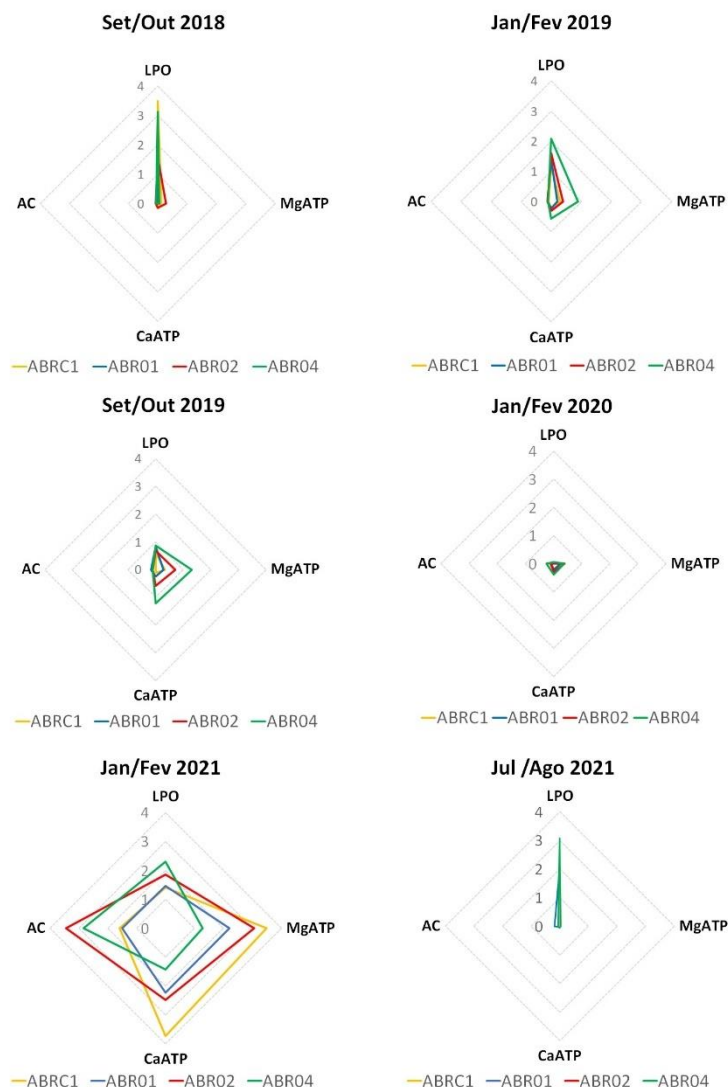


Figura 715 – Gráficos de radar obtidos a partir Índice da resposta biológica (IBR biomarcador) em amostras de corais (*Mussismilia hartii*) e hidrocorais (*Millepora alcicornis*) amostradas na localidade de Abrolhos (ABR01, ABR02, ABR04 e ABRC1) durante a Campanha 1 (set/out 2018 – estação seca), Campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), Campanha 3 (set/out 2019 – estação seca), Campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa), Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – estação seca), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



#### 6.4 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

Ensaio de toxicidade foram realizados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM para classificar amostras de água e sedimento, coletadas na região marinha adjacente ao Rio Doce, quanto a sua toxicidade, cumprindo com o disposto no TR4. Os pontos de amostragem foram: FRD1 e FRD6, ao sul e ao norte da foz do Rio Doce, respectivamente, CA1 e CA2 no REVIS Santa Cruz e DEG1 em Degredo (*Materia/ Suplementar A1MS1, Quadro 1*). A avaliação ecotoxicológica das amostras de água, elutriato de sedimento e sedimento total, coletadas, armazenadas e preparadas, segundo a norma da ABNT NBR



15469, deu-se por meio de ensaios normatizados com organismos bioindicadores de diferentes níveis da cadeia trófica, incluindo microalgas, microcrustáceos, ouriços e peixes. Nos ensaios com água e elutriato, os organismos foram expostos a 6 diferentes diluições da amostra, entre 3,1 e 100% (fator de diluição 2). Nos ensaios com sedimento total os organismos foram expostos ao sedimento bruto (100%). Para esclarecimento, o elutriato foi a solução aquosa obtida pela adição de água de diluição à amostra de sedimento (4:1), submetida à agitação e posterior decantação ou, quando necessário, filtração. Todos os ensaios incluíram controles, e a qualidade dos lotes dos organismos foi atestada por meio de ensaios com substância de referência. Os resultados dos ensaios foram usados para calcular o valor de toxicidade ou “índice de toxicidade”. Para as amostras de água e elutriato de sedimento foram consideradas as Concentrações de Efeito Observado (CEO), que correspondem à menor concentração da amostra que causa efeito significativo nos organismos, no tempo de exposição e nas condições do teste. A partir das CEO foram calculadas as Unidades Tóxicas ( $UT = 100/CEO$ ). Quando não foi possível estimar a CEO, pela ausência de efeito negativo na maior concentração testada (100% da amostra), atribuímos a sigla NE (Não Estimável), sendo o valor de toxicidade considerado como 0 (zero). Para testes com sedimento total, as amostras foram classificadas como não-tóxicas ou tóxicas, seguindo diferença estatisticamente significativa em relação ao controle. Neste caso, um valor fixo de toxicidade foi atribuído para cada uma das duas condições: 0 (zero) para não-tóxica e 100 para tóxica. Adicionalmente, para o cálculo do índice de toxicidade, levou-se em consideração a severidade da resposta observada (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 2*) e sensibilidade do organismo testado (*Material Suplementar A1MS1, Quadro 3*). As respostas subletais foram classificadas como menos severas e a letalidade como mais severa; enquanto os organismos mais sensíveis foram valorizados, recebendo maior número na escala de sensibilidade. A valorização das espécies mais sensíveis é importante para que o impacto não seja subestimado. Os valores de toxicidade foram usados para classificar as amostras desde não-tóxicas a altamente tóxicas (*Material Suplementar A1MS1, Tabela 1*). Vale lembrar que, para cada ponto amostral, esta classificação foi feita separadamente para água e sedimento, e levou-se em consideração a média dos valores de toxicidade resultantes dos diferentes ensaios realizados com ambas as matrizes ambientais. O mesmo conjunto de ensaios e procedimentos de análises foram usados para todo o monitoramento realizado pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM (Anos 1, 2 e 3), para os ambientes dulcícola e marinho.

Testes de toxicidade agudos e crônicos, com água e elutriato, foram realizados com microalgas da espécie *Thalassiosira pseudonana* (ABNT NBR 16181), com o ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (agudo - Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil, 2002 / crônico - ABNT NBR 15350), e com o peixe *Poecilia vivipara* (OECD 203). Para os ensaios com amostras de sedimento total, utilizamos o copépode *Nitokra sp* (Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil, 2002) (*Material Suplementar A1MS1, Tabela 2*). Ao longo de todo o monitoramento, os ensaios crônicos de desenvolvimento embrio-larval com ouriço-do-mar foram os mais sensíveis, seguidos dos ensaios agudos de fertilização de ovos de ouriços. Os organismos responderam a todas as amostras ambientais e seus valores de CEO variaram entre 3,1% e 100%. Da mesma forma, os ensaios de reprodução com *Nitokra sp* indicaram toxicidade em todos os pontos (*Material Suplementar A1MS2, Tabelas 1 e 2*,

Figuras 1 a 6; RRDM, 2019, RT17; RRDM, 2020, RT36D, A1MS2). Organismos zooplancônicos têm se mostrado bastante sensíveis a estressores ambientais e têm sido indicados como ferramenta de diagnóstico para o monitoramento costeiro, além de ser um marcador natural para rápidas mudanças oceanográficas. Fernandes et al. (2020) mostraram que a chegada da pluma de rejeitos na região costeira adjacente ao Rio Doce, em 2015, causou impacto agudo na comunidade zooplancônica local, com perda imediata de diversidade e pico de abundância de algumas espécies oportunistas. Adicionalmente, resultados do PMBA/Fest-RRDM (2018 a 2019) indicaram que nutrientes e metais carregados para o ambiente marinho pelas águas do Rio Doce, e fatores meteoceanográficos, impactaram a comunidade zooplancônica (BONECKER et al., 2022). Considerando que o ouriço-do-mar *E. lucunter* é uma espécie nativa da região costeira do Espírito Santo e que suas formas larvais são componentes do zooplâncton, podemos inferir que uma redução na fertilização e desenvolvimento desta espécie podem afetar sua manutenção e levar à perda da biodiversidade local.

Os ensaios com a microalga *T. pseudonana* indicaram toxicidade para algumas amostras coletadas no Ano 3, com destaque para o elutriato. No entanto, na maior parte do monitoramento, as microalgas apresentaram crescimento positivo correlacionado com a amostra. Por este motivo, os ensaios com microalgas não foram usados para a classificação das amostras ambientais. Como esperado, os peixes *P. vivipara* foram os organismos mais tolerantes, e nos ensaios quase não houve mortalidade dos animais para as amostras coletadas ao longo de todo o período monitorado (*Material Suplementar, A1MS2, Tabelas 1 e 2*; RRDM, 2019, RT17; RRDM, 2020, RT36D, A1MS2).

Análises de Componentes Principais (PCA) foram aplicadas considerando-se as concentrações de metais na água superficial e no sedimento e os valores de toxicidade estimados para as matrizes coletadas nas Campanhas 5 e 6, realizadas em jan/fev e jul/ago de 2021, respectivamente (*Material Suplementar, A1MS2, Tabelas 3 e 4*, respectivamente). Assim como nos outros relatórios, as PCAs foram aplicadas separadamente para água e sedimento e por Campanha. Para a água foi usado apenas a concentração de metais dissolvidos, visto que as formas biodisponíveis encontram-se nessa fração. No período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev), a PCA aplicada para os dados de água, mostra que os eixos PC1 e PC2 explicam 85,4% da variação total dos dados, onde o PC1 resume 52,1% dessa variação e o PC2 resume 33,3%. A variável “Toxicidade” da água ficou associada aos pontos DEG1 e CA2, enquanto os pontos FRD1 e FRD6 ficaram correlacionados entre si e aos metais Cd, Cr e Pb, e o ponto CA1 aos elementos As, Hg e Zn (Figura 716). A PCA aplicada com os dados de metais dissolvidos na água e valores de toxicidade nesta matriz para o período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago), mostra que os eixos PC1 e PC2 sumarizam 76% da variação total dos resultados, sendo que o PC1 contribui com 45,9% e o PC2 com 30,1%. Nesta PCA, o ponto CA2 ficou correlacionado com a variável “Toxicidade” da água juntamente com os elementos Al, Cd, Ni e Pb. Os elementos As e Cu ficaram associados ao ponto FRD1, os metais Cr, Fe e Mn ficaram associados ao ponto FRD6, e os pontos DEG1 e CA1 ficaram novamente no mesmo quadrante, associados ao Hg e Zn (Figura 717). Estas associações corroboram com os valores de toxicidade atribuídos à matriz água para ambos os períodos de amostragem. No caso da amostragem realizada no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev), o maior valor de toxicidade da água foi do ponto DEG1, já para a

amostragem realizada no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago), os maiores valores foram dos pontos localizados no REVIS Santa Cruz (CA1 e CA2). De maneira geral, as PCAs aplicadas para os dados de água não seguem um padrão ao longo do monitoramento, mostrando uma variação nas associações entre pontos, metais e toxicidade (RRDM, 2019, RT17; RRDM, 2020, RT36D).

Figura 716 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas na Campanha 5 (jan/fev de 2021 - período chuvoso) pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA1, CA2)], Foz [foz do Rio Doce (FRD1, FRD6)], e Norte [Degredo (DEG1)].

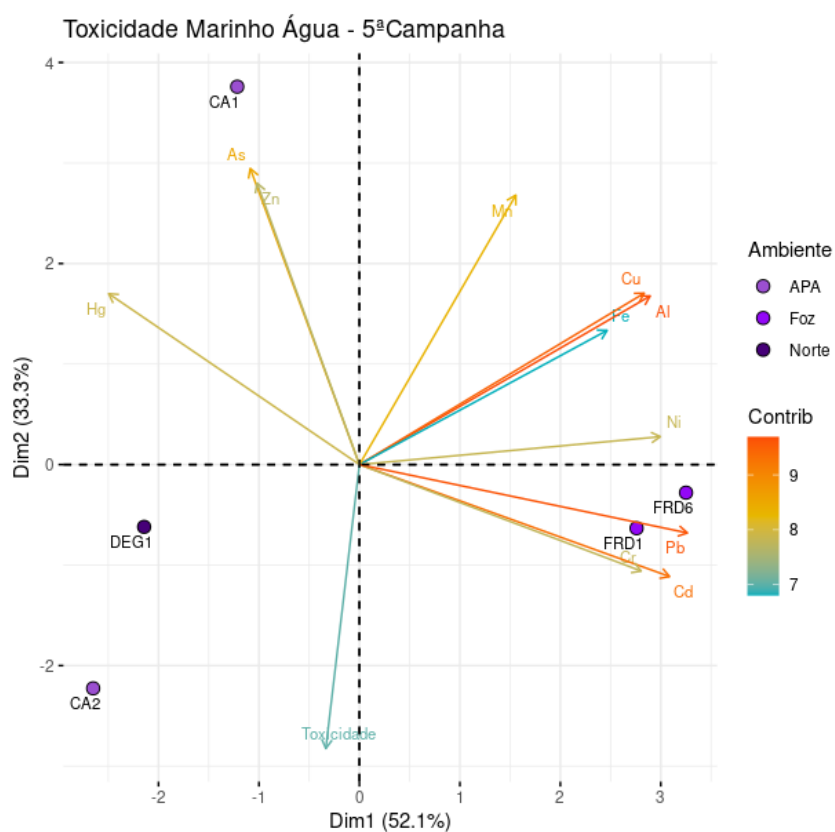
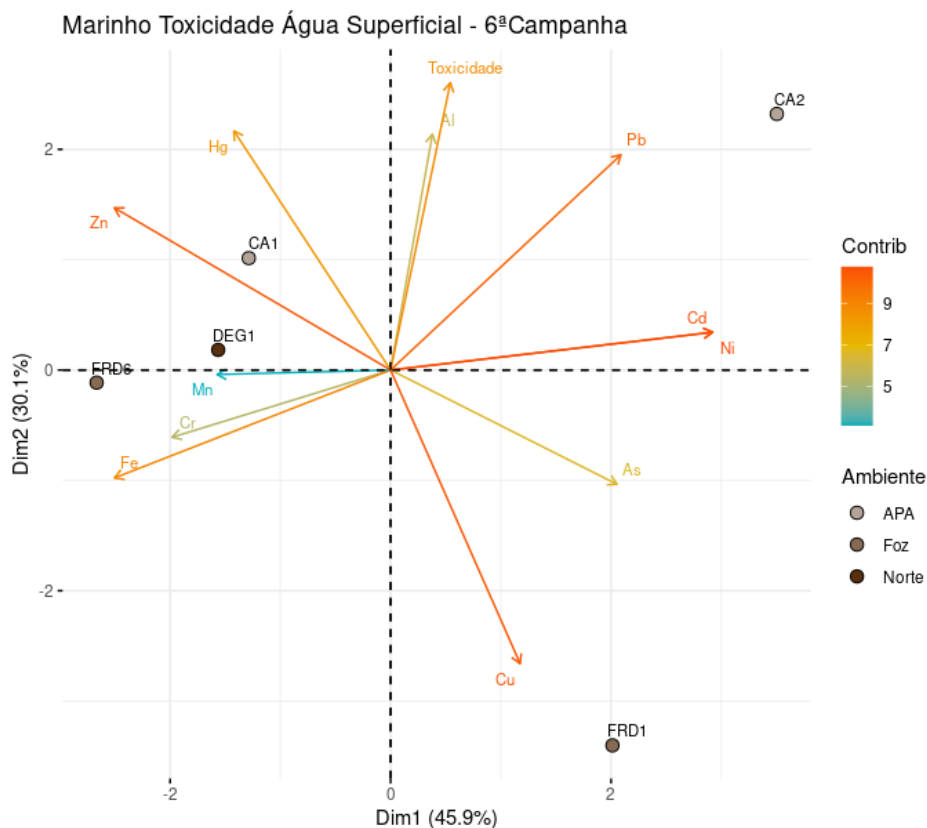


Figura 717 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas na Campanha 6 (jul/ago de 2021 - período seco) pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM.

Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA1, CA2)], Foz [foz do Rio Doce (FRD1, FRD6)], e Norte [Degredo (DEG1)].



Na PCA realizada com os dados de metais e valores de toxicidade obtidos para sedimento, verifica-se que no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev), os eixos PC1 e PC2 explicam 85,4% da variação total dos dados, onde PC1 resume 52,1% e PC2 resume 33,3% dessa variação. A variável “Toxicidade” do sedimento ficou associada aos pontos DEG1 e CA2 que, junto com o FRD1, apresentaram os maiores valores de toxicidade. Porém, o ponto FRD6 ficou correlacionado no mesmo quadrante que o FRD1 e junto com os metais Cd, Cr e Pb, enquanto o ponto CA1 ficou associado fortemente ao As, Hg e, também ao Zn (Figura 718). Com relação à PCA aplicada com os dados das coletas no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago), observamos que os eixos PC1 e PC2 sumarizam 85,2% da variação total dos dados, sendo que 58% da variação é explicada pelo PC1 e 27,2% pelo PC2. Os pontos FRD1 e FRD6 encontram-se no mesmo quadrante, associados a um maior número de metais (Cd, Cr, Ni e Pb), enquanto o ponto CA2 não ficou associado a nenhum metal. A variável “Toxicidade” do sedimento, por sua vez, ficou, novamente, correlacionada aos pontos DEG1 e CA1, e ao As, Hg e Zn (Figura 719). No caso desta coleta, os valores de toxicidade dos pontos FRD6, CA1, CA2 e DEG1 foram iguais e a classificação da matriz foi “tóxica”. O perfil das PCAs apresentadas

neste relatório segue o mesmo dos anos anteriores, indicando associação da toxicidade do sedimento com o ponto em DEG1 e com os elementos As e Hg (RRDM, 2019, RT17; RRDM, 2020, RT36D, A1MS2).

Figura 718 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos valores de toxicidade e metais medidos em amostras de sedimento coletadas na Campanha 5 (jan/fev de 2021 - período chuvoso) pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA1, CA2)], Foz [foz do Rio Doce (FRD1, FRD6)], e Norte [Degredo (DEG1)].

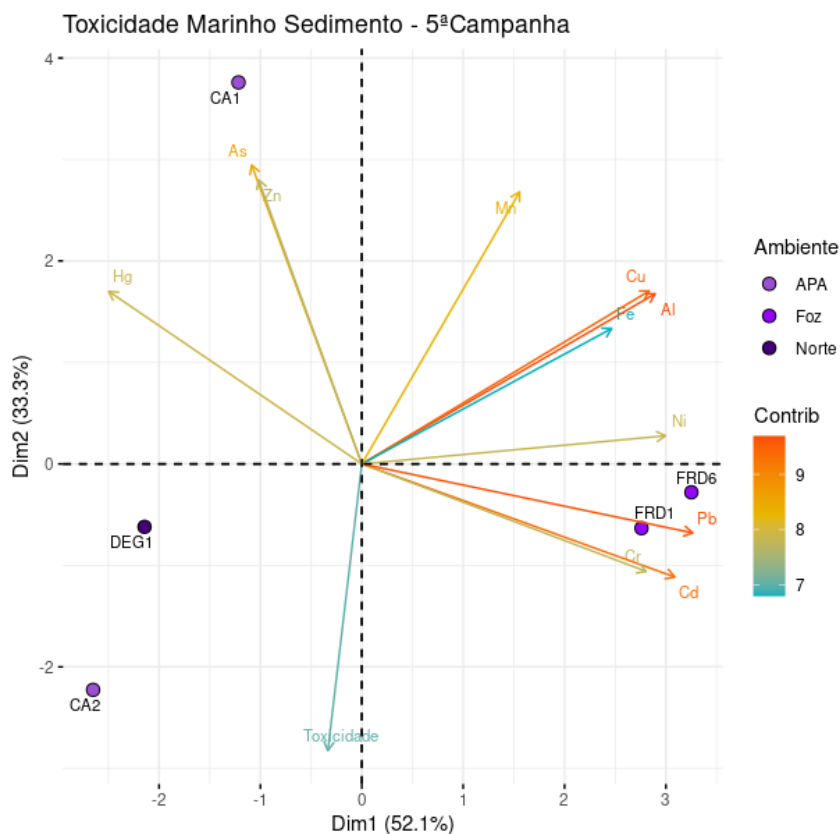
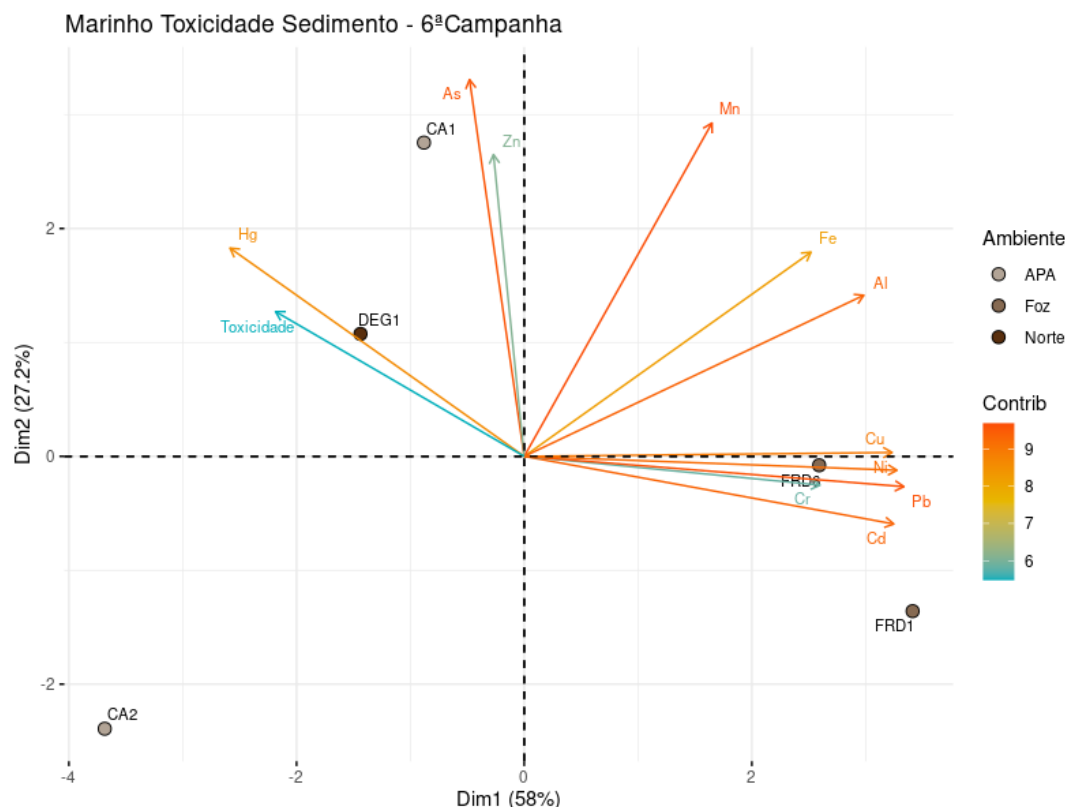


Figura 719 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos valores de toxicidade e metais em amostras de sedimento coletadas na Campanha 6 (jul/ago de 2021 - período seco) pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Código das áreas amostrais: APA [Costa das Algas (CA1, CA2)], Foz [foz do Rio Doce (FRD1, FRD6)], e Norte [Degredo (DEG1)].

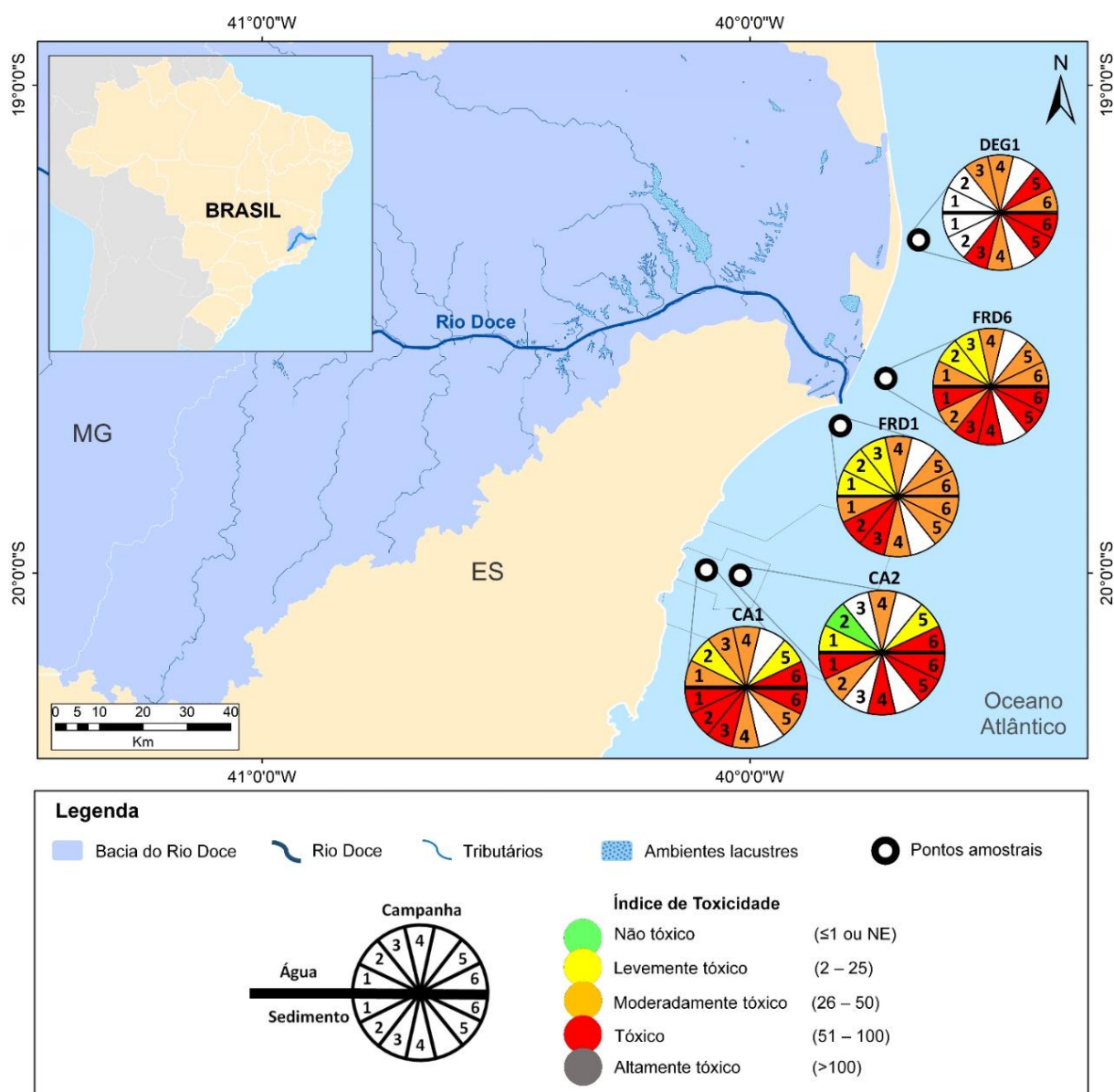


A Figura 720 mostra a classificação das amostras com relação aos ensaios de toxicidade, de forma espaço-temporal, abrangendo todo o monitoramento realizado pelo Anexo 1. Ao longo do monitoramento, especialmente a partir do Ano 2, a toxicidade da água aumentou nos pontos da foz (FRD1 e FRD6) e REVIS Santa Cruz (CA1 e CA2), enquanto no ponto DEG1 oscilou entre as classificações de “moderadamente tóxica” a “tóxica”, sem um padrão temporal. Porém, a maior toxicidade não está vinculada a água, mas ao sedimento, independentemente do local e período de amostragem. Em todos os pontos, o sedimento foi considerado “moderadamente tóxico” ou “tóxico”, com valores de toxicidade sempre superiores aos da água, mas sem um efeito claro da sazonalidade (estações seca e chuvosa). Apesar disso, a região ao norte da foz do Rio Doce parece estar mais impactada do ponto de vista ecotoxicológico, uma vez que, de maneira geral, o FRD6 e o DEG1 apresentaram os maiores valores de toxicidade (*Material Suplementar, A1MS2, Tabelas 3 e 4*; RRDM, 2019, RT17; RRDM, 2020, RT36D, A1MS2). Richard et al. (2020) monitoraram diferentes parâmetros físico-químicos, incluindo metais presentes no rejeito, na água e sedimento de 28 pontos na região costeira adjacente ao Rio Doce, e concluíram que o rompimento da barragem de Fundão afetou a qualidade da água e do sedimento, causando maior impacto na foz, logo após a chegada da pluma de rejeitos. Os autores ainda associaram pulsos de maior contaminação com períodos de chuva. Como comentado, os níveis de precipitação merecem destaque, pois as chuvas aumentam a vazão do Rio



Doce, levando material oriundo do rejeito para o ambiente marinho, e causam remobilização (ressuspensão) do sedimento, levando ao incremento de metais na água e, possível, aumento na sua biodisponibilidade e efeitos sobre a biota. Nesta linha, Rocha et al. (2022) mostraram que a comunidade zooplancônica é mais frágil quando a vazão do rio é mais forte, e esse padrão é confirmado pelos indicadores ecológicos testados por eles. Fernandes et al. (2020), havia indicado a região da foz do Rio Doce como impactada pela lama através de variações na comunidade zooplancônica da região. No estudo, os autores indicam que eventos oceanográficos, como a passagem de correntes e frentes frias, potencializam efeitos tóxicos sobre o zooplâncton pela ressuspensão de metais particulados presentes no sedimento. Loghini et al. (2020) sugerem que a ressuspensão de sedimentos na plataforma continental é, de longe, o processo dominante responsável por aumentar as concentrações de Fe dissolvido nas águas costeiras. Segundo os autores, as estimativas dos fluxos anuais de Fe indicam que o rompimento da barragem de Fundão pode fornecer uma quantidade não desprezível de Fe dissolvido para o oceano aberto. Pelo fato de conter mais matéria orgânica, um importante ligante de metais, o sedimento pode acabar concentrando mais metais que a água e, portanto, apresentar-se mais tóxico. A relação direta entre a biodisponibilidade, bioacumulação e toxicidade de metais já é claramente conhecida (PAQUIN et al., 2000).

Figura 720 - Classificação ecotoxicológica das amostras de água e sedimento coletadas pelo Anexo 1 do PMBA/FEST-RRDM ao longo do Ano 1 (Campanha 1, set/out de 2018 - período seco; e Campanha 2, jan/fev de 2019 - período chuvoso), Ano 2 (Campanha 3, set/out de 2019 - período seco; e Campanha 4, jan/fev de 2020 - período chuvoso) e Ano 3 (Campanha 5, jan/fev de 2021 - período chuvoso; e Campanha 6, jul/ago de 2021 - período seco) do monitoramento. A sigla NE, na legenda da Figura, significa não estimável, e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100 %), impossibilitando estimar valor de CEO. O código dos pontos amostrais é: Revis Santa Cruz (CA1 e CA2), foz do Rio Doce (FRD1 e FRD6), e Degredo (DEG1). O ponto DEG1 não foi monitorado pelo Anexo 1 no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM, e o ponto CA2 não foi monitorado em set/out de 2019. Por conta da pandemia da COVID-19, não houve monitoramento em ago/set de 2020, representado pelo espaço em branco e, sem numeração, nos gráficos.



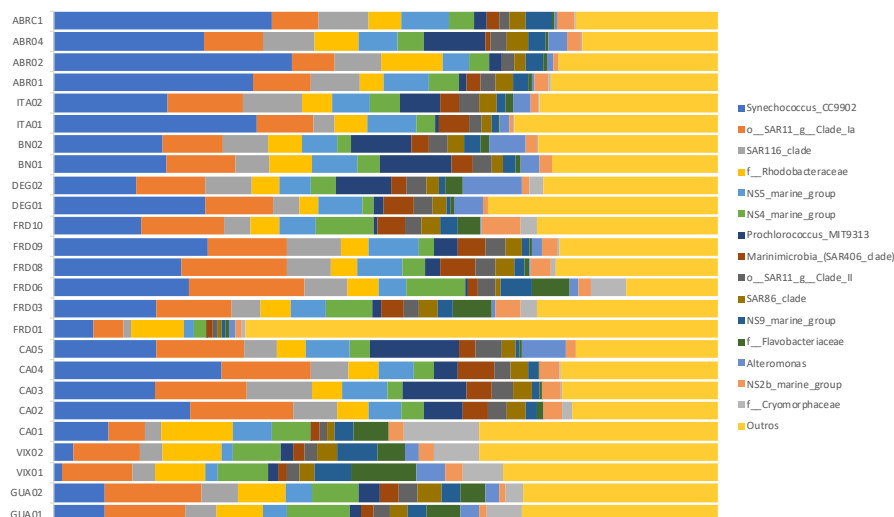
## 6.5 COMPOSIÇÃO DA MICROBIOTA NA ÁGUA E NO SEDIMENTO

As análises microbiológicas realizadas em amostras de água (superfície e fundo), sedimento e corais nos ambientes pré-determinados pelo TR4, levaram em consideração a existência de dois ambientes principais e distintos entre si devido a características geográficas, físico-químicas e bióticas. Os ambientes considerados foram: (1) foz do Rio Doce e região marinha adjacente (amostras de água em duas profundidades e sedimento), e (2) Arquipélago dos Abrolhos (amostras de água em duas profundidades, sedimento e coral). Estas análises visaram a descrição das comunidades microbianas nos referidos ambientes, seguida pela análise de possíveis perturbações em tais comunidades e sua relação com a presença de metais característicos do rejeito, oriundo do Rio Doce, e características físico-químicas.

### 6.5.1 Monitoramento da abundância bacteriana na água e sedimento

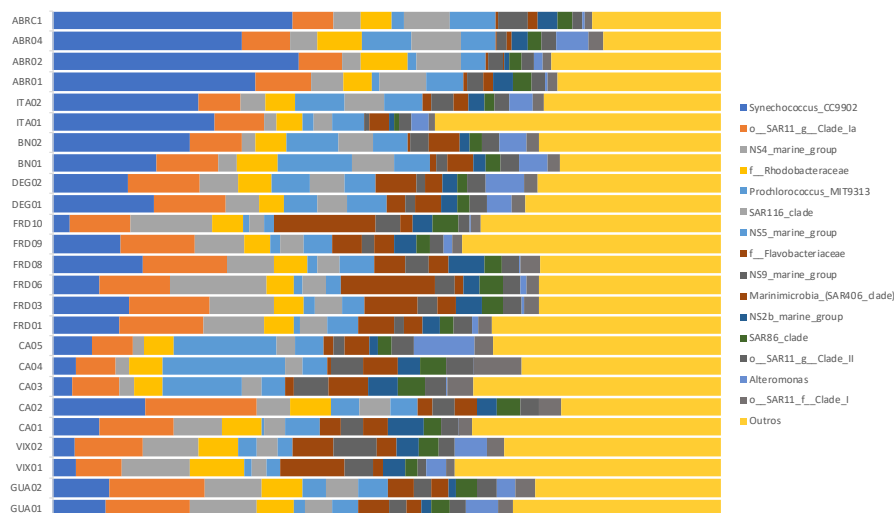
Iniciando pelos dados da Campanha 5 (jan/fev 2020 – período chuvoso), a abundância relativa dos OTUs para amostras de água de superfície na região marinha apresentou grande dominância dos principais grupos bacterianos, sendo o táxon mais abundante *Synechococcus\_CC9902*, seguindo o padrão que já vinha sendo observado em Campanhas anteriores. A maior abundância deste grupo foi observada nas estações de Abrolhos, seguido pelas estações localizadas na região de Costa das Algas (Figura 721). O segundo mais abundante foi o táxon SAR11 que também é frequentemente observado nestas amostras.

Figura 721 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



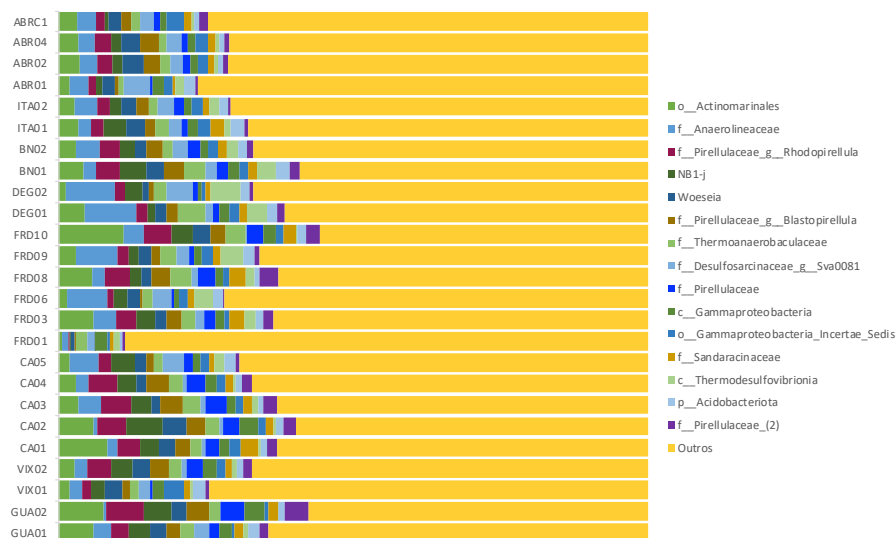
O perfil bacteriano observado nas amostras de água de profundidade não apresentou diferença quando comparado com amostras de água de superfície. Como pode ser observado na Figura 722, neste ambiente os táxons *Synechococcus\_CC9902* e SAR11 também foram os mais abundantes e na mesma ordem. O gênero *Synechococcus\_CC9902* também esteve mais presente nas estações de Abrolhos, apresentando gradual diminuição nas estações localizadas ao sul, tais como Itaúnas e Barra Nova.

Figura 722 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



As amostras de sedimento da região marinha apresentaram elevada diversidade em sua maioria. Os grupos mais dominantes estavam presentes em no máximo 4% em média. Os táxons Actinomarinales, Anaerolineaceae e Pirellulaceae foram os mais abundantes. Anaerolineaceae esteve mais associado as regiões da Foz do Rio Doce e Degredo, enquanto Pirellulaceae apresentou maior distribuição entre as estações (Figura 723). Vale lembrar que estes táxons são conhecidos por serem altamente tolerantes a metais e predominantes em locais contaminados por rejeitos de mineração.

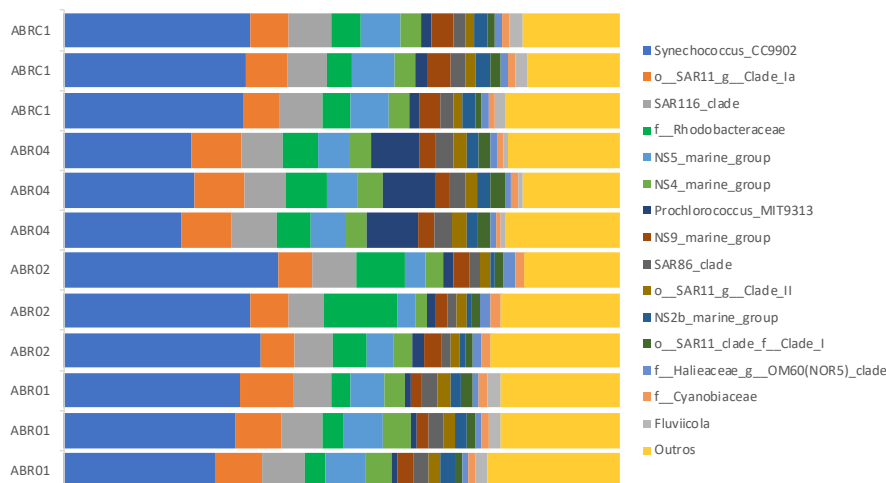
Figura 723 - Classificação taxonômica das amostras sedimento da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



Para o caso dos dados da região de Abrolhos durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), a abundância relativa para amostras de água de superfície desta região mostrou elevada similaridade entre as réplicas, bem como entre as estações analisadas. O gênero com maior abundância foi *Synechococcus\_CC9902*, que apresentou grande diferença com relação ao segundo mais representativo (SAR11). Além disso, vale destacar a maior presença do táxon Rhodobacteraceae na estação ABR02 e *Prochlorococcus\_MIT9313* na estação (Figura 724).

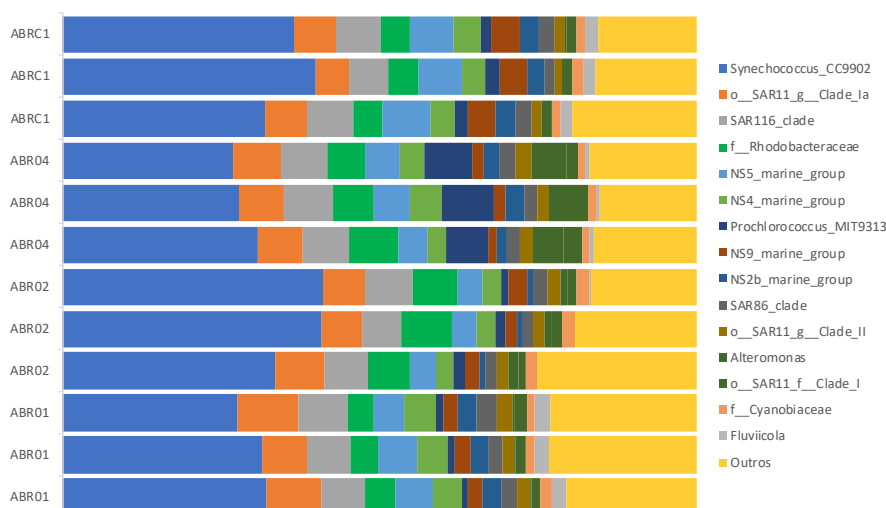


Figura 724 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da região dos Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



Considerando amostras de água fundo coletada em Abrolhos, o perfil observado foi bem similar ao de águas de superfície da mesma região. Os grupos mais dominantes foram os mesmos já observados com grande dominação do gênero *Synechococcus\_CC9902*. De forma geral, também é possível observar menor diversidade, uma vez que poucos gêneros são responsáveis por aproximadamente 75% de todos os OTUs encontrados (Figura 725).

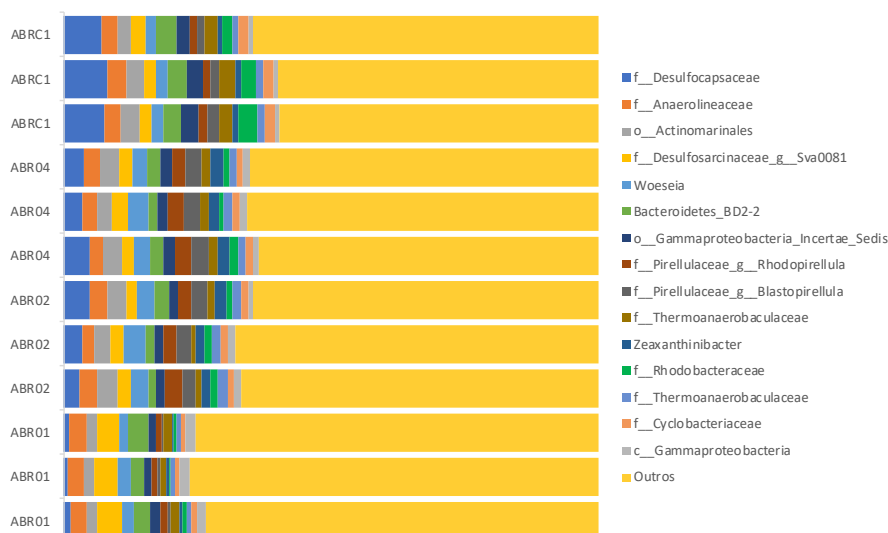
Figura 725 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



Como já esperado, as amostras de sedimento representam perfil bem distintos dos observados nas amostras de água da região de Abrolhos. Inicialmente constata-se grande variedade de OTUs uma vez que os grupos mais abundantes representam pouco mais do que 25% da comunidade total e que o mais abundante não está em abundância superior a 4%. O grupo mais abundante pertence ao filo Desulfocapsaceae, porém ele não apresenta a mesma abundância na estação ABR01, estando presente em elevada proporção na estação ABRC1 (Figura 726).

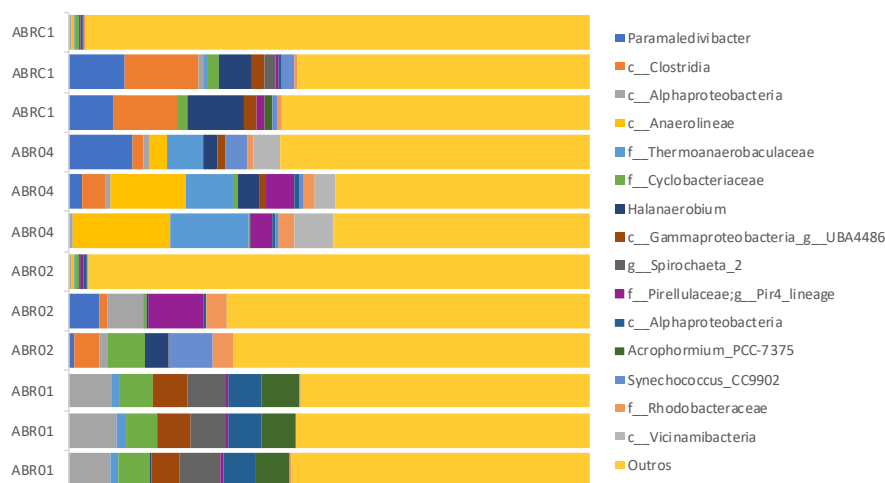
Outros grupos de destaque que também foram encontrados em proporções elevadas foram Anaerolineaceae, presente em todas as estações e em proporções iguais, *Rhodopirellulae* *Blastopirellula*, gêneros da família Pirellulaceae e que já haviam sido relatados em Campanhas anteriores. Este último, apresentou maiores proporções nas estações ABR02 e ABR04, e os menores níveis foram observados na estação ABR01.

Figura 726 - Classificação taxonômica das amostras de sedimento coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



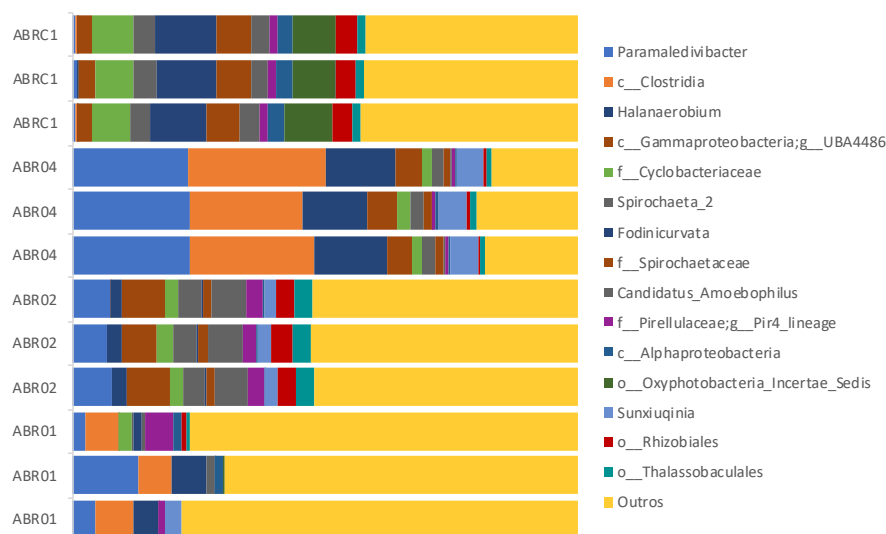
Passando agora para as amostras de corais coletadas na região de Abrolhos, observou-se abundâncias relativas bem distintas para cada uma das estações. Para o coral da espécie *Millepora alcicornis* percebe-se inicialmente elevada diversidade e falta de dominância única. Além disso, grupos bacterianos que estão presentes em alguma das estações, na maioria das vezes não são encontrados em outras estações ou estão presentes em proporções muito baixas. Como exemplos, podemos citar Paramaledivibacter e Clostridia que foram altamente associados às estações ABR04 e ABRC1, ao mesmo tempo que estiveram ausentes em ABR01 e em baixa proporção em ABR02. Também vale destacar os grupos Anaerolineae, com presença elevada em ABR04, e Pirellulaceae nas estações ABR02 e ABR04 (Figura 727).

Figura 727 - Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis* coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



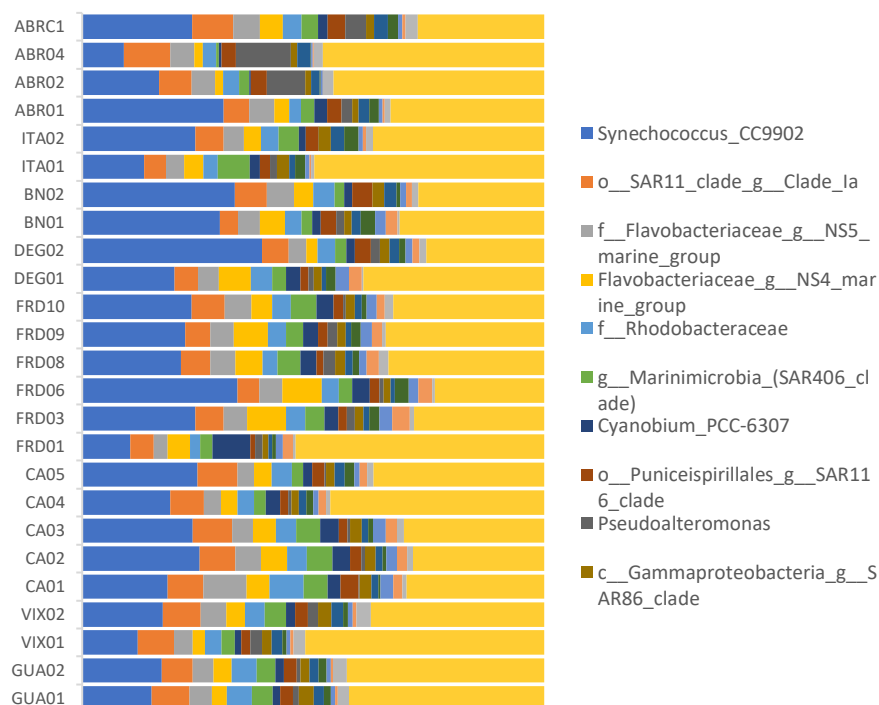
Para a espécie *Mussismilia hartii*, observa-se perfil similar, porém com um pouco mais de dominância de alguns grupos. Neste caso, Paramaledivibacter, Clostridia e Halanaerobium, foram os grupos mais dominantes, respetivamente. Porém, estes grupos estão diretamente associados à estação ABR04, também sendo encontrados nas estações ABR01 e ABR02, mas em proporções bem inferiores. Na estação ABRC1 tais grupos estiveram ausentes ou em proporção ínfima. O grupo Pirellulaceae também foi observado nas quatro estações, mas com maior relevância nas estações ABR02 e ABRC1 (Figura 728). Cabe salientar a grande disparidade do perfil observado na estação ABR04, com elevada dominância de poucos táxons, inclusive de grupos bacterianos específicos e que não foram observados em outras estações de forma tão expressiva, além de serem anaeróbios estritos, o que revela acentuada mudança no perfil metabólico local.

Figura 728 - Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie *Mussismilia harttii* coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



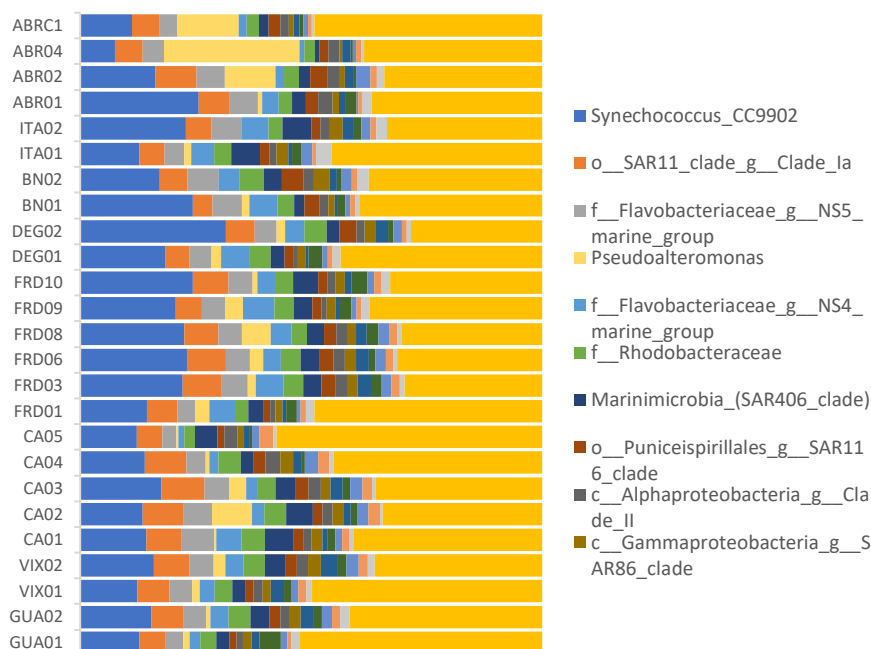
Passando agora a falar da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), a abundância relativa dos OTUs para amostras de água de superfície na região marinha apresentou alta diversidade microbiana. O táxon mais abundante foi *Synechococcus* CC9902, e depois deste a Ordem SAR11 (*Pelagobacterubique*) e o gênero NS5 marine group (Figura 729). Esta distribuição também foi vista em Campanhas anteriores. Os demais grupos, apesar de oscilarem entre as médias, mantiveram relativa similaridade em todas as estações amostrais.

Figura 729 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



O perfil bacteriano observado nas amostras de água de profundidade não apresentou grande diferença quando comparado com amostras de água de superfície, como pode ser observado na Figura 730. Neste ambiente os táxons *Synechococcus\_CC9902* e SAR11 (*Pelagobacterubique*) também foram os mais abundantes e na mesma ordem. O *Pseudoalteromonas*, que foi mais abundante no sedimento da região costeira, também aparece aqui como uma das abundâncias mais relevantes, principalmente na região de Abrolhos.

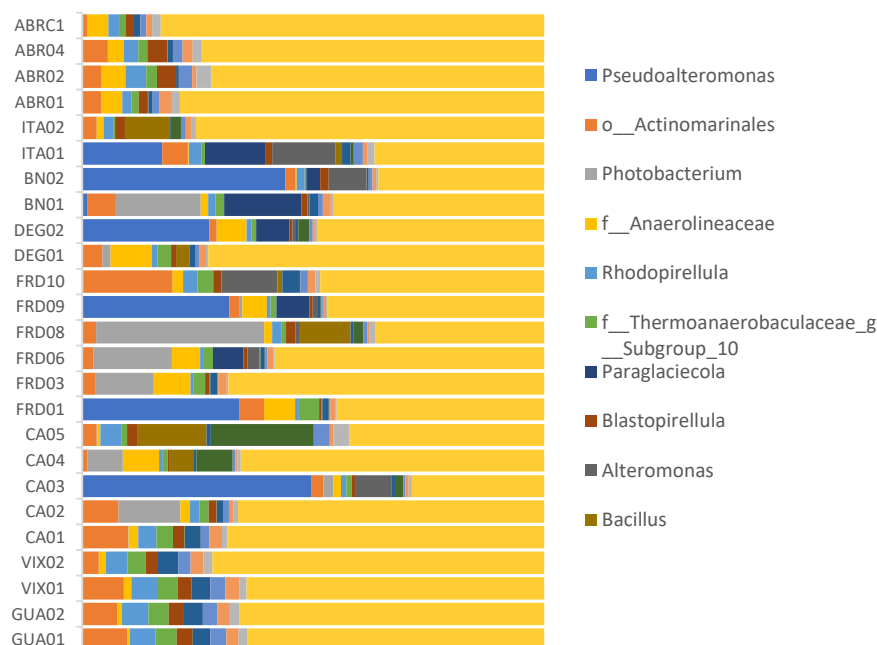
Figura 730 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



O grupo mais dominante no sedimento foi o do gênero *Pseudoalteromonas*, apesar de estar ausente ou com abundância relativa menor que 1%, em várias estações amostrais. Entretanto, quando foi observado em ITA1, BN2, DEG2, FRD1, FRD9 e CA3 apresentou alta dominância, variando entre 17% e 50% nessas estações (Figura 731). O gênero *Photobacterium* se destacou na foz (FRD3, FRD6 e FRD8) e a ordem Actinomarinales na Costa das Algas (CA1 e CA2), Vitória (VIX) e Guarapari (GUA). Vale destacar o grande aumento do gênero *Photobacterium* na foz do Rio Doce. Este gênero não esteve entre os mais abundantes nas Campanhas anteriores e é conhecido como um bioindicador de metais pesados, sendo até mesmo utilizado em *kits* comerciais para indicar a presença de metais no ambiente (VANHALA et al. 1994; KASSIM et al. 2020; MUNEESWARAN et al. 2021).

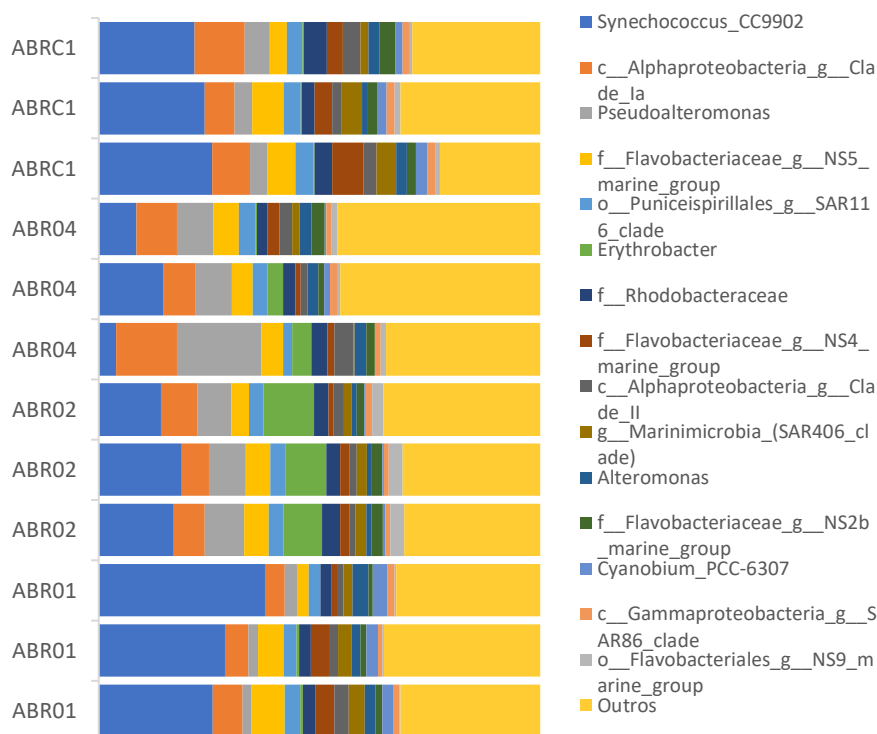


Figura 731 - Classificação taxonômica das amostras sedimento da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



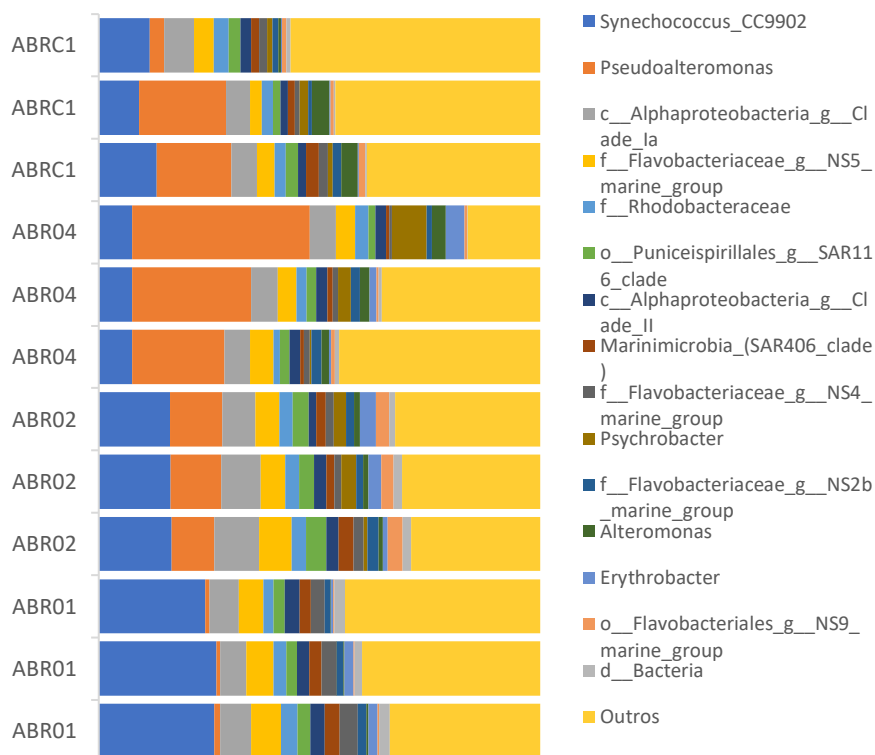
A abundância relativa para amostras de água de superfície coletadas na região de Abrolhos mostrou elevada similaridades entre as réplicas bem como entre as estações analisadas. Os gêneros com maior abundância foram *Synechococcus* CC9902, Classe Alphaproteobacteria gênero *Cladella* e *Pseudoalteromonas* (Figura 732). *Synechococcus* CC9902 apresentou uma média de 22% entre todas as estações amostrais, ABR04 teve a menor média de *Synechococcus* CC9902, com alta abundância de *Pseudoalteromonas*. Cabe ressaltar também, a alta abundância de *Erythrobacter* em ABR02.

Figura 732 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



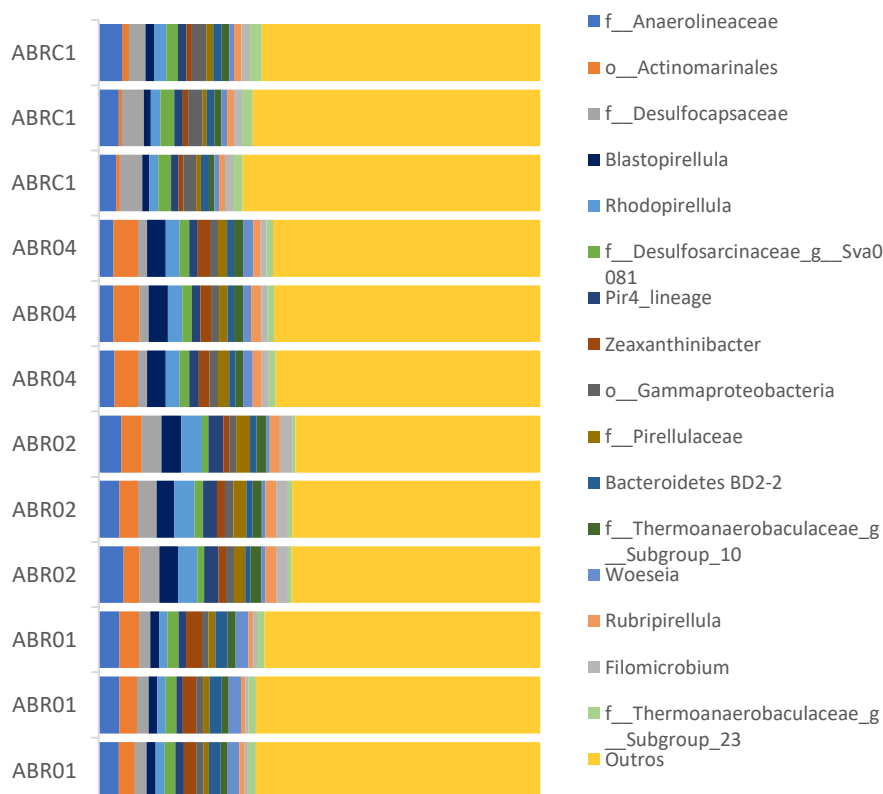
Considerando amostras de água de fundo o perfil observado é similar ao de águas de superfície (Figura 733). Os grupos mais dominantes foram os mesmos já observados com grande dominância do gênero *Synechococcus\_CC9902*. De forma geral, também é possível observar menor diversidade. Cabe destacar que a estação ABR04 apresentou alta abundância de *Pseudoalteromonas*.

Figura 733 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



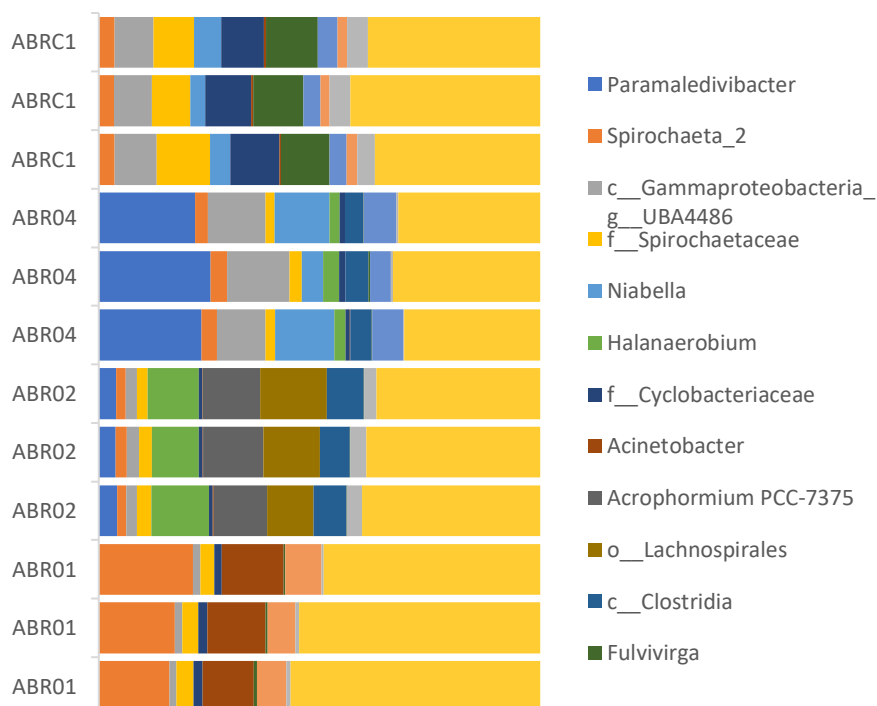
Como esperado, as amostras de sedimento representam perfil bem distintos dos observados nas amostras de água desta região (Figura 734). É possível observar grande variedade de OTUs uma vez que os grupos mais abundantes não superam 4% na média entre todas as estações amostrais. O grupo “Outros” que representa a reunião de OTUs de baixa abundância soma 63% em média de todas as estações amostrais.

Figura 734 - Classificação taxonômica das amostras de água de sedimento coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



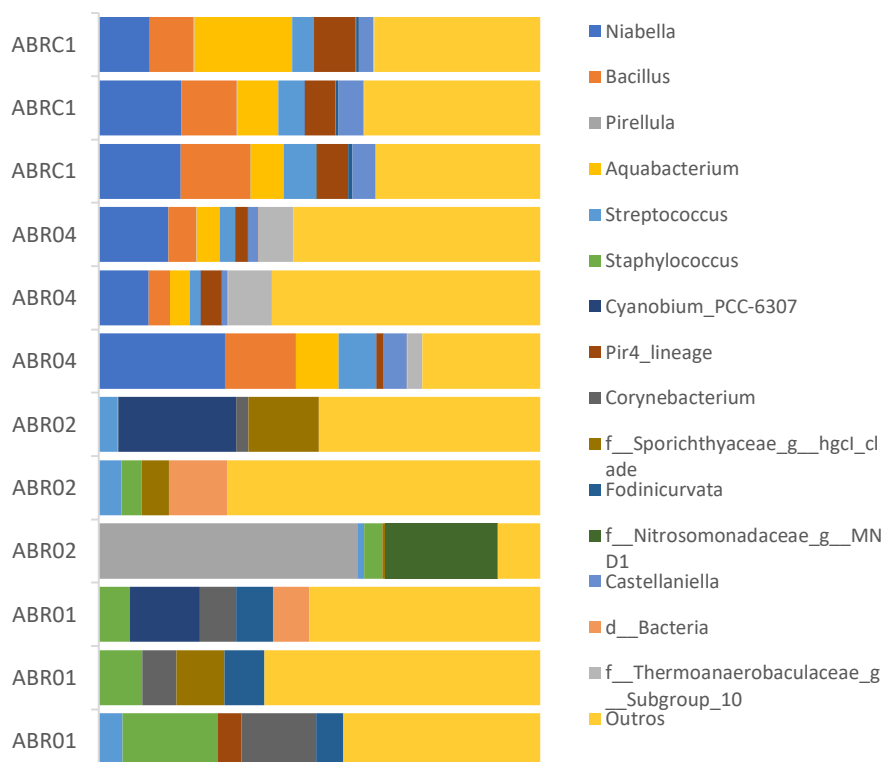
Avaliando amostras de coral, observou-se abundâncias relativas bem distintas para cada uma das estações, o que pode ser um sinal de disbiose (Figura 735). Além disso, grupos bacterianos que estão presentes, e dominam alguma estação, na maioria das vezes não são encontrados em outras estações ou estão presentes em proporções muito baixas. *Paramaledivibacter* e *Spirochaeta\_2* são os táxons mais dominantes, porém nenhum dos dois supera 7% na média de todas as estações. É possível também ressaltar a grande abundância de *Halanaerobium* em ABR02, e a grande abundância de Classe Gammaproteobacteria gênero UBA4486 em ABR04 e ABRC1.

Figura 735 - Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis* coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.



Para a espécie de coral *Mussismilia hartii*, observa-se perfil diferente com dominância de outros gêneros, tais como, *Niabella*, *Bacillus*, *Pirellula* e *Aquabacterium*. Porém, nenhum desses superou a média de 9% entre todas as estações (Figura 736). As estações ABR04 e ABRC1, mais ao norte, apresentaram perfis similares com o gênero *Niabella* e *Bacillus* sendo os mais dominantes. Os corais de ABR02 apresentaram alta abundância do gênero *Pirellula* em uma de suas réplicas, com o valor aproximado de 60%.

Figura 736 - Classificação taxonômica das amostras de coral da espécie *Mussismilia hartii* coletadas na região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) durante a Campanha 6 (jul/ago de 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Gêneros bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”.

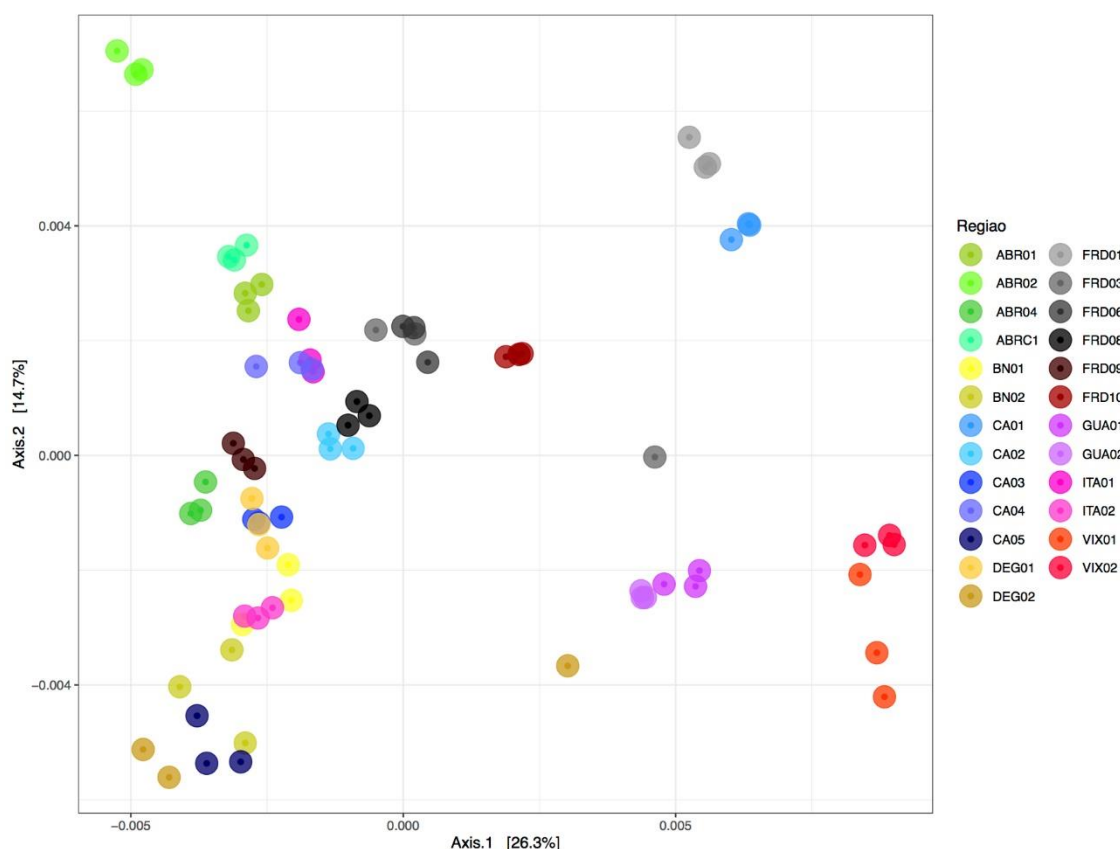


### 6.5.2 Análise de componentes principais

Vamos começar falando dos dados de microbiota obtidos para a Campanha 5 (jan/fev 2020 – período chuvoso). A ordenação gerada a partir das amostras de água de superfície revelou semelhanças de perfil bacteriano entre amostras de regiões próximas. De maneira geral, os perfis mais distintos foram para amostra de Vitória (VIX), Guarapari (GUA), e algumas estações específicas que não seguiram o perfil de agrupamento junto com outras da mesma região, como por exemplo ABR02, CA1 e FRD1. Por fim, observa-se agrupamentos que vão da direita para esquerda para estações de coleta localizadas em maiores latitudes (Figura 737).

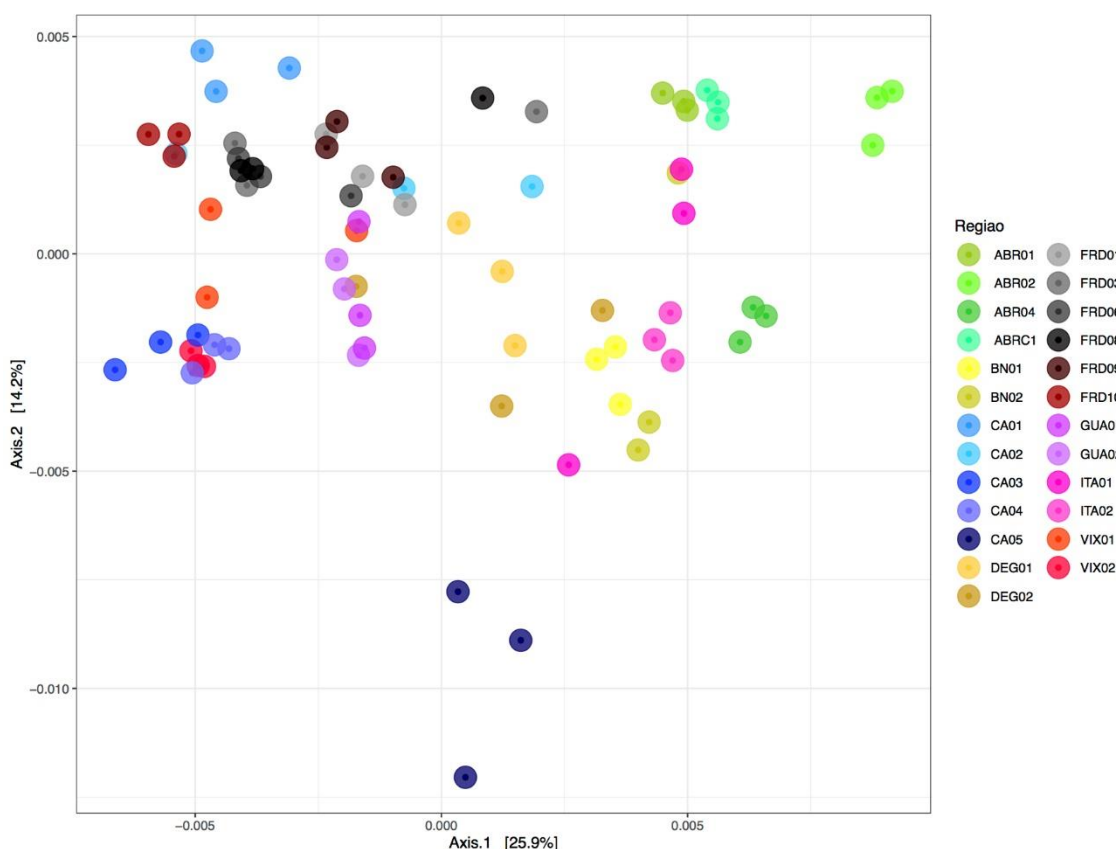


Figura 737 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



As amostras de água de profundidade também apresentaram padrão regional de distribuição em que amostras coletadas mais ao norte se posicionam a direita na ordenação gerada (Figura 738). Além disso, amostras de maiores latitudes apresentam maior diferenciação dentre outras amostras de regiões próximas. Observando amostras localizadas ao sul percebe-se maior homogeneidade entre o perfil das comunidades bacterianas. Amostras da estação CA5 foram as que revelaram maior diferença de perfil. Isto provavelmente se deve ao fato deste ponto ser o mais distante da costa e, conseqüentemente, apresentar diferentes influências marítimas.

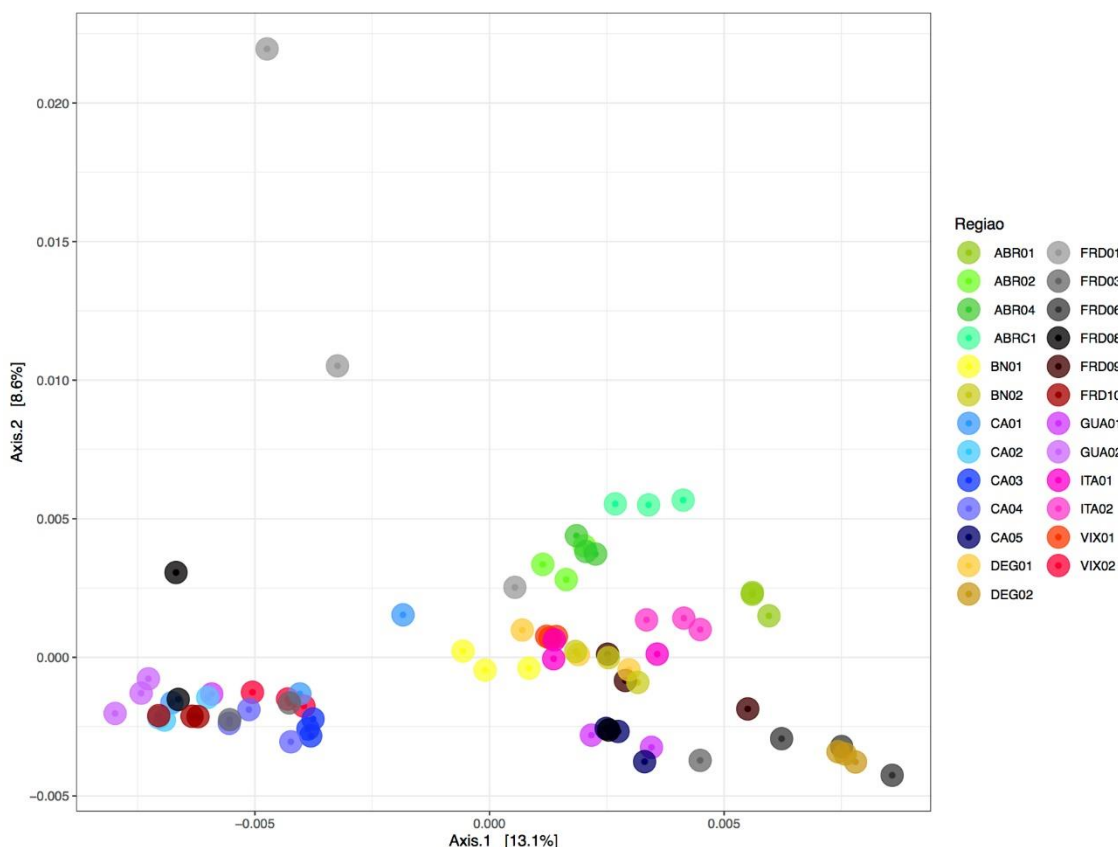
Figura 738 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



Analisando a ordenação gerada com amostras de sedimento percebe-se um perfil similar à água de fundo, porém com menor variabilidade entre as réplicas e localidades. Neste caso, observa-se a formação de um grupo específico no lado inferior esquerdo formado por amostras da região sul do Rio Doce. Dentre elas, estações de Guarapari, Vitória, Costa das algas e alguns pontos da Foz do Rio Doce. No segundo grupo, formado por amostras ao norte do Rio Doce, observa-se um perfil mais heterogêneo entre as amostras (Figura 739).

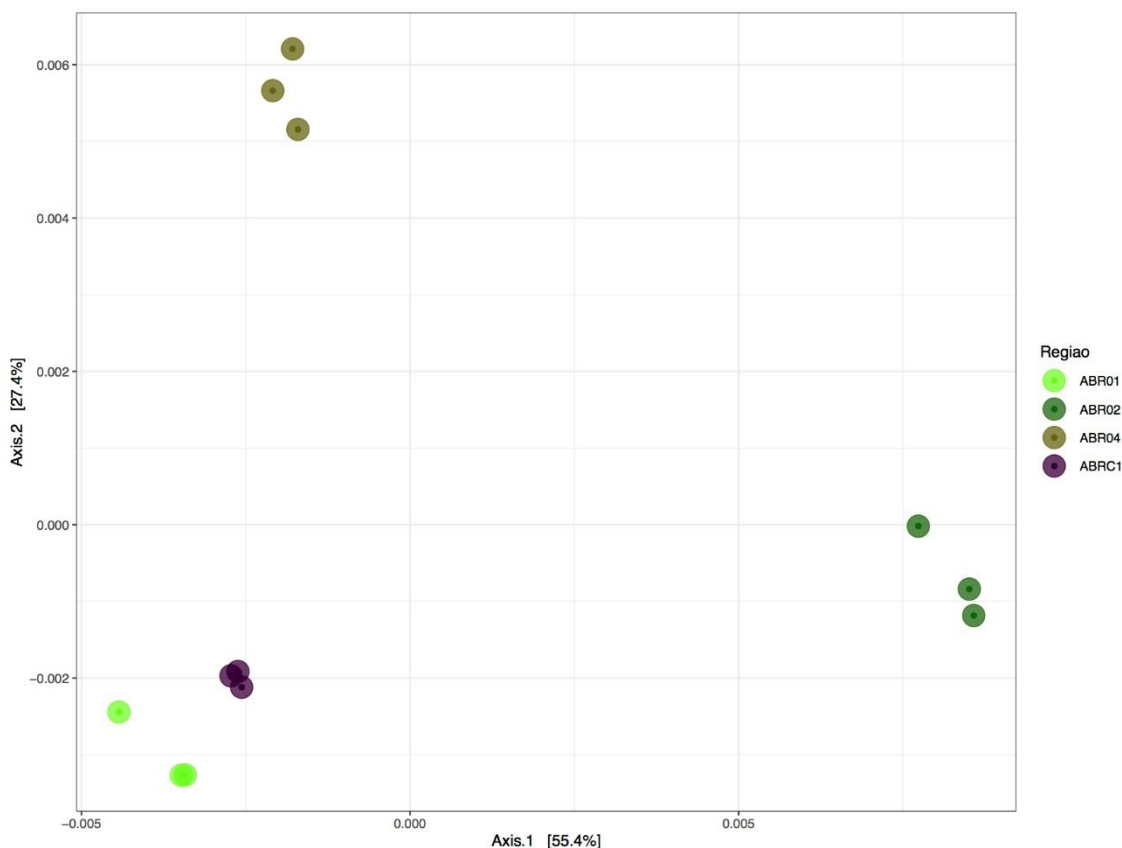
Além disso, vale ressaltar que amostras de Vitória e Guarapari tiveram suas estações divididas entre estes dois grupos. As estações VIX2 e GUA2 (mais afastadas da costa) apresentaram perfil mais similar as amostras ao sul do Rio Doce, enquanto as estações GUA1 e VIX1 (próximas à costa) foram agrupadas com amostras ao norte do rio. Isto pode representar a ocorrência de correntes marítimas distintas que acabam por carrear material de diferentes latitudes e depositar nestas regiões.

Figura 739 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



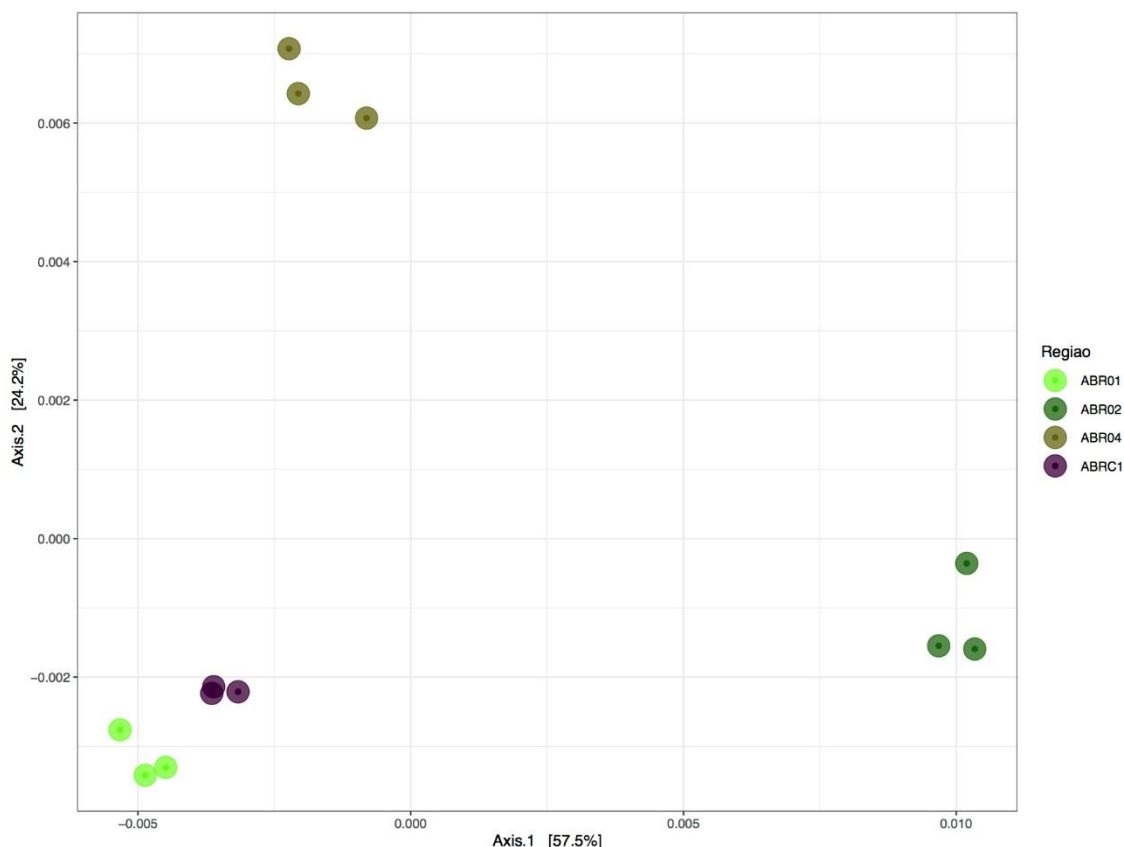
O perfil bacteriano encontrado nas amostras de água de superfície da região de Abrolhos agrupou as estações ABR01 e ABRC1. Estas regiões estão localizadas próximo a costa e, aparentemente, possuem influências similares, bem como a mesma corrente marítima. O perfil mais distinto observado foi da estação ABR02, seguido por ABR04 (Figura 740). Tal diferenciação provavelmente sofre forte interferência do Arquipélago dos Abrolhos, visto que ABR02 e ABR04 estão bem próximos de ilhas e abrigados por elas.

Figura 740 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície da região de Abrolhos (ABRC1ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso).



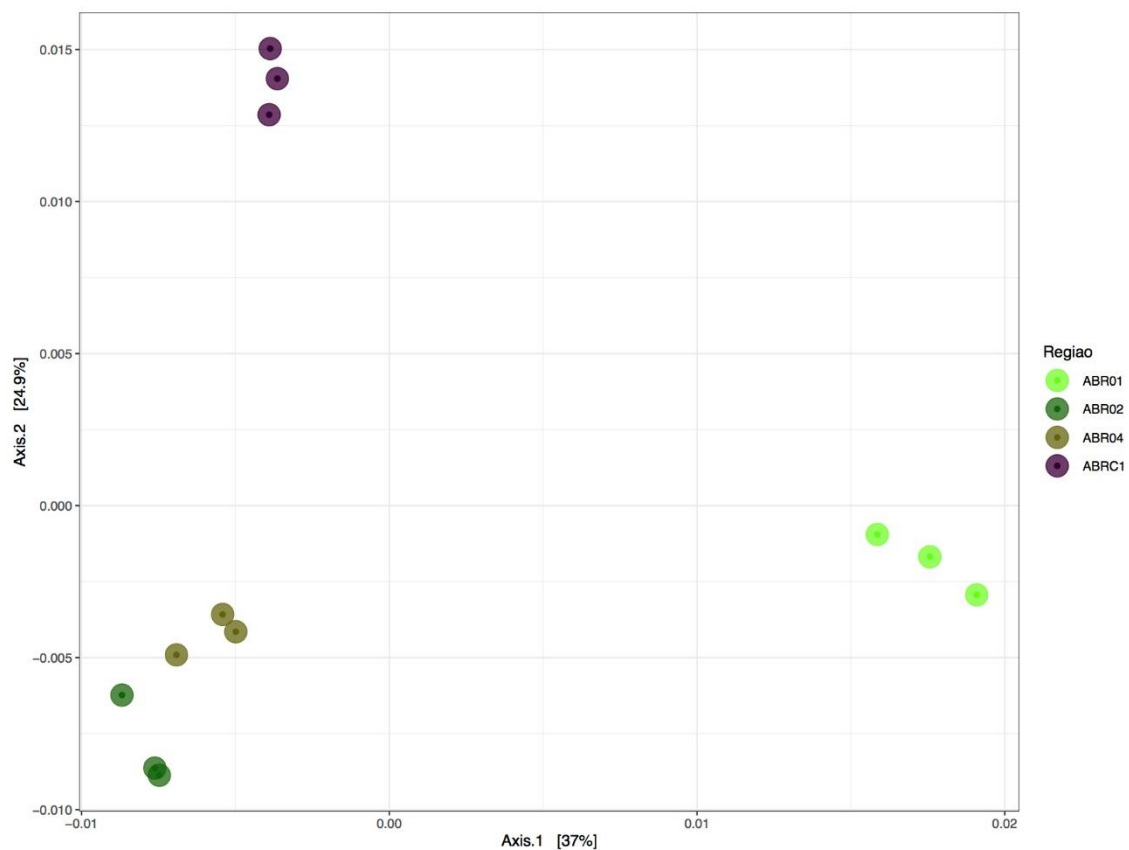
O perfil observado para amostras de água em profundidade seguiu o mesmo parâmetro observado em água de superfície. O agrupamento das estações em análise foi bem similar e revela não ter havido diferença na dinâmica das correntes marítimas superficiais e de profundidade (Figura 741). Ambos os grupos de amostras parecem estar interligados e com possível transferência de matéria e organismos, uma vez que os resultados de abundância relativa também foram condizentes.

Figura 741 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso).



A análise das amostras de sedimento ainda revela similaridade de perfil bacteriano das amostras das estações ABR01 e ABRC1, bem como entre as amostras ABR02 e ABR04. Porém, observamos aqui uma diminuição da similaridade entre ABR01/ABRC1 e aumento da similaridade entre ABR02/ABR04. Neste sentido observa-se uma inversão de similaridade entre estas quatro estações de coleta (Figura 742). Estes resultados demonstram que a sedimentação na região do parque dos Abrolhos (ABR02 e ABR04) é mais similar e homogênea devido, provavelmente, à conservação praticada na região. Enquanto a sedimentação que ocorre nas estações ABR01 e ABRC1 é mais específica e relacionada às influências locais de cada um destes pontos de amostragem.

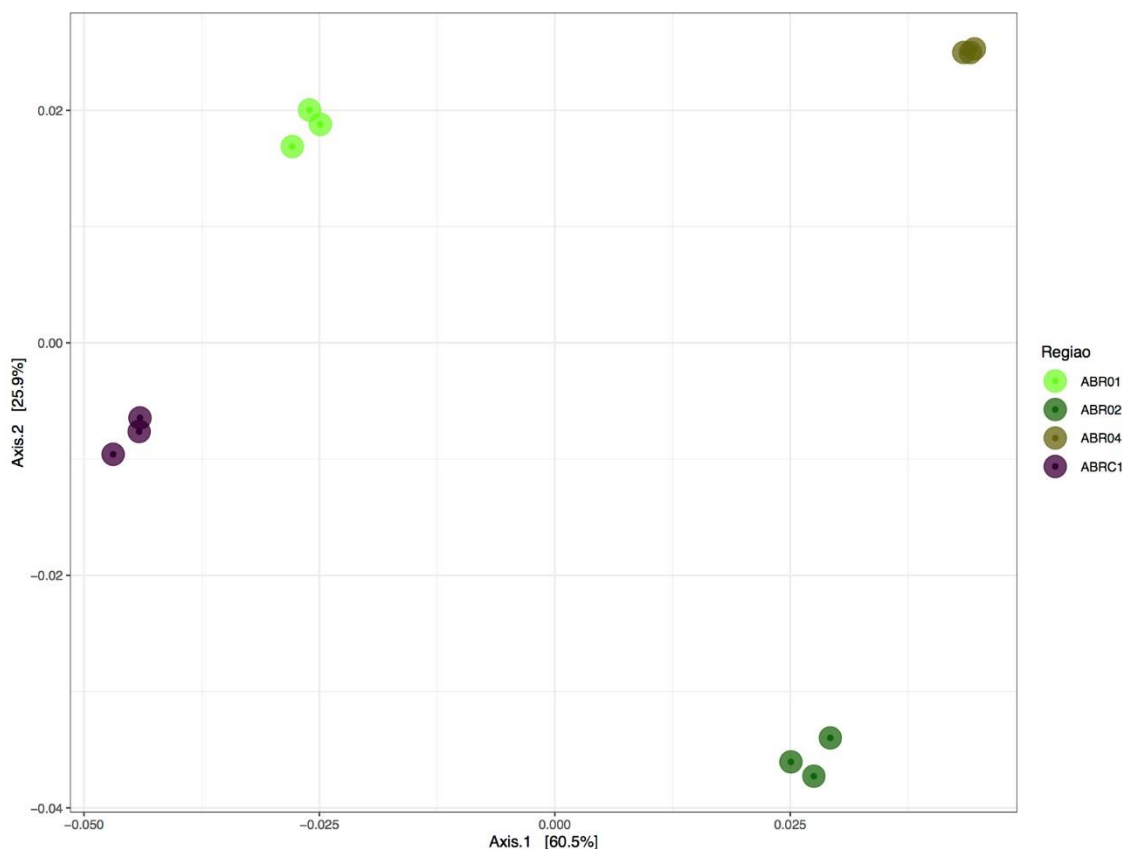
Figura 742 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso).



O perfil encontrado nas amostras da espécie de coral *Millepora alcicornis* também apresentou maior similaridade entre as estações localizadas mais próximas, seguindo as características encontradas tanto para amostras de água quanto para de sedimento (Figura 743). Porém, observa-se maior reprodutibilidade entre as réplicas, bem como maior distanciamento entre amostras de estações diferentes, demonstrando grande especificidade.

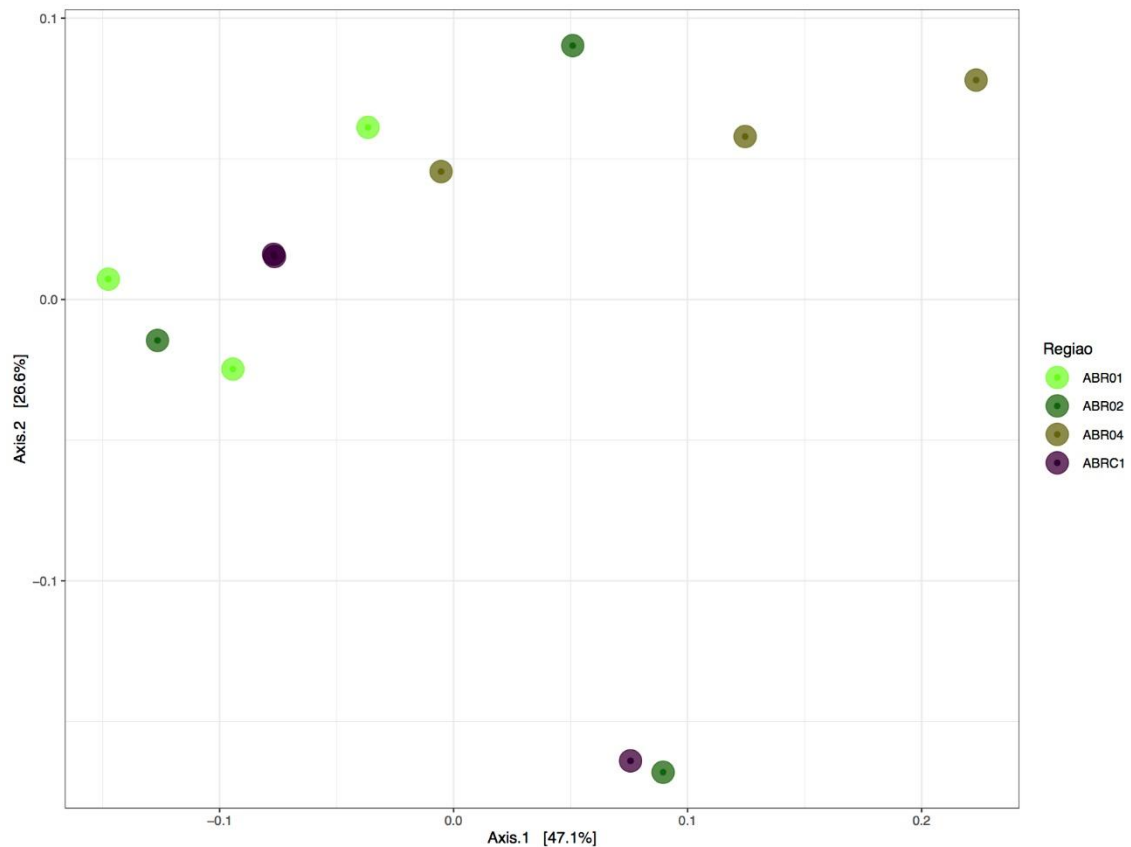


Figura 743 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis* da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso).



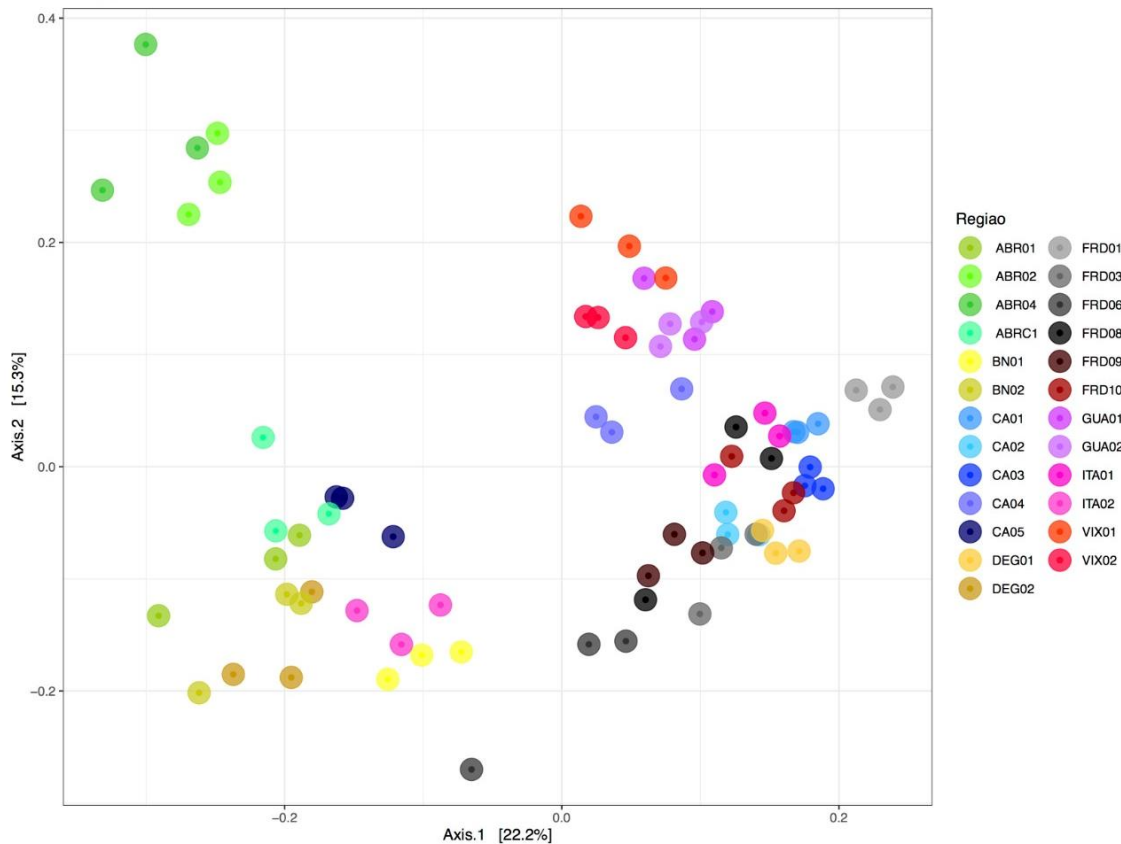
Por outro lado, a ordenação das amostras de coral da espécie *Mussismilia hartii* não apresentou especificidade regional. Analisando a ordenação gerada, observa-se grande diversidade de perfil entre as réplicas e grande compartilhamento de comunidades entre corais coletados em estações distintas. Diante do observado, constata-se uma menor influência local/regional sobre as espécies de coral desta espécie (Figura 744). Esta diferença de perfil e comportamento da microbiota nas duas espécies analisadas (*Millepora alcicornis* e *Mussismilia hartii*) já havia sido observado em Campanhas anteriores e estas características em ecologia microbiana parecem ser intrínsecas e associadas ao metabolismo de cada espécie.

Figura 744 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de coral da espécie *Mussismilia hartii* da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso).



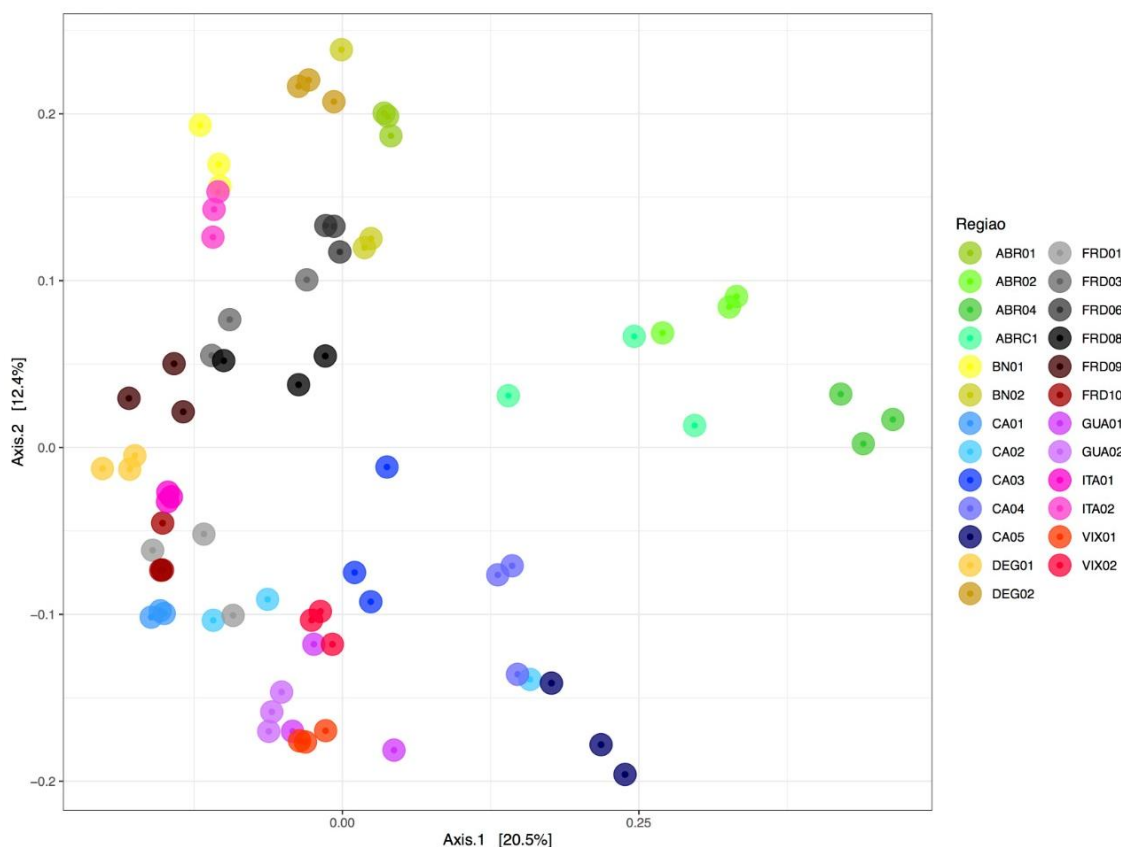
Vamos agora falar sobre os dados referentes à Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). A ordenação gerada a partir das amostras de água de superfície revelou uma maior influência da foz do Rio Doce em amostras mais próximas à foz, sendo uma maior influência nas amostras ao sul. Os perfis mais distintos foram de ABR01 e ABR02. Além disso, os grupos se dividiram aproximadamente em região mais distante da costa e mais próximo da costa. ABRC01, CA5, BN2, DEG2, ITA2 e BN1 são estações amostrais mais distantes da costa, e se agrupam com seus componentes principais. As demais amostras representam regiões mais próximas a costa, estas também se agrupam entre si (Figura 745). Grupos de maiores latitudes como Guarapari e Vitória se mantiveram próximos na ordenação.

Figura 745 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



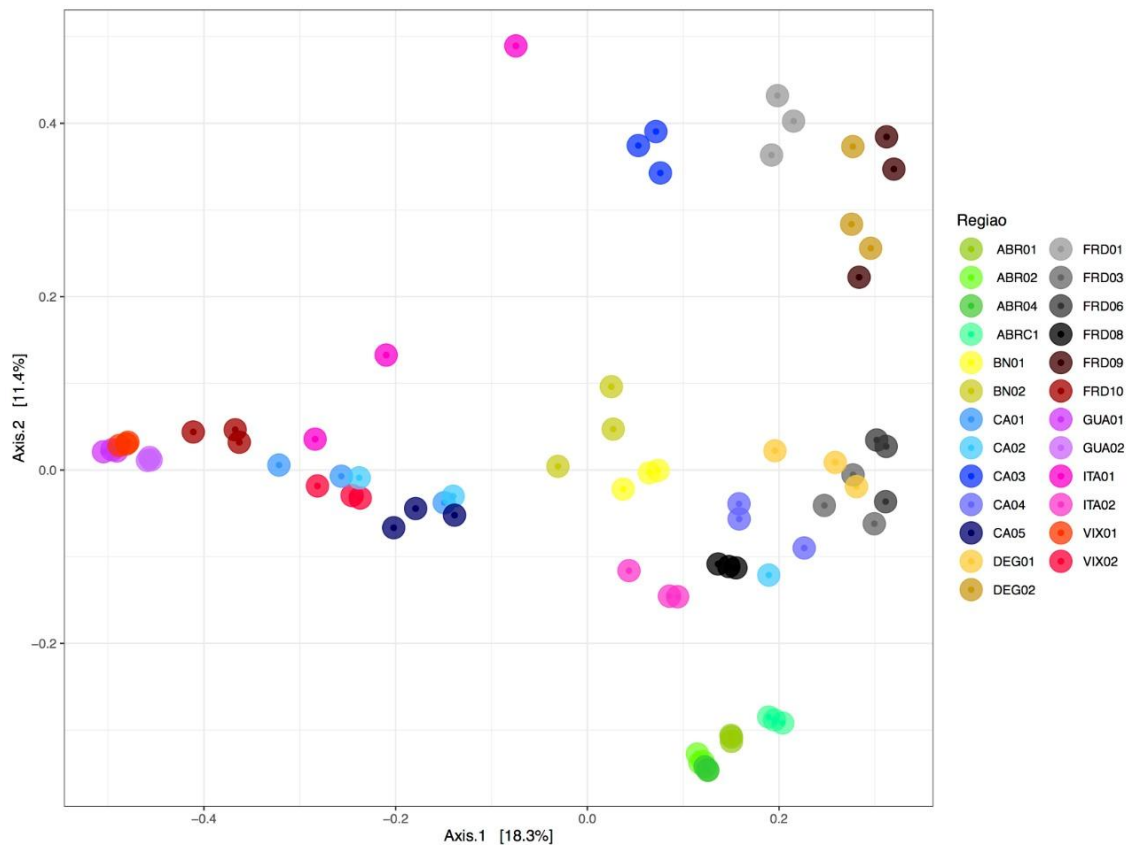
As amostras de água de profundidade demonstraram uma influência um pouco menor da foz do Rio Doce (Figura 746). Assim como para água de superfície, as estações de Abrolhos mais distantes da costa foram as que mais se destacaram das outras estações amostrais. ABR01 que é mais próxima da costa se agrupou relativamente mais próximo de BN2 e DEG2. Vitória e Guarapari, estações de maior latitude, também se agruparam entre si. Podemos notar que, apesar da maior pulverização, as estações amostrais com menor distância entre si são mais similares, e quanto maior a distância da costa maior a diferença entre seus principais componentes.

Figura 746 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



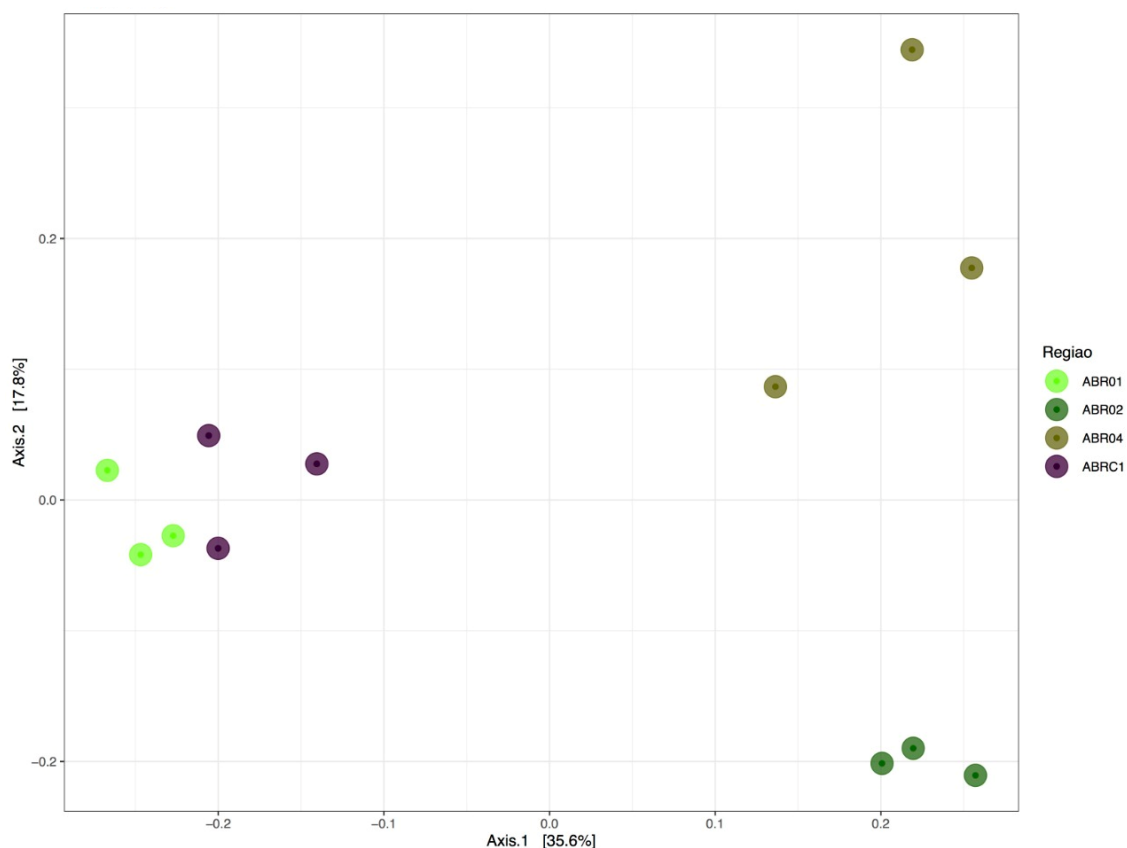
Analisando a ordenação gerada com amostras de sedimento é possível observar uma grande influência do Rio Doce na comunidade microbiana das amostras de Degredo. As amostras de Barra Nova e algumas estações de coleta em Costa das Algas também demonstram proximidade com a foz do Rio Doce. Vitória e Guarapari parecem não sofrer tanta influência do Rio Doce e demonstram semelhança com algumas estações de coleta de Costa das Algas. As estações de Abrolhos revelaram grande semelhança entre si e mantiveram um certo distanciamento das amostras da foz do Rio Doce (Figura 747).

Figura 747 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da foz do Rio Doce e região costeira adjacente coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código das estações amostrais: Guarapari (GUA1 e GUA2), Vitória (VIX1 e VIX2), Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), foz do Rio Doce (FRD1, FRD3, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10), Degredo (DEG1 e DEG2), Barra Nova (BN1 e BN2), Itaúnas (ITA1 e ITA2) e Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04).



O perfil de agrupamento observado nas amostras de água de superfície da região de Abrolhos agrupou as estações ABR01 e ABRC1. Este agrupamento também ocorreu em Campanhas anteriores, estas regiões estão localizadas próximo à costa e aparentemente possuem influências similares de seus principais componentes. O perfil mais destacado observado foi da estação ABR02 (Figura 748). ABR04 mostrou alta diversidade entre suas próprias réplicas, esta diferenciação provavelmente sofre forte interferência do Arquipélago dos Abrolhos, visto que ABR02 e ABR04 estão bem próximos de ilhas e abrigados por elas.

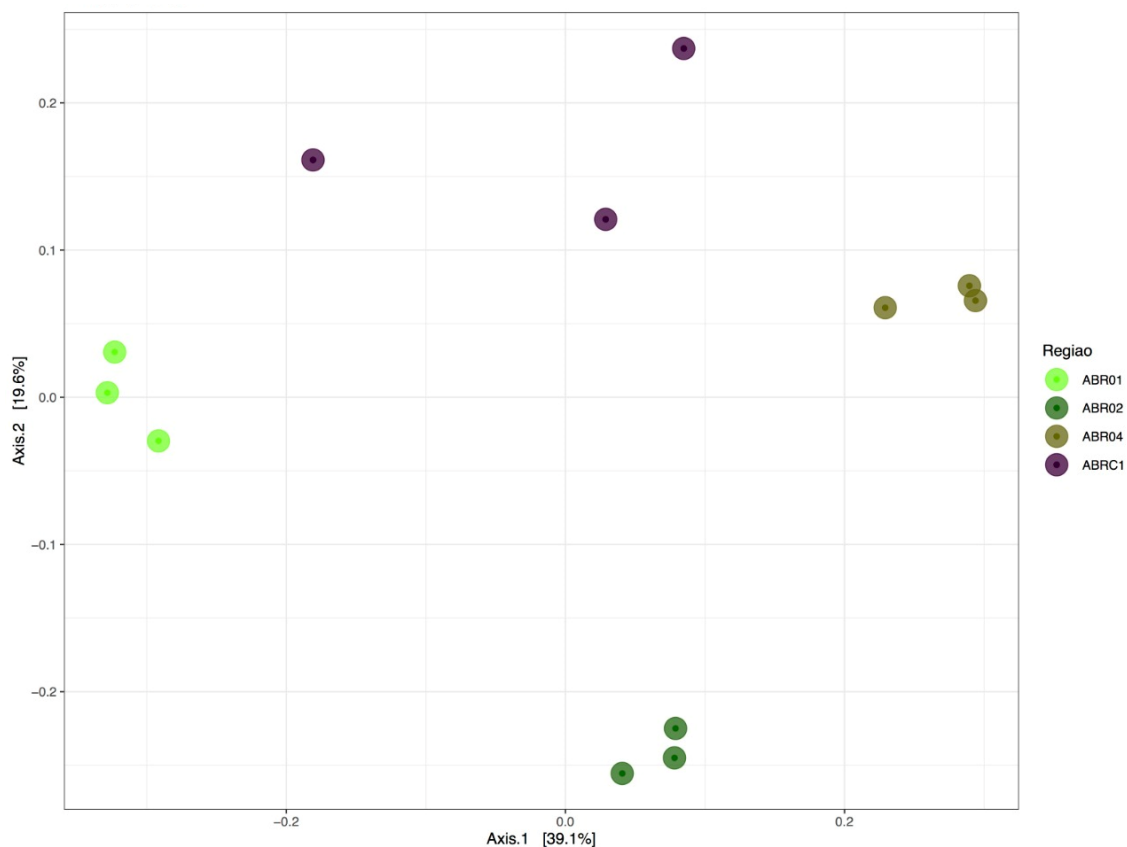
Figura 748 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).



O perfil observado para amostras de água em profundidade seguiu diferentes parâmetros dos observado em água de superfície (Figura 749). Os agrupamentos das estações em análise se distanciaram. Isto demonstra menor nível de similaridades entre estes no ambiente da água de fundo. A estação ABR04 demonstrou alta pulverização entre suas réplicas, assim como ABR04 na água de superfície, sugerindo um ambiente altamente heterogêneo nesta região.

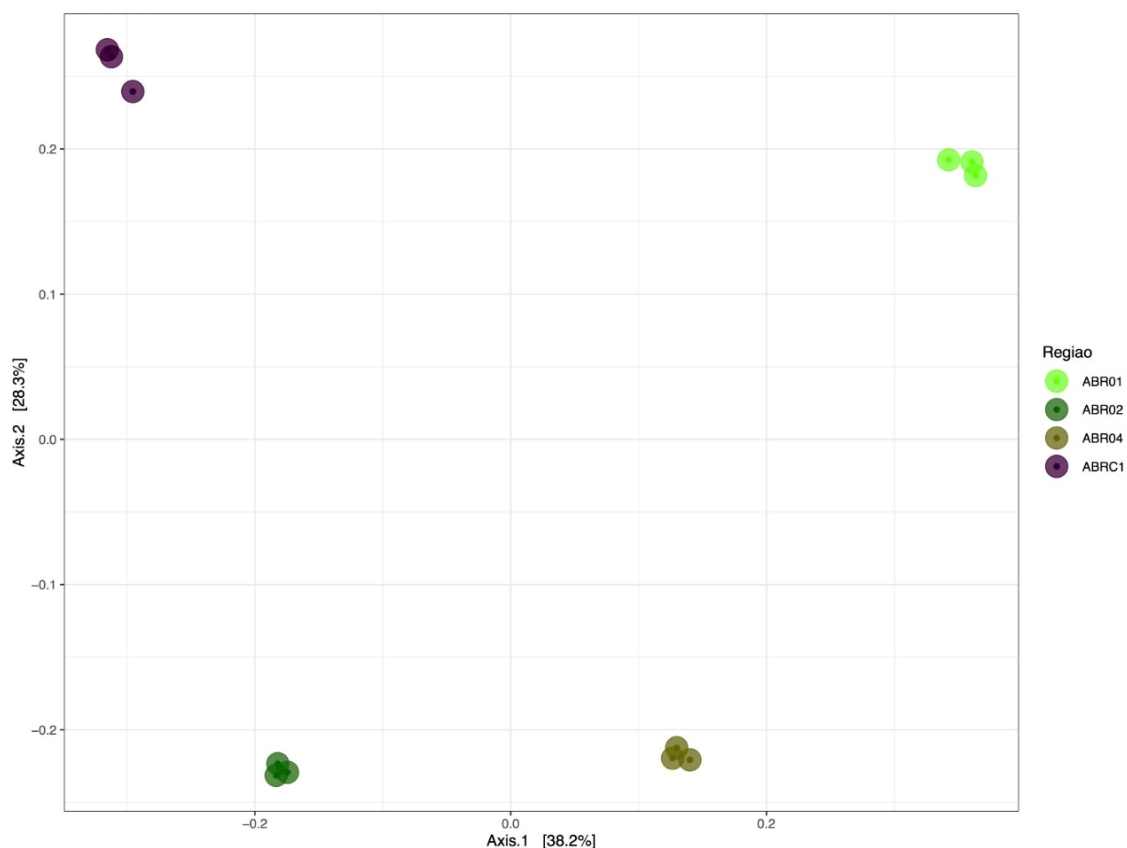


Figura 749 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).



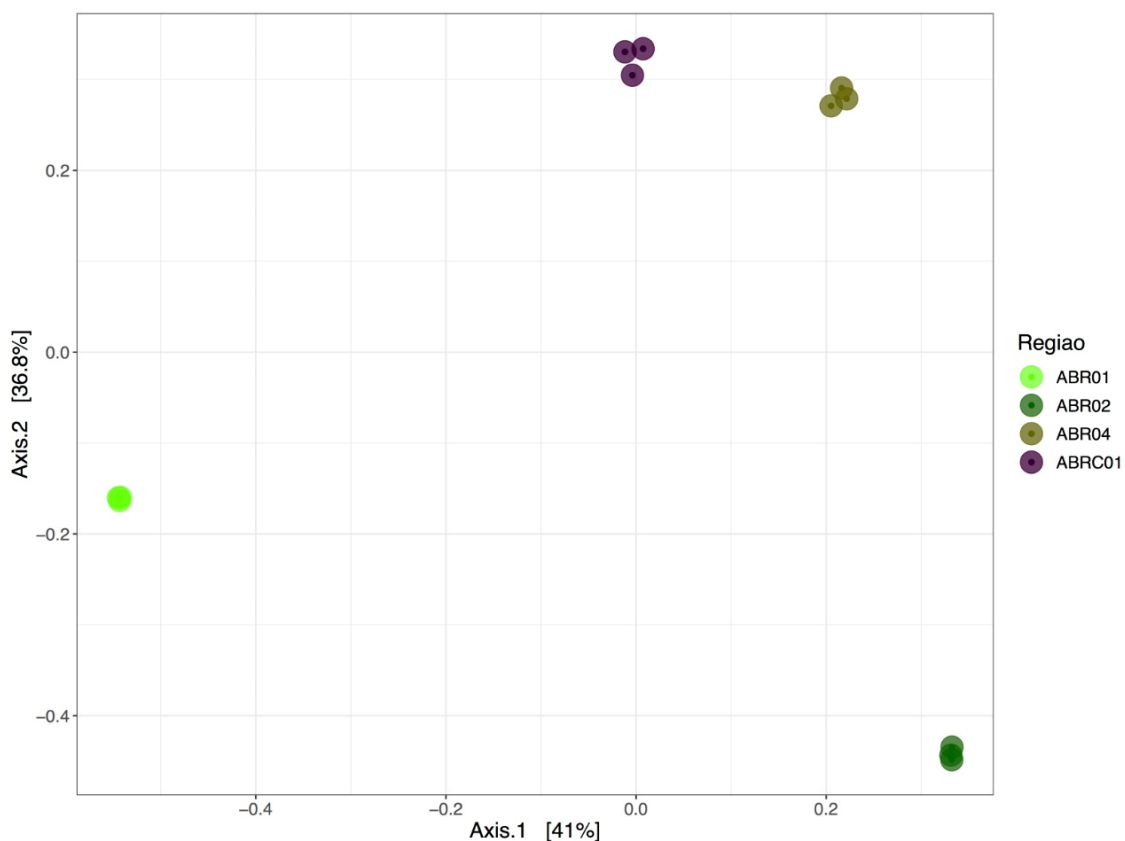
As análises das amostras de sedimento revelam alto distanciamento entre os componentes principais de cada estação amostral, e alta similaridade entre as réplicas de cada estação (Figura 750). Esse resultado sugere que, diferente das amostras da região costeira, o sedimento da região de Abrolhos é pouco heterogêneo dentro de cada estação, porém altamente diferente de estação para estação.

Figura 750 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).



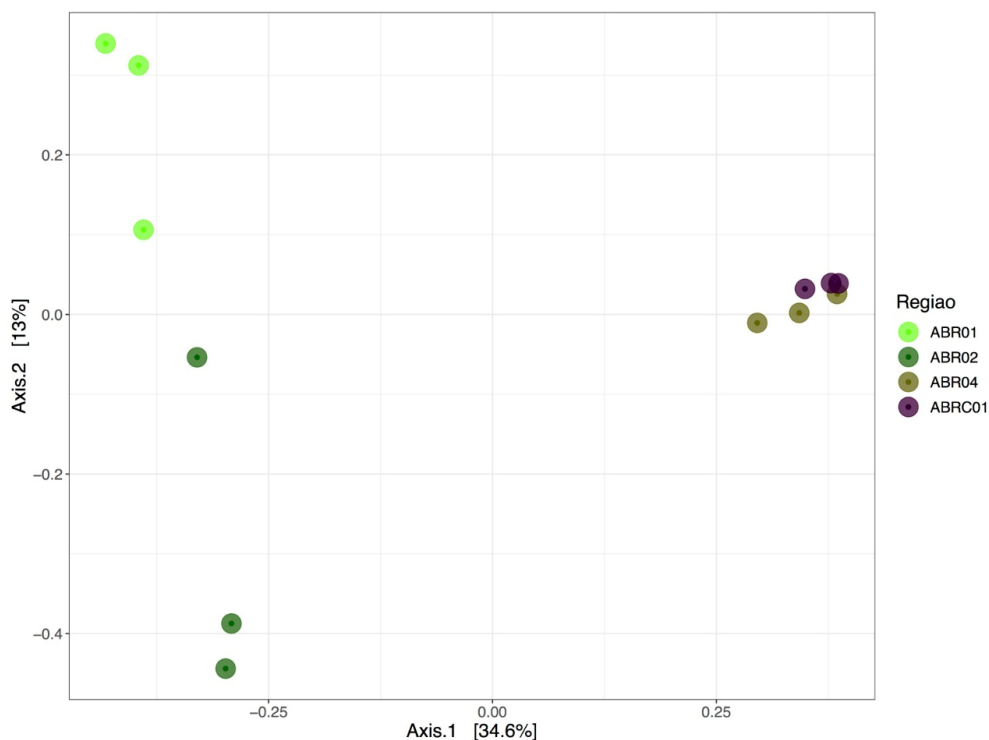
O perfil encontrado nas amostras da espécie de coral *Millepora alcicornis*, assim como o sedimento de Abrolhos, revelou alto distanciamento entre os componentes principais de cada estação amostral, e alta similaridade entre as réplicas de cada estação (Figura 751). Isto agrupou compactamente cada estação amostral e as separou uma das outras. As estações ABR04 e ABRC01 apresentaram alguma similaridade em seus componentes principais. Nesse caso são as estações mais ao norte, uma próxima do litoral e outra distante.

Figura 751 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de coral da espécie *Millepora alcicornis* da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).



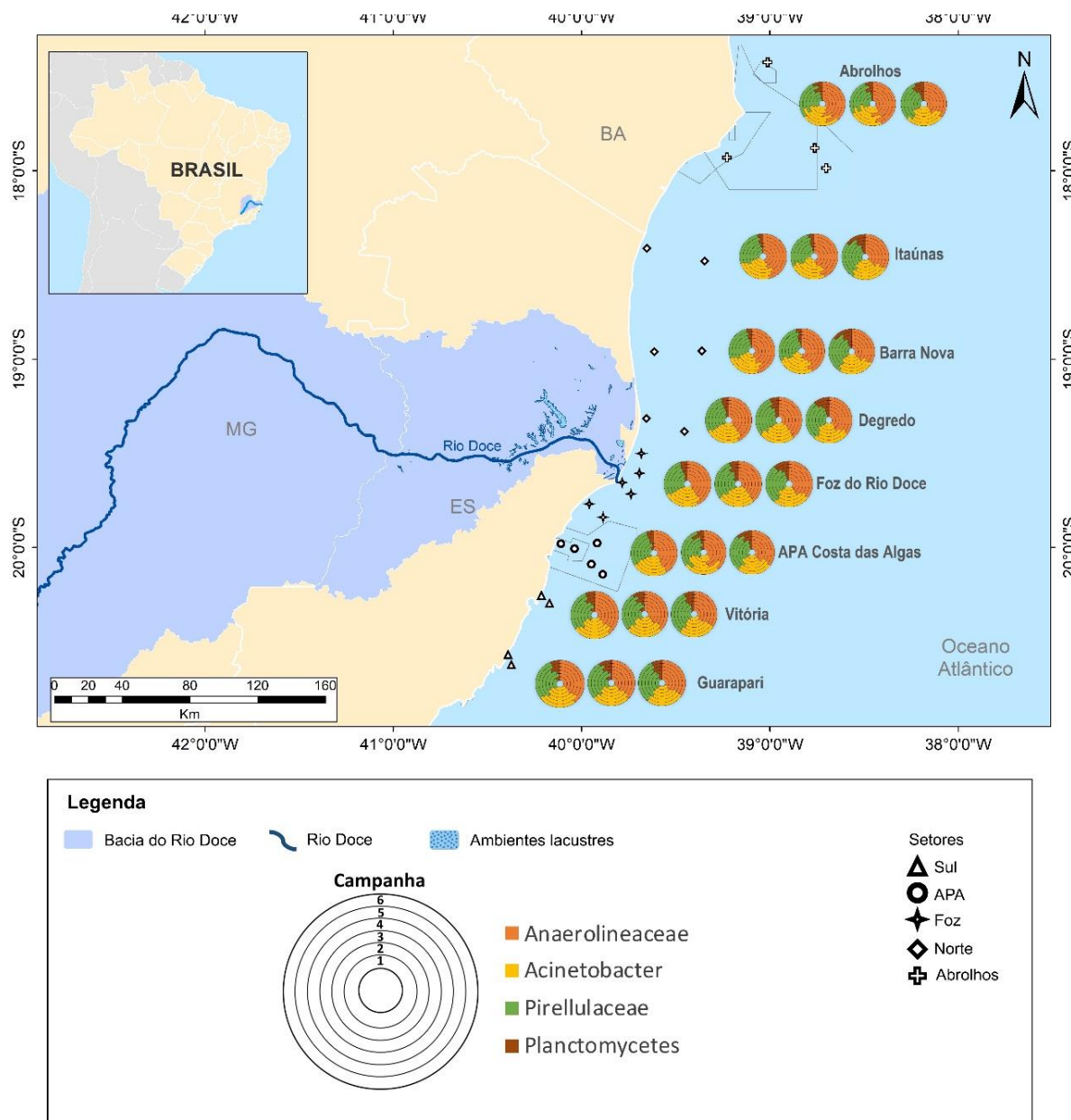
A ordenação das amostras de coral da espécie *Mussismilia hartii* foi muito similar a *Millepora alcicornis*. Nesta ordenação, ABR02 e ABR01 ficaram distantes e pulverizados, enquanto ABR04 e ABRC1 ficaram ainda mais próximos que na análise de *Millepora alcicornis* (Figura 752). A pulverização indica ambiente altamente heterogêneo, enquanto as amostras mais ao norte corroboram o perfil visto também em *Millepora alcicornis*.

Figura 752 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de coral da espécie *Mussismilia hartii* da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04) coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco).



Por fim, os resultados obtidos através da análise da microbiota presente nas amostras do ambiente marinho demonstram a presença dos táxons utilizados como indicadores da presença do rejeito em frequências similares em todas as campanhas do monitoramento (Figura 753). Todos os quatro grupos se mantiveram relevantes e em proporções constantes, com variações pontuais em determinadas campanhas devido a fatores sazonais. O grupo bacteriano Planctomycetes esteve presente em menor proporção, enquanto Anaerolineaceae, Acinetobacter e Pirellulaceae foram os mais abundantes. Estes resultados foram observados para amostras de água bem como para amostras de sedimento.

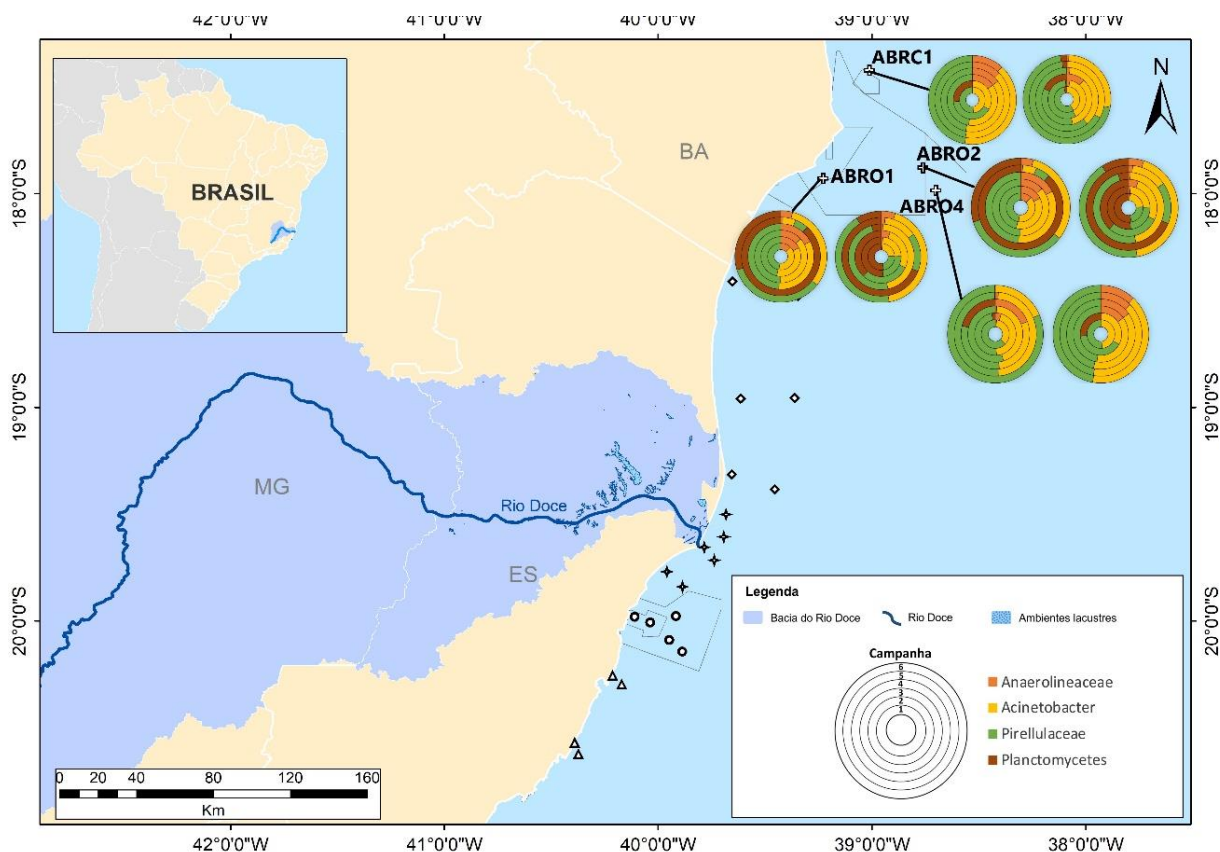
Figura 753 - Abundância relativa dos grupos bacterianos utilizados como bioindicadores. Os gráficos de pizza representam as abundâncias encontradas nas seis campanhas realizadas (de dentro para fora). Da esquerda para direita encontram-se: água de superfície, água de fundo e sedimento, respectivamente. Código das áreas amostrais: Sul (Vitória e Guarapari), APA (Costa das Algas), Foz (foz do Rio Doce), Norte (Degredo, Barra Nova e Itaúnas), e Abrolhos (ABR).



Por outro lado, os indicadores microbianos da presença de metais, possivelmente provenientes do rompimento da barragem de Fundão, em corais de Abrolhos demonstraram grande mudança ao longo de todo o monitoramento (Figura 754). As estações ABR01 e ABR02 apresentaram grande presença de *Acinetobacter*, o que não foi observado nas estações ABR04 e ABR01. A Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) ainda se destaca pela elevada presença de *Acinetobacter*, fato este possivelmente relacionado ao evento de chuvas e tempestades ocorridas durante as coletas. A *Anaerolineaceae*

esteve mais presente em corais da espécie *Millepora Alcornis*, enquanto Pirellulaceae foi observado em grande proporção em todas as campanhas e em ambas as espécies de coral analisadas.

Figura 754 - Abundância relativa dos grupos bacterianos utilizados como bioindicadores nos corais da região de Abrolhos (ABRC1, ABR01, ABR02 e ABR04). Os gráficos de pizza representam as abundâncias encontradas nas seis campanhas realizadas (de dentro para fora). Da esquerda para direita encontram-se: coral da espécie *Millepora Alcornis* e *Mussismilia Hartii*, respectivamente.



## 6.6 INDICADORES ECOTOXICOLÓGICOS: DISCUSSÃO INTEGRADA

Em novembro de 2015, a região da foz do Rio Doce foi atingida pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG), localizada à 600 km da costa do Espírito Santo. Estima-se que 43 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos de minério de ferro foram lançados no rio, afetando gravemente os ecossistemas ribeirinhos e ripários ao longo do seu caminho para o estuário e o Oceano Atlântico (DO CARMO et al., 2017). O alto teor de oxi-hidróxidos de Fe (goethita-FeOOH, hematita-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) presente nos rejeitos de minério pode ter promovido a ligação química com metais e metaloides acumulados na bacia durante décadas, contribuindo para a mobilização/remobilização destes elementos, principalmente, Al, As, Ba, Fe, Mn, Pb e Sr, os quais tem alto potencial de se ligar a óxidos de ferro (ALMEIDA et al., 2018; SEGURA et al., 2016). Diante do exposto, QUEIROZ et al. (2018) evidenciaram um aumento significativo de metais associados ao rejeito de minério no sedimento, resultado corroborado por



relatórios técnicos produzidos por Bastos et al. (2017). Sobrevôos e imagens de satélite registraram a dispersão da pluma de rejeitos e seu alcance para áreas relativamente distantes da foz do Rio Doce, como o Parque Nacional Marinho de Abrolhos, no sul da Bahia (Nota Técnica nº 23/2017/TAMARVitoria - ES/DIBIO/ICMBio; BIANCHINI et al., 2016). Diversos estudos (Nota Técnica nº 3/2017/ Vitoria - ES/TAMAR/DIBIO/ICMBio) relataram a influência de sedimento e metais provenientes da pluma de rejeitos em Unidades de Conservação localizadas ao longo da costa do Espírito Santo, como na APA Costa das Algas e na REBIO Comboios. Ainda, é interessante relatar que existem indícios de que o banco de Abrolhos (BA), o maior complexo recifal conhecido do Atlântico Sul, também sofreu impactos decorrentes do rompimento da barragem (FRANCINI-FILHO et al., 2019; EVANGELISTA, 2017). De fato, ao atingir o ambiente marinho, a pluma de rejeitos desencadeou um quadro de contaminação ambiental com severos impactos à biodiversidade.

Considerando que o estuário do Rio Doce foi o ponto de aporte dos rejeitos no ambiente marinho, espera-se que as estações mais próximas à sua foz apresentem maiores concentrações de elementos associados à mineração. Esta expectativa é corroborada pelos dados do presente relatório que mostram que o ambiente marinho próximo à foz do Rio Doce apresentou maiores concentrações de metais e As, uma tendência espacial que se repetiu, com pequenas variações, ao longo das seis Campanhas realizadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. O padrão espacial de distribuição de metais no meio abiótico seguiu uma clara tendência geográfica, sendo as estações amostrais da região da foz do Rio Doce e localidades imediatamente ao sul e ao norte as mais afetadas. Por exemplo, durante todas as Campanhas do Anexo 1 (Campanha 1 - set/out 2018, Campanha 2 – jan/fev 2019, Campanha 3 – set/out 2019, Campanha 4 - jan/fev 2020, Campanha 5 - jan/fev 2021 e Campanha 6 - jul/ago 2021), os elementos Fe, As e Hg estiveram, de forma geral, bem relacionados à região da Costa das Algas (CA), a qual se encontra logo ao sul da foz do Rio Doce. Por outro lado, as regiões da foz do Rio Doce (FRD) e Degredo (DEG), esta última imediatamente ao norte da foz, foram bem associadas aos metais Cr, Mn, Zn, Pb e Cu.

O presente relatório também detectou um efeito da sazonalidade, que parece estar bastante relacionado ao regime de chuvas, vazão do Rio Doce e fluxo de sedimento, na variação espacial da concentração de metais em diferentes níveis tróficos do ambiente marinho. Com relação à concentração de metais na biota, os níveis de Fe nos organismos base da cadeia trófica (plâncton) continuam elevados em relação aos dados pretéritos ao rompimento (BIANCHINI, 2019). Além do Fe, outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn e Pb, ainda são encontrados em níveis elevados no zooplâncton, quando comparados aos níveis obtidos para o mesmo grupo em amostras coletadas em nov/2015 na foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma (*Material Suplementar A1MS2, Quadro 3*). Os resultados do IBR bioacumulação indicam que os setores onde houve os maiores níveis de bioacumulação de metais no plâncton foram os Setores APA, Foz e Norte. Cabe destacar que a partir da Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), caracterizada como período de imensa pluviosidade e vazão do Rio Doce, houve um demarcado aumento temporal nos níveis de metais no plâncton coletado na foz do Rio Doce (FRD) e um indicativo de dispersão deste efeito para o setor Norte, como indicado pelo seu aumento na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Nestes dois setores, a

análise integrada dos dados revelou a predominância dos elementos As, Fe, Cr e Mn, fortemente associados aos rejeitos de mineração. De fato, uma apreciação dos resultados médios do teor de Fe no zooplâncton coletado na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) corroboram este efeito de dispersão do aporte fluvial para o sentido Norte, visto que todas as localidades deste setor apresentaram um notável aumento na concentração do metal em comparação às Campanhas anteriores, e que perduraram elevadas durante as avaliações posteriores (Campanhas 5 e 6) (*Material Suplementar A1MS2, Quadro 3*). Organismos planctônicos acumulam metais por difusão através da água e/ou pelo alimento, ou mesmo pela ligação/aderência de partículas com metais nas paredes das células/superfície externa (KEHRIG et al., 2009; FISHER et al., 2000). Considerando isto e, ainda, o relativo curto ciclo de vida destes organismos, os altos níveis de metais acumulados no zooplâncton seis anos após o rompimento da barragem de Fundão (em comparação com valores pretéritos), sugerem biodisponibilização constante de Fe e outros metais na região marinha.

Organismos planctônicos servem de alimento para larvas e juvenis de crustáceos e peixes, representando um elo entre a contaminação da água e a contaminação de níveis tróficos superiores. Neste contexto, os camarões peneídeos, como o camarão-sete-barbas e o camarão-rosa, se alimentam de detritos que contêm excretas e carcaças provenientes do plâncton, além de pequenos animais bentônicos que podem ser constituintes do zooplâncton durante sua fase larval (BRANCO & MORITZ-HR, 2001). Assim, por possuírem hábito bentônico e por alimentarem-se de detritos, os camarões estão expostos constantemente à contaminação via sedimento. Os resultados de bioacumulação de metais em camarões também indicaram uma forte associação com os elementos característicos do rejeito, nas mesmas três regiões destacadas para o plâncton (APA, Foz e Norte). Comparações entre as concentrações de metais nos camarões coletados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM com resultados de amostras coletadas na foz do Rio Doce antes da chegada dos rejeitos (BIANCHINI, 2019), indicam que os níveis dos metais Cd, Cr, Cu e Mn permanecem elevados nos animais da costa capixaba (*Material Suplementar A1MS2 - Quadro 4*). Para o Fe, concentrações superiores às determinadas em indivíduos coletados em novembro de 2015 (BIANCHINI, 2019) ainda foram encontradas em camarões coletados na região da foz do Rio Doce, e nos pontos de Vitória (VIX), Degredo (DEG) e Itaúnas (ITA), durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Esse resultado evidencia o aporte contínuo de Fe para a região central e norte da foz do Rio Doce, sob maior influência do aporte fluvial de rejeitos. Além do Fe, concentrações acima dos valores pretéritos para o Mn são encontradas no músculo dos camarões de praticamente todas as localidades e em todas as Campanhas (*Material Suplementar A1MS2 - Quadro 4*). De fato, os resultados gerados pelo PMBA-Fest/RRDM, mostram que os fluxos estimados para Fe e Mn no Ano 2 (out/2019 a mar/2020) apresentaram valores muito superiores ao valor médio para o período chuvoso do Ano 1 (out/2018 a mar/2019), refletindo num maior aporte destes elementos para a região marinha adjacente à foz do Rio Doce (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Em suma, os resultados do Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) para camarões destacaram o setor Foz como o mais impactado em todas as Campanhas de monitoramento ecotoxicológico, e evidenciaram o deslocamento deste impacto para o setor Norte.

Os peixes coletados ao longo das quatro Campanhas também apresentaram níveis elevados de metais. O Quadro 5 do *Material Suplementar A1MS2* mostra que os peixes coletados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, apresentaram concentrações acentuadamente superiores àquelas encontradas para os peixes coletados entre dezembro de 2015 e fevereiro de 2016 (dados pré-PMBA). Estas comparações nos permitem concluir que os peixes região marinha adjacente à foz do Rio Doce coletados entre set/2018 e ago/2021 continuam com níveis elevados de metais, principalmente Fe, Pb, Cd, Cr, Cu e Mn.

Passando para uma comparação temporal dos resultados do PMBA/Fest-RRDM, é possível observar uma diminuição no IBR bioacumulação nos peixes coletados nos setores APA, Foz e Norte a partir da Campanha 1 (set/out 2018 – período seco). Os níveis teciduais de Fe se sobressaíram no setor Foz durante as Campanhas 3 (set/out 2019 – período seco) e 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) em relação aos demais setores, enquanto na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), caracterizada pela alta vazão do Rio Doce e maior aporte de sedimento em suspensão, nutrientes e metais para região costeira, foram encontrados maiores níveis teciduais de Cr, Cu e As, além do Fe, comparados aos outros setores para a mesma Campanha.

Mesmo considerando a alta complexidade do sistema estudado e a variabilidade de resultados, é possível detectar padrões bem claros de maior entrada de metais/As no ambiente após o rompimento da barragem de Fundão, e de incorporação de metais pela biota em todos os níveis tróficos estudados. O Fe foi o metal que apresentou o padrão mais consistente, com a bioacumulação observada em todos os níveis tróficos estudados ocorrendo em maior associação com a foz do Rio Doce. Isso sugere que o aporte (ou biodisponibilização) de Fe no ambiente marinho ocorre de forma mais consistente ou frequente em comparação com os demais metais. Loghini et al. (2020) sugerem que a ressuspensão de sedimentos na plataforma continental é, de longe, o processo dominante responsável por aumentar as concentrações de Fe dissolvido nas águas costeiras. Segundo os autores, as estimativas dos fluxos anuais de Fe indicam que o rompimento da barragem de Fundão pode fornecer uma quantidade não desprezível de Fe dissolvido para o oceano aberto.

Além disso, é importante ressaltar a relação positiva observada entre o Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) dos organismos e os níveis de acumulação de metais característicos do rejeito (Fe, Mn, Cr e Cd). Todavia, o IBR biomarcador também é dependente do organismo avaliado (espécie, sexo, condições reprodutivas) e do metal acumulado (concentração e biodisponibilidade). Para a comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) é possível observar uma nítida tendência de aumento dos efeitos biológicos (IBR biomarcador) no sentido Sul → Norte, sendo os setores Foz e Norte os mais impactados para praticamente todas as Campanhas de monitoramento realizadas pelo Anexo 1, corroborando os resultados do IBR bioacumulação que também apontam os setores Foz e Norte como os mais impactados para este grupo. De maneira similar, o IBR biomarcador nos camarões indicou uma diminuição temporal nos níveis de efeito biológico até a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), com menores valores associados ao Ano 2 (Campanhas 3 e Campanha 4, set/out 2019 e jan/fev 2020, respectivamente). Apesar disto, este índice voltou a aumentar ao longo do Ano 3. Para a comunidade de peixes, o IBR biomarcador também apresentou um padrão de aumento

no sentido Sul → Norte na maioria das campanhas, assim como observado para o plâncton. Os maiores valores de IBR biomarcador foram obtidos para o setor Norte nas Campanhas 1 (set/out 2018 – período seco) e 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), seguido pelo setor Foz nestas mesmas Campanhas. Vale destacar que os diferentes biomarcadores analisados também apresentaram variações temporais interessantes. Para o Ano 2, pode-se observar que os danos em proteínas (PCO) e DNA (sítios AP) foram mais altos, tanto em peixes quanto em camarões, e estiveram mais associados aos setores Foz e Norte, em comparação ao Ano 1. Por outro lado, os biomarcadores de danos lipídicos, histológicos e as enzimas de defesa antioxidante e do metabolismo energético apresentaram respostas mais expressivas durante o Ano 1. Apesar disto, todos os biomarcadores aumentaram consideravelmente durante as Campanhas 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e 6 (jul/ago 2021 – período seco). Variações nas respostas destes biomarcadores podem ser reflexo da variação dos níveis de metais nestes organismos ao longo do período de monitoramento, visto que as concentrações individuais dos diferentes metais analisados também variaram ao longo do tempo.

Os principais resultados dos ensaios de toxicidade evidenciam também que as regiões próximas à foz do Rio Doce (desde a região da Costa das Algas até Degredo) são as mais impactadas. No entanto, é importante ressaltar que, independentemente do período de amostragem e do ponto de coleta, a toxicidade foi sempre maior no sedimento do que na água. Pelo fato de conter mais matéria orgânica, um importante ligante de metais, o sedimento pode acabar concentrando mais destes elementos, apresentando-se mais tóxico. Todavia, a chuva e eventos oceanográficos podem causar remobilização do sedimento, levando ao incremento de metais na água e a um possível aumento na sua biodisponibilidade. A relação direta entre a biodisponibilidade, acumulação e toxicidade de metais já é claramente conhecida (PAQUIN et al., 2000).

No que diz respeito à análise da microbiota, durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), as amostras de água de estações localizadas ao sul apresentaram perfil mais homogêneo e foram separadas das amostras localizadas mais ao norte do Rio Doce. As estações com localização a norte da foz do Rio Doce ainda apresentam maior especificidade, com melhor separação das estações. O táxon mais abundante para amostras de água foi *Synechococcus\_CC9902*. No sedimento também houve separação regional das estações em estudo, em que as amostras localizadas ao sul se mostraram mais similares uma das outras, efeito que foi menos observado com as amostras localizadas ao norte, que apresentaram perfis mais distintos. Nas amostras de sedimento, os táxons com maior abundância foram: Actinomarinales, Anaerolineaceae e Pirellulaceae.

No que diz respeito às mostras de água na região de Abrolhos, foi possível observar um agrupamento específico da estação ABR01 com ABRC1, bem como das estações ABR02 e ABR04. Neste ambiente o táxon *Synechococcus\_CC9902* foi o de maior abundância. Para amostras de sedimento, observa-se maior diversidade com pouca dominância de grupos específicos. Os grupos Anaerolineaceae, Rhodopirellula e Blastopirellula foram novamente encontrados nesta Campanha, o que já havia sido observado anteriormente. Além disso, as similaridades observadas nas amostras de água entre algumas estações também foram constatadas em amostras de sedimento e com maior intensidade, em

que as comunidades parecem estar sendo mais compartilhadas, principalmente entre as estações ABR02 e ABR04.

As amostras de coral das espécies *Millepora alcicornis* e *Mussismilia harttii* apresentaram perfis bacterianos distintos. O coral da espécie *Millepora alcicornis* mostrou separação regional entre as estações amostradas, grande diversidade e ausência de dominância elevada. Tal separação bem definida das estações pôde ser constatada pela presença de grupos bacterianos específicos em cada estação. Para a espécie *Mussismilia harttii*, o perfil observado foi o oposto. Não houve relação regional da comunidade e abundância. Foram observados que poucos grupos bacterianos apresentam dominância elevada tais como Paramaledivibacter, Clostridia e Halanaerobium. Estes grupos apresentam também metabolismo diferenciado e anaeróbico. O filo Pirellulaceae foi encontrado em todas as estações e mais especificamente a estação ABR04 apresenta elevada diferenciação ecológica quando comparada as demais.

No que diz respeito à análise da microbiota durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) no ambiente marinho, vale destacar o grande aumento do gênero *Photobacterium* na foz do Rio Doce nas amostras de sedimento. Este gênero não esteve entre os mais abundantes nas Campanhas anteriores e é conhecido como um bioindicador de metais pesados, sendo até mesmo utilizado em kits comerciais para indicar a presença de metais no ambiente (VANHALA et al., 1994; KASSIMET al., 2020; MUNEESSWARAN et al., 2021). Ainda, a família Anaerolineaceae, quarto grupo mais abundante, é relatado como um membro do core microbiano em sedimentos de rejeitos de mineração (CHUNG et al., 2019) e foi o táxon mais abundante em diferentes ambientes severamente contaminados por metais pesados (MENG et al., 2019). Esta grande abundância de Anaerolineaceae em um local contaminado pode estar relacionada à sua capacidade de reduzir metais pesados em sintrofia com arqueias (LIANG et al., 2016; MENG et al., 2019). Além disso, Anaerolineaceae é um importante degradador de hidrocarbonetos de petróleo em condições anóxicas (LIANG et al., 2015). Assim, a aplicação de Anaerolineaceae como um micróbio “chave” para a biorremediação do Rio Doce é uma abordagem potencial. Além do mais, este pode ser utilizado como bioindicador da presença de sedimentos da barragem do Fundão em outros ambientes. Tais resultados sugerem que o rompimento da barragem do Fundão continua a impactar a comunidade microbiana do sedimento marinho da região costeira adjacente.

Amostras de água na região de Abrolhos coletadas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) revelaram agrupamento específico da estação ABR01 com ABRC1, bem como das estações ABR02 e ABR04, sendo o táxon *Synechococcus*\_CC9902 o de maior abundância. Para amostras de sedimento, observa-se maior diversidade com pouca dominância de grupos específicos. Os grupos Anaerolineaceae, Ordem Actinomarinales e a família Desulfocapsaceae foram os mais abundantes nesta Campanha, o que já havia sido observado anteriormente. O coral da espécie *Millepora alcicornis* mostrou separação regional entre as estações amostradas, o que pode ser um sinal de disbiose. Para a espécie *Mussismilia harttii* foram observados poucos grupos bacterianos apresentando dominância elevada, tais como, Nibella, Bacillus e Pirellula. A família Pirellulaceae foi encontrada em todas as



estações, e mais especificamente, a estação ABR02 apresenta elevada diferenciação ecológica quando comparada as demais. A Pirellulaceae também foi identificada pelo nosso grupo de pesquisa com alta abundância em corais do Parque Nacional Marinho de Abrolhos em avaliações anteriores (RRDM, 2019, RT17). Pirellulacea não é comum em corais e pode ser um indicativo do impacto do sedimento do Rio Doce na saúde dos corais do maior complexo de recifes de coral do Atlântico Sul, que está localizado a cerca de 1.103 km da Barragem de Fundão. Assim como para a espécie de coral *M. alcicornis*, *M. harttii* também demonstrou uma grande diferença no microbioma dos diferentes indivíduos, o que sinaliza uma possível disbiose. Disbiose representa um impacto na saúde do coral devido a alterações na sua comunidade microbiana simbiótica, tornando-o mais suscetível a futuras alterações ambientais.

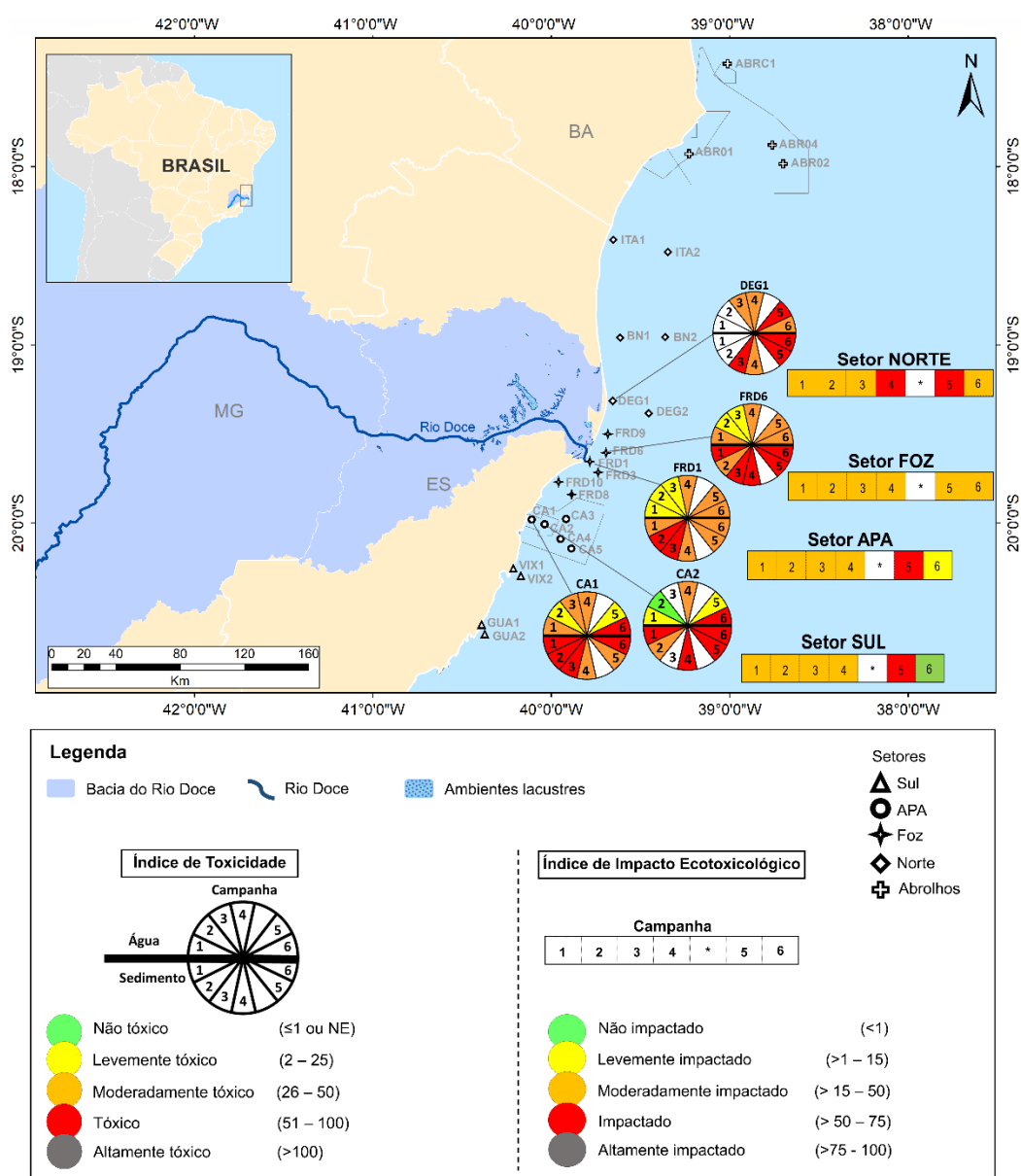
Para finalizar, a Figura 755 apresenta uma síntese integrada dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das cinco Campanhas realizadas pelo Anexo 1 durante o período de atuação no PMBA/Fest-RRDM (os dados da Campanha 6 não foram utilizados pois a matriz de dados de biomarcadores se encontra em fase de finalização). Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1), respostas de biomarcadores (Nível 2) e microbiologia (Nível 3) em um único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazer prejuízo para o ecossistema e, portanto, maior será o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1MS2, Quadro 6*. É importante destacar que os resultados dos testes de toxicidade não foram contemplados neste mesmo índice, pois eles não são realizados em todos os pontos da malha amostral marinha. De maneira geral, o IIE demonstrou que os quatro setores avaliados se encontravam na categoria de “moderadamente impactado” ao longo da maioria das Campanhas realizadas. Todavia, o IIE apontou uma intensificação dos impactos no setor Norte a partir da Campanha 4 (jan/fev 2020 –período chuvoso), passando para a categoria “impactado”, dentro da perspectiva ecotoxicológica. Este mesmo efeito também foi observado para os setores Sul e APA na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Cabe aqui ressaltar que, para esta Campanha (Campanha 5, jan/fev 2021) o setor Foz apresentou um valor de IIE de 49, valor este no limite entre as classificações “moderadamente impactado” e “impactado”. Por outro lado, na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) é possível observar uma diminuição na categorização dos impactos, principalmente nas regiões ao sul da foz do Rio Doce. O setor Sul passou pela primeira vez a apresentar a categoria “não impactado” e o setor APA passou a apresentar a categoria “levemente impactado”. Já os setores Foz e Norte voltaram para a categoria de “moderadamente tóxico”. Com relação ao IIE do setor Sul para a Campanha 6, é importante destacar que não foram coletados camarões em número suficiente neste setor que permitissem o cálculo do IBR bioacumulação e IBR biomarcador, portanto, estes dados não foram utilizados para o cálculo do IIE neste setor e Campanha. Sendo assim, durante o ano três de monitoramento, observou-se em um primeiro momento uma evidente intensificação dos



impactos ao longo da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), os quais diminuiriam rapidamente ao longo da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), principalmente nas regiões ao sul.

Em síntese, os estudos ecotoxicológicos, realizados durante o monitoramento do Anexo 1 PMBA/Fest-RRDM, forneceram uma análise interessante do impacto do rompimento da barragem de Fundão nos diferentes grupos bióticos do ambiente marinho. Neste caso, foi observado que as respostas biológicas estão diretamente associadas aos processos físicos e químicos avaliados, tanto do ponto de vista temporal quanto espacial. Neste sentido, os setores onde foram encontrados maiores níveis de metais, maiores níveis de bioacumulação e efeito biológico, ou seja, os setores que foram mais impactados pelo rejeito, quando se considera os indicadores propostos neste relatório, são a APA Costa das Algas, foz do Rio Doce e setor Norte, corroborando as tendências de dispersão do rejeito na direção Sul → Norte, em médio e longo prazo.

Figura 755 - Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (biomarcadores) e indicadores microbianos (Índice de Impacto Ecotoxicológico – apresentado por setor) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade – apresentado apenas para os pontos monitorados quanto aos ensaios de toxicidade) nos diferentes locais amostrais e Campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago de 2021 (período seco). O setor Sul é representado pelos pontos de Guarapari e Vitória (GUA1 e GUA2, VIX1 e VIX, respectivamente), o setor APA é representado pelos pontos localizados na APA Costa da Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), o setor Foz é representado pelos pontos mais próximos à foz do Rio Doce (FRD1, FRD, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10) e o setor Norte é composto pelos pontos localizados na região de Degredo, Barra Nova e Itaúnas (DEG1, DEG2, BN1, BN2, ITA1 e ITA2). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). O ponto DEG1 não foi monitorado quando a sua toxicidade pelo Anexo 1 durante o Ano 1 (Campanha 1 e 2) e o ponto CA2 não foi monitorado na Campanha 3. Os espaços em branco indicados com \* ou sem numeração nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19.



## REFERÊNCIAS

- ABATE, R., KIFLE, D., & GAO, Y. H. (2017). Phytoplankton primary productivity seasonality and changes in a small African lake, Lake Hora-Kilole, Ethiopia. *Afri. J. Aquat. Sci.*, 3(42), 259-269.
- ABDELOUAHAB, H. et al. Autumn larval fish assemblages in the northwest African Atlantic coastal zone. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, v. 35, n. 3, p. 515-527, 2017.
- ABELSON, A. Artificial reefs vs coral transplantation as restoration tools for mitigating coral reef deterioration: benefits, concerns, and proposed guidelines. *Bulletin of Marine Science*, v. 78, p. 151-159, 2006.
- Aceves-Medina, G. et al.. Distribution and abundance of the ichthyoplankton assemblages and its relationships with the geostrophic flow along the southern region of the California Current. *Latin American Journal of Aquatic Research*, v. 46, n. 1, p. 104-119, 2018.
- ADAMS, P. B. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. *Fishery Bulltin*, v. 78, n. 1, p. 1-12, 1980.
- AFONSO, P.; FONTES, J.; SANTOS, R. Small marine reserves can offer long term protection to an endangered fish. *Biological Conservation*, 2011. v. 144, p.2739–2744.
- AGNESI, S.; ANNUNZIATELLIS, A.; INGHILESI, R.; MO, G.; ORASI, A. The contribution of wind-wave energy at sea bottom to the modelling of rhodolith beds distribution in an off-shore continental shelf. *Mediterranean Marine Science*, 21(2), p. 433-441, 2020.
- AGUIAR, A. L. et al. Upwelling processes along a western boundary current in the Abrolhos–Campos region of Brazil. *Continental Shelf Research*, v. 85, p. 42-59, 2014.
- AGUIAR, V. M. C. et al. Bioavailability and ecological risks of trace metals in bottom sediments from Doce river continental shelf before and after the biggest environmental disaster in Brazil: The collapse of the Fundão dam. *Journal of Environmental Management*, v. 272, p. 111086, 2020.
- ALBANO, P. G.; SABELLI, B. Comparison between death and living molluscs assemblages in a Mediterranean infralittoral off-shore reef. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 310, n. 3–4, p. 206–215, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.palaeo.2011.07.012>>.
- ALBINO, J. Morfodinâmica e processo de sedimentação atual das praias de Bicanga à Povoação, ES. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo – USP. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44136/tde-04112015-153554/pt-br.php>, 1999.
- ALDRICH L.T., DOAK J.B., DAVIS G.L. 1953. Use of ion-exchange columns in mineral analysis for age determinations. *American Journal of Science*, 251: 377-387.
- ALI, A.; IDRIS, A. M.; EBRAHIM, A.M. et al. Brown algae (Phaeophyta) for monitoring heavy metals at the Sudanese Red Sea coast. *Appl. Water. Sci.*, v. 7, p. 3817–3824, 2017.

ALLDREDGE, A. L.; GOTSCHALK, C. C. The relative contribution of marine snow of different origins to biological processes in coastal waters. *Cont. Shelf Res.*, v. 10, p. 41-58, 1990.

ALLEGRE C.J. 2008. *Isotope Geology*. Cambridge University Press, New York.

ALLEN, G.R. *FAO fishes catalogue vol. 6. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of Lutjanid species known to date*. Rome: FAO Fish Synopsis, 1985. v.6, 208p.

ALMEIDA, C. A. et al. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin–Brazil. *Chemosphere*, v. 209, p. 411-420, 2018.

AL-MUTLAQ, K. F.; STANDLEY, L. J.; SIMONEIT, B. R. T. Composition and sources of extractable organic matter from a sediment core in Lake Kivu, East African rift valley. *Applied Geochemistry*, v. 23, n. 5, p. 1023-1040, 2008.

ALSTAD, T. I.; SHAMBLIN, B. M.; BAGLEY, D. A.; EHRHART, L. M.; NAIRN, C. J. Isolation and characterization of tetranucleotide microsatellites from the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Conservation Genetic Resources* v. 3, p. 457-460, 2011.

ALSTERBERG, C. et al. "Habitat Diversity and Ecosystem Multifunctionality—The Importance of Direct and Indirect Effects." *Science Advances* 3, no. 2 (February 2017): e1601475.

ALTHAUS, F. et al. Standardised Vocabulary for Identifying Benthic Biota and Substrata from Underwater Imagery: The CATAMI Classification Scheme. *PLoS ONE* 10(10): e0141039. doi:10.1371/journal.pone.0141039, 2015.

ALVES, V. S. et al. Aves marinhas de Abrolhos. p. 213–232 in *Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação* (Organizado por BRANCO, J. O.). Itajaí (SC), Editora da UNIVALI, 2004.

AMADO-FILHO, G. M. et al. Accumulation, effects on growth, and localization of zinc in *Padina gymnospora* (Dictyotales, Phaeophyceae). *Hydrobiologia*, 327, p. 451-456, 1996.

AMADO-FILHO, G. M. et al. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Environmental Research*, 48, n. 3, p. 213-224, 1999.

AMADO-FILHO, G. M. et al. Effects on growth and accumulation of zinc in six seaweed species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37, n. 3, p. 223-228, 1997.

AMADO-FILHO, G. M. et al. Rhodolith beds are major CaCO<sub>3</sub> bio-factories in the tropical South West Atlantic. *PLoS ONE* v. 7(4), e35171, 2012.

AMADO-FILHO, G. M. et al. Seaweed diversity associated with a Brazilian tropical rhodolith bed. *Ciencias Marinas*, 36, n. 4, p. 371-391, 2010.

AMADO-FILHO, G. M. et al. South Atlantic rhodolith beds: latitudinal distribution, species composition, structure and ecosystem functions, threats and conservation status. In: *Rhodolith/Maërl Beds: A Global Perspective*. p. 299-317, 2017.

AMBARSARI, I. et al. Fluctuations in algal chlorophyll and carotenoid pigments during solar bleaching in the coral *Goniastrea aspera* at Phuket, Thailand. *Marine Ecology Progress Series*, 159, p. 303-307, 1997.

AMORIM, F.N. et al. The influence of large-scale circulation, transient and local processes on the seasonal circulation of the eastern Brazilian shelf, 13° S. *Cont. Shelf Res.* 32, 47–61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2011.10.011>, 2012.

AMORIM, F.N. et al. The seasonal circulation of the eastern Brazilian shelf between 10°S and 16°S: a modelling approach. *Cont. Shelf Res.* 65, 121–140. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2013.06.008>, 2013.

AMOS, C.L. et al. The stability of tidal flats in Venice Lagoon—the results of in-situ measurements using two benthic, annular flume. *Journal of Marine Systems*, 51, 211-241, 2004.

AN, H. S. et al. Comparative genetic variability between broodstock and offspring populations of Korean starry flounder used for stock enhancement in a hatchery by using microsatellite DNA analyses. *Genetics and Molecular Research*. v. 12, n. 4, p. 6319-6330, 2013.

ANA. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce - Rompimento da Barragem em Mariana/MG., Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Brasília. 2016.

ANDERSON, E.T. et al. The effects of feeding on hematological and plasma biochemical profiles in green (*Chelonia mydas*) and Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) sea turtles. *Veterinary Medicine International*, 2011.

ANDERSON, E.T. et al. Tissue enzyme activities in the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. v. 44, p. 62-69, 2013.

ANDERSON, J. T. et al. “Acoustic Seabed Classification: Current Practice and Future Directions.” *ICES Journal of Marine Science* 65, no. 6 (September 1, 2008): 1004–11.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J. Distance-Based Test for Homogeneity of Multivariate Dispersions. *Biometrics*, v. 62, p. 245-253, 2006.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, n. 6, p. 683-693, 2006.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods*. Plymouth: Primer-E Ltd., 2008.

ANDERSON, M.J. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA), in *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. John Wiley and Sons, Ltd, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>>. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

ANDRADE, L. R. et al. Brown algae overproduce cell wall polysaccharides as a protection mechanism against the heavy metal toxicity. *Marine Pollution Bulletin*, 60, n. 9, p. 1482-1488, 2010.

ANDRADE, L. R.; FARINA, M.; AMADO FILHO, G. M. Role of *Padina gymnospora* (Dictyotales, Phaeophyceae) cell walls in cadmium accumulation. *Phycologia*, 41, n. 1, p. 39-48, 2002.

ANDRADES, R. et al. Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. *Marine Pollution Bulletin*, 2020. v. 154, 111073p.

ANDRADES, R. et al. Effects of seasonal contaminant remobilization on the community trophic dynamics in a Brazilian tropical estuary. *Science of the Total Environment*, 2021. v. 801, 149670p.

ANDRIEUX-LOYER, F.; AMINOT, A. Phosphorus forms related to sediment grain size and geochemical characteristics in French coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 52, n. 5, p. 617-629, 2001.

ANGELINI, C. et al. Interactions among foundation species and their consequences for community organization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 61, n. 10, p. 782-789, 2011.

ANSCHUTZ, P.; DEBORDE, J. Spectrophotometric determination of phosphate in matrices from sequential leaching of sediments. *Limnology and Oceanography: Methods*, v. 14, n. 4, p. 245-256, 2016.

ANTHONY, J. W. et al. *Handbook of mineralogy*. Vol. 2, Silica, silicates: Pt. 1. Mineral Data Publishing, 1995.

ANTHONY, K. et al. New interventions are needed to save coral reefs. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1, n. 10, p. 1420-1422, 2017.

ANTHONY, K. R. et al. Temporal variation of light availability in coastal benthic habitats: Effects of clouds, turbidity, and tides. *Limnology and Oceanography*, 49, n. 6, p. 2201-2211, 2004.

ANTHONY, K. R.; FABRICIUS, K. E. Shifting roles of heterotrophy and autotrophy in coral energetics under varying turbidity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 252, n. 2, p. 221-253, 2000.

APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. *Geochemistry, groundwater and pollution*. CRC press, 2005.

ARA, K. Temporal variability and production of *Temora turbinata* (Copepoda: Calanoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Scientia Marina*, v. 66, n. 4, p. 399-406, 2002.

ARACRUZ CELULOSE S.A. Influência do lançamento marinho sobre a ecologia marinha. Relatório de Impacto Ambiental – RIMA., 4, Coletânea de Monografias de Impactos Ambientais, 1986

ARAKAWA, H. et al. Influence of volcanic ash sediments on spore adhesion of the red alga *Gelidium elegans* from the coastal seabed around Miyakejima Island, Japan. *Fisheries Science*, 78, n. 5, p. 1083-1090, 2012.



Araújo, F. G.; Guimarães, F. J. da C.; Costa, M. R. Environmental influences on distribution of four Sciaenidae species (Actinopterygii, Perciformes) in a tropical bay at Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, n. 2, p. 497-508, 2006.

ARAÚJO, H. M. P; MONTÚ, M. Novo Registro de *Temora turbinata* (Dana, 1849) (Copepoda, Crustacea) para águas atlânticas. *Nauplius*, n. 1, p. 89-90, 1993.

ARCANGELI, A. et al. Long-term presence and habitat use of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the central Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology*. v. 37, p. 296–282, 2016.

ARIF, C. et al. Assessing Symbiodinium diversity in scleractinian corals via next-generation sequencing-based genotyping of the ITS2 rDNA region. *Molecular Ecology*, 23, n. 17, p. 4418-4433, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15350: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração – método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea). Rio de Jan, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15469: Ecotoxicologia aquática – preservação e preparo de amostras. Rio de Jan, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 16181: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – microalgas marinhas. Rio de Jan, 2013.

ATIENZA, D. et al. Ecological success of the cladoceran *Penilia avirostris* in the marine environment: feeding performance, gross growth efficiencies and life history. *Marine Biology*, v. 151, n.4, p. 1385-1396, 2007.

ATIENZA, D. et al. Life history and population dynamics of the marine cladoceran *Penilia avirostris* (Branchiopoda: Cladocera) in the Catalan Sea (NW Mediterranean). *Journal of Plankton Research*, v. 30, n. 4, p. 345-357, 2008.

AUED, A. W. et al. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. *PLoS one*, 2018. v. 13, n. 6, e0198452p.

AUTHMAN, M.M.N. et al. Use of Fish as Bio-indicator of the effects of heavy metals pollution. *Aquaculture Research & Development*, v. 6, n. 4, 1000328, 2015. 10.4172/2155-9546.1000328.

ÁVILA, E., AND R. RIOSMENA-RODRIGUEZ. “A Preliminary Evaluation of Shallow-Water Rhodolith Beds in Bahia Magdalena, Mexico” 59: 365–75, 2011.

AVILA, T. R.; PEDROZO, C. S. BERSANO, J. G. F. Variação temporal do zooplâncton da Praia de Tramandaí, Rio Grande do Sul, com ênfase em Copepoda. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 99, n. 1, p. 18-26, 2009.

AVISE, J. C. et al. Intraspecific phylogeography: the mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematics. *Annual review of ecology and systematics*, 1987. v. 18, n. 1, p. 489-522.

AXLER, K. E. et al. Consequences of plume encounter on larval fish growth and condition in the Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, v. 650, p. 63-80. 2020. 10.3354/meps13396.

AYUKAI, T. Retention of phytoplankton and planktonic microbes on coral reefs withing the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs*, v. 14, p. 141-147, 1995.

AZAM, F. et al. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 10, p. 257-263, 1983.

AZEVEDO, A. F. et al. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000–2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. *Ecological Indicators*, v. 79, p. 1-10. 2017

BAHIA, R. et al. Rhodolith bed structure along a depth gradient on the northern coast of Bahia state, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58, n. 4, p. 323-337, 2010.

BAIRD, C.; CANN, M. *Química Ambiental*. 4a edição, Porto Alegre (RS), Editora Bookman, 2011.

BAKEEVA, L. E.; DZYUBINSKAYA, E. V.; SAMUILOV, V. D. Programmed cell death in plants: Ultrastructural changes in pea guard cells. *Biochemistry-Moscow*, 70, n. 9, p. 972-979, 2005.

BAKER, A. C. Flexibility and specificity in coral-algal symbiosis: Diversity, ecology, and biogeography of *Symbiodinium*. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, p. 661-689, 2003.

BAKER, J. Population density and home range estimates for the Eastern Bristlebird at Jervis Bay, south-eastern Australia. 3rd. New South Wales, Australia: Corella. v. 25, p. 62-67, 2001.

BALATA, D. et al. Testing a new classification of morphological functional groups of marine macroalgae for the detection of responses to stress. *Marine biology*, 158, p. 2459-2469, 2011.

BANDEIRA, M. O. Variações espaço- temporais da comunidade fitoplanctônica na Plataforma continental e talude da porção norte da Bacia do Espírito Santo. Monografia (Bacharel em Oceanografia) (p. 86). : Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

BANKS, S. C. et al. How does ecological disturbance influence genetic diversity?. *Trends in ecology & evolution*. v. 28, n. 11, p. 670-679, 2013.

BAPTISTA-METRI, C. et al. Biologia populacional e reprodutiva de *Callinectes danae* Smith (Crustacea, Portunidae), no Balneário Shangri-lá, Pontal do Paraná, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. v. 22, n. 2, p. 446-453, 2005.

BARLETTA, M. et al. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*. v. 66, p. 45-72, 2005.

BARNES, E. *Developmental Defects of the Axial Skeleton in Paleopathology*. University Press of Colorado, Niwot, 360p, 1994.

BARRETO, J. et al. Drone-monitoring: improving the detectability of threatened marine megafauna. *Drones* 5, 1–14. <https://doi.org/10.3390/DRONES5010014>, 2021.

BARRETO, J. Idade e Crescimento da tartaruga verde (*Chelonia mydas*) no Atlântico Sul Ocidental. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, Espírito Santo, 2017.

BARROS, I. P. Caracterização da contaminação do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) da baía de Guanabara por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. 68 f. (Graduação em Oceanografia). Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

BARROSO, G. et al. (2015). Distribuição dos Nutrientes no Sistema Pelágico da BES e PNBC.

BASSI, D. et al. Bathymetric distribution of ichnocoenoses from recent subtropical algal nodules off Fraser Island, eastern Australia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 369, p. 58-66, 2013.

BASTOS, A. C. et al. Bryozoans are major modern builders of South Atlantic oddly shaped reefs. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, p. 9638, 2018.

BASTOS, A. C. et al. Monitoramento da influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015. Processamento, Interpretação e Consolidação de dados. (p. 254). : Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.

BASTOS, A. C. et al. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática na Área Ambiental I. Avaliação e Consolidação de dados pretéritos. Sistemas Pelágico, Sedimentos, Comunidade Biótica e Ecotoxicologia. RT-01 RRDM, Vitória, ES, outubro, 2018.

BASTOS, A. C., et al. "Shelf Morphology as an Indicator of Sedimentary Regimes: A Synthesis from a Mixed Siliciclastic–Carbonate Shelf on the Eastern Brazilian Margin." *Journal of South American Earth Sciences* 63 (November 2015): 125–36.

BASTOS, A.C. et al. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados [online]. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, Brazil. 254p. 2017.

BATES, S. S., & TRAINER, V. L. The Ecology of Harmful Diatoms. Em E. GRANÉLIA, & J. TURNER, *Ecology of Harmful Algae*. (pp. 81-93). Berlim: Springer, 2006.

BATTUELLO, M. et al. The isopod *Eurydice spinigera* and the chaetognath *Flaccisagitta enflata*: How habitat affects bioaccumulation of metals in predaceous marine invertebrates. *Ecological Indicators*, v. 84, p. 152–160, jan. 2018.

Beckley, L. E. et al. Structuring of larval fish assemblages along a coastal oceanic gradient in the macro-tidal, tropical eastern Indian Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, v. 161, p. 105-119, 2019.

BEHRENFELD, M. et al. Confirmation of iron limitation of phytoplankton photosynthesis in the Equatorial Pacific Ocean. *Nature*(383), pp. 508-511, 1996.

BÉJAOU, B. et al. Synthesis review of the Gulf of Gabes (eastern Mediterranean Sea, Tunisia): Morphological, climatic, physical oceanographic, biogeochemical and fisheries features. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, n. 219, p. 395-408, 2019.

BELIAEFF, B., BURGEOT, T. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology Chemistry*, 21: 1316, 2002.

BELL, G. W.; EGGLESTON, D. B. Species-specific avoidance responses by blue crabs and fish to chronic and episodic hypoxia. *Marine Biology*, 2005. v. 146, n. 4, p. 761-770.

BELLWOOD, D. R.; FULTON, C. J. Sediment-mediated suppression of herbivory on coral reefs: Decreasing resilience to rising sea-levels and climate change? *Limnology and Oceanography*. v. 53, n. 6, p. 2695-2701, 2008.

BERGES, J., & FALKOWSKI, P. Physiological stress and cell death in marine phytoplankton: Induction of proteases in response to nitrogen or light limitation. *Limnology and Oceanography*, 43(1), 129-135, 1998.

BERNARDINO A.F. et al. Benthic estuarine communities in Brazil: Moving forward to long term studies to assess climate change impacts. *Brazilian Journal of Oceanography*. v. 64, n. 2, p. 81–96, 2016.

BERNARDINO, A.F. et al. Benthic estuarine assemblages of the Eastern Marine Brazilian Ecoregion (EME), in: Lana, P.C., BERNARDINO, A.F. (ed) *Brazilian Estuaries, Brazilian Marine Biodiversity*. New York: Springer International Publishing AG, Springer Nature. p. 95–116, 2018. Disponível em: < [https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_4)>. Acesso em de dezembro de 2021.

BERNARDO, C. et al. A captura incidental de ctenídeos em arrasto experimental com rede-de-portas utilizada na pesca do camarão-sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri*, no estado do Paraná, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*. v. 44, p. 98-105, 2011.

BESSA, E. et al. Population ecology, life history and diet of the shorthead drum *Larimus breviceps* in a tropical bight in southeastern Brazil. *United Kingdom: Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2014. v.94, p.615–622. Disponível em: < <https://doi.org/10.1017/S0025315413001690>>. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

BEVILACQUA, S. et al. Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers: Taxonomic relatedness and species surrogates. *Journal of Applied Ecology*, v. 49, n. 2, p. 357–366, abr. 2012.

BEZERRA JÚNIOR, J. L. Ictioplâncton e ictionêuston como indicadores da qualidade de água do Porto de Suape – PE (Brasil). Universidade Federal de Pernambuco. Pós-graduação em Oceanografia. 107 p. 1999.

BEZERRA JÚNIOR, J. L.; diaz, X. G.; neumann-leitão, S. Diversidade de Larvas de Peixes das Áreas Internas e Externas do Porto de Suape (Pernambuco - Brazil). Tropical Oceanography Online. 2011.

BEZERRA, R. C. de A.; SILVA, A. C. Biologia Populacional Da Piraúna *Cephalopholis fulva* (PERCIFORMES, SERRANIDAE), Desembarcada No Mucuripe, Fortaleza/Ceará. Revista Brasileira de Engenharia de Pesca. v. 6, n. 2, p. 11-22, 2011.

BIANCHI, F. et al. Can plankton communities be considered as bioindicators of water quality in the lagoon of Venice? Mar. Pollut. Bull.(46), 964-971, 2003.

BIANCHI, T. S. Biogeochemistry of estuaries. New York: Oxford University Press. 581p, 2007.

BIANCHINI, A. Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação - 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPsul/ICMBio. Universidade Federal do Rio Grande – FURG & Instituto de Ciências Biológicas. Brasília, 2016.

BIANCHINI, A. et al. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente. In: Relatório Semestral – Seção 3: Anexo 1 – Ecotoxicologia. Espírito Santo. 338p, 2019.

BIANCHINI, A. Monitoramento dos efeitos ecotoxicológicos da pluma de sedimentos oriunda da foz do Rio Doce sobre o ambiente marinho. Relatório Técnico-Científico - FURG/ICMBio, Rio Grande, RS, 2019.

BÍCEGO, Márcia Caruso et al. Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil. Marine Pollution Bulletin, v. 52, n. 12, p. 1804-1816, 2006.

BIGNOT, G. Siliceous Microfossils. Em G. BIGNOT, Elements of Micropalaeontology: the microfossils – their geological and palaeobiological applications. (pp. 83-98). London: Graham & Trotman Ltd, 1985.

BIGUS, P.; TOBISZEWSKI, M.; NAMIEŚNIK, J. Historical records of organic pollutants in sediment cores. Marine Pollution Bulletin, v. 78, p. 26–42, 2014.

BILLEN, G.; GARNIER, J. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. Marine Chemistry, v. 106, n. 1-2, p. 148-160, 2007.

BILOTTA, G. S., BRAZIER, R. E. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Research, 42 (12): 2849-2861, 2008.

BIRKELAND, C. Life and death of coral reefs. Springer Science & Business Media, 1997.

BITTENCOURT, S. C. S. Composição, Distribuição e Abundância do Ictioplâncton da ZEE Norte Coletado na Região da Costa do Amapá e Plataforma do Amazonas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará. Belém, 2004.

BIŽIĆ, M. et al. Aquatic and terrestrial cyanobacteria produce methane. *Sci Adv.*, 6(3), 9, 2020.

BLAKE, C.; MAGGS, C. A. Comparative growth rates and internal banding periodicity of maerl species (Corallinales, Rhodophyta) from northern Europe. *Phycologia*, 42, n. 6, p. 606-612, 2003.

BLANKSON, E. R.; ADHIKARY, N. R. D.; KLERKS, P. L. The effect of lead contamination on bioturbation by *Lumbriculus variegatus* in a freshwater microcosm. *Chemosphere*, v. 167, p. 19–27, 2017.

BLOTT, S.J.; PYE, K. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 1237-1248, 2001.

BOADEN, A.; KINGSFORD, M.J. Predators drive community structure in coral reef fish assemblages. 4th. *Ecosphere*. v. 6, 46p, 2015.

BOGOMOLNI, A.L. et al. Victims or vectors: a survey of marine vertebrate zoonoses from coastal waters of the Northwest Atlantic. *Dis Aquat Organ*; 81: 13–38, 2008.

BÖHM, L.; FÜTTERER, D.; KAMINSKI, E. Algal calcification in some Codiacea (Chlorophyta): Ultrastructure and location of skeletal deposits. *Journal of Phycology*, 14, n. 4, p. 486-493, 1978.

Bókony, V. et al. Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. *Landscape and Urban Planning*. v. 104, p. 75–84, 2012.

BOLKER, B.M. et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*. v.24, p.127–135, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>>.

BOLLENS, G. R.; LANDRY, M. R. Biological response to iron fertilization in the eastern equatorial Pacific (IronEx II). II. Mesozooplankton abundance, biomass, depth distribution and grazing. *Marine Ecology Progress Series*, n. 201, p. 43-56, 2000.

BOLTOVSKOY, D. (Ed.) South Atlantic Zooplankton. Leiden: Backhuys Publishers, 1999.

BOLTOVSKOY, D. (Ed.). Atlas del zooplankton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con zooplankton marino. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigacion y Desarrollo Pesquero, 1981

BONECKER, A. C. T. et al. An integrated study of the plankton community after four years of Fundão dam disaster. *Science of the Total Environment*, v. 806, n. 4, 150613, 2022.

BONECKER, A. C. T. et al. Catálogo dos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes da bacia de Campos. Curitiba: Sociedade Brasileira de Zoologia. Zoologia: guias e manuais de identificação séries. Disponível em <<http://books.scielo.org>>, 295 p, 2014.



- BONECKER, A. C. T. et al. Larval fish assemblages of the coastal area affected by the tailings of the collapsed dam in southeast Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, v. 32. 100848.10.1016/j.rsma.2019.100848, 2019.
- BONECKER, A. C. T.; BONECKER, S. L. C.; BASSANI, C. Plâncton marinho. In: PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. (Eds.) *Biologia marinha*, 2a. Editora Interciência, Rio de Janeiro. p. 103-239, 2009.
- Bonecker, F. T.; CASTRO, M. S.; BONECKER, A. C. T. Larval fish assemblage in a tropical estuary in relation to tidal cycles, day/light and seasonal variations. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 4, p. 238-245, 2009b.
- BONECKER, S. L. C. Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2006.
- BONECKER, S. L. C. et al. Estrutura Espacial e Temporal da Comunidade Zooplanctônica. In: FALCÃO, A.P. da C.; MOREIRA, D.L. (Eds.). *Ambiente Pelágico: Caracterização Ambiental Regional Da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste*. Rio de Janeiro: Elsevier. p. 171-206, 2017.
- BONECKER, S. L. C. et al. Zooplâncton do litoral norte do Espírito Santo - Brasil: estrutura espaço-temporal. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE PLÂNCTON, 4., 1990, Recife. *Anais do IV Encontro Brasileiro de Plâncton*, UFPE, Recife, p. 369-391, 1990.
- BORDOVSKIY, O. K. Sources of Organic Matter in Marine Basins. Accumulation and Transformation of Organic Substances in Marine sediments 2. *Marine Geology*, 3 , 5-31, 1965.
- BORJA, A.; FRANCO, J.; PÉREZ, V. A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, v. 40, p. 1100–1114, 2000.
- BORJA, A.; MADER, J.; MUXIKA, I. Instructions for the use of AMBI index software. *Revista de Investigacion Marina, AZTI – Tecnalia*, v. 19, p. 71–82, 2012.
- BOROWITZKA, M. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Marine and Freshwater Research*, 23, n. 2, p. 73-84, 1972.
- BOSSART, G. D. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Veterinary pathology*, 48(3), 676–690, 2011.
- BOSTRÖM-EINARSSON L. et al. Coral restoration - A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PLoS ONE*, v. 15, e0226631, 2020.
- BOTSTEIN, D. et al. Construction of a genetic linkage map in man using restriction fragment length polymorphism. *American Journal of Human Genetics*. v.32, p.314-331, 1980.

BOUCEK, R. et al. Contrasting River migrations of common snook between two Florida rivers using acoustic telemetry. *Fisheries Research*, 2019. v. 213, p.219-225. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.12.017>>. Acesso em de dezembro de 2021.

BOUDEULLE, M.; MULLER, J.-P. Structural characteristics of hematite and goethite and their relationships with kaolinite in a laterite from Cameroon. A TEM study. *Bulletin de minéralogie*, v. 111, n. 2, p. 149-166, 1988.

BOURRET, V. et al. Evolutionary ecotoxicology of wild yellow perch (*Perca flavescens*) populations chronically exposed to a polymetallic gradient. *Aquatic Toxicology*. v. 86, n. 1, p.76-90, 2008.

BRADFORD, J. M. Distribution of the pelagic copepod *Temora turbinata* in New Zealand coastal waters, and possible trans-tasman population continuity. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 11, n.1, p.131-144, 1977.

BRANCO, J. O., MORITZ-JUNIOR, H. C. Alimentação natural do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 53-61, 2001.

BRANCO, J.O. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. *Revista Brasileira de Zoologia*. v. 22, n. 4, p. 1050-1062, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0101-81752005000400034>>. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

BRANDINI FP, L. R. Planctonologia na plataforma continental do Brasil – Diagnose e revisão bibliográfica. Rio de Janeiro, 1997.

BRANDINI, F. P. et al. Planctonologia na plataforma continental brasileira: Diagnose e revisão bibliográfica. Brasília: MMA–IBAMA, 1997.

BRASIL, 2005. CONAMA Resolução 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459> (acesso em 07 de Agosto de 2020).

BRASIL, 2012. CONAMA Resolução 454, de 1º de novembro de 2012. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693> (acesso em 07 de Agosto de 2020).

BRASILEIRO, P. S. et al. Macroalgal composition and community structure of the largest rhodolith beds in the world. *Marine Biodiversity*, v. 46, n. 2, p. 407-420, 2016.

Brasil-Ministério do Meio Ambiente (MMA). Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos (SQA). Programa de Gerenciamento Ambiental Territorial (PGT). Projeto de Gestão Integrada dos Ambientes Costeiro e Marinho (GERCOM). Programa REVIZEE. Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva. Relatório Executivo. Executivo, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos (SQA) Programa de Gerenciamento Ambiental Territorial (PGT) Projeto de Gestão Integrada dos Ambientes Costeiro e Marinho (GERCOM), Brasília, 2006.

BRÉHÉLIN, C.; KESSLER, F. The plastoglobule: a bag full of lipid biochemistry tricks. *Photochemistry and Photobiology*, 84, n. 6, p. 1388-1394, 2008.

BREITBURG, D. Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. *Estuaries*. v. 25, n. 4, p. 767-781, 2002.

BRINKHUIS, B. H.; CHUNG, I. K. The effects of copper on the fine structure of the kelp *Laminaria saccharina* (L) Lamour. *Marine Environmental Research*, 19, n. 3, p. 205-223, 1986.

BROCKMANN, C. et al. Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. In *Proceedings of the Living Planet Symposium*, Prague, Czech Republic, 9–13, 2016.

BROOM, D. M. Bem-estar animal. In: YAMAMOTO, M. E.; VOLPATO, G. L. (2 ed.). *Comportamento animal*. Natal: Editora da UFRN, p. 457-482, 2011.

BROSSET, P. et al. Influence of environmental variability and age on the body condition of small pelagic fish in the Gulf of Lions. *Marine Ecology Progress Series*. v. 529, p. 219–231, 2015.

BROWN, C. J. et al. “Benthic Habitat Mapping: A Review of Progress towards Improved Understanding of the Spatial Ecology of the Seafloor Using Acoustic Techniques.” *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92, no. 3: 502–20, 2011.

BROWN, C. J., JESSICA A. SAMEOTO, AND STEPHEN J. SMITH. “Multiple Methods, Maps, and Management Applications: Purpose Made Seafloor Maps in Support of Ocean Management.” *Journal of Sea Research* 72: 1–13, 2012.

BROWNING, T. J. et al. Nutrients regimes control phytoplankton ecophysiology in the South Atlantic. *Biogeosciences*, 11, 463-479, 2014.

BRUCE, T. P. M. et al. Abrolhos Bank reef health evaluated by means of water quality, microbial diversity, benthic cover, and fish biomass data. *PloS one*. v. 7, n. 6, p. e36687, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036687>>. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

BRUMOVSKÝ, M. et al. Contaminants of emerging concern in the open sea waters of the Western Mediterranean. *Environmental Pollution*, v. 229, p. 976–983, 2017.

BRUNO, J. F.; SWEATMAN, H.; PRECHT, W. F.; SELIG, E. R. et al. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. *Ecology*, 90, n. 6, p. 1478-1484, 2009.

BUCHMAN, M. F. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34 p. 2008.

BUCHMAN, Michael F. NOAA screening quick reference tables. 1999.

BUCK, J.D. et al. Micro-organismos aeróbios associados a golfinhos roazes em liberdade na costa do Golfo do México. *Journal of Wildlife Diseases*, v.42 (3), p. 536 -544, 2006.

BUESSELER, K. O. et al. An assessment of the use of sediment traps for estimating upper ocean particle fluxes. *Journal of Marine Research*, v. 65, n. 3, p. 345-416, 2007.

BUGONI, L. et al. Feeding grounds, daily foraging activities, and movements of common terns in southern brazil, determined by radio-telemetry. *Waterbirds*, v. 28, n. 4, p. 468–477, 2005.

BULTE, J. W. M. et al. Hepatic hemosiderosis in non-human primates: quantification of liver iron using different field strengths. *Magnetic Resonance in Medicine*, v. 37, n. 4, p. 530–536, 1997.

Bunn, N. A.; Fox, C. J.; Webb, T. A literature review of studies on fish egg mortality: implications for the estimation of spawning stock biomass by the annual egg production method. *Science Series Technical Report*, CEFAS, Lowestoft, (111), p. 37, 2000.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Marine birds as sentinels of environmental pollution. *EcoHealth*, v. 1, n. 3, 2004.

BURKHOLDER, J. M. Phytoplankton and episodic suspended sediment loading: Phosphate partitioning and mechanisms for survival. *Limnology and Oceanography*, 5(37), 974-988, 1992.

BÜRKLI, A.; WILSON, A. B. Explaining high-diversity death assemblages: Undersampling of the living community, out-of-habitat transport, time-averaging of rare taxa, and local extinction. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 466, p. 174–183, 15 jan. 2017.

BURY, N. R.; WALKER, P.A.; GLOVER, C.N. Nutritive metal uptake in teleost fish. *Journal of experimental biology*, v. 206, n. 1, p. 11-23, 2003.

CABALLERO-ARANGO, D. et al. Reproductive biology of the tiger grouper in the southern Gulf of Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society*. v. 142, n. 1, p. 282-299, 2013.

CAGNIN, R.C. Geoquímica do Arsênio, dos elementos Terras Raras e dos metais pesados Cr , Zn , Ni e Pb nas plataformas continentais do Rio Doce (ES) e de Abrolhos (BA). Universidade Federal do Espírito Santo, 2018.

CALENGE, C. Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package. Office national de la classe et de la faune sauvage, 2019.

CALTA, M. Effect of aqueous cadmium on embryos and larvae of mirror carp. *Indian Journal of Animal Sciences*, v. 71, p. 885-888, 2001.

CAMACHO, M. et al. Potential adverse effects of inorganic pollutants on clinical parameters of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): results from a nesting colony from Cape Verde, West Africa. *Marine environmental research*, v. 92, p. 15-22, 2013.

CAMARGO, L. M. Abundância e toxicidade de *Pseudo-nitzschia* spp. e sua relação com as concentrações de ferro dissolvido em águas do Atlântico Sul (27°S). Dissertação (Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos) (p. 54). Paraná: Universidade Federal do Paraná, 2015.

CAMPBELL, T. W. Clinical pathology of reptiles. *Reptile Medicine and Surgery*, p. 453-470, 2006.

CANIZALES, S. et al. Cyanobacterial growth and cyanophycin production with urea and ammonium as nitrogen source. *J. Appl. Phycol.*, 33, 3565-3577, 2021.

CÁNOVAS, C. R. et al. Hydrochemical variations and contaminant load in the Río Tinto (Spain) during flood events. *Journal of Hydrology*, v. 350, n. 1-2, p. 25-40, 2008.

CANUEL, E. A. Relations between river flow, primary production and fatty acid composition of particulate organic matter in San Francisco and Chesapeake Bays: a multivariate approach. *Organic Geochemistry*, v. 32, n. 4, p. 563-583, 2001.

CAPET, A. et al. Integrating sediment biogeochemistry into 3D oceanic models: a study of benthic-pelagic coupling in the Black Sea. *Ocean Modelling*, n. 101, p. 83-100, 2016.

CARDOSO, G. O. et al. Coral growth bands recorded trace elements associated with the Fundao dam collapse. *Science of the Total Environment*, 807, 2022.

CAREY, C.C.; WEATHERS, K.C., COTTINGHAM, K.L. *Gloeotrichia echinulata* blooms in an oligotrophic lake: helpful insights from eutrophic lakes. *J. Plankton Res.*, v. 30, p. 893-904, 2008.

CARILLI, J. E. et al. Local stressors reduce coral resilience to bleaching. *Plos One*, 4, n. 7, p. e6324, 2009.

CARLSON, J. et al. *Hypanus guttatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T44592A104125629. 2020. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T44592A104125629.en>> Acesso em 02 dezembro 2021

Carmo, F. F. do et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3): 145–151, 2017.

CARNEIRO DA SILVA, C. et al. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green sea turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. *Aquat. Toxicol.* 170, 42-51, 2016.

CARRICART-GANIVET, J. P.; MERINO, M. Growth responses of the reef-building coral *Montastraea annularis* along a gradient of continental influence in the southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 68, n. 1, p. 133-146, 2001.

CARSON, E. W. et al. Population structure, long-term connectivity, and effective size of mutton snapper (*Lutjanus analis*) in the Caribbean Sea and Florida Keys. *Fishery Bulletin*. v. 109, n. 4, 416p, 2011.

CARVALHO FILHO, A. Peixes: costa brasileira. São Paulo: Melro. 320p, 1999.

CARVALHO P. C. et al. Metal and selenium concentrations in blood and feathers of petrels of the genus *Procellaria*: metals and selenium in *Procellaria* petrels. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 32, n. 7, p. 1641–1648, 2013.

CASTELAO, R. M.; BARTH, J. A. Upwelling around Cabo Frio, Brazil: The importance of wind stress curl. *Geophysical Research Letters*, 33(3), 2006.

CASTIGLIONI, S. et al. Mass balance of emerging contaminants in the water cycle of a highly urbanized and industrialized area of Italy. *Water Research*, v. 131, p. 287–298, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.047>.

CASTILLO-GUERRERO, J. A. et al. Low genetic structure and diversity of red-billed tropicbirds in the Mexican Pacific. *Journal of Field Ornithology*, v. 91, n. 2, 142–155, 2020.

CASTILLO-GUERRERO, J. A.; GUEVARA-MEDINA, M. A.; MELLINK, E. Breeding ecology of the red-billed tropicbird *Phaethon aethereus* under contrasting environmental conditions in the Gulf of California. *Ardea*, v. 99, n. 1, p. 61–71, 2011.

CASTRO, B. M.; DOTTORI, M.; PEREIRA, A. F. Subinertial and tidal currents on the Abrolhos Bank shelf. *Cont. Shelf Res.* 70, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.09.025>. 2013.

CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*. v. 69, n. 2, p. 357–371, 2001.

CASTRO, J. M., RECKENDORF, F. F. Effects of sediment on the aquatic environment. Potential NRCS Actions to Improve Aquatic Habitat. Working Paper No. 6. Natural Resources Conservation Service. Oregon State University, Department of Geosciences, 1995.

CASTRO, M. P. Evolução do Grupo Macaúbas e Formação Salinas no Orógeno Araçuaí Central, MG. 2019. 180 f. Tese (Doutorado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2019.

CAUT, S. et al. Seabird modulations of isotopic nitrogen on islands. *PLoS ONE*, v. 7, n. 6, p. e39125, 2012.

CAVALCANTI, G. S. et al. Sinkhole-like structures as bioproductivity hotspots in the Abrolhos Bank. *Continental Shelf Research*, v. 70, p. 126-134, 2013.

CEPEMAR SERVIÇOS DE CONSULTORIA EM MEIO AMBIENTE LTDA. (2010). EIA para a atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D nas Áreas dos Campos de Golfinho, Canapu, Camarupim, Camarupim Norte, Peroá e Congoá, na Bacia do Espírito Santo. PETROBRAS.

CEPILE, A. R. Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. 91 f. Dissertação de Mestrado em



Comportamento e Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, 2008.

CERVI, E. C. et al. Metal Toxicity During Short-Term Sediment Resuspension and Redeposition in a Tropical Reservoir. *Environmental toxicology and chemistry*, v. 38, n. 7, p. 1476-1485, 2019.

CERVIGÓN, F. Los Peces Marinhos de Venezuela. Ed. 2. Caracas: Fundacion Científica Los Roques. 498p, 1993.

CHAKRABORTY, S. et al. Benthic macroalgae as biological indicators of heavy metal pollution in the marine environments: A biomonitoring approach for pollution assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 100, p. 61-68, 2014.

CHAPMAN, A. S.; FLETCHER, R. L. Differential effects of sediments on survival and growth of *Fucus serratus* embryos (Fucales, Phaeophyceae). *Journal of Phycology*, 38, n. 5, p. 894-903, 2002.

CHAPMAN, D. W. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117:1-21, 1988.

CHAPUIS, M.P.; ESTOUP, A. Microsatellite null alleles and estimation of population differentiation. *Molecular Biology and Evolution*. v.24, p.621–631, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/molbev/msl191>>. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

CHARPY, L. Importance of photosynthetic picoplankton in coral reef ecosystems. *Vie et Milieu*, v. 55, n. 3-4, p. 217–223, 2005.

CHEAL, A. J. et al. Spatial variation in the functional characteristics of herbivorous fish communities and the resilience of coral reefs. *Ecological Applications*. v. 23, n. 1, p. 174–188, 2013.

CHECON, H. H.; AMARAL, A. C. Z. Taxonomic sufficiency and the influence of rare species on variation partitioning analysis of a polychaete community. *Marine Ecology*, v. 38, n. 1, p. e12384, fev. 2017.

CHEN, M. et al. Genome and proteome of the chlorophyll f-producing cyanobacterium *Halomicronema hongdechloris*: adaptative proteomic shifts under different light conditions. *BMC Genomics*, 20(1), 16, 2019.

CHEN, T.-R. et al. Heavy metal pollution recorded in *Porites* corals from Daya Bay, northern South China Sea. *Marine Environmental Research*, 70, n. 3, p. 318-326, 2010.

CHERCHI, A. et al. Bioerosion by microbial euendoliths in benthic foraminifera from heavy metal-polluted coastal environments of Portovesme (south-western Sardinia, Italy). 2012.

CHESSEL, D.; DUFOUR, A.B.; THIOULOUSE, J. The ade4 Package --- {I}: One-table Methods. *R News*. v.4, p.5–10, 2004.

CHEW, L. L; CHONG, V. C. Response of marine copepods to a changing tropical environment: winners, losers and implications. *PeerJ*, 4, e2052, 2016.

CHISHOLM, S. W. et al. *Prochlorococcus marinus* nov. gen. nov. sp.: an oxyphototrophic marine prokaryote containing divinyl chlorophyll a and b. *Arch. Microbiol.*, v. 157, p. 297-300, 1992.

CHOAT, J. H.; ROBBINS, A. W. D.; CLEMENTS, K. D. The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs. *Marine Biology*. v. 145, p. 445-454, 2004.

CHONG-SENG, K. M. et al. The Influence of Coral Reef Benthic Condition on Associated Fish Assemblages. *PloS One*. v. 7, n. 8, e42167 p, 2012.

CHOUVELON, T. et al. Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. *Marine pollution bulletin*, v. 146, p. 1013-1030, 2019.

CHRISTIANSEN, F. et al. Population comparison of right whale body condition reveals poor state of the North Atlantic right whale. *Marine Ecology Progress Series*, v. 640, p. 1-16, 2020.

CHUNG, A.P. et al. Tailings microbial community profile and prediction of its functionality in basins of tungsten mine. *Sci. Rep.* 9, 1–13, 2019.

CIONEK, V. M. et al. Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. *Biodiversity and Conservation*, v. 28, n. 7, p. 1935-1938, 2019.

CIOTTI, A. et al. Clorofila a, Medidas Bio-ópticas e Produtividade Primária. Em J. Valentin, & Humanos., *Características hidrobiológicas da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira* (Salvador, BA, ao Cabo de São Tomé, RJ). (Vols. 2 de Série Documentos REVIZEE/SCORE-Central, pp. 61-67). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental.

CLARK, M. W. et al. Selective chemical extraction and grainsize normalisation for environmental assessment of anoxic sediments: validation of an integrated procedure. *Science of the Total Environment*, v. 258, n. 3, p. 149-170, 2000.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E, 2006.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. United Kingdom: PRIMER-E Ltd. 176 p, 2001.

CLARKE, K.; GORLEY, R. *Getting started with PRIMER v7*. 1. PRIMER -E Ltd. 300p, 2015.

CLARKE, K.; WARWICK, R. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. 1. United Kingdom: PRIMER-E Ltd, p.117-143., 1994.

CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, v. 18, p. 117–143, 1993.

CLARO, R. Ecología y ciclo de vida de la biajaiba *Lutjanus synagris* (Linnaeus) em la plataforma cubana. In: II: *Biología pesqueira. Informe Científico-Técnico*. Academia de Ciências de Cuba. v. 177, p. 1-53, 1981.

COCHRAN, W. G. *Sampling techniques*. 3rd Ed. Wiley, New York. 428 p., 1977.

- COELHO, A. L. N. Alterações hidrogeomorfológicas no médio-baixo rio Doce/ES. 2007. 227 (Doutorado). Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- COELHO, E. P.; ALVEZ, V.S.; SONEGHET, M.L.L.; CARVALHO, F.S. Levantamento das aves marinhas no percurso Rio de Janeiro - Bahía (Brasil). Boletim do Instituto Oceanográfico, v. 38, n. 2, p. 161–167, 1990.
- COHEN, N., GONG, W., MORAN, D., MCILVIN, M., SAITO, M., & MARCHETTI, A. Transcriptomic and proteomic responses of the oceanic diatom *Pseudo-nitzschia granii* to iron limitation. *Environ. Microbiol.*, 20(8), 3019-3126, 2018.
- COIMBRA, K. T. O.; ALCÂNTARA, E.; DE SOUZA FILHO, C. R. Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundao dam tailings, Brazil–New constraints based on satellite data. *Science of the Total Environment*, v. 733, p. 138101, 2020.
- COLEMAN, A. S.; HOLLAND, H. D. The Global diagenetic flux of phosphorus from marine sediments to the oceans: redox sensitivity and the control of atmospheric levels. *Marine Authigenesis: From Global to Microbial*. SEPM Special Publication, v. 66, p. 53-75, 2000.
- COLMAN, L. Ecology and conservation of leatherback sea turtles in Brazil. *Testudo* Vol. 9. 52-63. 2019a.
- COLMAN, L. P. et al. Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988-2017: reproductive biology and conservation. *Endangered Species Research*, v. 39, p. 147-158, 2019b.
- COMBI, T. et al. Distribution and fate of legacy and emerging contaminants along the Adriatic Sea: A comparative study. *Environmental Pollution* 218, 1055–1064. 2016.
- CONCEIÇÃO, L. R. et al. Copepod community structure after mining dam disaster in the southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 254, 107325, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107325>.
- CONNOR D. et al. Revising the marine section of the EUNIS Habitat classification. Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016 revised 2017
- CONRAD, JL et al. Behavioural syndromes in fishes: a review with implications for ecology and fisheries management. *Jornal Fish Biology*. v. 78, p. 395–435, 2011.
- CONSALVEY, M.; PATERSON, D.M.; UNDERWOOD, G.J.C. The ups and downs of life in a benthic biofilm: migration of benthic diatoms. *Diatom Research*, v. 19, n. 2, p. 181-202, 2004.
- COOK, F. J. et al. Export of acidity in drainage water from acid sulphate soils. *Marine Pollution Bulletin*, v. 41, n. 7–12, p. 319–326, 2000.
- CORK, S. C. Iron storage diseases in birds. *Avian Pathology*, v. 29, n. 1, p. 7–12, 2000.

CORTÉS-GÓMEZ, A. A. et al. Relationship between plasma biochemistry values and metal concentrations in nesting olive ridley sea turtles. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 36, p. 36671-36679, 2018.

COSGROVE, J.; BOROWITZKA, M.A. Chlorophyll Fluorescence Terminology: An Introduction. In: D.J. Suggett et al. (eds.), *Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications*, Developments 31 in Applied Phycology 4, 2011.

COSTA, A. P. B. et al. Offshore and coastal common bottlenose dolphins of the western South Atlantic faceto-face: What the skull and the spine can tell us. *Marine Mammal Science*, 32: 1433-1457, 2016.

COSTA, E. S. et al. Evaluation of metals and hydrocarbons in sediments from a tropical tidal flat estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 92: 259–268, 2015.

COSTA, E. S. et al. Iron ore tailings as a source of nutrients to the coastal zone. *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112725, 2021.

COSTA, G. B. et al. Effects of manganese on the physiology and ultrastructure of *Sargassum cymosum*. *Environmental and Experimental Botany*, 133, p. 24-34, 2017.

COSTA, I. O. et al. Macroalgas bentônicas associadas a bancos de *Hypnea musciformis* (Wulfen) J.V. Lamour. (Rhodophyta-Gigartinales) em duas praias do litoral baiano. *Acta Botanica Brasilica*, 26, n. 2, p. 493-507, 2012.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, v. 26, p. 152-158, 2014.

COTTINGHAM, K. L.; BROWN, B. L.; LENNON, J. T. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. *Ecology Letters*. v. 4, n. 1, p. 72-85, 2001.

COTZIAS, G. C. Manganese in health and disease. *Physiological Reviews*, v. 38, n. 3, p. 503–532, 1958.

COUET, D. et al. Effects of copper and butyltin compounds on the growth, photosynthetic activity and toxin production of two HAB dinoflagellates: the planktonic *Alexandrium catenella* and the benthic *Ostreopsis cf. ovata*. *Aquatic Toxicology*, 196, 154-167, 2018.

CRAMER, A. Large-Scale Patterns in Marine Fish Habitat Use as Determined From a Meta-Analysis of Acoustic Telemetry Studies. 2015. 52 f. Thesis (Master of Science In Applied Marine And Watershed Science) Presented to the Faculty of the Division of Science and Environmental Policy California State University Monterey Bay, 2015.

CREED, J. C.; AMADO-FILHO, G. M. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 235, n. 2, p. 285-306, 1999.

CREGO-PRIETO, V. et al. Interspecific introgression and changes in population structure in a flatfish species complex after the Prestige accident. *Marine pollution bulletin*. v. 74, n. 1, p. 42-49, 2013.

CRIM, J. L. et al. The leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny. *Molecular Ecology* 11, 2097-2106, 2002.

Cruz, P.R.; Affonso, I. de P. & Gomes, L.C. Ecologia do ictioplâncton: uma abordagem cienciométrica. *Oecologia Australis*, v. 20, n. 4, p. 436-450, 2016.

CULLEN, J., & DAVIS, R. The blank can make a big difference in oceanographic measurements. *Limnology and Oceanography Bulletin*, 12(29-35), 2003.

CUNHA, F. E. A et al. Biologia e biometria da Palombeta, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae), em Fortaleza, Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, v. 33, p. 143-148.10.32360/acmar.v33i1-2.11854, 2000.

DA SILVA, G. S. et al. The role of metals and their fractions in the Bacanga River estuary: An example of the anthropogenic interference in a tropical ecosystem. *Rev. Virtual Quim.* 7, 1130–1144, 2015.

Daban, I. B.; Yükses, A.; Altin, A. Spatial and temporal variations of anchovy eggs and larvae, *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), around Gökçeada Island, North Aegean Sea. *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, v. 26, n. 1, p. 84-99, 2020.

DAKIN, E. & AVISE, J. Microsatellite null alleles in parentage analysis. *Heredity*, 2004. v.93, p.504-9. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800545>>. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

DAMASIO, K. Lama tóxica da barragem de mariana contaminou corais de abrolhos, diz novo estudo. Texto disponibilizado em 21 de fevereiro de 2019. Disponível em: <<https://www.nationalgeographicbrasil.com/meio-ambiente/2019/02/lama-toxica-poluicao-barragem-fundao-samarco-mariana-abrolhos>>. Acesso em: 28 de agosto de 2019.

DANILEWICZ, D. et al. Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I. International Whaling Commission, Scientific Committee Paper SC/64/SM17, 2012.

DANILEWICZ, D. Reproduction of female franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 2, n. 2, p. 67–78, 2003.

DARRENOUGUE, N. et al. A record of mining and industrial activities in New Caledonia based on trace elements in rhodolith-forming coralline red algae. *Chemical Geology*, 493, p. 24-36, 2018.

DAUCE, P. D. et al. Characterisation and magnetic concentration of an iron ore tailings. *Journal of Materials Research and Technology*, v. 8, n. 1, p. 1052-1059, 2019.

DÁVALOS-DEHULLU, E.; HERNÁNDEZ-ARANA, H.; CARRICART-GANIVET, J. P. On the causes of density banding in skeletons of corals of the genus *Montastraea*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 365, n. 2, p. 142-147, 2008.

DAVARI, N.; JOURI, M. H.; ARIAPOUR, A. Comparison of measurement indices of diversity, richness, dominance, and evenness in rangeland ecosystem (case study: Jvaherdeh-Ramesar). *Journal of Rangeland Science*, v. 2, n. 1, p. 389-398, 2011.

DAVID, C. P. Heavy metal concentrations in growth bands of corals: a record of mine tailings input through time (Marinduque Island, Philippines). *Marine Pollution Bulletin*, 46, n. 2, p. 187-196, 2003.

DAVID, V. et al. Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: the Gironde estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 64, n.2-3, p. 171-184, 2005.

Davies, R. B. Hypothesis testing when a nuisance parameter is present only under the alternative: linear model case. *Biometrika*. v. 89, p. 484–489, 2002.

DAYTON, P. K. Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. In *Proceedings of the colloquium on conservation problems in Antarctica*, p. 81-96, 1972.

DE CAMPOS C.P. et al. Cambro-Ordovician magmatism in the Araçuaí Belt (SE Brazil): snapshots from a post-collisional event. *Journal of South American Earth Sciences* 68: 248-268, 2016.

DE MORAIS, P. C. V. et al. Emerging and Traditional Organic Markers in Areas with Multiple Anthropogenic Activities: Development of an Analytical Protocol and Its Application in Environmental Assessment Studies. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 102, n. 1, p. 66–76, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00128-018-2475-5>>.

DE PAOLO, D.J. & WASSENBURG, G.J. Nd Isotopic variations and petrogenetic models. *Geophysical research Letters*, 3(5): 249-252, 1976.

DECHNIK, B. et al. Holocene reef growth in the tropical southwestern Atlantic: Evidence for sea level and climate instability. *Quaternary Science Reviews*, v. 218, p. 365-377, 2019.

DEL HOYO, J.; HELLLOT, A.; SARGATAL, J. *Handbook of the birds of the world*, Vol. 3., hoatzin to auks. Barcelona, Espanha, Linx Edicions, 1996.

DEMERIEL, Z. Identification and Fatty Acid Composition of Coccolithophore and Diatom Species Isolated from Aegean Sea. *Romanian Biotechnological Letters*, Vol. 21, N° 4, 2016.

DESFORGES, J. W.; ROSS, P. S.; LOSETO, L. L. Transplacental transfer of polychlorinated biphenyls and Polybrominated diphenyl ethers in arctic beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 31, n. 2, p. 296-300, 2012.

DESVAUX, J. A. S. “Captura accidental da Toninha, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) e do Boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Redes de Pesca no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, Litoral Sul do Estado de São Paulo”. Dissertação - Mestrado em Ciências Biológicas-Zoologia do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná. 2013



DEVIN, S., BURGEOT, T., GIAMBÉRINI, L., MINGUEZ, L., PAIN-DEVIN, S. The integrated biomarker response revisited: optimization to avoid misuse. *Environmental Science and Pollution Research*, 21: 2448-2454, 2014.

DI RIENZO, A. et al. Mutational processes of simple-sequence repeat loci in human populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. v. 91, n. 8, p. 3166-3170, 1994.

DIAS JR., C. Caracterização do fitoplâncton e possibilidade de seu uso como indicador das condições ambientais da Lagoa Jacunem (Serra – ES). *Caderno de Pesquisa da UFES*, 27-37, 1995.

DIAS JR., C. et al. Estrutura da comunidade fitoplanctônica na bacia do espírito santo e porção norte da bacia de campos: distribuição espacial e temporal da densidade numérica, diversidade específica e composição taxonômica, 2015.

DIAS NETO, J. Proposta de Plano Nacional de gestão para o uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil. Ministério do Meio Ambiente - Instituto do Meio Ambiente e dos recursos Naturais Renováveis. Brasília. 242p, 2011.

Dias, C. O. et al. Spatial and temporal changes in biomass, production and assemblage structure of mesozooplanktonic copepods in the tropical south-west Atlantic Ocean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(3): 483-496, 2015.

DIAS, C. O.; BONECKER, S. L. C. The Copepod Assemblage (Copepoda: Crustacea) on the Inner Continental Shelf Adjacent to Camamu Bay, Northeast Brazil. *Zoologia*, v. 26, n. 4, p. 629–40, 2009.

DIAS, J.A. A análise Sedimentar e os Conhecimentos dos Sistemas Marinhos, Universidade do Algarve Faro, Portugal, 84 p., 2004.

DIAS, M.P. et al. Threats to seabirds: a global assessment. *Biological Conservation*, v. 237, p. 525–537, 2019.

DIBIO, 2019. Documentos Rio Doce – Espírito Santo. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/publicacoes?id=7862:documentos-rio-doce> . Acesso em: 14 de novembro de 2020.

DICKEY, T., & FALKOWSKI, P. Solar energy and its biological-physical interactions in the sea. Em A. ROBINSON, J. MCCARTHY, & B. ROTHSTEIN, *The Sea: Biological-Physical Interactions in the Sea* (Vol. 12, p. 662). Harvard, 2002.

DICKIN A.P. 2005. *Radiogenic Isotope Geology*. Cambridge University Press, New York.

DILL, H, G. Grain morphology of heavy minerals from marine and continental placer deposits, with special reference to Fe–Ti oxides. *Sedimentary Geology*, v.198, p. 1-27, 2007.

DINH VAN, K. et al. Susceptibility to a metal under global warming is shaped by thermal adaptation along a latitudinal gradient. *Global Change Biology*. v.19, p. 2625–2633, 2013.

DINH VAN, K. et al. Warming increases chlorpyrifos effects on predator but not anti-predator behaviours. *Aquatic Toxicology*. v. 152, p. 215–221, 2014.

DNPM. Anuário Mineral Brasileiro, Departamento Nacional de Produção Mineral, Brasília, MME. [www.dnpm.gov.br](http://www.dnpm.gov.br), 2006.

DOMICIANO, I. G. Achados Anátomo-Patológicos em Cetáceos Encontrados no Litoral do Estado do Paraná, Sul do Brasil, 2012. 103 p. Dissertação de Mestrado da Universidade Estadual de Londrina, 2012.

DOMINGUEZ, J. M. L. The coastal zone of Brazil: an overview. *Journal of Coastal Research*, Special Issue, n. 39. Proceedings of the 8th International Coastal Symposium (ICS 2004), v. 1, (Winter 2006), p. 16-20, 2006.

DONE, T. T. Decadal changes in reef-building communities: implications for reef growth and monitoring programs. In *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, Panama, 24-29, p. 1: 411-416, 1997.

DOS SANTOS, R. W. et al. Bioabsorption of cadmium, copper and lead by the red macroalga *Gelidium floridanum*: Physiological responses and ultrastructure features. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 105, p. 80-89, 2014.

DRONKERS, J. Tidal asymmetry and estuarine morphology. *Netherlands J. Sea Res.* 20, 117–131. [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(86\)90036-0](https://doi.org/10.1016/0077-7579(86)90036-0). 1986.

DUARTE, E. B. et al. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. *Chemosphere*, v. 262, p. 127879–127879, 2020.

DUARTE, G. A. et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. *Frontiers in Marine Science*, 7, p. 179, 2020.

DUMAS, C. et al. Riverine transfer of anthropogenic and natural trace metals to the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea). *Applied Geochemistry*, 58, p. 14–25, 2015.

DUSSIN, I.A.; DUSSIN T.M. Supergrupo Espinhaço modelo de evolução geodinâmica. *Geonomos* 3, 19-26, 1995.

DUTRA, G. F. et al. (Eds.) *Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil*. RAP Bulletin of Biological Assessment 38. Washington, DC: Conservation International, 2005.

DYHRMAN, S. T. Nutrients and Their Acquisition: Phosphorus Physiology in Microalgae . Em M. B. BOROWITZKA, *The Physiology of Microalgae* (1 ed., pp. 155-183). Switzerland: Springer, Cham, 2016.

EARL, D.A.; VONHOLDT, B.M. STRUCTURE HARVESTER: A website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genet Resour.* v.4, p.359–361, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12686-011-9548-7>>. Acesso em 12 de dezembro de 2021.

ECONSERVATION. Análise Integrada dos Contornos do Deslocamento das Plumas de Turbidez no Meio Marinho. Relatório Técnico RT ECV 138/17. 146p, 2017.

ECOPLAN-LUME. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce - PIRH Doce, 2010. Relatório Executivo. Disponível em: [http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Doce/CBH/relatorios/PIRH\\_Doce\\_Volume\\_I.pdf](http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Doce/CBH/relatorios/PIRH_Doce_Volume_I.pdf). Acesso em 16 Ago 2018.

EERDMAN, C.; EMERSON, J. W. bcp: An R package for performing a Bayesian analysis of change point problems, *Journal of Statistical Software*, v. 23, p. 1-13, 2007.

EFE, M. A. Aves marinhas das ilhas do Espírito Santo. p.101–118 in *Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação* (Organizado por BRANCO, J. O.). Itajaí (SC), Editora da UNIVALI, 2004.

EGLOFF, D. A.; FOFONOFF, P. W.; ONBÉ, T. Reproductive biology of marine cladocerans. *Advanced Marine Biology*, n. 31, p. 79-168, 1997.

EHLING-SCHULZ, M., & SCHERER, S. UV protection in cyanobacteria. *European Journal of Phycology*, 34(4), 329-338, 1999.

EICK, D.; THIEL, R. Fish assemblage patterns in the Elbe estuary: guild composition, spatial and temporal structure, and influence of environmental factors. *Marine Biodiversity*, v. 44, p. 559-580, 2014.

EKAU, W. Topographical and hydrographical impacts on zooplankton community structure in the Abrolhos Bank region, East Brazil. *Archive of Fishery and Marine Research*, v. 47, n. 2/3, p. 307-320, 1999.

ELHITI, M. et al. Altered seed oil and glucosinolate levels in transgenic plants overexpressing the *Brassica napus* SHOOTMERISTEMLESS gene. *Journal of Experimental Botany*, 63, n. 12, p. 4447-4461, 2012.

ELLIS, D. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, v. 16, n. 12, p. 459, 1985.

ELLWOOD, M., & HUNTER, K. The incorporation of zinc and iron to the frustule of the marine diatom *Thalassiosira pseudonana*. *Limnol.Oceanogr.*, 45(7), 1517-1524, 2000.

EMÍLSON, I. The shelf and coastal waters off Southern Brazil. *Bolm Inst. oceanogr.*, S Paulo, 17(2):101-112, 1961.

ENDO, C. A. K. et al. Low connectivity compromises the conservation of reef fishes by marine protected areas in the tropical South Atlantic. *Scientific Reports*, v. 9, 8634. 2019.

ENGEL, M H. Comportamento reprodutivo da baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em Abrolhos. *Anais de Etologia*, v. 14, p. 275–284, 1996.

ENGELLEN, A. H. et al. Circumglobal invasion by the brown seaweed *Sargassum muticum*. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 53, p. 81-126, 2015.

ENUNKEU, A. et al. Evaluating the potential health risks of heavy metal pollution in sediment and selected benthic fauna of Benin River, Southern Nigeria. *Applied Water Science*, v. 8, n. 8, p. 1–13, 2018.

EPA (Environmental Protection Agency). *Separatory Funnel Liquid-Liquid Extraction*, p. 8, 1996.

ERFTEMEIJER, P. L. Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 64, 1737-1765, 2012.

ESTEVES, F. *Fundamentos de Limnologia* (2 ed.). Rio de Janeiro:: Editora Interciência, 1998.

EURICO, A. Estrutura genética populacional de *Lutjanus analis* cioba e *Lutjanus jocu* dentão (*Lutjanidae*) ao longo do litoral brasileiro. 2012. 95 p. Tese (Doutorado em Biotecnologia Industrial; Biotecnologia em Agropecuária; Biotecnologia em Recursos Naturais; Biotech) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

EVANGELISTA H. et al. Using NdSr isotopes in suspended sediments in the Abrolhos coral-reef (SW Atlantic, Brazil) to assess potential contamination from the 2015 Fundão dam collapse. *Sci Total Environ.* 2021 Oct 26;151231. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151231. Epub ahead of print. PMID: 34715230.

EVANGELISTA, H. et al. Using NdSr isotopes in suspended sediments in the Abrolhos coral-reef (SW Atlantic, Brazil) to assess potential contamination from the 2015 Fundão dam collapse. *Science of The Total Environment*, v. 807, p. 151231, 2022.

EVANGELISTA, H. et al. Climatic constraints on growth rate and geochemistry (Sr/Ca and U/Ca) of the coral *Siderastrea stellata* in the Southwest Equatorial Atlantic (Rocas Atoll, Brazil). *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 19, n. 3, p. 772-786, 2018.

EVANGELISTA, H. et al. Evidences linking ENSO and coral growth in the Southwestern-South Atlantic. *Climate Dynamics*, 29(7-8), 869–880. doi:10.1007/s00382-007-0271-8, 2007

EVANGELISTA, H. et al. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente. In: Relatório Semestral – Seção 3: Anexo 8 – Monitoramento da Sedimentação no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e Regiões Relacionadas. Espírito Santo, 2019. 332p.

EVANGELISTA, H. et al. Using Nd\\Sr isotopes in suspended sediments in the Abrolhos coral-reef (SW Atlantic, Brazil) to assess potential contamination from the 2015 Fundão dam collapse. *Science of The Total Environment.*, 802, 15, 2022.

EVANGELISTA, H. et al. Using NdSr isotopes in suspended sediments in the Abrolhos coral-reef (SW Atlantic, Brazil) to assess potential contamination from the 2015 Fundão dam collapse. *Sci Total Environ*, p. 151231, 2021.

EVANGELISTA, H. Sumário das análises de isótopos radiogênicos de Sr e Nd em sedimentos da Foz do Rio Doce-ES e do Parque Nacional dos Abrolhos-BA (antes e depois do rompimento da barragem de rejeitos da Samarco em Mariana-MG). Versão 2.0. Laramg/Lagir-UERJ. Nº SEI: (1893974). 2017. Disponível em: [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio\\_Doce/nota\\_tecnica\\_23\\_2017\\_Tamar\\_ICMBio\\_monitoramento\\_pluma.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/nota_tecnica_23_2017_Tamar_ICMBio_monitoramento_pluma.pdf). Acesso em: 14 de novembro de 2020.

EVANNO, G.; REGNAUT, S.; GOUDET, J. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: A simulation study. *Molecular Ecology*, 2005. v.14, p. 2611–2620. Disponível em: < <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02553.x> >. Acesso em 12 de dezembro de 2021.

EYMERY, F.; REY, P. Immunocytolocalization of CDSP 32 and CDSP 34, two chloroplastic drought-induced stress proteins in *Solanum tuberosum* plants. *Plant Physiology and Biochemistry*, 37, n. 4, p. 305-312, 1999.

FABRICIUS, K. E. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution bulletin*, 50, n. 2, p. 125-146, 2005.

FALKOWSKI, P., LIN, H., & GORBUNOV, M. What limits photosynthetic energy conversion efficiency in nature? Lessons from the oceans. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 372, 1-7, 2017.

FALLON, S. J.; WHITE, J. C.; MCCULLOCH, M. T. Porites corals as recorders of mining and environmental impacts: Misima Island, Papua New Guinea. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66, n. 1, p. 45-62, 2002.

FANNING, K. A.; CARDER, K. L.; BETZER, P. R. Sediment resuspension by coastal waters: a potential mechanism for nutrient re-cycling on the ocean's margins. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, v. 29, n. 8, p. 953-965, 1982.

FARMER, N.; AULT, J. Grouper and snapper movements and habitat use in Dry Tortugas, Florida. *Marine Ecology Progress*. v. 433, p. 169–184, 2011.

FAUCHER, G., HOFFMAN, L., BACH, L., BOTTINI, C., ERBA, E., & RIEBESELL, U. (2017). Impact of trace metal concentrations on coccolithophore growth and morphology: laboratory simulations of Cretaceous stress. *Biogeosciences*, 14, 3603-3613.

FAURE, G. Principles Of Isotope Geology. John Wiley& Sons, United States, P. 58 -588, 1986

FEITOSA, L. M. et al. Habitat use and nursery evaluation for the longnose stringray *Hypanus guttatus* (Bloch & Schneider, 1801) using vertebral microchemistry. 5 Ed. *Journal of Fish Biology*. p.1-12, 2021.

FÉLIX, F.; HAASE, B.; AGUIRRE, W. E. Spondylitis in a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) from the southeast Pacific. *Diseases of aquatic organisms*, v. 75, n. 3, p. 259-264, 2007.

FÉLIX-HACKRADT, F.C. et al. Temporal patterns of settlement, recruitment and post-settlement losses in a rocky reef fish assemblage in the South-Western Mediterranean Sea. *Marine Biology*. v.160, p. 2337–2352, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00227-013-2228-2>>. Acesso em 12 de dezembro de 2021.

FÉLIX-HACKRADT, F.C.; HACKRADT, C.W.; GARCÍA-CHARTON, J.A. (eds.) *Biology and Ecology of Groupers*. CRC Press, 231p. (Em fase de publicação).

FELSENSTEIN, J. Comparative methods with sampling error and within-species variation: contrasts revisited and revised. *The American Naturalist*, 2008. v.171, n.6, p. 713-25. Disponível em: <<https://doi.org/10.1086/587525>>. Acesso em 12 de dezembro de 2021.

FERNANDES M. L. S. et al. Granitos borrachudos: um exemplo de granitogênese anorogênica na porção central do estado de Minas Gerais. *Geonomos* 2(2), 1994.

FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, v. 14, n. 2, p. 35-45, 2016.

FERNANDES, L. F. L. et al. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: Rapid response to a changing environment. *Science of the Total Environment*. v. 736, 139621 p, 2020.

FERNANDES, L. F., & BRANDINI, F. P. Diatom associations in shelf waters off Paraná state, Southern Brazil: annual variation in relation to environmental factors. *Brazilian Journal of Oceanography*, 52(1), 19-34, 2004.

FERNANDES, L., & BRANDINI, F. A diatomácea potencialmente tóxica *Pseudo-nitzschia* H. Peragallo no Paraná e Santa Catarina, Sul do Brasil. *Inheringia, Série Botânica*, 65(1), 48-62, 2010.

FERRANTE, M. et al. Bioaccumulation of metals and biomarkers of environmental stress in *Parablennius sanguinolentus* (Pallas, 1814) sampled along the Italian coast. *Marine Pollution Bulletin*. v. 122, p. 288–296, 2017.

FERRARO, S.; COLE, F. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macro-benthos. *Marine Ecology Progress Series*, v. 67, p. 251–262, 1990.

FERREIRA, L. C. et al. “Submerged Reefs in the Abrolhos Shelf: Morphology and Habitat Distribution.” In *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat*, 519–32. Elsevier, 2020.

FERRERO-VICENTE, L. M. et al. Soft-bottom sipunculans from San Pedro del Pinatar (Western Mediterranean): Influence of anthropogenic impacts and sediment characteristics on their distribution. *Animal Biodiversity and Conservation*, v. 34, n. 1, p. 101–111, 2011.



FERRIER-PAGÈS, C. et al. Response of a scleractinian coral, *Stylophora pistillata*, to iron and nitrate enrichment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 259, n. 2, p. 249-261, 2001.

FERRIER-PAGÈS, C.; WITTING, J.; TAMBUTTÉ, E.; SEBENS, K. Effect of natural zooplankton feeding on the tissue and skeletal growth of the scleractinian coral *Stylophora pistillata*. *Coral Reefs*, 22, n. 3, p. 229-240, 2003.

FETTUCCIA, D. C.; DA SILVA, V. M. F.; SIMÕES-LOPES, P. C. Nonmetric characters in two species of *Sotalia* (Gray, 1866) (Cetacea, Delphinidae). *Brazilian Journal of Biology*, 69, 3: 907-917, 2009.

FETTUCCIA, D. D. C. Variação osteológica e desenvolvimento ontogenético das espécies do gênero *Sotalia* (Cetacea, Delphinidae). Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Manaus, Amazonas, 2010.

FIGUEIRA, W. et al. Accuracy and precision of habitat structural complexity metrics derived from underwater photogrammetry. *Remote Sensing*, 7, n. 12, p. 16883-16900, 2015.

FIGUEIREDO FILHO, J. M. de et al. Taxonomy of *Centropomus Lacépède*, 1802 (Perciformes: Centropomidae), with focus on the Atlantic species of the genus. *Zootaxa*, 2021. v. 4942, p.301-338.

FIGUEIREDO, J. A. et al. Nutrientes limitantes e as relações orgânicas e inorgânicas entre o fósforo, nitrogênio e silício no sistema pelágico da Bacia do Espírito Santo e porção Norte da Bacia de Campos – ES/Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 30(2), 95. 2016.

FIGUEIRÊDO, L. G. P. et al. Summer micro-and mesozooplankton from the largest reef system of the South Atlantic Ocean (Abrolhos, Brazil): Responses to coast proximity. *Journal of Sea Research*, n. 141, p. 37-46, 2018.

FIGUEIREDO, M. A. D. O. et al. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. *Oecologia Brasiliensis*, 12, n. 2, p. 7, 2008.

FILLA, G. F.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays on the coast of Paraná State, South of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(5): 985-993, 2009.

Fisher, N. S. et al. Trace metals in marine copepods: a field test of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data. *Marine Ecology Progress Series*, v. 194, p. 211–218, 2000.

FITT, W. K. et al. Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. *Coral Reefs*, 20, n. 1, p. 51-65, 2001.

FITT, W. K. et al. Seasonal patterns of tissue biomass and densities of symbiotic dinoflagellates in reef corals and relation to coral bleaching. *Limnology and Oceanography*, v. 45, n. 3, p. 677-685, 2000.

FITT, W. K.; COOK, C. B. Photoacclimation and the effect of the symbiotic environment on the photosynthetic response of symbiotic dinoflagellates in the tropical marine hydroid *Myrionema amboinense*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 256, n. 1, p. 15-31, 2001.

FLATHER, C.H.; SIEG, C. H. Species rarity: definition, causes, and classification. In: Raphael, Martin G.; Molina, Randy, eds. Conservation of rare or little-known species: Biological, social, and economic considerations. Washington, DC: Island Press. p.40-66, 2007.

FLEWELLING, L. J. et al. Red tides and marine mammal mortalities. *Nature*, v. 435, n. 7043, p. 755–756, 2005.

FLINT, M.; Morton, J.M.; Limpus, C.J.; Patterson-Kane, J.C.; Murray, P.J.; Mills, P.C. Development and application of biochemical and haematological reference intervals to identify unhealthy green sea turtles (*Chelonia mydas*). *The Veterinary Journal*, v. 185, n. 3, p. 299-304, 2010.

FLOETER S. R. et al. Reef fish community structure on coastal island of southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*. v. 78, n. 2, p. 147-160, 2007.

FLOMBAUM, P. et al. Present and future global distributions of the marine cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Proc. Natl. Acad Sci USA*, v. 110, n.24, p. 9824–9829, 2013.

FODOR R.V. et al. Ti-rich Eocene basaltic rocks, Abrolhos Plataform, Offshore Brazil, 18°S: petrology with respect to South Atlantic magmatism. *Journal of Petrology* 30(3), 763-786, 1988.

FONSECA, V. F. et al. Fish community-based measures of estuarine ecological quality and pressure-impact relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 134, p. 128-137, 2013.

FÖRSTER, U., WITTMAN, G.T.W., 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, 2nd ed. Berlin.

FOSTER, M. S. Rhodoliths: between rocks and soft places. *Journal of phycology*, 37, n. 5, p. 659-667, 2001.

FOULQUIER, C. et al. Hydrodynamic Conditions Effects on Soft-Bottom Subtidal Nearshore Benthic Community Structure and Distribution. *Journal of Marine Sciences*, 2020. v. 2020.

FRAGA, C.N.; FORMIGONI, M.H.; CHAVES, F.G. Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. Santa Tereza, ES: Instituto Nacional da Mata Atlântica. 264p, 2021.

FRAGOSO, A. B. L. Alterações Morfológicas e Patológicas em Esqueletos e Nadadeiras Peitorais de Boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Beneden, 1864) do litoral brasileiro. 2006. Tese de Doutorado, Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2006.

FRANCINI-FILHO, R. B. et al. Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: Inferences on Natural and Anthropogenic Drivers. *Plos One*, 8, n. 1, 2013.

FRANCINI-FILHO, R. B. et al. Remote sensing, isotopic composition and metagenomics analyses revealed Doce River ore plume reached the southern Abrolhos Bank Reefs. *Science of The Total Environment*, 697, p. 1-10, 2019.

FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L. DE. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research*. v. 93, n. 3, p. 346-356, 2008.

FRANCINI-FILHO, R.B.; MOURA, R.L. DE. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*. v.18, p.1166–1179, 2008.

FRANTZ, B. R.; FOSTER, M. S.; RIOSMENA-RODRÍGUEZ, R. *Clathromorphum nereostratum* (Corallinales, Rhodophyta): the oldest alga? 1. *Journal of Phycology*, 41, n. 4, p. 770-773, 2005.

FREITAS, C. M. D. et al. From Samarco in Mariana to Vale in Brumadinho: mining dam disasters and Public Health. *Cadernos de Saude Publica*, v. 35, p. e00052519, 2019.

FREITAS, L. M. et al. Effects of turbidity and depth on the bioconstruction of the Abrolhos reefs. *Coral Reefs*, 38, n. 2, p. 241-253, 2019.

FREITAS, M. O. et al. Diet and reproduction of the goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Actinopterygii: Perciformes: Serranidae), in Eastern Brazil. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. v. 45, n. 1, p. 1–11, 2015.

FREITAS, M. O. et al. Reproductive biology of the lane snapper *Lutjanus synagris*, and recommendations for its management on the Abrolhos Shelf, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. p.1-10, 2014.

FREITAS, M. O. Auto-ecologia de *Epinephelus morio* e *Mycteroperca bonaci*: Epinefelídeos comercialmente importantes e ameaçados no banco dos Abrolhos. 2014. 120 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação) - Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, 2014.

FREITAS, M. O.; SPACH, H. L.; HOSTIM-SILVA, M. Variação espaço-temporal da assembleia de peixes demersais em uma área de pesca do camarão sete-barbas no sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*. v. 6, p. 44-54, 2011.

FREITAS, O. et al. Diet and reproduction of the goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Actinopterygii: Perciformes: Serranidae), in eastern Brazil. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. v. 45, 2015.

FRIEDLANDER, A. L.; PARRISH, J. D. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. v. 224, n. 1, p. 1-30, 1998.

Friedrichs, C. T.; Aubrey, D. G. Non-linear tidal distortion in shallow well-mixed estuaries: a synthesis. *Estuar. Coast. Shelf Sci*. 27, 521–545. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(88\)90082-0](https://doi.org/10.1016/0272-7714(88)90082-0). 1988.

FRIZZERA, F.; TOSI, C.; PINHEIRO, H.; MARCONDES, M. Captura acidental de toninha (*Pontoporia blainvillei*) na costa norte do Espírito Santo, Brasil. *Bol. do Mus. Biol. Mello Leitão* 29, 81–86, 2012.

Froese, R. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*. v. 22, p. 241–253, 2006.

FUCHIDA, S. et al. Leaching of metals and metalloids from hydrothermal ore particulates and their effects on marine phytoplankton. *ACS Omega*, 2(7), 3175-3182, 2017.

FULTON III, R. S. Interactive effects of temperature and predation on an estuarine zooplankton community. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 72(1), 67-81, 1983.

Fundação Renova. SOLUÇÕES PARA OS REJEITOS. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/manejo-de-rejeito/>. Acesso em: Novembro de 2021.

FÜTTERER, D.K. The solid phase of marine sediments. *Marine Geochemistry*. Springer, 1-25, 2000.

G. DEL GIUDICE; PRISCO. M.; AGNESE; M.; VERDERAME. M.; ROSATI. L.; LIMATOLA. E. ANDREUCCETTI. P. Effects of nonylphenol on vitellogenin synthesis in adult males of the spotted ray *Torpedo marmorata*. *Jornal of Fish Biology*, 2012.

GABRIEL, F. Â. et al. Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. *Peer J*. v. 06, 50480 p, 2020.

GABRIEL, F. A. et al. Long-term contamination of the Rio Doce estuary as a result of Brazil's largest environmental disaster. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19, n. 4, p. 417-428, 2021.

GABRIEL, F.A. et al. Ecological Risks of Metal and Metalloid Contamination in the Rio Doce Estuary. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 00, 1–6, 2020. <https://doi.org/10.1002/ieam.4250>

GALLMETZER, I. et al. Responses of molluscan communities to centuries of human impact in the northern Adriatic Sea. *PLOS ONE*, v. 12, n. 7, p. e0180820, 19 jul. 2017.

GAUDE, N. et al. Nitrogen deficiency in *Arabidopsis* affects galactolipid composition and gene expression and results in accumulation of fatty acid phytyl esters. *The Plant Journal*, 49, n. 4, p. 729-739, 2007.

GENIN, A. et al. Intense benthic grazing of phytoplankton in a coral reef. *Limnol. Oceanogr.*, v. 54, n. 3, p. 938-951, 2009.

GERPE et al. Accumulation of heavy metals in the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from Buenos Aires Province, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 2002.

GHISOLFI, R. D. et al. Physical forcing mechanisms controlling the variability of chlorophyll-a over the

GIACOMO, A. B. et al. Using drones and ROV to assess the vulnerability of marine megafauna to the Fundão tailings dam collapse. *Science of The Total Environment*, 800, 149302, 2021.

GIANESELLA, S. M. Variabilidade da camada de clorofila máxima na região de quebra da Plataforma Continental Sudeste brasileira. Tese (Livre Docência em Oceanografia Biológica). São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2000.

GNANDI, K. et al. The Impact of Phosphate Mine Tailings on the Bioaccumulation of Heavy Metals in Marine Fish and Crustaceans from the Coastal Zone of Togo. *Mine Water and the Environment*, 25, p. 56–62, 2006.

GOATLEY, C. H. R. et al. Sediments and herbivory as sensitive indicators of coral reef degradation. *Ecology and Society*. v. 21, 2016.

GOATLEY, C. H. R.; BELLWOOD, D. R. Sediment suppresses herbivory across a coral reef depth gradient. *Biology Letters*. v. 8, n. 6, p. 1016–1018, 2012. Disponível em: <<http://rsbl.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rsbl.2012.0770>>. Acesso em 4 de novembro de 2020.

GODOY, D.F.; ANDRIOLO, A.; FILLA, G.F. The influence of environmental variables on estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) spatial distribution and habitat used in the estuarine lagunar complex of Cananéia, southeastern Brazil. *Ocean and Coastal Management*. v. 106, p. 68–76, 2015.

GOLDBERG, W. M. The biology of reefs and reef organisms. University of Chicago Press, 2013.

GOLDER ASSOCIATES LTDA. Fundão Talings Dam Breach – Tailings and Sediments Geochemical Characterization Program - Phase I Results. Submetido à Samarco Mineração S/A, 2016b.

GOLDER, G. A. L. Programa de Caracterização Geoquímica de rejeitos, solos e sedimentos. Submetido à Samarco Mineração S/A, 2017.

GOLDER, G. A. L. Rompimento da Barragem de Rejeitos de Fundão, Avaliação do estado de conservação dos bancos de macroalgas e rodólitos adjacentes à Foz do rio Doce. Submetido à Samarco Mineração S/A. 2016a.

GOLDSTEIN, S.J.; JACOBSEN, S.B. Nd And Sr Isotopic Systematics Of River Suspended Material: Implications For Crustal Evolution. *Earth Planet. Sci. Lett*, V. 87, P. 249–265, 1988.

GOLLNER, S. et al. Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research*, v. 129, p. 76–101, ago. 2017.

GOMES, L. E. D. et al. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017.

GOMES, L. E. O.; VESCOVI, L. C.; BERNARDINO, A.F. The collapse of mangrove litterfall production following a climate-related forest loss in Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 162, 111910, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111910>.

GONÇALVES, L. et al. Granites Of The Intracontinental Termination Of A Magmatic Arc: An Example From The Ediacaran Araçuaí Orogen, Southeastern Brazil. *Gondwana Res.*, 2015.

GONÇALVES, M. de M. Cromo. Balanço Mineral Brasileiro 2001, DNPM, 2003.

GONZALES-DONCEL, M. et al. Influence of water hardening of the chorion on cadmium accumulation in medaka *Oryzias latipes* eggs. *Chemosphere*, v. 52, p. 75-83, 2003.

GORDINA, A. D. et al. Long-term changes in Sevastopol Bay (the Black Sea) with particular reference to the ichthyoplankton and Zooplankton. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 52, p. 1-13, 2001.

GOUDET, J. A program to estimate and test gene diversities and fixation indices. *FSTAT*, 2002. Disponível em: < <http://www2.unil.ch/popgen/softwares/fstat.Htm>>. Acesso em 4 de novembro de 2020.

GRABOWSKI, R. C.; DROPPO, I. G.; WHARTON, G. Erodibility of cohesive sediment: Importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews*, v. 105, n. 3-4, p. 101-120, 2011.

GRAHAM, N. A. J.; NASH, K. L. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, 32, n. 2, p. 315-326, 2013.

GRAHAM, R. T. et al. Historical and contemporary evidence of a mutton snapper (*Lutjanus analis* Cuvier, 1828) spawning aggregation fishery in decline. *Coral Reefs*, 2008. v. 27, n. 2, p. 311-319.

GRANDE, H. et al. Diversity of settlement-stage reef fishes captured by light-trap in a tropical south-west Atlantic Ocean coastal reef system. *Journal of Fish Biology*, 2019. v. 94, n. 2, p. 210–222.

GRANGE, N. et al. The response of two South African east coast estuaries to altered river flow regimes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 10, n. 3, p. 155-177, 2000.

GRANT, W. A. S.; BOWEN, B.W. Shallow population histories in deep evolutionary lineages of marine fishes: insights from sardines and anchovies and lessons for conservation. *Journal of heredity*. v. 89, n. 5, p. 415-426, 1998.

GRAY, J. S. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, n. 1-12, p. 46-52, 2002.

GRAY, J. S. Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series*, v. 244, p. 285–297, 2002.

GREEN, R. H. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. 1. John Wiley & Sons, 1979.

GRIFFIN, W. L. et al. GLITTER: data reduction software for laser ablation ICP-MS. *Short Course Series*, p. 308-311, 2008.

GRIFFITHS, W. H., WALTON, B. D.. The effects of sedimentation on the aquatic biota. Renewable Resources Consulting Services Ltd. Report to Alberta Oil Sands Environmental Research Program. AOSERP Report 35, 1978.

GRIFOLL, M. et al. Formation of fine sediment deposit from a flashflood river in the Mediterranean Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119, p. 5837–5853, 2014.



GRILO, C. F. et al. Changes in flocculation patterns of cohesive sediments after an iron ore mining dam failure. *Marine Geology*, 400, p. 1-11, 6/1/ 2018.

GRILO, C. F. et al. Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. *Applied Geochemistry*, 38: 82–91, 2013.

GRILO, C. F. et al. Iron rich self-assembly micelles on the Doce River continental shelf. *Science of the Total Environment*, 151343, 2021.

GRILO, C. F. et al. The role of charge reversal of iron ore tailing sludge on the flocculation tendency of sediments in marine environment. *Applied Geochemistry*, 117, p. 104606, 2020/06/01/ 2020.

GROUSSET, F.E.; BISCAYE, P.E. Tracing dust sources and transport patterns using Sr, Nd and Pb isotopes. *Chemical Geology*, V. 222, P.49– 167, 2005.

GRUPO DE FORÇA TAREFA – GFT. Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Belo Governo do Estado de Minas Gerais, Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana. Belo Horizonte. 287 p, 2016.

GWIAZDA, R. et al. Evidence of modern fine-grained sediment accumulation in the Monterey Fan from measurements of the pesticide DDT and its metabolites. *Marine Geology*, v. 363, p. 125–133, 1 maio 2015.

HACKRADT, C. W. Population ecology and mobility patterns of groupers (Serranidae: Epinephelinae) on temperate rocky reefs on south-western Mediterranean Sea: Implications for their conservation. 2012. 160 f. Tese (Doutorado). Universidade de Murcia. Espanha, 2012.

HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; GARCÍA-CHARTON, J. A. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. *Marine Environmental Research*. v. 72, n. 5, p. 235-247, 2011.

Häder Donat-P., G. K. Interactions of anthropogenic stress factors on marine phytoplankton. *Frontiers in Environmental Science*, 3, 14, 2015.

HAFFRAY, P. et al. Very high genetic fragmentation in a large marine fish, the meagre *Argyrosomus regius* (Sciaenidae, Perciformes): impact of reproductive migration, oceanographic barriers and ecological factors. *Aquatic Living Resources*. v. 25, n. 2, p. 173-183, 2012.

HALFAR, J. et al. Growth and high-resolution paleoenvironmental signals of rhodoliths (coralline red algae): a new biogenic archive. *Journal of Geophysical Research*, 105, n. C9, p. 22107-22116, 2000.

HALL, N. S.; PAERL, H. W. Vertical migration patterns of phytoflagellates in relation to light and nutrient availability in a shallow microtidal estuary. *Marine Ecology Progress Series*, V 425, p. 1-19, 2011.

HALL-SPENCER, J.M. “Conservation Issues Concerning the Molluscan Fauna of Maërl Beds” no. Special Publication 2: 271–86, 1998.

- HAMA, J., HANDA, N. Diel photosynthetic production of cellular organic matter in natural phytoplankton populations, measured with  $^{13}\text{C}$  and gas chromatography/mass spectrometry. *Mar. Biol.* 112, 183–190, 1992.
- HAMANN, M. et al. Regional and annual variation in plasma steroids and metabolic indicators in female green turtles, *Chelonia mydas*. *Marine biology*, v. 148, n. 2, p. 427-433, 2005.
- HAMANN, M.; LIMPUS, C.; WHITTIER, J. Patterns of lipid storage and mobilisation in the female green sea turtle (*Chelonia mydas*). *Journal of Comparative Physiology B*, v. 172, n. 6, p. 485-493, 2002.
- HAMNER, B., FRASCO, M. e LE DELL, E. Metrics: Evaluation Metrics for Machine Learning. R package version 0.1.4. 2018. <https://CRAN.R-project.org/package=Metrics>
- HANG, Y. et al. The modulating effect of light intensity on the response of the coccolithophore *Gephyrocapsa oceanica* to ocean acidification. *Limn. Ocean.*, 60(6), 2145-2157, 2015.
- HAO, Z. et al. Heavy metal distribution and bioaccumulation ability in marine organisms from coastal regions of Hainan and Zhoushan, China. *Chemosphere*, 226, p. 340-350, 2019.
- HARMELIN-VIVIEN, M. et al. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation*. v. 141, n. 7, p. 1829-1839, 2008.
- HARRINGTON, L. et al. "Synergistic Effects of Diuron and Sedimentation on Photosynthesis and Survival of Crustose Coralline Algae." *Marine Pollution Bulletin* 51, no. 1–4 415–27, 2005.
- HARRINGTON, L. et al. Recognition and selection of settlement substrata determine post-settlement survival in corals. *Ecology*, v. 85, n. 12, p. 3428-3437, 2004.
- HARRIS, P. T. Shelf and deep-sea sedimentary environments and physical benthic disturbance regimes: A review and synthesis. *Marine Geology*, v. 353, p. 169–184, 2014.
- HARRIS, P. T.; BAKER, E.K. *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GeoHAB Atlas of Seafloor Geomorphic Features and Benthic Habitats*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2019
- HARTIGAN, J. A.; WONG, M. A. Algorithm AS 136: a K-means clustering algorithm. *Appl. Stat.*, 28, p. 100, 1979
- HARVEY, H. R. Fatty acids and sterols as source markers of organic matter in sediments of the North Carolina continental slope. *Deep-Sea Research* It, Vol. 41. No. 4-6, pp. 783-796, 1994.
- HASLE, G. R., & SYVERTSEN, E. E. Marine diatom. Em C. Tomas, & C. Tomas (Ed.), *Identifying marine phytoplankton*. (pp. 5-835). San Diego: Academic Press, 1997.
- HASTIE, G. D. et al. Sperm whale distribution and seasonal density in the Faroe Shetland Channel. *Journal of Cetacean Research and Management*. v. 5, n. 3, p. 247-252, 2003.

HASTIE, G.D. et al. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: Hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Marine Biology*. v. 144, p. 397–403, 2004.

HATJE, V. et al. Pollutants in the South Atlantic Ocean: Sources, Knowledge Gaps and Perspectives for the Decade of Ocean Science. *Frontiers in Marine Science*, v. 8, p. 216, 2021.

HATJE, V. et al. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, p. 1–13, 2017.

HAWKINS, P., & GRIFFITHS, D. Cupric ion tolerance in four species of marine phytoplankton. . *Botanica Marina*, 25, 31-33, 1982.

HEDLEY, J. D. et al. “Remote Sensing of Seagrass Leaf Area Index and Species: The Capability of a Model Inversion Method Assessed by Sensitivity Analysis and Hyperspectral Data of Florida Bay.” *Frontiers in Marine Science* 4: 362, 2017.

HEDRICK, P. W. Recent developments in conservation genetics. *Forest Ecology and Management*. v. 197, n. 1-3, p. 3-19, 2004.

HEEMSTRA, P.C.; RANDALL, J.E. FAO species catalogue. Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. Rome: FAO Fisheries Synopsis. 382p, 1993.

HEIMBRAND, Y. et al. Seeking the true time: Exploring otolith chemistry as an age-determination tool. *Journal of Fish Biology*. v.97, p. 552-565, 2020.

HELMLE, K.; KOHLER, K.; DODGE, R. Relative optical densitometry and the Coral X-radiograph Densitometry System: Coral XDS. International Society of Reef Studies European Meeting, Cambridge, England. 2002.

HERBERT, P. N. et al. Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society*. v. 270, p. 313–322, 2003.

HERNANDEZ-KANTUN, J. J. et al. Reassessment of branched *Lithophyllum* spp. (Corallinales, Rhodophyta) in the Caribbean Sea with global implications. *Phycologia*, 55, n. 6, p. 619-639, 2016.

HETZINGER, S. et al. High-resolution analysis of trace elements in crustose coralline algae from the North Atlantic and North Pacific by laser ablation ICP-MS. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 302, p. 81-94, 2011.

HILL, L. J. et al. Acidification-induced cellular changes in *Symbiodinium* isolated from *Mussismilia braziliensis*. *PloS one*, 14, n. 8, 2019.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, v. 54, n. 2, p. 427-432, 1973.

HILLE, S.; LEIPE, T.; SEIFERT, T. Spatial variability of recent sedimentation rates in the Eastern Gotland Basin (Baltic Sea). *Oceanologia*, v. 48, n. 2, 2006.

HILSDORF, A.; HALLERMAN, E. Genetic Resources of Neotropical Fishes. Springer, 2017. Disponível em: < <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-55838-7> >. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

HINO, K., & TUNDISI, J. G. Atlas de algas da Represa do Broa. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1977.

HODGSON, G. et al. Instruction Manual A Guide to Reef Check Monitoring. Reef Check Foundation, Pacific Palisades, California, USA, 2006.

HOLBROOK, S. J.; SCHMITT, R. J.; BROOKS, A. J. Resistance and resilience of a coral reef fish community to changes in coral cover. *Marine Ecology Progress Series*. v. 371, p. 263-271, 2008.

HOLZ, V. et al. Structure of Rhodolith Beds and Surrounding Habitats at the Doce River Shelf (Brazil). *Diversity*, 75, 12, 2020.

HOLZINGER, A.; LUTZ, C. Algae and UV irradiation: Effects on ultrastructure and related metabolic functions. *Micron*, 37, n. 3, p. 190-207, 2006.

HONARVAR, S. et al. Changes in plasma chemistry and reproductive output of nesting leatherbacks. *Herpetologica*, v. 67, n. 3, p. 222-235, 2011.

HOOVER, R. S. et al. Zooplankton response to storm runoff in a tropical estuary: bottom-up and top-down controls. *Marine Ecology Progress Series*, v. 318, p. 187-201, 2006.

HOULBRÈQUE, F. et al. Interactions between zooplankton feeding, photosynthesis and skeletal growth in the scleractinian coral *Stylophora pistillata*. *Journal of Experimental Biology*, 207, n. 9, p. 1461-1469, 2004.

HUME, B. C. C. et al. SymPortal: A novel analytical framework and platform for coral algal symbiont next-generation sequencing ITS2 profiling. *Molecular Ecology Resources*, 19, n. 4, p. 1063-1080, 2019.

HUOT, Y.; BABIN, M. Overview of Fluorescence Protocols: Theory, Basic Concepts, and Practice. In: SUGGET, D.; PRÁŠIL, O.; BOROWITZKA, M. (eds.). *Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications*, Dordrecht: Springer Netherlands, 31–74, 2010.

HÜSSY, K. et al. Trace Element Patterns in Otoliths: The role of biomineralization. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/23308249.2020.1760204> >. Acesso em 13 de dezembro de 2021.

Hutchinson, T. H., Williams, T. D., Eales, G. J. Toxicity of cadmium, hexavalent chromium and copper to marine fish larvae (*Cyprinodon variegatus*) and copepods (*Tisbe battagliai*). *Marine Environmental Research*, v. 38, p. 275-290, 1994.

HWANG, P. P. et al. Different sensitivities to cadmium in tilapia larvae (*Oreochromis mossambicus*; Teleostei). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 29, p. 1-7, 1995.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Plumas de Sedimentos na Foz do Rio Doce – Consolidação dos Mapas Gerados de 03/12/2015 a 03/02/2017 (Sediment plumes in the mouth of Rio Doce – Consolidation of maps from 3 December 2015 to 3 February 2017). (2017) Available in <http://ibama.gov.br/recuperacao-ambiental/rompimento-da-barragem-de-fundao-desastre-da-samarco/documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>

ICMBio. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília. 492 p, 2018.

ICMBio. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília. 1232 p, 2018b.

ICMBio/MMA. Avaliação do risco de extinção dos elasmobrânquios e quimeras no Brasil: 2010–2012. Brasil. 67 p, 2016.

IGLESIAS-PRIETO, R. et al. Different algal symbionts explain the vertical distribution of dominant reef corals in the eastern Pacific. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 271, n. 1549, p. 1757-1763, 2004.

ILUZ, D., & DUBINSKY, Z. Quantum yields in Aquatic Photosynthesis. Em Z. DUBINSKY, & Z. DUBINSKY (Ed.), *Photosynthesis* (pp. 135-159). Rijeka: InTechOpen, 2013.

ILUZ, D.; DUBINSKY, Z. Coral photobiology: new light on old views. *Zoology*, 118, n. 2, p. 71-78, 2015.

INCAPER (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural). Disponível em: <https://meteorologia.incaper.es.gov.br/estacoes-do-ano-inverno>.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Mapas De Precipitação. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: Novembro de 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos, grupo de previsão do tempo. Síntese Sinótica julho 2021. Brasil, 2021. Disponível em: <[https://s1.cptec.inpe.br/admingpt/tempo/pdf/sintese\\_mensal\\_072021.pdf](https://s1.cptec.inpe.br/admingpt/tempo/pdf/sintese_mensal_072021.pdf)>. Acesso em 29 novembro 2021.

INSTITUTOS LACTEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce: Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano. Curitiba, PR. 965p, 2018.

IPEMA. Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica. Contribuição ao processo de criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável da Foz do Rio Doce, 2009.

IRLANDI, A.; CRAWFORD, M. K. Habitat linkages: the effect of intertidal saltmarshes and adjacent subtidal habitats on abundance, movement, and growth of an estuarine fish. *Oecologia*. v. 110, p. 222–230, 1997.

ISO, 1995. Soil quality, extraction of trace elements soluble in aqua regia -ISO 11466.

ITAMBI, A.C. et al. Millennial-scale northwest African droughts related to Heinrich events and Dansgaard-Oeschger cycles: evidence in marine sediments from offshore Senegal. *Paleoceanography*, 24:PA1205, 2009.

IUCN. The IUCN red list of threatened species. Versão 2020-2. <https://www.iucnredlist.org>. Acessado em 2 de novembro de 2020.

JAAP, W.C. Coral reef restoration, *Ecological Engineering*, v. 15, 345-364, 2000.

JACQUIN, L.; et al. Effects of Pollution on Fish Behavior, Personality, and Cognition: Some Research Perspectives. PERSPECTIVE ARTICLE. *Frontiers Ecology Evolution*. 12 p, 2020.

JEFFREY, S. W. et al. Microalgal classes and their signature pigments: Phytoplankton Pigments: Characterization, Chemotaxonomy and Applications in Oceanography. Cambridge University Press, Cambridge. 2011.

JEFFREY, S. W.; MANTOURA, S. W.; WRIGHT, S. W. (editores). Phytoplankton pigments in Oceanography: Guidelines to modern methods. Monographs on Oceanographic Methodology, UNESCO, c.10, 661p.1997.

JENNINGS, S.; REYNOLDS, J. D.; POLUNIN, N. V.C. Predicting the vulnerability of tropical reef fishes to exploitation with phylogenies and life histories. *Conservation biology*. v. 13, n. 6, p. 1466-1475, 1999.

JENSEN, H. S.; ANDERSEN, F. Ø. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.* v. 37, p. 577–589, 1992.

Jezierska, B. et al. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). *Fish Physiology and Biochemistry*, v. 35, p. 625-640, 2009.

JEZIERSKA, B.; SŁOMIŃSKA, I. The effect of copper on common carp (*Cyprinus carpio* L.) during embryonic and postembryonic development. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, v. 44, p. 261- 272, 1977.

JEZIERSKA, B.; WITESKA, M. Metal toxicity to fish. Wydawnictwo AP, Siedlce, p. 318, 2001.

JIANG, Y. et al. Statistical study on the effects of environmental factors on the growth and microcystins production of bloomforming cyanobacterium - *Microcystis aeruginosa*. *Harmful Algae*, 7, 127-136, 2008.



- JIN, X. et al. Effects of cadmium on ultrastructure and antioxidative defense system in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator ecotypes of *Sedum alfredii* Hance. *Journal of hazardous materials*, 156, n. 1-3, p. 387-397, 2008.
- JOHANSEN, J. L.; JONES, G. P. Sediment-induced turbidity impairs foraging performance and prey choice of planktivorous coral reef fishes. *Ecological Applications*. v. 23, n. 6, p. 1504–1517, 2013.
- JOHNSON E. S. et al. Validation and error analysis of OSCAR Sea surface currents. *J Atmos Ocean Technol* 24:688–701, 2007.
- JOHNSON, A. et al. The effects of copper on the morphological and functional development of zebrafish embryos. *Aquatic Toxicology*, v. 84, p. 431-438, 2007.
- JOHNSTON, E. L.; ROBERTS, D. A. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, v. 157, n. 6, p. 1745-1752, 2009.
- JOMBART, T. Adegnet: A.R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics*. v.24, p.1403-1405, 2008. Disponível em: < <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btn129>>. Acesso em 13 de dezembro de 2021.
- JOMBART, T.; AHMED, I. Adegnet 1.3-1: New tools for the analysis of genome-wide SNP data. *Bioinformatics*. v.27, p. 3070–3071, 2011. Disponível em: < <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btr521>>. Acesso em 13 de dezembro de 2021.
- JOMBART, T.; DEVILLARD, S.; BALLOUX, F. Discriminant analysis of principal components: A new method for the analysis of genetically structured populations. *BMC Genet*. v.11, 2010. Disponível em: < <https://doi.org/10.1186/1471-2156-11-94>>. Acesso em 13 de dezembro de 2021.
- JONES, R. J. Testing the 'photoinhibition' model of coral bleaching using chemical inhibitors. *Marine Ecology Progress Series*, 284, p. 133-145, 2004.
- JONES, R. J.; KERSWELL, A. P. Phytotoxicity of Photosystem II (PSII) herbicides to coral. *Marine Ecology Progress Series*, 261, p. 149-159, 2003.
- JUNTTI, S. A.; FERNALD, R. D. Timing reproduction in teleost fish: cues and mechanisms. *Current Opinion in Neurobiology*. v. 38, p. 57–62, 2016.
- JUPITER, S. et al. Linkages between coral assemblages and coral proxies of terrestrial exposure along a cross-shelf gradient on the southern Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 27, n. 4, p. 887-903, 2008.
- KABIR, E.R.; RAHMAN, M.S.; RAHMAN, I. A review on endocrine disruptors and their possible impacts on human health. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 40, p. 241–258, 2015.
- KAMVAR, Z.N.; TABIMA, J.F.; GRUNWALD, N.J. Poppr: An R package for genetic analysis of populations with clonal, partially clonal, and/or sexual reproduction. *PeerJ*, 2014, p.1–14. Disponível em: < <https://doi.org/10.7717/peerj.281>>. Acesso em 13 de dezembro de 2021.

- KANG, H. K. Effects of suspended sediments on reproductive responses of *Paracalanus* sp. (Copepoda: Calanoida) in the laboratory. *Journal of plankton research*, v. 34, n. 7, p. 626-635, 2012.
- KANIA, H.J.; O'HARA, J. Behavioral alterations in a simple predator–prey system due to sub-lethal exposure to mercury. *Transactions of the American Fisheries Society*. v.103, p.134–136, 1974.
- KARAKASSIS, I.; HATZIYANNI, E. Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series*, v. 203, p. 247–253, 2000.
- KAREZ, C.; MAGALHAES, V.; PFEIFFER, W.; AMADO FILHO, G. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. *Environmental Pollution*, 83, n. 3, p. 351-356, 1994.
- KARR, J. R.; CHU, E. W. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, California, 206 p, 1999.
- KASSIM, ADIBAH, et al. "Bioluminescent method for the rapid screening of toxic heavy metals in environmental samples using *Photobacterium leiognathi* strain AK-MIE." *Ecotoxicology and environmental safety* 196: 110527, 2020.
- KATSURAGAWA, M. O ictioplâncton ao largo de Ubatuba, SP: composição, distribuição e ocorrência sazonal (1985 -1988). *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, v. 10, p. 85-121, 2003.
- KAUNDA-ARARA, B.; ROSE, G.A. Emigração de peixes marcados dos parques nacionais de recifes marinhos para pescarias na costa do Quênia. *Environmental Biology of Fishes*. v.70, p.363-372, 2004.
- KAWAMATA, S. et al. Importance of sedimentation for survival of canopy-forming furoid algae in urchin barrens. *Journal of Sea Research*, 66, n. 2, p. 76-86, 2011.
- KAWAMATA, S. et al. Sediment tolerance of *Sargassum* algae inhabiting sediment-covered rocky reefs. *Marine Biology*, 159, n. 4, p. 723-733, 2012.
- Kehrig, H. A. et al. Trophic transfer of methylmercury and trace elements by tropical estuarine seston and plankton. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 85, p. 36–44, 2009.
- KENDALL, M.G. *Rank Correlation Methods*, 4th edition, Charles Griffin, London, 1975.
- Khoshnood, Z. Effects of environmental pollution on fish: a short review. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, v. 19, n. 1, p. 49-60, 2017.
- KIDWELL, S. M. Ecological fidelity of open marine molluscan death assemblages: Effects of post-mortem transportation, shelf health, and taphonomic inertia. *Lethaia*, v. 41, n. 3, p. 199–217, 2008.
- KIDWELL, S. M.; TOMASOVYCH, A. Implications of time-averaged death assemblages for ecology and conservation biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 44, p. 539–563, 2013.

KIDWELL, S.M. Discordance between living and death assemblages as evidence for anthropogenic ecological change. *Proceedings da Academia Nacional de Ciências* Nov 2007, 104 (45): 17701-17706. DOI:10.1073 / pnas.0707194104. 2007.

KIKUCHI, R. K. P. et al. Rapid assessment of the Abrolhos reefs, eastern Brazil, *Atoll Research Bulletin*, v. 496, p. 172-187, 2003.

KIKUCHI, R. K.; OLIVEIRA, M. D.; LEÃO, Z. M. Density banding pattern of the south western Atlantic coral *Mussismilia braziliensis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 449, p. 207-214, 2013.

KILKIE, P. The temporal and spatial variations in the erosion thresholds of intertidal cohesive sediment, with a focus on clay mineralogy. Tese de Doutorado. University of Brighton, 2017.

KILLOPS, S. & KILLOPS, V. *Introduction to Organic Geochemistry*. Blackwell Science Ltd. P. 1, 24, 106, 2005.

KIM, D. et al. The distribution and interannual variation in nutrients, chlorophyll-a, and suspended solids in the northern East China Sea during the summer. *Ocean Polar Research*, n. 29, p. 193–204, 2007.

Kingsford, M. J.; Gray, C. A. Influence of pollutants and oceanography on abundance and deformities of wild fish larvae. In: Schmitt, R. J.; Osenberg, C. W. (Eds.), *Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats*. Academic Press, Chapter 12, 1996

KIRCHMAN, D. L. *Microbial Ecology of the Oceans*. J. Wiley & Sons Inc., New Jersey. 593 p., 2008.

KJELLAND, M. E. et al. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment Systems and Decisions*, 35: 334–350, 2015.

KJELLAND, M.E. et al. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environ. Syst. Decis.* v.35, p. 334–350, 2015. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s10669-015-9557-2>>. Acesso em 13 de dezembro de 2021.

KJØRSVIK, E. et al. Early development of the digestive tract of cod larvae, *Gadus morhua* L., during start-feeding and starvation. *Journal of Fish Biology*, v. 38, p. 1-15, 1991.

KLEPPEL, G. S.; DODGE, R. E.; REESE, C. J. Changes in pigmentation associated with the bleaching of stony corals. *Limnology and Oceanography*, 34, n. 7, p. 1331-1335, 1989.

KNUDBY, A. et al. Mapping coral reef resilience indicators using field and remotely sensed data. *Remote Sensing*. v. 5, n. 3, p. 1311–1334, 2013.

KOCH, M. S. et al. Environmental aspects and diseases related to immunosuppression in cetaceans: a concise review. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, v. 39, n. 6, p. 2897-2918, 2018.

KOCK, V. The Spatial Ecology of Black Groupers (*Mycteroperca Bonaci*) In The Upper Florida Keys. 2011. 119 p. (Thesis) - Submitted to the Faculty of the University of Miami, Florida, 2011.

KOENIG, C.C.; F.C. COLEMAN. Protection of Grouper and Red Snapper Spawning in Shelf-Edge Marine Reserves of the Northeastern Gulf of Mexico: Demographics, Movements, Survival and Spillover Effects. SEDAR33-DW02. SEDAR, North Charleston, SC. 94 p, 2013.

KOMADA, T.; ANDERSON, M. R.; DORFMEIER C. L. Carbonate removal from coastal sediments for the determination of organic carbon and its isotopic signatures,  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\Delta^{14}\text{C}$ : comparison of fumigation and direct acidification by hydrochloric acid. *Limnology and Oceanography Methods*, 6, 254–262, 2008.

KOMOROSKE, L. M. et al. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. *Chemosphere*, v. 84, n. 5, p. 544-552, 2011.

KOSSOFF, D. et al. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*. v. 51, p. 229-245, 2014.

KOZAK, A., GOLDDYN, R., & DONDAJEWSKA, R. Phytoplankton composition and abundance in restored Maltański reservoir under the influence of Physico-Chemical variables and zooplankton grazing pressure. *Plos One*, 10(4), 2015.

KRAUS, L. A. S.; BONECKER, A. C. T. The spawning and early stages of *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1824) (Pisces - Engraulidae) in a fixed point in Guanabara Bay. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 54, n. 2, p. 199-209, 1994.

KRISHNA, D. et al. Heavy metals in marine mammals. In: *Toxicology of Marine Mammals* (eds.: Vos, J.V., Bossart, G.D., Fournier, M., O'Shea, T.). Washington D.C. p. 135-167. 2003.

KÜHN, S. F., & RAVEN, J. A. Photosynthetic oscillation in individual cells of the marine diatom *Coscinodiscus wailesii* (Bacillariophyceae) revealed by microsensor measurements. *Photosynthesis Research*, 95(1), 37-44, 2008.

Kurniawan, N. A.; Ambariyanto & Suprijanto, J. Fish larva distribution and profusion in Mangunharjo and Timbulsloko mangrove ecosystem. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, v. 429, 2020, 012029. doi:10.1088/1755-1315/429/1/012029

LABRADA-MARTAGÓN, V. et al. Health indices of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico. I. Blood biochemistry values. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 9, n. 2, p. 162-172, 2010.

LACAUX, J.P. et al. Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal. *Remote Sens. Environ.* 106, 66–74, 2007.

- LAETA, M.; SOUZA, S.M.; SALVATORE, S. Anomalias ósseas congênitas em *Sotalia guianensis* (Mammalia, Cetacea, Delphinidae) da costa centro-norte do estado do Rio de Janeiro. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 30, 6:484-490, 2010.
- LAGE, O. M. et al. Some effects of copper on the dinoflagellates *Amphidinium carterae* and *Prorocentrum micans* in batch culture. *Eur. J. Phycol.*, 29, 253-260, 1994.
- LAJEUNESSE, T. C. et al. Systematic Revision of Symbiodiniaceae Highlights the Antiquity and Diversity of Coral Endosymbionts. *Current Biology*, 28, n. 16, p. 2570-2580, 2018.
- LAM, P. J. Differential effects of iron additions on organic and inorganic carbon production by phytoplankton. *Limnology and Oceanography*., 46(5), 1199-1202, 2001.
- LAMBERT, E. et al. Cetacean range and climate in the eastern North Atlantic: Future predictions and implications for conservation. *Global Change Biology*, 20(6), 1782–1793. doi:10.1111/gcb.12560, 2014.
- LAMY, T. et al. Foundation species promote community stability by increasing diversity in a giant kelp forest. *Ecology*, 101, n. 5, p. 11, 2020.
- LANG, J.C. et al. AGRRA protocols version 5.4. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Program, Florida, pp 1–31, 2010.
- LARA, M. R. et al. Early life history stages of goliath grouper *Epinephelus itajara* (Pisces: Epinephelidae) from Ten Thousand Islands, Florida. *Endangered Species Research*, 2009.
- LARKUM, A., & KÜHL, M. Chlorophyll d: the puzzle resolved. *Trends Plant Sci.*, 10(8), 355-357, 2005.
- LARSSOUNER, C., BOUYASSE, P., AUFRET, J.P. The superficial sediments of the English channel and its western approach. *Sedimentology* 29, 851–864, 1982.
- LATOUR, R. J.; GARTLAND, J.; BONZEK, C. F. Spatiotemporal trends and drivers of fish condition in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*. 579: 1-17, 2017.
- LÁZARO, G. C. Dinâmica espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica no trecho final dos rios Piraquê-Mirim e Piraquê-Açú (Aracruz – ES) em dois períodos hidrológicos distintos. . Monografia. 99f. (Bacharelado em Ciências Biológicas) (p. 99). Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2007.
- LÁZARO, G. C. Efeito de níveis de ferro e radiação ultravioleta no crescimento e produção de microcistina em *Microcystis aeruginosa* Kützinger NPLJ-4. . Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental) (p. 112). Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2012.
- LEA, D. Elemental and isotopic proxies of marine temperatures. in: *The Oceans and Marine Geochemistry* (H. Elderfield, editor). Elsevier-Pergamon, Oxford, UK, 2003.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P. A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 51, n. 5-7, p. 599-611, 2005.

LEBERG, P. L. Estimating allelic richness: effects of sample size and bottlenecks. *Molecular ecology*. v. 11, n. 11, p. 2445-2449, 2002.

LEBRATO, M. et al. Benthic marine calcifiers coexist with CaCO<sub>3</sub>-undersaturated seawater worldwide. *Global Biogeochemical Cycles*, 30, n. 7, p. 1038-1053, 2016.

LEE, R. *Phycology*. Nova Iorque: Cambridge University Press, 2008.

LEE, W. et al. Structure and evolution of teleost mitochondrial control regions. *Journal of Molecular Evolution*. v. 41, n. 1, p. 54-66, 1995.

LEE, Z. P. A Model For The Diffuse Attenuation Coefficient Of Downwelling Irradiance. *Journal Of Geophysical Research*, 110(C2). doi.org/10.1029/2004jc002275., 2005.

LEGENDRE P.; LEGENDRE L. *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier, 2006.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological monographs*, v. 69, n. 1, p. 1-24, 1999.

LEIGH, J. W.; BRYANT, D. POPART: full-feature software for haplotype network construction. *Methods in Ecology and Evolution*. v. 6, n. 9, p. 1110-1116, 2015.

LEMOS, L. S. et al. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97, 166-175, 2013.

LENZ, A.J.; AVENS, L.; BORGES-MARTINS, M. Age and growth of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the western South Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 568, 191–201. <https://doi.org/10.3354/meps12056>, 2017.

LEONARDI, P. I.; VASQUEZ, J. A. Effects of copper pollution on the ultrastructure of *Lessonia* spp. *Sixteenth International Seaweed Symposium*. Springer.375-383, 1999.

LESSER, M. P. et al. Photoacclimatization by the coral *Montastraea cavernosa* in the mesophotic zone: light, food, and genetics. *Ecology*, 91, n. 4, p. 990-1003, 2010.

LEVIN, PHILLIP S, MICHAEL J FOGARTY, STEVEN A MURAWSKI, AND DAVID FLUHARTY. "Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean." *PLoS Biology* 7, no. 1: e1000014, 2009.

LEWIS, S. E. et al. A critical evaluation of coral Ba/Ca, Mn/Ca and Y/Ca ratios as indicators of terrestrial input: New data from the Great Barrier Reef, Australia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 237, p. 131-154, 2018.

LI, H. et al. Occurrence and partition of organochlorine pesticides (OCPs) in water, sediment, and organisms from the eastern sea area of Shandong Peninsula, Yellow Sea, China. *Marine Pollution Bulletin* 162-111906. 2021.



- LI, S. F. et al. Physiological and ultrastructural responses of the brown seaweed *Undaria pinnatifida* to triphenyltin chloride (TPTCL) stress. *Marine Pollution Bulletin*, 153, p. 110978, 2020.
- LI, W. K. W. Cytometric diversity in marine ultraphytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, v. 42, n. 5, p. 874-880, 1997.
- LI, Y. et al. Air-water exchange and distribution pattern of organochlorine pesticides in the atmosphere and surface water of the open Pacific Ocean. *Environmental Pollution* 265, 114956. 2020.
- LIANG, B. et al. Anaerolineaceae and Methanosaeta turned to be the dominant microorganisms in alkanes-dependent methanogenic culture after long-term of incubation. *Amb Express* 5, 37, 2015.
- LIANG, B. et al. High frequency of *Thermodesulfovibrio* spp. and Anaerolineaceae in association with *Methanoculleus* spp. in a long-term incubation of n-alkanes-degrading methanogenic enrichment culture. *Front. Microbiol.* 7, 1431, 2016.
- LIMA, J. Y. et al. Variation of age and total length in *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), on the coast of Espírito Santo state, Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 77, n. 3, p. 437-443, 2017.
- LINDHOLM, J. et al. Movement of yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus* Block 1790) and black grouper (*Mycteroperca bonaci* Poey 1860) in the northern Florida Keys National Marine Sanctuary as determined by acoustic telemetry. *Marine Sanctuaries Conservation Series*, MSD-05. 17 p, 2005.
- LINDLEY, S. B. Phytoplankton response to natural and experimental iron addition. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 45(6), 1135-1150, 1998.
- LINS, R. et al. Integração de um Modelo Hidrológico a um SIG para Avaliação da Qualidade da Água na Bacia do Rio Doce. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n. 4, p. 171–181, 2012.
- LIPEJ, L. et al. The trophic role of the marine cladoceran *Penilia avirostris* in the Gulf of Trieste. *Hydrobiologia*, v. 360, n. 1-3, p. 197-203, 1997.
- LIU, H. et al. Seasonal community structure of mesozooplankton in the Daya Bay, South China Sea. *Journal of Ocean University of China*, v. 12, n. 3, p. 452–458, 2013.
- LIU, J. et al. Trace metal comparative analysis of sinking particles and sediments from a coastal environment of the Jiaozhou Bay, North China: Influence from sediment resuspension. *Chemosphere*, 232, 315-326, 2019.
- LIU, M. et al. Accumulation and transformation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze River estuary to the East China Sea shelf. *Environmental Pollution*, v. 245, p. 111–121, 1 fev. 2019.
- LOBBAN, C. S. et al. *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge University Press, 1994.
- LOCY, R. D. et al. Photosynthesis in salt-adapted heterotrophic tobacco cells and regenerated plants. *Plant physiology*, 110, n. 1, p. 321-328, 1996.

LOHMANN, R. et al. Organochlorine Pesticides and PAHs in the Surface Water and Atmosphere of the North Atlantic and Arctic Ocean. *Environmental Science and Technology* 43, 5633 – 5639. 2009.

LOMBARD, F.; SELANDER, E.; KIØRBOE, T. Active prey rejection in the filter-feeding appendicularian *Oikopleura dioica*. *Limnology and Oceanography*, v. 56, n. 4, p. 1504-1512, 2011

LONG, E.R. Calculation and uses of mean sediment quality guideline quotients: a critical review. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 6, p. 1726-1736, 2006.

LONGHINI, C. M. Coastal waters contamination by mining tailings: what triggers the stability of iron in the dissolved and soluble fractions. *Limnol. Oceanogr.*, 66, 1-17, 2020.

LONGHINI, C. M. et al. Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. *Science of The Total Environment*, 803, 149883, 2022.

LONGHINI, C. M. et al. Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. *Science of The Total Environment*, v. 803, p. 149883, 2022.

LONGHINI, C. S. Review and synthesis: iron input, biogeochemistry, and ecological approaches in seawater. *Environmental Reviews*, 27(2), 125-137, 2019.

LONGHINI, C.M., MAHIEU, L., SÁ, F., van den BERG, C.M.G., SALAÜN, P., NETO, R.R. Coastal waters contamination by mining tailings: What triggers the stability of iron in the dissolved and soluble fractions? *Limnology and Oceanography*, 1 – 17, 9999, 2020.

Longuet-Higgins, M. S. Longshore Currents Generated by Obliquely Incident Sea Waves: 2. *J Geophys Res*, 75(33), 6790–6801. <https://doi.org/10.1029/JC075i033p06790>. 1970a.

LONGWELL, A. C. et al. Pollution and developmental abnormalities of Atlantic fishes. *Environmental Biology of Fishes*, v. 35, p. 1-21, 1992.

Lopes, C. A.; Reynalte-Tataje, D. A.; Nuñera, P. O. Reproductive dynamics of *Lycengraulis grossidens* (Clupeiformes: Engraulidae) and *Platanichthys platana* (Clupeiformes: Clupeidae) in a subtropical coastal lagoon. *Brazilian Journal of Biology*, v. 78, n. 3, p. 477-486, 2018.

LOPEZ, J. S., LEE, L., & MACKEY, K. R. The toxicity of copper to *Crocospaera watsonii* and other marine phytoplankton: A systematic review. *Front. Mar. Sci.*, 4, 2019.

LÓPEZ, L. et al. Seasonal sediment dynamics on the Barcelona inner shelf (NW Mediterranean): A small Mediterranean river- and wave-dominated system. *Continental Shelf Research*, 145, 80-94, 2017.

LOREAU, M.; DE MAZANCOURT, C. Species synchrony and its drivers: Neutral and nonneutral community dynamics in fluctuating environments. *American Naturalist*, 172, n. 2, p. E48-E66, 2008.

- LORENZEN, C. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. . Limnol. Oceanogr., 12, 343-346, 1967.
- LOTUFO, G. R., ABESSA, D. M. S. Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodes bentônicos. In: NASCIMENTO, I. A., SOUSA, E. C. P. M., NIPPER, M. G. (Org.). Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil. 1. ed. São Paulo: Artes Gráficas e Indústria Ltda. p. 91-97, 2002.
- LOTUFO, T. M. D. C.; DIAS, G. M. *Didemnum galacteum*, a new species of white didemnid (Chordata: Ascidiacea: Didemnidae) from Brazil. Proceedings of the Biological Society of Washington, 120, n. 2, p. 137-142, 2007.
- LOUCAIDES, S.; VAN CAPPELEN, P.; BEHRENDTS, T. Dissolution of biogenic silica from land to ocean: Role of salinity and pH. Limnology and Oceanography, 53(4), 1614 – 1621, 2008.
- LOUGH, J. M.; COOPER, T. F. New insights from coral growth band studies in an era of rapid environmental change. Earth-Science Reviews, 108, n. 3-4, p. 170-184, 2011.
- LOUGH, J.; BARNES, D. Environmental controls on growth of the massive coral *Porites*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 245, n. 2, p. 225-243, 2000.
- LUBIANA, K. M., & DIAS JR, C. The composition and new records of micro- and mesophytoplankton near the Vitória-Trindade Seamount Chain. Scielo, 16(3), 2016.
- LUGNAIR G.W. & MARTI K. Sm-Nd-Pu timepieces in the Angra do Reis Meteorite. Earth Planetary Science Letters, 35: 273-284, 1977.
- Ługowska, K.; Kondera, E. Developmental anomalies in *Leuciscus idus* L.) larvae caused by copper and cadmium. Roczniki Naukowe Polskiego Towarzystwa Zootechnicznego, v. 16 n. 3, p. 37-51, 2020.
- LUICKART, G.; CORNUET, J. Empirical evaluation of a test for identifying recently bottlenecked populations from allele frequency data. Conservation biology. v. 12, n. 1, p. 228-237, 1998.
- LUND-HANSEN, L. Diffuse attenuation coefficients  $K_d(\text{PAR})$  at the estuarine North Sea-Baltic Sea transition: time-series, partitioning, absorption and scattering. Estuar., Coast. and Shelf Sci., 61, 252-259, 2004.
- LÜNING, K. Seaweeds: their environment, biogeography, and ecophysiology. John Wiley & Sons, 1990.
- MACDONALD, D.D. et al. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. Ecotoxicology 5, 253–278 1996.
- MacDONALD, D.D. et al. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. Ecotoxicology, 5(4), 253-278, 1996.

MacDONALD, D.D. et al. Development, evaluation, and application of sediment quality targets for assessing and managing contaminated sediments in Tampa Bay, Florida. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46(2), 147-161, 2004.

Maceda-Veiga, A.; Green, A. J.; de Sostoa, A. Scaled body-mass index shows how habitat quality influences the condition of four fish taxa in north-eastern Spain and provides a novel indicator of ecosystem health. *Freshwater Biology*. v. 59, p. 1145–1160, 2014.

MACHADO N. et al. U-Pb Geochronology of Archean magmatism and Proterozoic metamorphism in Quadrilátero Ferrífero, Southern São Francisco Craton.. Brazil. *Geol. Soc. Am. Bull.* 104, 1221-1227, 1992.

MACHADO, K. C. et al. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 572, p. 138–146, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.210>>.

MADER, D. R. (Ed.). *Reptile Medicine and Surgery-E-Book*. Elsevier Health Sciences, 2005.

MAFALDA JÚNIOR, P. O. et al. Distribuição e Abundância do Ictioplâncton na Costa Norte da Bahia, Brasil. *Tropical Oceanography*, v. 32, n. 1, p. 69-88, 2004.

MAGRIS, R. A. et al. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). *Science of The Total Environment*, v. 659, p. 828-840, 2019.

MAGRIS, R.A.; BAN N.C. A meta-analysis reveals global patterns of sediment effects on marine biodiversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 00,1-20, 2019.

MALVIYA, S. et al. Insights into global diatom distribution and diversity in the world's ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 15(133), 1516-1525, 2016.

MANHÃES, B. M. R. et al. Changes in mercury distribution and its body burden in delphinids affected by a morbillivirus infection: Evidences of methylmercury intoxication in Guiana dolphin. *Chemosphere*, v. 263, 2021.

MANHÃES, B. M. R. et al. Temporal trends of trace elements bioaccumulation by a vulnerable cetacean (*Pontoporia blainvillei*) before and after one of the largest mining disasters worldwide. *Science of the Total Environment*, 804: 150-196, 2022.

MANN, H. B. Non-parametric test against trend, *Econometrica*, 13, 245-259, 1945.

Marancik, K. E.; Clough, L. M.; Hare, J. A. Cross-shelf and seasonal variation in larval fish assemblages on the southeast United States continental shelf off the coast of Georgia. *Fishery Bulletin*, v. 103, p. 108-129, 2005.

MARCENIUK, A. et al. Systematics, biogeography and conservation of *Paragenidens grandoculis* n. gen. and n. comb. (Siluriformes; Ariidae), a critically endangered species from southeastern Brazil. *Zootaxa*, v. 4586, n. 3, p. 425-444, 2019.

Marceniuk, A. P. et al. Revision of *Bairdiella* (Sciaenidae: Perciformes) from the western South Atlantic, with insights into its diversity and biogeography. *Neotropical Ichthyology*, v. 17, n. 1. e180024, 2019a.

Marceniuk, A. P. et al. Taxonomic revision of the *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) and *M. littoralis* (Holbrook, 1847) (Percomorphacea: Sciaenidae) species complexes from the western Atlantic. *Zootaxa*, v. 4822, n. 3, 2019b.

MARCHETTI, A. et al. Ferritin is used for iron storage in bloom-forming marine pennate diatoms. *Nature*, 457, 467-470, 2009.

MARCHIORO, G. B. et al. Avaliação de Impactos da Exploração e Produção de Hidrocarbonetos no Banco dos Abrolhos e Adjacências. *Megadiversidade*, v. 1, p. 226-310, 2005.

MARGALEF, R. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1(4), 493-509, 1978.

MARGALEF, R. On certain unifying principles in ecology. *The American Naturalist*., 97(897), 357-374, 1963.

MARIEM SAAVEDRA-PELLITERO A, \*. J.-A., Baumann, K.-H., & Sierro, F.-J. Coccolith distribution patterns in surface sediments of Equatorial and Southeastern Pacific Ocean. *Geobios*, 43(1), 131-149, 2010.

MARINS, B. V. et al. Seasonal changes in population structure of the tropical deep-water kelp *Laminaria abyssalis*. *Phycological Research*, 62, n. 1, p. 55-62, 2014.

MARINS, B. V. et al. Taxonomy of the southwestern Atlantic endemic kelp: *Laminaria abyssalis* and *Laminaria brasiliensis* (Phaeophyceae, Laminariales) are not different species. *Phycological research*, v. 60, n. 1, p. 51-60, 2012.

MARINS, B. V.; BRASILEIRO, P. S.; DE BARROS BARRETO, M. B.; DE CASTRO NUNES, J. M. et al. Subtidal benthic marine algae of the Todos os Santos bay, Bahia State, Brazil. *Oecologia Brasiliensis*, 12, n. 2, p. 5, 2008.

MARKS, L. M.; REED, D.C.; HOLBROOK, S. J. Niche complementarity and resistance to grazing promote the invasion success of *Sargassum horneri* in North America. *Diversity*, v. 12, p. 54, 2020.

MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia*, v. 457, n. 1–3, p. 69–76, 2001.

MARRACK, A. The relationship between water motion and living rhodolith beds in the southwestern Gulf of California, Mexico. *Research Reports*, 14, p. 159 - 171, 1999.

MARRE, G et al. Monitoring marine habitats with photogrammetry: A cost-effective, accurate, precise and high-resolution reconstruction method. *Frontiers in Marine Science*, 6, p. 276, 2019.

MARSH, H.; SINCLAIR D. F. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *Journal of Wildlife Management* 53:1017-1024, 1989.

MARSHAK S.; ALKMIM, F.F.; JORDT-EVANGELISA, H. Proterozoic crustal extension and generation of dome-and-keel structure in Archean granite-greenstone terrane. *Nature* 357, 491-493, 1992.

MARTA-ALMEIDA, M. et al. Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin* 112:359-364, 2016.

MARTINS M. S. et al. A Sequência Pré-Glacial do Grupo Macaúbas na área-tipo e o registro da abertura do rifte Araçuaí. *Rev. Bras. Geociênc.* 38: 761–772, 2008

MARTINS, A. S.; OLAVO, G.; COSTA, P. A. S. Padrões de distribuição e estrutura de comunidades de grandes peixes recifais na costa central do Brasil. In: Costa, P. A. S.; Olavo, G.; Martins, A. S. (Eds.). *Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 184 p, 2008.

MARTINS, A.S; PINHEIRO, H.T; LEITE JÚNIOR, N. O. Biologia reprodutiva do camarão sete-barbas no litoral centro sul e sul do Espírito Santo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*. v. 39, n. 3, p. 205-215, 2013.

MARTINS, C. C. A. et al. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. *Memoirs of the Queensland Museum* 47(2). Brisbane. ISSN0079-8835, 2001.

MARTINS, C.C.; SILVA, J.; NETO, R.R. Compostos Organoclorados Persistentes em Sedimentos Superficiais da Foz do Rio Doce, ES, Brasil: Variabilidade Espacial e Temporal. In: VII Congresso Brasileiro de Oceanografia, Salvador, BA. *Anais do VII Congresso Brasileiro de Oceanografia*. Itajai, SC: AOCEANO, 2016. v. único. p. 1-1. 2016.

MARTINS, V.T.S. et al. Sr And Nd Characteristics Of Brasiliano-Pan African Granitoid Plutons Of The Araçuaí Orogen, Southeastern Brazil: Tectonic Implications. *Gondwana Research*, 7: 75-89, 2004.

MATHEWS, T.; FISHER, N. S. Trophic transfer of seven trace metals in a four-step marine food chain. *Marine Ecology Progress Series*, v. 367, p. 23-33, 2008.

MATSUURA, Y. O ciclo de vida da sardinha-verdadeira (Introdução à Oceanografia Pesqueira). *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, v. 4, p. 1-146, 1977.

MATTHEWS-CASCON, H. et al. Marine benthic communities affected by the Doce River (southwestern Atlantic): Baseline before a mining disaster. *Marine Pollution Bulletin*, v. 135, n. July, p. 1000–1006, 2018.

MAYORGA, L.F.S.P. et al. Strandings of cetacean son the Espírito Santo coast, southeast Brazil, 1975–2015. *ZooKeys* 948: 129–152, 2020.



- MAZZEI, E. et al. Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: anthropogenic impacts and urgent conservation needs. *Marine Pollution Bulletin*, 114, n. 1, p. 123-133, 2017.
- MCANALLY WILLIAM, H. et al. Management of Fluid Mud in Estuaries, Bays, and Lakes. I: Present State of Understanding on Character and Behavior. *Journal of Hydraulic Engineering*. 133, 9-22, 2007.
- MCARDLE, B.H.; ANDERSON, M.J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*. v. 82, n. 1, p.290–297, 2001.
- MCCLANAHAN, T. R.; MUTHIGA, N. A. Geographic extent and variation of a coral reef trophic cascade. *Ecology*, 2016. v. 97, n. 7, p. 1862-1872.
- McClanahan, T. Resilience in reef fish communities. In: Mora, C. (Ed.) *Ecology of fishes on coral reefs*. Cambridge University Press. p. 183-190, 2015.
- MCCONNACHIE, J. L., PETTICREW, E. L. Tracing organic matter sources in riverine suspended sediment: implications for fine sediment transfers. *Geomorphology*, 79 (1–2): 13-26, 2006.
- MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. *Generalized Linear Models* (2nd Edition). Chapman and Hall. London, UK, 1989.
- McGowen, G. E. Coastal ichthyoplankton assemblages, with emphasis on the Southern California Bight. *Bulletin of Marine Science*, v. 53, n. 2, p. 692-722, 1993.
- McGURK, M. D. Natural mortality of marine pelagic fish eggs and larvae: role of spatial patchiness. *Marine Ecology Progress Series*, v. 34, p. 227-242, 1986.
- MCLENNAN, S. M. Rare earth elements in sedimentary rocks: influence of provenance and sedimentary processes. *Geochemistry and Mineralogy of Rare Earth Elements, Reviews in Mineralogy* 21, p. 169-200, 1989.
- MEADOWS, C. A.; GREBMEIER, J. M.; KIDWELL, S. M. High-latitude benthic bivalve biomass and recent climate change: Testing the power of live-dead discordance in the Pacific Arctic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, v. 162, p. 152–163, abr. 2019.
- MEHTA, A.J. *An Introduction to Hydraulics of Fine Sediment Transport*. World Scientific, New Jersey, 2013.
- MEHTA, A.J. Understanding Fluid Mud in a Dynamic Environment. *Geo-Marine Letters* 11, 5, 1991.
- MELO JUNIOR, M. et al. Temporal changes in pelagic copepod assemblages off Ubatuba, Brazil. *Marine Ecology*, v. 37, p. 877-890, 2016.
- Melo, C. C. et al. Haemulidae distribution patterns along the Northeastern Brazilian continental shelf and size at first maturity of the most abundant species. *Regional Studies in Marine Science*, v. 35. 2020.
- MELO, G.A.S. *Manual de identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro*. São Paulo: Plêiade. 603 p, 1996.

Meng, D. et al. Effects of redox potential on soil cadmium solubility: Insight into microbial community. *Journal of Environmental Sciences*, 75: 224–232, 2019.

MESTRE, L. A. M. Registros das migrações de trinta-réis-boreal *Sterna hirundo*: análise das recuperações de indivíduos marcados na América do Norte (1928–2005) e Brasil (1983–2005). *Ornithologia*, v. 2, n. 2, p. 81–87, 2007.

MESTRE, L. A. M. Relatório de monitoramento da reprodução das andorinhas-do-mar no Espírito Santo: atividades de campo realizadas em 2006 e descrição de dados históricos entre 1988 e 2004. João Pessoa (PB), CEMAVE/IBAMA, 2006.

MEYER, A. Evolution of mitochondrial DNA in fishes. pp. 3-38. In: Hochachka, P. W.; Mommsen, T. P. (Eds.). *Biochemistry and Molecular Biology of Fishes*. Amsterdam: Elsevier, 1993.

MEZIANE, T.; TSUCHIYA, M. Fatty acids as tracers of organic matter in the sediment and food web of a mangrove/intertidal flat ecosystem, Okinawa, Japan. *Marine Ecology Progress Series*, 200: 49 – 57, 2000.

MILI, P. S. M.; TEIXEIRA, R. L. Notas ecológicas do bagre-africano *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) (Teleostei: Clariidae), de um córrego do Sudeste do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. v. 19, p. 45-51, 2006.

MINNHAGEN, S. et al. Chloroplast DNS content in *Dinophysis* (Dinophyceae) from different cell cycle-stages is consistent with kleptoplastidy. *Environ. Microbiol.*, v. 10, p. 2411-2417, 2008.

MIRANDA, L. B. Análise de massa de água de plataforma continental e da região oceânica adjacente: Cabo de São Tomé (RJ) à Ilha de São Sebastião (SP). São Paulo. Tese (Livre Docência). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 194 p, 1982.

MIRANDA, L. B. DE & CASTRO FILHO, B. M. Geostrophic flow conditions of the Brazil Current at 19°S. *Ciência Interamericana*, 22(1-2) : 44-48, 1981.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. *Princípios de Oceanografia Física de Estuários*. Brasil: Editora da Universidade de São Paulo. 432 p, 2002.

MIRONOV, O. G. The effect of oil pollution upon some representatives of the Black Sea zooplankton. *Zoologicheskii zhurnal*, 48(7), 980-984, 1969.

MITCHELL, S. B.; UNCLES, R. J.; STEPHENS, J. A. Suspended Particulate Matter: Sampling and Analysis. In: Uncles, R. J.; Mitchell, S. B. *Estuarine and Coastal Hydrography and Sediment Transport*. Cambridge: Cambridge University Press. cap. 7, p. 179-210, 2017.

MITCHENER, H.; TORFS, H. Erosion of mud/sand mixtures. *Coastal Engineering* 29, 25, 1996.

MIYASHITA, L. K. et al. Seasonal contrasts in abundance and reproductive parameters of *Penilia avirostris* (Cladocera, Ctenopoda) in a coastal subtropical area. *Marine Biology*, v. 157, n. 11, p. 2511-2519, 2010.

MOALEM, S. A sobrevivência dos mais doentes: um estudo radical das doenças como fator de sobrevivência. Elsevier Academic Press, Rio de Janeiro, 242p., 2007.

MOBERG, F., AND C. FOLKE. "Ecological Goods and Services of Coral Reef Ecosystems" 29: 215–33, 1999.

MOBLEY, C.D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. Appl. Opt. 1999, 38, 7442, 1999.

MOE, M.A. Jr. Biology of the red grouper *Epinephelus morio* (Valenciennes) from the eastern Gulf of Mexico. Florida Department of Natural Resources Marine Laboratory, 1969.

MOISAN, J. R. Modelling the effect of temperature on the maximum growth rates of phytoplankton populatio. Ecological Modelling, 153, 197-215, 2002.

MOKHTAR, M. B. et al. Trace metal (Cd, Cu, Fe, Mn, Ni and Zn) accumulation in Scleractinian corals: A record for Sabah, Borneo. Marine Pollution Bulletin, 64, n. 11, p. 2556-2563, 2012.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: Cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. Quimica Nova, v. 40, n. 9, p. 1094–1110, 2017.

MOOK, D. H.; HOSKIN, C. M. Organic determinations by ignition: caution advised. Estuarine and Coastal, Shelf Science. 15: 697–699, 1982.

MORGENSTERN, N. R. et al. Fundão Tailings Dam Review Panel - Report on the Immediate Causes of the Failure of the Fundão Dam. Agosto de 2016.

MORIARTY, J. M.; HARRIS, C. K., HADFIELD, M. G. Event-to-seasonal sediment dispersal on the Waipaoa River Shelf, New Zealand: A numerical modeling study. Continental Shelf Research, 110, p. 108-123, 2015.

MORRIS-POCOCK, J. A.; ANDERSON, D. J.; FRIESEN, V. L. Mechanisms of global diversification in the brown booby (*Sula leucogaster*) revealed by uniting statistical phylogeographic and multilocus phylogenetic methods. Molecular Ecology, v. 20, n. 13, 2835–2850, 2011.

MORSE, D. E.; MORSE, A. N. Enzymatic characterization of the morphogen recognized by *Agaricia humilis* (Scleractinian coral) larvae. The Biological Bulletin, v. 181, n. 1, p. 104-122, 1991.

MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. Trends in Ecology & Evolution. v. 28, n. 3, p. 167-177, 2013.

MOURA J. et al. Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Benédén, 1864) as Indicators of the Bioaccumulation of Total Mercury along the Coast of Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 88(1) pp 54-59, 2012a.

MOURA, J. F. et al. Mercury Status of the Amazon Continental Shelf: Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Benédem, 1864) as a Bioindicator. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 89, p. 412–418, 2012b.

MOURA, R. L. et al. An extensive reef system at the Amazon River mouth. *Science Advances*, v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016.

MOURA, R. L. et al. Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. *Continental Shelf Research*, v. 70, p. 109-117, 2013.

MOURA, R. L., ABIERI, M. L., CASTRO, G. M. et al. Tropical rhodolith beds are a major and belittled reef fish habitat. *Sci Rep*, v 11, p. 794, 2021.

MOURA, R. L. et al. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 91, n. 1, p. 234-278, 2011.

MOZQUEDA-TORRES, M. C. et al. Sex-related differences in the sclerochronology of the reef-building coral *Montastraea cavernosa*: the effect of the growth strategy. *Marine Biology*, 165, n. 2, p. 32, 2018.

Muggeo, V. M. Estimating regression models with unknown break-points. *Statistics in Medicine*. v. 22, p. 3055–3071, 2003.

MUNEESWARAN T et al. Rapid assessment of heavy metal toxicity using bioluminescent bacteria *Photobacterium leiognathi* strain GoMGm1. *Environ Monit Assess*. 2021 Feb 3;193(3):109. doi: 10.1007/s10661-021-08860-2. PMID: 33537887.

MUSIELLO-FERNANDES, J.; ZAPPES, C.A.; HOSTIM-SILVA, M. Small-fisheries of the Atlantic seabob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*): Continuity of comercialization and maintenance of the local culture through making public policies on the Brazilian coast. *Ocean and Coastal Management*. v. 155, p. 76-82, 2018.

MUSSALI-GALANTE, P. et al. Genetic Structure and Diversity of Animal Populations Exposed to Metal Pollution. In: Whitacre, D. M. (Ed). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. New York: Springer. p. 79–106, 2014.

MUXIKA, I.; BORJA, A.; BONNE, W. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, v. 5, p. 19–31, 2005.

NALINI, H.A. et al. Geochronologie U Pb Et Géochimie Isotopique Sr-Nd Dès Granitoides Neoproterozoïques Des Suites Galileia Et Urucum, Vallée Du Rio Doce, Sud-Est Du Brésil. *Compte Rendu Academie Science Paris*, 331: 459-466, 2000.

NAM, J.J. et al. Relationships between organic matter, black carbon and persistent organic pollutants in European background soils: Implications for sources and environmental fate. *Environmental Pollution*, v. 156, p. 809–817, 2008.

NARO-MACIEL, E. et al. The interplay of homing and dispersal in green turtles: a focus on the southwestern Atlantic. *Journal of Heredity*, v. 103, p. 792-805, 2012.

NASCIMENTO, A.D.S.; RAMOS, J.D.A.A., Aspectos da alimentação natural de *Larimus breviceps* Cuvier, 1830, proveniente do litoral norte da Paraíba, Brasil. *Rev. Principia - Divulgação Científica E Tecnológica Do IFPB*. 185 p, 2020.

NASCIMENTO, L. et al. A rare occurrence of a whale shark (*Rhincodon typus*) in a contaminated estuary in the Southwest Atlantic Ocean. *Environ Biol Fish* 104, 1515–1520, 2021.

NASSAR, C. A. et al. The effect of iron-ore particles on the metal content of the brown alga *Padina gymnospora* (Espírito Santo Bay, Brazil). *Environmental Pollution*, v. 123, n. 2, p. 301-305, 2003.

NASSAR, C. A. G.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. Iron ore particles on four seaweed species from Camburi Beach (Espírito Santo state, Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 54, n. 2-3, p. 155-159, 2006.

NAYAR, S., GOH, B., & CHOU, L. Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in situ mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 3(59), 359-369, 2004.

NECHAD, K.G. RUDDICK, Y. PARK. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters *Remote Sensing of the Environment*, 114 , pp. 854-866, 2010.

NEI M. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1973. v. 70, p. 3321-3. Disponível em: < <https://doi.org/10.1073/pnas.70.12.3321> >. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

NELSON, J.S. *Fishes of the world*. 4th. Hoboken (NJ): John Wiley & Sons, Inc. New Jersey. 600 p, 2006.

NELSON, W. et al. Rhodolith beds in northern New Zealand: characterisation of associated biodiversity and vulnerability to environmental stressors. *New Zealand aquatic Environment and Biodiversity Report*, 2012.

NELSON, W. A. "Calcified Macroalgae - Critical to Coastal Ecosystems and Vulnerable to Change: A Review." *Marine and Freshwater Research* 60, no. 8: 787, 2009.

NESBITT H.W. Mobility and fractionation of rare earth elements during weathering of a granodiorite. *Nature*, 279: 206- 210, 1979.

NEVEUX, J. et al. Chlorophylls and phycoerythrins as markers of environmental forcing including cyclone Erica effect (March 2003) on phytoplankton in the southwest lagoon of New Caledonia and oceanic adjacent area. *Int. J. Oceanogr.*, v. 2009, article ID 232516, p.1-19, 2009

NEVEUX, J. et al. Comparison of chlorophyll and phaeopigment determinations by spectrophotometric, fluorometric, spectrofluorometric and HPLC methods. *Marine Microbial Food Webs*, 4, n. 2, p. 217-238, 1990.

NEVEUX, J.; LANTOINE, F. Spectrofluorometric assay of chlorophylls and pheopigments using the least-squares approximation technique. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 40, n. 9, p. 1747-1765, 1993.

NEWCOMBE, C. P., MACDONALD, D. D. Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11 (1): 72-82, 2011.

NICHOLS, M. M. Sediment accumulation rates and relative sea-level rise in lagoons. *Marine geology*, v. 88, n. 3-4, p. 201-219, 1989.

NICOLAIDOU, A.; PAPADOPOULOU, K. Factors Affecting the Distribution and Diversity of Polychaetes in Amivrakikos Bay, Greece. *Marine Ecology*, v. 10, n. 3, p. 193-204, 1989.

NIEMISTÖ, J. et al. Benthic fluxes of oxygen and inorganic nutrients in the archipelago of Gulf of Finland, Baltic Sea—Effects of sediment resuspension measured in situ. *Journal of Sea Research*, n. 135, p. 95-106, 2018.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. 1999. Screening Quick Reference Tables. Disponível em: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327> (acesso em 07 de Agosto de 2020).

NOCE CM et al. Isotopic signatures of paleoproterozoic granitoids from the southern São Francisco Craton and implications for the evolution of the Transamazonian Orogeny. *J South Am Earth Sci* 13: 225-239, 2000.

Nogueira, I. C. M. et al. Climatologia de Ondas da Bacia do Espírito Santo e parte norte da Bacia de Campos. Relatório Técnico. Rio de Janeiro. 2015.

NOT, F. et al. Diversity and ecology of eukaryotic marine phytoplankton. *Adv. Bot. Res.*, v. 64, p. 1-53, 2012.

NOVACZEK, E. et al. "Limited Contribution of Small Marine Protected Areas to Regional Biodiversity: The Example of a Small Canadian No-Take MPA." *Frontiers in Marine Science* 4: 174, 2017.

NUNES, G. T. et al. Conservation genetics of threatened red-billed tropicbirds and white-tailed tropicbirds in the southwestern Atlantic Ocean. *The Condor*, v. 119, n. 2, p. 251-260, 2017.

NUNES, G. T. et al. Ecological trap for seabirds due to the contamination caused by the Fundão dam collapse, Brazil. *Science of the Total Environment*, 151486, no prelo, 2021.

NUNES, J. M. D. C.; ANDRADE, N. A. Estudo de bancos de rodólito do litoral norte do estado da Bahia: aspectos econômicos e ecológicos. *Novas Edições Acadêmicas*, p. 144. 2017.



OHKUBO, S., & MIYASHITA, H. A niche for cyanobacteria producing chlorophyll f within a microbial mat. *Nature*, 11, 2368-2378, 2017.

O'KELLEY, J. C. Inorganic nutrientes. Em W. D. STEWART, *Algal Physiology and Biochemistry* (pp. 610-635). Berkeley: University of California Press, 1974.

OLAIZOLA, M. et al. Non photochemical fluorescence quenching and the diadinoxanthin cycle in a marine diatom. *Photosynthesis Research*, 41, n. 2, p. 357-370, 1994.

OLAIZOLA, M.; YAMAMOTO, H. Y. Short-term response of the diadinoxanthin cycle and fluorescence yield to high irradiance in *Chaetoceros muelleri* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology*, 30, n. 4, p. 606-612, 1994.

OLIVEIRA, E.P.; CARVALHO, M.J.; MCNAUGHTON, N. Evolução do segmento Norte do Orógeno Itabuna- Salvador- Curaçá: cronologia da acreção de arcos, colisão continental e escape de terrenos. *Geol. USP Sér. Cient.* 4(1), 41-53, 2004.

OLIVEIRA, I. M. B. et al. *Biologia Reprodutiva de Agulha-Preta, Hemiramphus brasiliensis* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes: Hemiramphidae) das Águas Costeiras do Rio Grande do Norte, Brasil. *Biota Amazônia*. v. 2, n. 2, p. 44–53, 2012.

OLIVEIRA, K. S. S. Influência das condições de vento e do aporte fluvial na dinâmica sedimentar do trecho centro-norte da plataforma continental do Espírito Santo (PCES). 144 f. Doutorado (Doutorado) - Programa De Pós-Graduação Em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal Do Espírito Santo, Vitória, ES, 2018.

Oliveira, K. S. S.; Quaresma, V. DA S. Condições Típicas de Vento sobre a Região Marinha Adjacente à Costa do Espírito Santo. *Rev. Bras. Climatol.* 22, 361–376. 2018.

OLIVEIRA, K.S.S.; QUARESMA, V.S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *J. South Am. Earth Sci.* 78, 101–115, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.06.009>

OLIVEIRA, N. et al. “The Use of Benthic Terrain Modeler (BTM) in the Characterization of Continental Shelf Habitats.” *Geo-Marine Letters* 40, no. 6: 1087–97, 2020.

OLIVEIRA, P. C. et al. Traditional knowledge of Fishers versus an environmental disaster from mining waste in Central Brazil. *Marine Policy*. v. 120, p. 104129, 2020.

OLIVEIRA-FILHO, E. D. O gênero *Laminaria* no Brasil. Ocorrência e potencialidades. *Publicações do Instituto de Pesquisa Tecnológica de São Paulo*, v. 1107, p. 1-18, 1978.

OLIVEIRA-FILHO, E. Deep water marine algae from Espírito Santo state (Brazil)/Algas marinhas de profundidade do estado do Espírito Santo. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, p. 73-79, 1976.

OLIVEIRA-NEVES, A. C. D. et al. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza e Conservacao*, v. 14, n. 1, p. 24-27, 2016.

OLSGARD, F.; SOMERFIELD, P. J. Surrogates in marine benthic investigations - Which taxonomic unit to target? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, v. 7, n. 1, p. 25–42, 2000.

ONBÉ, T. Seasonal fluctuations in the abundance of populations of marine cladocerans and their resting eggs in the Inland Sea of Japan. *Marine Biology*, n. 87, p. 83-88, 1985.

OOZEKI Y. Biological Monitoring: Fish Eggs, Fish Larvae, and Zooplankton. In: AOKI, I.; YAMAKAWA, T.; TAKASUKA, A. (Eds.) *Fish Population Dynamics, Monitoring, and Management*. Fisheries Science Series. Springer, Tokyo, 2018.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. OECD 203: Fish Acute Toxicity Test. Paris, 1992.

ORLANDO, M. T. et al. Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure. *Chemosphere*, v. 257, p. 127184–127184, out. 2020.

PACHECO, J. F.; BAUER, C. A lista de aves do Espírito Santo de Augusto Ruschi (1953): uma análise crítica. p. 261–278 in *Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias* (ALBUQUERQUE, J. L. B. et al., eds.). Tubarão (SC), Editora Unisul, 2001.

PAFFENHÖFER, G. A.; ORCUTT, J. D. Feeding, growth and food conversion of the marine cladoceran *Penilia avirostris*. *Journal of Plankton Research*, v. 8, n. 4, p. 741-754, 1986.

PAIXÃO, J.F. et al. Relationship of metal content and bioavailability with benthic macrofauna in Camamu Bay (Bahia, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, n. 3, p. 474–481, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.12.002>>.

PALÓCZY, A. et al. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18° S–22° S, Brazil). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 121, n. 7, p. 51345163. 2016.

PALÓCZY, A. et al. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18°S – 22°S, Brazil). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121, 5134-5163, 2016.

PAPRY, R. et al. Arsenic biotransformation potential of marine phytoplankton under a salinity gradient. 47, 2020.

PAQUIN, P. R. et al. The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life. *Environmental Science & Policy*, 3: S175-S182, 2000.

PARADELL, O.G.; LÓPEZ, B.D.; METHION, S. Modelling common dolphin (*Delphinus delphis*) coastal distribution and habitat use: Insights for conservation. *Ocean and Coastal Management*. v. 179, p. 104836, 2019.

Parenti, P. An annotated checklist of the fishes of the family Haemulidae (Teleostei: Perciformes). Iranian Journal of Ichthyology, v. 6, n. 3, p. 150-196, 2019.

PARIS, J. R.; KING, R. A.; STEVENS, J.R. Human mining activity across the ages determines the genetic structure of modern brown trout (*Salmo trutta* L.) populations. Evolutionary applications. v. 8, n. 6, p. 573-585, 2015.

PARK, C. S.; HWANG, E. K. An investigation of the relationship between sediment particles size and the development of green algal mats (*Ulva prolifera*) on the intertidal flats of Muan, Korea. Journal of Applied Phycology, 23, n. 3, p. 515-522, 2011.

PARK, Y. A. et al. Size distribution of suspended particulate materials in the southern East Sea of Korea. J. Oceanology Society Korea, n. 23, p. 76–88, 1988.

PARMAR, P.; KUMARI, N.; SHARMA, V. Structural and functional alterations in photosynthetic apparatus of plants under cadmium stress. Botanical Studies, 54, p. 6, 2013.

PARTENSKY, F. et al. Differential distribution and ecology of *Prochlorococcus* and *Synechococcus* in oceanic waters: A review. Institut Océanographique, Monaco, n.19, p. 457-475. 1999b.

PARTENSKY, F.; HESS, W. R.; VAULOT, D. *Prochlorococcus*, a marine photosynthetic prokaryote of global significance. Microbiol. Mol. Biol. Rev., v. 63, p. 106–127, 1999a.

PAULL, C. et al. Pesticides as tracers of sediment transport through Monterey Canyon. Geo-Marine Letters, v. 22, n. 3, p. 121–126, 1 nov. 2002.

PAYRI, C. Carbonate production of some calcifying algae in a French Polynesia coral reef. Oceanographic Literature Review, 7, n. 42, p. 541, 1995.

PAYTAN, A.; MCLAUGHLIN, K. The oceanic phosphorus cycle. Chemical reviews, v. 107, n. 2, p. 563-576, 2007.

PECK, V.L. et al. The relationship of Heinrich events and their European precursors over the past 60 ka BP: a multi-proxy ice-rafted debris provenance study in the Northeast Atlantic. Quat. Sci. Rev., 26:862–875, 2007.

Peig J. & Green A. J. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. Oikos. v. 118, p. 1883–1891, 2009.

Peig J. & Green A. J. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. Functional Ecology. v. 24, p. 1323–1332, 2010.

PEKEY, H. The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. Marine Pollution Bulletin, 52, p. 1197-1208, 2006.

PELLEGRINI, L. et al. The effects of cadmium on the fine structure of the brown alga *Cystoseira barbata* forma repens Zinova et Kalugina. British Phycological Journal, 26, n. 1, p. 1-8, 1991.

PEMPKOWIAK, J. Enrichment factors of heavy metals in the Southern Baltic surface sediments dated with <sup>210</sup>Pb and <sup>137</sup>Cs. *Environment International*, v. 17, n. 5, p. 421-428, 1991.

PEÑA, VIVIANA, AND IGNACIO BÁRBARA. “Maërl Community in the North-Western Iberian Peninsula: A Review of Floristic Studies and Long-Term Changes.” *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, no. 4: 339–66, 2008.

PENHA, J. D. Estimativas da biomassa em carbono do fitoplâncton autotrófico da Bacia do Espírito Santo por meio do biovolume e sua relação com os valores de Clorofila a. *Dissertação (Mestre em Biologia Vegetal)* (p. 94). Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

PENTEADO, J.C.P.; VAZ, J.M. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). *Química Nova*, v. 24, p. 390–398, 2001.

PERASSOLI, F. et al. Spatial distribution of nutrients associated with water masses in the Tubarão Bight (20°S–22°S), Brazil. *Journal of Marine Systems*. v. 2012, 2020.

PEREIRA, A. A. et al. Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. *Journal of Soils and Sediments*, v. 8, n. 4, p. 239–252, 2008.

PEREIRA-FILHO, G. H. et al. Sponges and fish facilitate succession from rhodolith beds to reefs. *Bulletin of Marine Science*, v. 91, p. 45-46, 2015.

PEREIRA-FILHO, G. H.; et al. Extensive Rhodolith Beds Cover the Summits of Southwestern Atlantic Ocean Seamounts. *Journal of Coastal Research*, v. 28, p. 261-269, 2012.

PERRAULT, J. R. et al. Maternal health status correlates with nest success of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) from Florida. *PLoS One*, v. 7, n. 2, p. e31841, 2012.

PERRAULT, J. R. et al. Seasonal trends in nesting leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) serum proteins further verify capital breeding hypothesis. *Conservation Physiology*, v. 2, n. 1, p. cou002, 2014.

PERRAULT, J. R. et al. Toxic elements and associations with hematology, plasma biochemistry, and protein electrophoresis in nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from Casey Key, Florida. *Environmental Pollution*, v. 231, p. 1398-1411, 2017.

PERRY, C. T. et al. Estimating rates of biologically driven coral reef framework production and erosion: a new census-based carbonate budget methodology and applications to the reefs of Bonaire. *Coral Reefs*, 31, n. 3, p. 853-868, 2012.

PETERSON, R., STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. *Progr. Oceanogr.*, 26(1): 1–73, 1991.

PETROBRAS, 2015a. Relatório Final do Projeto de Caracterização Ambiental Regional da Bacia do Espírito Santo e Parte Norte da Bacia de Campos (PCR-ES/AMBES). Anexo II.2.3-2 – Metais biodisponíveis e totais, fósforo e enxofre nos sedimentos superficiais da Bacia do Espírito Santo e Porção Norte da Bacia de Campos.

PETROBRAS. Relatório Final do Projeto de Caracterização Ambiental Regional da Bacia do Espírito Santo e Parte Norte da Bacia de Campos (PCR-ES/AMBES). Anexo II.2.3-2 – Metais biodisponíveis e totais, fósforo e enxofre nos sedimentos superficiais da Bacia do Espírito Santo e Porção Norte da Bacia de Campos. Anexo II.2.3-3 – Distribuição de hidrocarbonetos em sedimentos superficiais da região de Influência da Foz do Rio Doce, 2015b.

PETROBRAS. Relatório Final do Projeto de Caracterização Ambiental Regional da Bacia do Espírito Santo e Parte Norte da Bacia de Campos (PCR-ES/AMBES). Anexo II.2.2-6 – Estrutura da Comunidade Zooplanctônica: Descritores espaciais e temporais, 2015.

PETRY, M. V. et al. Plastic ingestion by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) off the coast of Southern Brazil. *Mar Pollut Bull* 167, 112337, 2021.

PETTAY, D. T. et al. Microbial invasion of the Caribbean by an Indo-Pacific coral zooxanthella. *Proc Natl Acad Sci USA*, v. 112, p. 7513–7518, 2015.

PHILIPP, E.; FABRICIUS, K. Photophysiological stress in scleractinian corals in response to short-term sedimentation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 287, n. 1, p. 57-78, 2003.

PICCIANI, N. et al. Geographic patterns of Symbiodinium diversity associated with the coral *Mussismilia hispida* (Cnidaria, Scleractinia) correlate with major reef regions in the Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Biology*, 163, n. 11, p. 11, 2016.

PIELOU, J. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Theoretical Biology*, 13, 131-144, 1966.

Pierce, R. M. et al. Effects of urbanization of coastal watersheds on growth and condition of juvenile alewives in New England. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. v. 77, p. 594–601, 2020.

PINHEIRO, H. T. et al. Western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*, v. 24, n. 7, p. 951–965, 2018.

PINHEIRO, H. T.; JOYEUX, J.-C. Pescarias multi-específicas na região da foz do Rio Doce, ES, Brasil: características, problemas e opções para um futuro sustentável. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*. v. 11, n. 2, p. 15–23, 2007.

PINTO, C.P., SILVA, M.A. Mapa geológico do estado de Minas Gerais, escala 1:1.000.000. CPRM-CODEMIG, Belo Horizonte, MG, 2014.

PIRES, K. D. S. et al. Mineralogical Characterization of Iron Ore Tailings from the Quadrilátero Ferrífero, Brazil, by Electronic Quantitative Mineralogy. *Materials Research*, v. 22, 2019.

PISTOCCHI, R. et al. Copper toxicity and carbohydrate production in the microalgae *Cylindrotheca fusiformis* and *Gymnodinium* sp. *Eur. J. Phycol.*, 32, 125-132, 1997.

PITTMAN, SJ et al. "Seascape Ecology: Identifying Research Priorities for an Emerging Ocean Sustainability Science." Marine Ecology Progress Series 663. 1–29, 2021.

PIVA, A. et al. Climatic cycles as expressed in sediments of the PROMESS1 borehole PRAD1-2, central Adriatic, for the last 370 ka: 1. Integrated stratigraphy. *Geochem. Geophys. Geosyst.*, 9:Q01R01, 2008.

PLEWA, K.; MEGGERS, H.; KASTEN, S. Barium in sediments off northwest Africa: A tracer for paleoproductivity or meltwater events? *Paleoceanography*. v. 21, n. 2, p. 1–15, 2006.

PLOT, V. et al. Leatherback turtles are capital breeders: morphometric and physiological evidence from longitudinal monitoring. *Physiological and Biochemical Zoology*, v. 86, n. 4, p. 385-397, 2013.

PMPQQS - Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento - Fundação Renova, 2021. Disponível em: <<https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-download>>. Acesso em 02 de agosto 2021.

PNBOIA - Programa Nacional de Boias: Centro de Hidrografia da Marinha, Disponível: <https://www.marinha.mil.br/chm/dados-do-goos-brasil/pnboia-mapa>. Acesso em: Outubro de 2021.

POLLIO, J. Applications of underwater photogrammetry. *Marine Technology Society Journal* v. 40, 2, pp. 34-51, 2006.

POND, D. W. et al. Microplanktonic Polyunsaturated Fatty Acid Markers: a mesocosm trial. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46 (Supplement A), 61-67, 1998.

PORRA, R.; PFUNDEL, E.; ENGEL, N. Metabolism and function of photosynthetic pigments. In: *Phytoplankton Pigments in Oceanography: Guidelines to Modern Methods*. p. 85-126. 1997.

PORTNOY, D. S. et al. Does mating behaviour affect connectivity in marine fishes? Comparative population genetics of two protogynous groupers (Family Serranidae). *Molecular ecology*. v. 22, n. 2, p. 301-313, 2013.

POURAFRASYABI, M., & RAMEZANPOUR, Z. (2014). Phytoplankton as bio-indicator of water quality in Sefid Rud River – Iran (South Caspian Sea). *Caspian J. Environ. Sci*, 12, 31-40.

PRITCHARD, J.K.; STEPHENS, M.; DONNELLY, P., Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*. v. 155, p. 945–959, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/genetics/155.2.945>>. Acesso em 02 de agosto 2021.

PROENÇA, L., & OLIVEIRA, G. (1999). Análise de ácido domóico em moluscos cultivados no litoral de Santa Catarina. *Notas téc. Facimar*(3), 27-32.

PROPPS, R. et al. Measuring the biodiversity of microbial communities by flow cytometry. *Methods Ecol. Evol.*, v. 7, p. 1376-1385, 2016.

PROTHERO, D. R.; SCHWAB, F. An introduction to sedimentary rocks and stratigraphy. *Sedimentary Geology*, New York, WH Freeman and Company, p. 575, 1996.



PROUTY, N. G.; HUGHEN, K. A.; CARILLI, J. Geochemical signature of land-based activities in Caribbean coral surface samples. *Coral Reefs*, 27, n. 4, p. 727, 2008.

Pugh, D. T. *Tides, Surges, and Mean Sea-Level. A Handbook for Engineers and Scientists*. John Wiley & Sons, Chichester. 1987.

QIANG, X. et al. Greigite formed in early Pleistocene lacustrine sediments from the Heqing Basin, southwest China, and its paleoenvironmental implications. *Journal of Asian Earth Sciences*, v. 156, p. 256-264, 2018.

QINGHONG, L. A model for species diversity monitoring at community level and its applications. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 34, n. 3, p. 271-287, 1995.

QUARESMA, V. D. S. et al. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Brazilian Journal of Geology*, v. 45, n. 4, p. 635-644, 2015.

QUARESMA, V. S. et al. "Mapeamento Geológico de Habitat Marinhos: Abordagem e Estudo de Caso." In *Geografia Marinha: Oceanos e Costas Na Perspectiva de Geógrafos*, 267–29. Muehe, D.; Lins-de-Barros, F.M.; Pinheiro, L., 2020.

QUARESMA, V. S. et al. "The Impact of Trace Metals in Marine Sediments after a Tailing Dam Failure: The Fundão Dam Case (Brazil)." *Environmental Earth Sciences* 80, no. 17: 571, 2021.

QUARESMA, V.S. et al. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Continental Shelf Research*, 205, 104172, 2020.

QUEIROZ, H. M. et al. From sinks to sources: The role of Fe oxyhydroxide transformations on phosphorus dynamics in estuarine soils. *Journal of Environmental Management*, v. 278, p. 111575, 2020.

QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, v. 637–638, p. 498–506, 2018.

QUIGG, A. Micronutrients. Em M. B. BOROWITZKA, *The Physiology of Microalgae*. (1 ed., p. 681). Cham Switzerland: Springer, 2016.

QUIGG, A., REINFELDER, J., & FISHER, N. Copper uptake kinetics in diverse marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 51, 893-899, 2006.

QUINA, A. S. et al. Population effects of heavy metal pollution in wild Algerian mice (*Mus spretus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. v. 171, p. 414-424, 2019.

R CORE DEVELOPMENT TEAM. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R e COMPUTING, F. F. S. Vienna, 2018.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for statistical computing. Viena, Austria, 2021.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. Versão 3.4.3. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.

RABENI, C. F. Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control. Transactions of the American Fisheries Society, 126 (6): 1048-1051, 1997.

RAINBOW, P. S. Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity. Environment International, v. 33, n. 4, p. 576–582, 2007.

RAISWELL, R. Iron transport from the continents to the open ocean: The aging–rejuvenation cycle. Elements, v. 7, n. 2, p. 101-106, 2011.

RAMÍREZ, I. et al. Year-round distribution and habitat preferences of the Bugio petrel. Marine Ecology Progress Series, v. 476, p. 269–284, 2013.

RAMOS, S. et al. Environmental forcing and larval fish assemblage dynamics in the Lima River estuary (NW Portugal). Journal of Plankton Research, v. 28, p. 275-286, 2006.

RAURET, G. et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. J. Environ. Monit. 1, 57–61, 1999.

RÉ, P. M. A. B. Ictioplâncton estuarino da Península Ibérica. Guia de identificação dos ovos e estados larvares planctônicos. Gráfica Europam, Ltda. Mem Martins. 163 p, 1999.

Ré, P. M. A. B.; Azeiteiro, U.; Morgado, F. Ecologia do ictioplâncton. In: Ré, P.; Azeiteiro, U.; Morgado, F. (Eds.). Ecologia do plâncton marinho e estuarino. Edições Afrontamento. p. 111-140, 2005.

REBOITA, M. S. et al. Iba: the first pure tropical cyclogenesis over the western South Atlantic Ocean. JGR: Atmospheres, 126, 2020. e2020JD033431. <https://doi.org/10.1029/2020JD033431>.

REDFIELD, Alfred C. The influence of organisms on the composition of seawater. The sea, v. 2, p. 26-77, 1963.

REICHEL-T-BRUSHETT, A. J.; HARRISON, P. L. The effect of selected trace metals on the fertilization success of several scleractinian coral species. Coral Reefs, 24, n. 4, p. 524-534, 2005.

REICHERT, J. et al. 3D scanning as a highly precise, reproducible, and minimally invasive method for surface area and volume measurements of scleractinian corals. Limnology and Oceanography: Methods, 14, n. 8, p. 518-526, 2016.

REIS, E.C. et al. Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. Conservation Genetics 11, 1467-1477. 2010.

REIS, V. M. et al. Carbonate Production by Benthic Communities on Shallow Coralgal Reefs of Abrolhos Bank, Brazil. Plos One, 11, n. 4, p. 21, 2016.

RELYEA, C. D., MINSHALL, G. W., DANEHY, R. J. Development and validation of an aquatic fine sediment biotic index. Environmental Management, 49: 242–252, 2012.

RENSHAW, M. A.; NEMETH, R. S.; GOLD, J. R. Isolation and characterization of microsatellite markers from yellowfin grouper, *Mycteroperca venenosa*. Conservation Genetics Resources. v. 3, n. 2, p. 341-344, 2011.

REPINALDO FILHO, F. P. Relatório do Programa de Monitoramento de Ambientes Recifais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (2019/20). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade., Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, Caravelas, 2021.

REUER, M. K.; BOYLE, E. A.; COLE, J. E. A mid-twentieth century reduction in tropical upwelling inferred from coralline trace element proxies. Earth and Planetary Science Letters, 210, n. 3-4, p. 437-452, 2003.

REVEL, M. et al. 100,000 years of African monsoon variability recorded in sediments of the Nile margin. Quat. Sci. Rev., 29:1342–1362, 2010.

REYNOLDS, C. S. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 1984.

REYNOLDS, C. S. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, 2006.

RIBEIRO, F. V. et al. Long-term effects of competition and environmental drivers on the growth of the endangered coral *Mussismilia braziliensis* (Verril, 1867). PeerJ, 6: e5419, 2018.

RICARDO CECHET; FRANCISCO PALMA TRAVASSOS NETO; CARLOS EIRA GARCIA. Investigação do produto OSCAR para determinação de feições de circulação oceânica na plataforma continental Sul-Sudeste do Brasil e oceano adjacente. In: ANAIS DO SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2017, . Anais eletrônicos... Campinas, Galoá, 2020. Disponível em:<<https://proceedings.science/sbsr/papers/investigacao-do-produto-oscar-para-determinacao-de-feicoes-de-circulacao-oceanica-na-plataforma-continental-sul-sudeste-?lang=pt-br>>. Acesso em: 01 jun. 2020.

RICHARD, E. C. et al. Water and Sediment Quality in the Coastal Zone Around the Mouth of Doce River After the Fundão Tailings Dam Failure. Integrated Environmental Assessment and Management, v. 16, p. 643-654, 2020.

RICHARDS, J. L. et al. *Sporolithon amadoi* sp. nov. (Sporolithales, Rhodophyta), a new rhodolith-forming non-geniculate coralline alga from offshore the northwestern Gulf of Mexico and Brazil. Phytotaxa, v. 423, n. 2, p. 49-67, 2019.

RIOS, F. S. et al. Changes in gut gross morphology of traíra, *Hoplias malabaricus* (Teleostei, Erythrinidae) during long-term starvation and after refeeding. Brazilian Journal of Biology, v. 64, p. 683-689, 2004.

RIOSMENA RODRIGUEZ, R., D.L. STELLER, G. HINOJOSA ARANGO, AND M.S. FOSTER. "Reefs That Rock and Roll: Biology and Conservation of Rhodolith Beds in the Gulf of California." In The Gulf

of California: Biodiversity and Conservation, 49–71. University of Arizona and Arizona-Sonora Desert Museum Press, 2010.

RITTER, L. et al. A Review of Selected Persistent Organic Pollutants. The International Programme on Chemical Safety (IPCS). Canadá, p. 1–149, 1995.

RIZZI, J., TANIGUCHI, S., MARTINS, C. C. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from an urban- and industrial-impacted subtropical estuary (Babitonga Bay, Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 119, 390–395. 2017.

ROBERTS, R. A review of settlement cues for larval abalone (*Haliotis* spp.). *Journal of Shellfish Research*, v. 20, p. 571-587, 2001.

ROBERTSON, B. A.; REHAGE, J. S.; SIH, A. Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n. 9, p. 552–560, 2013.

ROCHA, G. M. et al. Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil. *Science of The Total Environment*, 151249, 2021.

ROCHA, G. R. A. The introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Brazilian inland waters: a growing threat. *Neotropical Ichthyology*. v. 6, p. 693-696, 2008.

RODRIGUES, A.S.L. et al. Evaluation of the mineral exploration influence on sediment composition in the Gualaxo do Norte River Basin (MG-Brazil) based on geochemical and stratigraphic data. *Environ. Earth Sci.* 68, 965–972, 2013. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1799-4>.

RODRIGUES, R.R., ROTHSTEIN, L.M., WIMBUSH, M. Seasonal variability of the south equatorial current bifurcation in the Atlantic Ocean: a numerical study. *J. Phys. Oceanogr.* 37, 16–30, 2007. <http://dx.doi.org/10.1175/jpo2983.1>.

RODRIGUES, S. et al. Phytoplankton community structures in shelf and Oceanic waters off southeast Brazil (20°–25°S), as determined by pigment signatures. *Deep Sea Res. I*, 88, 47-62, 2014.

Rodriguez, H. N.; Mehta, J. A. Longshore Transport of Fine-Grained Sediment. *Cont. Shelf Res.* 20(12–13):1419–32. doi: 10.1016/S0278-4343(00)00030-3, 2000.

RODRÍGUEZ, J.; MANDALUNIS, P. M. A Review of Metal Exposure and Its Effects on Bone. *Journal of Toxicology*. 1687-8191. <https://doi.org/10.1155/2018/4854152>, 2018.

ROLLINSON, H. Using geochemical data: evaluation, presentation, interpretation. Longman Group U. K. (Edit.), England, 350 p., 1993.

ROMERO, O., & ARMAND, L. Marine diatoms as indicators of modern changes in oceanographic conditions. Em J. SMOL, & E. STOERMER, *The Diatoms, applications for the Environmental and Earth Sciences* (2 ed.). Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

ROOS, P.; VALEUR, J. R. A sediment trap and radioisotope study to determine resuspension of particle reactive substances in the sound between Sweden and Denmark. *Continental Shelf Research*, v. 26, n. 4, p. 474-487, 2006.

ROSA, R. S; LIMA, F.C.T. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção - Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1.ed. - Brasília, DF: ICMBio/MMA. v. 2, p. 9-275, 2018.

ROSSI, A. S. et al. Fibropapillomas in a Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) Caught in Almofala, Ceará, Brazil: Histopathological and Molecular Characterizations. *Marine Turtle Newsletter*, n. 147, p. 12, 2015.

ROTHWELL, R.G.; CROUDACE, I.W. "Twenty years of XRF core scanning marine sediments: what do geochemical proxies tell us?." *Micro-XRF studies of sediment cores*. Springer, 25-102, 2015.

ROUND, F. E. *Biologia das Algas*. Rio de Janeiro: Guanabara Dois S.A, 1983.

ROUSSIEZ, V.; PROBST, A.; PROBST, J.-L. Significance of floods in metal dynamics and export in a small agricultural catchment. *Journal of Hydrology*, Elsevier, 499, 71- 81, 2013.

ROWAN, K. S. *Photosynthetic pigments of algae*. Cambridge University Press. 1989.

Royal-Charlotte and Abrolhos Banks—eastern Brazilian shelf. *PloS one*, v. 10, n. 2, p. e0117082. 2015.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Avaliação e Consolidação de Dados Pretéritos. RT-01, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 354 pag. 2018.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral – Seção 3 – Anexo 3 Monitoramento Marinho. RT-07, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1004 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Dulcícola – Monitoramento de Fluxos de Água e Sedimentos. RT-18C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 38 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-17, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 884 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica. RT-19B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 520 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Sedimentologia. RT-19C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 521 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Modelagem Numérica. RT-19D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 246 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Fitoplâncton. RT-19F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 212 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Zooplâncton. RT-19G, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 67 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Ictioplâncton. RT-19H, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 194 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Fundos Recifais, Bancos de Rodólitos e Macroalgas. RT-19J, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 253 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Análise Abiótica e Biótica no Ambiente Marinho – Discussão Integrada. RT-19K, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 57 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 4 Praias. RT-20, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 153 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 6 Megafauna. RT-23, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 531 pag. 2019.  
Disponível em: [http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-BIO/2019/nt\\_ctbio\\_rrdm\\_rel\\_anual\\_rt23\\_megafauna\\_19.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-BIO/2019/nt_ctbio_rrdm_rel_anual_rt23_megafauna_19.pdf). Acesso em: 26/10/2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 7 Ictiofauna e Carcinofauna Marinha. RT-25, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 455 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral de Evolução (RSE). RT-35, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1070 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Dulcícola. RT-36B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 494 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1600 pag. 2020.



RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM - Síntese integrativa entre ambientes. RT-36E, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 37 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. RT-36F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 50 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral de Evolução (RSE). RT-37, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 143 pag. 2021.

RUDNICK, R.L., GAO, S.. Composition of the Continental Crust, in: Treatise on Geochemistry: Second Edition. Elsevier, pp. 1–64, 2003.

Rudorff, N. et al. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens. 145, 349–361. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.02.013>, 2018.

RUIZ, F. Trace Metals in Estuarine Sediments from the Southwestern Spanish Coast. Mar. Pollut. Bull. 42, 482–490, 2001.

RUMISHA, C. et al. Genetic diversity of the giant tiger prawn *Penaeus monodon* in relation to trace metal pollution at the Tanzanian coast. Marine Pollution Bulletin. v. 114, n. 2, p. 759-767, 2017.

RUTHERFORD, J. C.; BIRD, A. J. Metal-responsive transcription factors that regulate iron, zinc, and copper homeostasis in eukaryotic cells. Eukaryotic Cell, v. 3, n. 1, p. 1–13, 2004.

RUTTENBERG, K. C. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. Limnol. Oceanogr. vol. 37, pag.1460–1482,1992.

RYU, J. et al. The impact of heavy metal pollution gradients in sediments on benthic macrofauna at population and community levels. Environmental Pollution, v. 159, n. 10, p. 2622–2629, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.034>>.

SÁ, F. et al. Time-sequence development of metal(loid)s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. Science of the Total Environment, 1-11, 2021.

SADLER, J. et al. Geochemistry-based coral palaeoclimate studies and the potential of ‘non-traditional’ (non-massive *Porites*) corals: recent developments and future progression. Earth-Science Reviews, 139, p. 291-316, 2014.

SADOVY DE MITCHESON, Y. et al. Fishing groupers towards extinction: a global assessment of threats and extinction risks in a billion dollar fishery. Fish and fisheries. v .14, n. 2, p. 119-136, 2013.

SADOVY, Y.; ROSARIO, A.; ROMÁN, A. Reproduction in an aggregating grouper, the red hind, *Epinephelus guttatus*. In: Women in ichthyology: an anthology in honour of ET, Ro and Genie. Dordrecht: Springer. p. 269-286, 1994.

SAHA, N. et al. Seasonal to decadal scale influence of environmental drivers on Ba/Ca and Y/Ca in coral aragonite from the southern Great Barrier Reef. *Science of the Total Environment*, 639, p. 1099-1109, 2018.

SAHA, N.; WEBB, G. E.; ZHAO, J.-X. Coral skeletal geochemistry as a monitor of inshore water quality. *Science of the Total Environment*, 566, p. 652-684, 2016.

ŞAHİN, K. et al. Effects of dietary chromium picolinate supplementation on egg production, egg quality and serum concentrations of insulin, corticosterone, and some metabolites of Japanese quails. *Nutrition Research*, v. 21, n. 9, p. 1315–1321, 2001.

SAKAI, H. et al. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. *Marine Pollution Bulletin*, v. 30, n. 5, p. 347-353, 1995.

SALE, P. F.; HANSKI, I.; KRITZER, J. P. The merging of metapopulation theory and marine ecology: establishing the historical context. In: (Ed.). *Marine Metapopulations*: Elsevier, chapter 1, p.3-28, 2006.

SALGADO, L. T. et al. The influence of brown algae alginates on phenolic compounds capability of ultraviolet radiation absorption in vitro. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 55, n. 2, p. 145-154, 2007.

SALGADO, L. T.; ANDRADE, L. R.; AMADO FILHO, G. M. Localization of specific monosaccharides in cells of the brown alga *Padina gymnospora* and the relation to heavy-metal accumulation. *Protoplasma*, 225, n. 1-2, p. 123-128, 2005.

SALVADOR, N. L. A.; MUELBERT, J. H. Environmental variability and body condition of Argentine menhaden larvae, *Brevoortia pectinata* (Jenyns, 1842), in estuarine and coastal waters. *Estuaries and Coasts*. v. 42, p. 1654–1661, 2019.

SANDALIO, L. et al. Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *Journal of Experimental Botany*, 52, n. 364, p. 2115-2126, 2001.

SANT'ANNA, C. et al. Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. São Paulo: Interciência/ Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic, 2006.

SANTA BRÍGIDA, E. L. et al. Population analysis of *Scomberomorus cavalla* (Cuvier, 1829) (Perciformes, Scombridae) from the Northern and Northeastern coast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. v. 67, n. 4, p. 919-924, 2007.

SANTANA, J. R. et al. Ichthyoplankton community structure on the shelf break off northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 92, n. 2, 2020. e20180851 doi 10.1590/0001-3765202020180851.

SANTOLIN, C.V.A. et al. Distribution and environmental impact evaluation of metals in sediments from the Doce River Basin, Brazil. *Environ. Earth Sci.* 74, 1235–1248, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4115-2>

SANTOS, A. R. Comunidade bentônica de substrato consolidado do litoral do Espírito Santo. 2019. 56 f. Dissertação de Mestrado - Programa de Sistemas Aquáticos Tropicais, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2019.

SANTOS, E. M. et al. Population bottlenecks, genetic diversity and breeding ability of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) from three polluted English Rivers. *Aquatic toxicology*. v. 142, p. 264-271, 2013.

SANTOS, F. R. et al. Organic contaminants and trace metals in the western South Atlantic upper continental margin: anthropogenic influence on mud depocenters. *Marine Pollution Bulletin* 154, 111087. 2020.

SANTOS, M. D. C. et al. Presença de fibropapilomatose em espécime de *Caretta caretta* na Baía Sergipe-Alagoas. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v. 3, n. 3, p. 2432-2439, 2020.

SANTOS, M. do C. F.; IVO, C. T. C. Efeitos da deposição de material dragado sobre a população de camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), em frente ao município de Caravelas (Bahia-Brasil). *Boletim Técnico-Científico do CEPENE*. v. 16, p. 9-22, 2008.

SANTOS, R. V. S.; RAMOS, S.; BONECKER, A. C. T. Can we assess the ecological status of estuaries based on larval fish assemblages? *Marine Pollution Bulletin*, v. 367, p. 367-375, 2017. doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.043.

SANTOS, R.G. et al. Debris ingestion by juvenile marine turtles: An underestimated problem. *Marine Pollution Bulletin*, v. 93, n. 1–2, p. 37–43, 2015.

SARMENTO, R. et al. Invasive house (Rattus rattus) and brown rats (Rattus norvegicus) threaten the viability of red-billed tropicbird (*Phaethon aethereus*) in Abrolhos National Park, Brazil. *Tropical Conservation Science*, v. 7, n. 4, p. 614–627, 2014.

SATOH, A. et al. Evaluation of the sensitivity of marine microalgal strains to the heavy metals, Cu, As, Sb, Pb and Cd. *Environ. Int.*, 31(5), 713-722, 2005.

SAVADA, C. S. et al. Multiple haplotypes of *Chelonia mydas* juveniles in a threatened hotspot area in Southern Brazil. *Genetic and Molecular Biology* 44, 3, e20200410, 2021.

SAVAGE, C. Seabird nutrients are assimilated by corals and enhance coral growth rates. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, p. 4284, 2019.

SAVAGE, C.; FIELD, J. G.; WARWICK, R. M. Comparative meta-analysis of the impact of offshore marine mining on macrobenthic communities versus organic pollution studies. *Marine Ecology Progress Series*, v. 221, p. 265–275, 2001.

SAVOCA, M. S. et al. Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. *Science Advances*, v. 2, n. 11, p. e1600395, 2016.

SCHERNER, F. et al. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 76, n. 1-2, p. 106-115, 2013.

SCHETTINI, C. A. F.; HATJE, V. The suspended sediment and metals load from the Mariana's tailing dam failure to the coastal sea. *Integrated Environmental Assessment and Management*. v. 16, p. 1-8, 2020.

SCHEUFEN, T. et al. Seasonal variation modulates coral sensibility to heat-stress and explains annual changes in coral productivity. *Scientific Reports*, 7, p. 15, 2017.

SCHINDELIN, J. et al. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. *Nature Methods*, 9, p. 676–682, 2012.

SCHLACHER, T. A. et al. Can export of organic matter from estuaries support zooplankton in nearshore, marine plumes. *Aquatic Ecology*, v. 43, n. 2, p. 383-393, 2009.

SCHLAEPFER, M. A.; RUNGE, M. C.; SHERMAN, P. W. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 17, n. 10, p. 474–480, 2002.

SCHMITT, R. J.; OSENBURG, C. W. *Detecting Ecological Impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats*. 1. Elsevier, 1996.

SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9, n. 7, p. 671-675, 2012.

SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. *Biology of marine birds*. Boca Raton, EUA, CRC Press, 2002.

SCIBERRAS, M. et al. Habitat structure and biological characteristics of a maerl bed off the northeastern coast of the Maltese Islands (central Mediterranean). *Marine Biodiversity*, 39, n. 4, p. 251-264, 2009.

Sebastiano, M. et al. High levels of fluoroalkyl substances and potential disruption of thyroid hormones in three gull species from SouthWestern France. *Science of the Total Environment*. v. 765, 144611, 2021.

SECCHI, E. R.; DANILEWICZ, D.; OTT, P. H.. Applying the phylogeographi cconcept to identify Franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *Journal of Cetacean Research and Management* 5: 61–68, 2003. Disponível em: <https://archive.iwc.int/?r=250&k=e170e4fe54>

SEGAL, B. et al. Potential impacts of polar fronts on sedimentation processes at Abrolhos coral reef (South-West Atlantic Ocean/Brazil). *Continental Shelf Research*, 28, n. 4-5, p. 533-544, 2008.

SEGUEL, M. et al. Causes of mortality in South American fur seal (*Arctocephalus australis*) pups at Guafo Island, southern Chile (2004-2008). *Marine Mammal Science*, 29: 36-47, 2013.

SEGURA, F. R. et al. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution*, v. 218, p. 813-825, 2016.

SEITZINGER, S. P. et al. Global patterns of dissolved inorganic and particulate nitrogen inputs to coastal systems: Recent conditions and future projections. *Estuaries*, v. 25, n. 4, p. 640-655, 2002.

SEITZINGER, S. P.; SANDERS, R. W. Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen stimulate estuarine bacteria and phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, v. 44, n. 3, p. 721-730, 1999.

SFAKIANAKIS, D. G. et al. Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. *Environmental Research*, v. 13, p. 246-255, 2015.

SFRISO, A.; MARCOMINI, A. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource technology*, 58, n. 3, p. 299-307, 1996.

SHANNON, C., & WEAVER, W. The mathematical theory of communication. Illinois: The University of Illinois Press, 1964.

SHAVER, E. et al. A Manager's Guide to Coral Reef Restoration Planning and Design. NOAA Coral Reef Conservation Program. NOAA Technical Memorandum CRCP 36, p.128. 2020.

SHEN, G. T.; BOYLE, E. A. Determination of Lead, Cadmium and other Trace Metals in Annually-Banded Corals. *Chemical Geology*, 67, p. 47-62, 1988.

SHEPPARD, C. et al. The biology of coral Reefs – Chapter 1. Coral reefs: biodiversity and productive tropical ecosystems. 2nd ed, Oxford University Press, Oxford. 2017.

SHEPPARD, C. R. C. et al. Coral reefs in the modern world, The biology of coral reefs, 2009.

SHI, Z. et al. Relationship between nutrients and plankton biomass in the turbidity maximum zone of the Pearl River Estuary. *Journal of Environmental Sciences*, n. 57, p. 72-84, 2017.

SHOJI, A. et al. Biotransport of metallic trace elements from marine to terrestrial ecosystems by seabirds: trans-ecosystem biotransport of contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 38, n. 1, p. 106–114, 2019.

SHULZITSKI, K.; MCCARTNEY, M.; BURTON, M. Population connectivity among Dry Tortugas, Florida, and Caribbean populations of mutton snapper (*Lutjanus analis*), inferred from multiple microsatellite loci. *Fishery Bulletin*. v.107. p.501-509, 2009.

SICILIANO, S.; DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844)(Mammalia, Cetacea, Pontoporiidae), nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Costa Sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e fatores de isolamento das populações. *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 146:1-15. 2002.

SIEGEL, F. R. Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2002.

SIH, A. Understanding variation in behavioural responses to human-induced rapid environmental change: a conceptual overview. *Animal Behaviour*, v. 85, n. 5, p. 1077–1088, 2013.

SILVA A.S. et al. Sedimentation in the coastal reefs of Abrolhos over the last decades. *Continental Shelf Research*, 2013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2013.06.002>

SILVA JÚNIOR, C. A. B. et al. Aspects of the reproductive biology and characterization of Sciaenidae captured as bycatch in the prawn trawling in the northeastern Brazil. *Ata Scientiarum*, 2014. v. 37, p. 1-8. Disponível em: < <https://doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v37i1.24962>>. Acesso em 13 de dezembro de 2021.

Silva Júnior, C. A. B.; Araújo, M. E.; Feitosa, C. V. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 11, n. 1, p. 133-142, 2013.

SILVA, C. V. V. et al. Physical-chemical monitoring of the Linhares (ES) and São Mateus (ES) aquatic ecosystem after the breaking of the Fundão Dam, Mariana, Minas Gerais. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*. v.9, p. 1-11, 2018. Disponível em: < <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.005.0001>>. Acesso em 13 de dezembro de 2021.

SILVA-JÚNIOR, C. A. B. et al. Ichthyofauna bycatch of the artisanal fishery of penaeid shrimps in Pernambuco, northeastern Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*. v. 45, p. 1-10, 2019. Disponível em: < [https://pdfs.semanticscholar.org/64c1/9ad5af676ba91abf2073150ae565609109ad.pdf?\\_ga=2.198329007.1867873198.1639421610-1618950609.1639421610](https://pdfs.semanticscholar.org/64c1/9ad5af676ba91abf2073150ae565609109ad.pdf?_ga=2.198329007.1867873198.1639421610-1618950609.1639421610)>. Acesso em 13 de dezembro de 2021.

SILVEIRA, I. C. A. et al. A Corrente do Brasil ao Largo da Costa Leste Brasileira. *Revista Brasileira de Oceanografia*, v. 48, n. 2, p. 171-183, 2000.

SINCLAIR, D. J.; KINSLEY, L. P.; MCCULLOCH, M. T. High resolution analysis of trace elements in corals by laser ablation ICP-MS. *Geochimica et cosmochimica acta*, 62, n. 11, p. 1889-1901, 1998.

SISSINI, M. N. et al. Brazil oil spill response: protect rhodolith beds. *Science* [S.l.: s.n.], Disponível em: DOI: 10.1126/science.aba2582, 2020.

SISSINI, M. N. et al. *Mesophyllum erubescens* (Corallinales, Rhodophyta) - so many species in one epithet. *Phytotaxa*, 190, n. 1, p. 299-319, 2014.

SKRESLET, S. (Ed.). *The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems*. Berlin: Springer Verlag, v. 7, 1986.

SLETTEN, H. R. et al. Skeletal growth controls on Mg/Ca and P/Ca ratios in tropical Eastern Pacific rhodoliths (coralline red algae). *Chemical Geology*, 465, p. 1-10, 2017.

SMAYDA, T. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography*, 42(5), 1137-1153, 1997.

SOARES, M. O. et al. The forgotten reefs: benthic assemblage coverage on a sandstone reef (Tropical South-western Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 97, n. 8, p. 1585-1592, 2017.



SOJINU, S. O. et al. Assessing anthropogenic contamination in surface sediments of Niger Delta, Nigeria with fecal sterols and n-alkanes as indicators. *Science of the Total Environment*, [s. l.], v. 441, p. 89–96, 2012.

SONTER, L., ALI, S., & WATSON, J. Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proc. R. Soc. B*, 285, 1-9, 2018.

SOSIK, H. M. et al. (eds) *Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications*. *Developments in Applied Phycology*, vol. 4. Springer, Dordrecht., 2010.

SOULSBY, R. *Dynamics of Marine Sands A Manual for Practical Applications*. Thomas Telford, London, 1997.

SOUZA V. L. B. et al. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. *Brazilian Journal of Radiation Sciences*, 03(1A): 01- 13, 2015.

SOUZA, A. C. et al. Low levels of persistent organic pollutants in sediments of the Doce River mouth, South Atlantic, before the Fundão dam failure. *Science of the Total Environment* 802, 149882. 2022.

SOUZA, C. S. DE; MAFALDA JUNIOR, P. O. Large-Scale Spatial and Temporal Variability of Larval Fish Assemblages in the Tropical Atlantic Ocean. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 91, n. 1, 2019: e20170567. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201820170567>

SOUZA, C. S.; LUZ, J. A.; MAFALDA, P. O. Relationship between spatial distribution of chaetognaths and hydrographic conditions around seamounts and islands of the tropical southwestern Atlantic. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86, 1151-1165, 2014.

SOUZA, J.D, MELO, R.C., KOSIN, M. (coords). *Mapa geológico do estado da Bahia, escala 1:1.000.000*. CPRM, Salvador, BA, 2003.

SOUZA, M. R. DE et al. Caracterização da “mistura” na pesca de arrasto-de-parelha desembarcada em Santos e Guarujá, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*. v. 33, p. 43-51, 2007.

SOUZA, R. L. M. et al. Reprodução do ariacó, *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758), sob cultivo, em resposta a indução hormonal. *Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza*. v. 49, n. 2, p. 68-76, 2016.

SPALDING, M. et al. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, v. 82, p. 104-113, 2017.

SPIRO, T. G.; STIGLIANI, W. M. *Química Ambiental*. 2a edição, São Paulo (SP), Pearson Universidades, 2008.

STELLER, D. L. et al. Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: the importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 13, n.1, p. S5-S20, 2003.

STELLER, D. L., AND C CÁCERES-MARTÍNEZ. "Coralline Algal Rhodoliths Enhance Larval Settlement and Early Growth of the Pacific Calico Scallop *Argopecten Ventricosus*." Marine Ecology Progress Series 396: 49–60, 2009.

STENECK, R. S.; DETHIER, M. N. A functional-group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69, n. 3, p. 476-498, 1994.

STEWART, K. R.; DUTTON, P. H. Paternal genotype reconstruction reveals multiple paternity and sex ratios in a breeding population of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Conservation Genetics* 12, 1101-1113, 2011.

STEWART-OATEN, A. Goals in environmental monitoring. In: (Ed.). *Detecting ecological impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats*: Elsevier, chap. 2, p.17-27, 1996.

STEWART-OATEN, A.; BENCE, J. R.; OSENBURG, C. W. Assessing effects of unreplicated perturbations: no simple solutions. *Ecology*, v. 73, n. 4, p. 1396-1404, 1992.

STOECKER, D. et al. Mixotrophy in the marine plankton. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, v. 9, p. 311-335, 2017.

STRYDOM, N. A. Patterns in larval fish diversity, abundance, and distribution in temperate South African estuaries. *Estuaries and Coasts*, v. 38, p. 268-284, 2015.

SUDHARSHAN, S. et al. DDT remediation in contaminated soils: a review of recent studies. *Biodegradation*, v. 23, n. 6, p. 851–863, 1 nov. 2012.

SUGGETT, D. J. et al. Photobiology of corals from Brazil's near-shore marginal reefs of Abrolhos. *Marine Biology*, 159, n. 7, p. 1461-1473, 2012.

SULLAWAY, G. H.; EDWARDS, M. S. Impacts of the non-native alga *Sargassum horneri* on benthic community production in a California kelp forest. *Marine Ecology Progress Series*, 637, p. 45-57 2020.

SULLIVAN, C. Diatom mineralization of silicic acid. II. regulation of Si (OH)<sub>4</sub> transport rates during the cell cycle of *navicula pelliculosa*. *J. Phycol.*, 13(1), 86-91, 1997.

SUNDA, W.G. Trace metal interactions with marine phytoplankton. *Biol. Oceanogr.* 6, 411–442, 1989.

SUNDA, W.G.; HUNTSMAN, S.A. Effect of Zn, Mn, and Fe on Cd accumulation in phytoplankton: Implications for oceanic Cd cycling. *Limnol. Oceanogr.* 45, 1501–1516, 2000. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.7.1501>.

SWEENEY, M. M. et al. Spondylitic changes in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) stranded on Cape Cod, Massachusetts, Patología y Causas de Muerte de los Cetáceos Varados en las Islas Canarias (2006-2012) 728 USA, between 1982 and 2000. *Journal of Wildlife Diseases*, 41, 4: 717-27, 2005.

SYKES IV, J. M.; KLAPHAKE, E. Reptile hematology. *Veterinary Clinics of North America: Exotic Animal Practice*, v. 11, n. 3, p. 481-500, 2008.

SZCZUCIŃSKI, W. et al. Effects of rainy season on mobilization of contaminants from tsunami deposits left in a coastal zone of Thailand by the 26 December 2004 tsunami. *Environmental Geology*, 53, p. 253–264, 2007.

SZMYTKIEWICZ, A.; ZALEWSKA, T. Sediment deposition and accumulation rates determined by sediment trap and <sup>210</sup>Pb isotope methods in the Outer Puck Bay (Baltic Sea). *Oceanologia*, v. 56, n. 1, p. 85-106, 2014.

SZYMAŃSKA, R.; KRUK, J. Plastoquinol is the main prenyllipid synthesized during acclimation to high light conditions in *Arabidopsis* and is converted to plastochromanol by tocopherol cyclase. *Plant and Cell Physiology*, 51, n. 4, p. 537-545, 2010.

TADA, K. et al. High tolerance of phytoplankton for extremely high ammonium concentrations in the eutrophic coastal water of Dokai Bay (Japan). *La Mer*, 47, 75-88, 2009.

TAHERAN, M. et al. Emerging contaminants: Here today, there tomorrow! *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, v. 10, n. February, p. 122–126, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.enmm.2018.05.010>>.

TAKASHIMIZU, Y.; IIYOSHI, M. New parameter of roundness R: circularity corrected by aspect ratio. *Progress in Earth and Planetary Science*, v. 3, n. 1, p. 2, 2016.

TALLQVIST, M.; SANDBERG-KILPI, E.; BONSDORFF, E. Juvenile flounder, *Platichthys flesus* (L.), under hypoxia: effects on tolerance, ventilation rate and predation efficiency. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. v. 242, p.75-93, 1999.

TÂMEGA, F. T. S. et al. Deep-water rhodolith bed from central Brazilian continental shelf, Campos Basin: coralline algal and faunal taxonomic composition. *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, v. 16, n. 1, p. 21-31, 2014.

TANAKA, K. et al. Metal contents of *Porites* corals from Khang Khao Island, Gulf of Thailand: Anthropogenic input of river runoff into a coral reef from urbanized areas, Bangkok. *Applied Geochemistry*, 37, p. 79-86, 2013.

TCHOUNWOU, P. B. et al. Heavy Metals Toxicity and the Environment. *EXS*, v. 101, p. 133–164, 2012.

TECCHIO, S. et al. Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: The case of the Seine estuary. *Ecological Indicators*. v. 61, n. 2, p. 833-845, 2016.

TEDESCHI M. et al..The Ediacaran Rio Doce magmatic arc revisited (Araçuaí-Ribeira orogenic system, SE Brazil). *Journal of South American Earth Sciences* 68: 167-186, 2016.

TEIXEIRA, C. D. et al. Decadal (2006-2018) dynamics of Southwestern Atlantic's largest turbid zone reefs. *PLoS ONE*, v. 16, e0247111, 2021.

Teixeira, C. E. P. et al. The inner shelf circulation on the Abrolhos Bank, 18°S, Brazil. *Cont. Shelf Res.* 70, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.09.003>, 2013.

TEIXEIRA, C. et al. Sustained mass coral bleaching (2016-2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. *Coral Reefs*, 38, p. 801-813, 2019.

TEIXEIRA, J. B. et al. Traditional ecological knowledge and the mapping of benthic marine habitats. *Journal of environmental management*. v. 115, p 241-250, 2013.

TELETCHER, F. Molecular identification methods of fish species: Reassessment and possible applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. v. 19, p. 265-293, 2009.

TENENBAUM, D. R., GOMES, E. A., & GUIMARÃES, G. P. Microorganismos planctônicos: pico, nano e micro. Em J. L. VALENTIN, Características hidrobiológicas da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira (Salvador, BA, ao Cabo de São Tomé, RJ) (Vol. Série Documentos REVIZEE/SCORE Central, pp. 83-124). Brasília: Ideal gráfica, 2016.

TENÓRIO, M. M. B. et al. The impact of terrigenous inputs on the Bay of Ouinné (New Caledonia) phytoplankton communities: a spectrofluorometric and microscopic approach. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* v. 64, p. 531–545, 2005.

TENÓRIO, M. M. B. et al. Trichodesmium and other planktonic cyanobacteria in New Caledonian waters (SW tropical Pacific) during an El Niño episode. *Aquat. Microb. Ecol.* v. 81, p. 219–241, 2018.

TESCHIMA, M. M. et al. Biogeography of the endosymbiotic dinoflagellates (Symbiodiniaceae) community associated with the brooding coral *Favia gravida* in the Atlantic Ocean. *Plos One*, 14, n. 3, p. 18, 2019.

THEML H. K.; HEINZ, D.; HAFERLACH, T. Color Atlas of Hematology: Practical Microscopic and Clinical Diagnosis. Thieme, Stuttgart/New York. 208 p., 2004.

THIBAUT, L. M.; CONNOLLY, S. R. Understanding diversity–stability relationships: towards a unified model of portfolio effects. *Ecology letters*, 16, n.2, p. 140-150, 2013.

THOMAS, W. H., HOLLIBAUGH, J., & SEIBERT, D.. Effects of heavy metals on the morphology of some marine phytoplankton. *Phycologia*, 19(3), 202-209, 1980.

THRONDSSEN, J. The planktonic marine flagellates. Em C. Tomas, & C. Tomas (Ed.), Identifying marine phytoplankton. San diego: Academic Press, 1997.

TISSERAND, A. et al. African monsoon enhancement during the penultimate glacial period (MIS 6.5–170 ka) and its atmospheric impact. *Paleoceanography*, 24:PA2220, 2009.

TITSCHACK, J. R.; GOETZ-NEUNHOEFFER, F.; NEUBAUER, J. R. Magnesium quantification in calcites [(Ca, Mg) CO<sub>3</sub>] by Rietveld-based XRD analysis: revisiting a well-established method. *American Mineralogist*, v. 96, n. 7, p. 1028-1038, 2011.

TORRES, L.G.; READ, A.J.; HALPIN, P. Fine-scale habitat modeling of a top marine predator: Do prey data improve predictive capacity? *Ecological Applications*, 18, 1702–1717, 2008.

TORTELL, P., MALDONADO, M., & PRICE, N. The role of heterotrophic bacteria in iron-limited ocean ecosystems. *Nature*, 383, 330-332, 1996.

TRAINER, V. et al. Pseudo-nitzschia physiological ecology, phylogeny, toxicity, monitoring and impacts on ecosystem health. *Harmful Algae*, 14, 271-300, 2012.

TRAYKOVSKI, P. et al. The role of wave-induced density-driven fluid mud flows for cross-shelf transport on the Eel River continental shelf. *Continental Shelf Research*. 20, 27. 2000.

TRÉGUER, P., NELSON, D., Van Bennekem, A., DEMASTER, D., LEYNAERT, A., & QUÉGUINER, B. (1995). The silica balance in the world ocean: Are estimate. *Science*, 268, 375-379.

TRICK, C. et al. Iron enrichment stimulates toxic diatom production in high-nitrate, low-chlorophyll areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America - PNAS*, 107(13), 5887-5892, 2010.

TROEDSSON, C. et al. Regulation of filter-feeding house components in response to varying food regimes in the appendicularian, *Oikopleura dioica*. *Journal of plankton research*, 31(12), 1453-1463, 2009.

TUKEY, J. W. *Exploratory data analysis*. Reading, MA: Addison -Wesley, 1977.

TURNER, J. R.; THAYER, J. F. *Introduction to analysis of variance: Design, analysis, & interpretation*. Thousand Oaks, CA: Sage Publications, 2001.

TURNER, J. T. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zoological studies*, v. 43, n.2, p. 255-266, 2004.

TURNER, J. T. Zooplankton feeding ecology: Contents of fecal pellets of the copepods *Eucalanus pileatus* and *Paracalanus quasimodo* from continental shelf waters of the Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, v. 15, n. 1, p. 27-46, 1984.

U.S. EPA, 2021. Sediments. United States Environmental Protection Agency, CADDIS Volume 2. Disponível em: <https://www.epa.gov/caddis-vol2/caddis-volume-2-sources-stressors-responses-sediments>. Acesso em: 17 de Novembro de 2021.

ULSTRUP, K. E. et al. Seasonal variation in the photo-physiology of homogeneous and heterogeneous Symbiodinium consortia in two scleractinian corals. *Marine Ecology Progress Series*, v. 361, p. 139-150, 2008.

UNCLES, R.J; STEPHENS, J.A; SMITH, R.E. The dependence of estuarine turbidity on tidal intrusion length, tidal range and residence time. *Continental Shelf Research*, 2002. v. 22, n.11-13, p. 1835- 1856.

UNDERWOOD A. J. *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Cambridge: University Press, 2006.

UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Marine and Freshwater Research*, 42, n. 5, p. 569-587, 1991.

UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 161, p. 145-178, 1992.

UNDERWOOD, A. J. On Beyond BACI: Sampling Designs That Might Reliably Detect Environmental Disturbances. *Ecological Applications*, Ecological Society of America. v. 4, n. 1, p. 4-15, 1994.

UNDERWOOD, A. J. The mechanics of spatially replicated sampling programs to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology*. v. 18, n. 1, p. 99-116, 1993.

UNEP (United Environment Programme). Determinations of petroleum hydrocarbons in sediments, reference methods for marine pollution studies, p. 75, 1992.

VALENTIM, M. M. Relação da salinidade e turbidez nos limites de um estuário amazônico. 2017. 48 f. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto De Geociências, Faculdade De Oceanografia, Universidade Federal Do Pará, Belém, 2017.

VALENTIN, J. L.; MARAZZO, A. Modelling the population dynamics of *Penilia avirostris* (Branchiopoda, Ctenopoda) in a tropical bay. *Acta Oecologica*, 24, S369-S376, 2003.

VALENTIN, J. L.; MONTEIRO-RIBAS, W. M. Zooplankton community structure on the east-southeast Brazilian continental shelf (18-23°S latitude). *Cont. Shelf Res.*, 13(4): 407-424, 1993.

VALERIANO C.M. et al. Sm-Nd and Sr isotope fingerprinting of iron mining tailing deposits spilled from the failed SAMARCO Fundão dam 2015 accident of Mariana, SE- Brazil. *Applied Geochemistry*, 106: 34-44, 2019.

VALÉRIO-BERARDO, M. T. Composição e distribuição da fauna de Amphipoda de fundos não consolidados da região de Ubatuba (SP, Brasil). São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1992.

VAN BRESSEM, M. F. et al. Emerging infectious diseases in cetaceans worldwide and the possible role of environmental stressors. *Diseases of Aquatic Organisms*, v. 86, p. 143-157, 2009a.

VAN BRESSEM, M. F.; SANTOS, M. C. O.; OSHIMA, J. E. F. Skin diseases in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: A possible indicator of a compromised marine environment. *Marine Environmental Research*, v. 67, p. 63-68, 2009b.

VAN OOSTERHOUT, C. et al. Software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Mol. Ecol. Notes*. v.4, p. 535-538, 2004.

VAN STRAALLEN, N.M.; TIMMERMANS, M. J.T.N. Genetic variation in toxicant-stressed populations: an evaluation of the "genetic erosion" hypothesis. *Human and Ecological Risk Assessment*. v. 8, n. 5, p. 983-1002, 2002.



VANHALA, P. T., AND J. H. AHTIAINEN. "Soil respiration, ATP content, and Photobacterium toxicity test as indicators of metal pollution in soil." *Environmental Toxicology and Water Quality* 9.2 115-121, 1994.

VANWONTERGHEM I., WEBSTER N. S Coral Reef Microorganisms in a changing climate. *iScience* 23, 100972, 2020.

VAREETHIAH, K., & HANIFFA, M. Phytoplankton pollution indicators of coir retting. *J. Environ. Pollut.*, 3, 117-122, 1988.

VARGAS-ANGEL, B. et al. Baseline Assessment of Net Calcium Carbonate Accretion Rates on US Pacific Reefs. *Plos One*, 10, n. 12, p. 25, 2015.

VEGA-PÉREZ, L. A. Estudo do zooplâncton da região de Ubatuba, Estado de São Paulo. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico*, 10, 65-84, 1993.

VENN, A. A. et al. The impact of coral bleaching on the pigment profile of the symbiotic alga, *Symbiodinium*. *Plant Cell and Environment*, 29, n. 12, p. 2133-2142, 2006.

VIDI, P. A. et al. Tocopherol cyclase (VTE1) localization and vitamin E accumulation in chloroplast plastoglobule lipoprotein particles. *Journal of biological chemistry*, 281, n. 16, p. 11225-11234, 2006.

Viégas, N. J. de F., *Modelagem Numérica das Marés no Litoral do Espírito Santo*. Universidade Federal do Espírito Santo. 2006.

VIEIRA, FERNANDA V. et al. "Along-Shelf Changes in Mixed Carbonate-Siliciclastic Sedimentation Patterns." *Continental Shelf Research* 187: 103964, 2019.

VIEIRA, V.S. et al. Mapa geológico do estado do Espírito Santo, escala 1:400.000. CPRM, Belo Horizonte, MG, 2018.

VILIČIĆ, D. Phytoplankton population density and volume as indicators of eutrophication in the eastern part of the Adriatic Sea. *Hydrobiologia*(174), 117-132, 1989.

VILLA, C. A. et al. Trace element reference intervals in the blood of healthy green sea turtles to evaluate exposure of coastal populations. *Environmental Pollution*, v. 220, p. 1465-1476, 2017.

VILLAC, M. et al. *Pseudo-nitschia brasiliensis* (Bacillariophyceae), na oportunistic diatom on the coast of the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Atlântica*, 27(2), 2005.

VILLARES, R.; PUENTE, X.; CARBALLEIRA, A. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. *Environmental Pollution*, v. 119, n. 1, p. 79-90, 2002.

VILLAS-BÔAS, A. B. et al. Experimental effects of sediment burial and light attenuation on two coralline algae of a deep water rhodolith bed in Rio de Janeiro, Brazil. *Cryptogamie, Algologie*, v. 35, n. 1, p. 67-76, 2014.

VINZON, S.B. et al. Mud deposit formation on the open coast of the larger Patos Lagoon–Cassino Beach system. *Continental Shelf Research*. 29, 572-588, 2009.

VOLKMAN, J. K. A review of sterol markers for marine and terrigenous organic matter. *Organic Geochemistry*, 9 (2): 83 – 99, 1986.

VOLKMAN, J. K. Microalgal biomarkers: a review of recent research developments. *Organic Geochemistry*, v. 29, p. 1163-1179, 1998.

VOLKMAN, J. K.: Sterols and other triterpenoids: source specificity and evolution of biosynthetic 15 pathways, *Org. Geochem.*, 36, 139–159, 2005.

WALKER, R.; MOSS, B. Mode of attachment of six epilithic crustose Corallinaceae (Rhodophyta). *Phycologia*, 23, n. 3, p. 321-329, 1984.

WALTER, H. J. W. et al. Provenance And Transport Of Terrigenous Sediment In The South Atlantic Ocean And Their Relations To Glacial And Interglacial Cycles: Nd And Sr Isotopic Evidence. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, V. 64 N. 22, P. 3813–3827, 2000.

WALTER, T. C.; BOXSHALL, G., 2021. World of Copepods Database. *Clausocalanus furcatus* Brady, 1883. Accessed through: World Register of Marine Species at: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=205653> on 2021-10-19

WANG, C. et al. Distribution and transport of heavy metals in estuarine–inner shelf regions of the East China Sea. *Science Total Environmental*, 644, p.298–305, 2018.

WANG, F. et al. Modulation of Exogenous Glutathione in Ultrastructure and Photosynthetic Performance Against Cd Stress in the Two Barley Genotypes Differing in Cd Tolerance. *Biological Trace Element Research*, 144, n. 1-3, p. 1275-1288, 2011.

WANG, Le et al. Genetic diversity and differentiation of the orange-spotted grouper (*Epinephelus coioides*) between and within cultured stocks and wild populations inferred from microsatellite DNA analysis. *International journal of molecular sciences*. v. 12, n. 7, p. 4378-4394, 2011.

WARD, N. The problem of sediment in water for fish. Northwestern Ontario boreal forest management technical notes (TN–21). Ontario: Ministry of Natural Resources, 1992.

WARWICK, R. M. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, v. 19, n. 6, p. 259–268, jun. 1988.

WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Comparing the severity of disturbance; a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, v. 92, n. 3, p. 221–231, 1993.

WASHBURN, T. W. et al. Ecological risk assessment for deep-sea mining. *Ocean & Coastal Management*, v. 176, p. 24–39, 15 jun. 2019.

WASSERMAN, J.C., WASSERMAN, M.A. Comportamento de metais em sedimentos, in: Neto, J.A.B., Wallner-Kersanach, M., Patchneelam, S.M. (Eds.), *Poluição Marinha*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, pp. 197–236, 2008.

WATANABE, H. et al. Effects of sediment influx on the settlement and survival of canopy-forming macrophytes. *Scientific Reports*, 6: 18677, 2016.

WEIR, B.; CLARK COCKERHAM, C. Estimating F-Statistics for the Analysis of Population Structure Author (s): Published by: Society for the Study of Evolution Stable Evolution (N.Y), 2011. v. 38, p. 1358–1370. Disponível em: < <http://www.jstor.org/stable/2408641>>. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

WEIßHUHN, P.; MÜLLER, F.; WIGGERING, H.. Ecosystem vulnerability review: proposal of an interdisciplinary ecosystem assessment approach. *Environmental management*, v. 61, n. 6, p. 904-915, 2018.

WELTJE, G. J.; EYNATTEN, H. Quantitative provenance analysis: review and outlook. *Sedimentary Geology*, 171. 1- 11, 2004.

WENGER, A. S. et al. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. *Fish and Fisheries*, 18, 967-985, 2017.

WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, v. 30, p. 377–392, 1922.

WERNER, T. B. et al. Abrolhos 2000: conserving the Southern Atlantic's richest coastal biodiversity into the next century. *Coastal Management*, v. 28, n. 1, p. 99-108, 2000.

WEST, M.; HARRISON, J. *Bayesian Forecasting and Dynamic Models*. Springer Science & Business Media, 2006.

WESTERNHAGEN, H. V., DETHLEFSEN, V.; HAARICH, M. Can a pollution event be detected using a single biological effects monitoring method? *Marine Pollution Bulletin*, v. 42, p. 294-297, 2001.

WHITFIELD, M. Interactions between phytoplankton and trace metals in the ocean. *Advances in marine biology*. *Advances in Marine Biology*, 41, 3-128, 2011.

WHORISKEY, K. et al. Current and emerging statistical techniques for aquatic telemetry data: A guide to analysing spatially discrete animal detections. *Methods Ecol. Evol.*, 2019. v.10, p.935–948. Disponível em: < <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13188> >. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

WILD, A.; WOLF, G. The effect of different light intensities on the frequency and size of stomata, the size of cells, the number, size and chlorophyll content of chloroplasts in the mesophyll and the guard cells during the ontogeny of primary leaves of *Sinapis alba*. *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie*, v. 97. p. 325-342, 1980.

WILKIN, R. T, BARNES, H. L. Pyrite formation by reactions of iron monosulfides with dissolved inorganic and organic sulfur species. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 60, p. 4167–4179, 1996.

- WILKINSON, C. R. The nutritional spectrum of coral-reef benthos - or sponging off one another for dinner. *Oceanus*, v. 29, n. 2, p. 68, 1986.
- WILSON, S. et al. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. *Biological conservation*, 120, n. 2, p. 279-289, 2004.
- WILSON, S. K. et al. Detritus in the Epilithic Algal Matrix and Its Use By Coral Reef Fishes. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*. v. 41, p. 279–309, 2003.
- WINDER, M.; JASSBY, A. D. Shifts in zooplankton community structure: implications for food web processes in the upper San Francisco Estuary. *Estuaries and Coasts*, 34(4), 675-690, 2011.
- WINTER, A. J. Biogeography of living coccolithophores in ocean waters. *Coccolithophores*. Em W. A. & S. WG, *Coccolithophores* (pp. 161-177). Cambridge: Cambridge University Press, 1994.
- WINTERS, G. et al. Spatial and temporal photoacclimation of *Stylophora pistillata*: zooxanthella size, pigmentation, location and clad. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* v. 384, 107-119, 2009.
- WINTERWERP, J. C.; VAN KESTEREN, W. G. M. Introduction to the physics of cohesive sediment dynamics in the marine environment, 1 Ed. Elsevier, Amsterdam. 466p., 2004.
- WOOD, S.; SCHEIPL, F. Gamm4: Generalized Additive Mixed Models using 'mgcv' and 'lme4'. R package version 0.2-6, 2020. C:\Users\mvcon\Dropbox\PC\Downloads\ Disponível em: < <https://CRAN.R-project.org/package=gamm4>>. Acesso em 08 de agosto 2021.
- WOODARD, H. H. The geology and paragenesis of the Lord Hill pegmatite, Stoneham, Maine. *American Mineralogist: Journal of Earth and Planetary Materials*, v. 36, n. 11-12, p. 869-883, 1951.
- WU, S. et al. Geochemical and mineralogical constraints in iron ore tailings limit soil formation for direct phytostabilization. *Science of The Total Environment*, v. 651, p. 192-202, 2019.
- WULFF, J. L.; BUSS, L. W. Do sponges help hold coral reefs together? *Nature*, v. 281, n. 5731, p. 474-475, 1979.
- XIMENES, A. et al. Short Communication Microsatellite markers for Amazon pellona *Pellona castelnaeana* (Clupeiformes: Pristigasteridae). *Genetics and Molecular Research*. v.14. p.5123-5126, 2015 Disponível em: < <https://10.4238/2015.May.18.1.>>. Acesso em 08 de agosto 2021.
- YANG, R.; C. M. G. van den BERG. Metal complexation by humic substances in seawater. *Environ. Sci. Technol.* 43: 7192–7197, 2009. doi:10.1021/es900173w, Placeholder Text
- YING, R. R. et al. Cadmium tolerance of carbon assimilation enzymes and chloroplast in Zn/Cd hyperaccumulator *Picris divaricata*. *Journal of Plant Physiology*, 167, n. 2, p. 81-87, 2010.
- YODER, H. S.; EUGSTER, H. P. Synthetic and natural muscovites. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 8, n. 5-6, p. 225-280, 1955.

YOGUI, G. T., Leonel, J., Combi, T. Poluentes orgânicos persistentes. In: Cavalcante, R.M (Org.). Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos [eBook] / Fortaleza: Imprensa Universitária. 87–138 p. ISBN 978-65-88492-27-7. 2020.

YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; FUJII, M.; GURGEL, C. Macroalgas. Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira. Série Livros, n. 18, p. 67-105, 2006.

ZACHARA, J. M. et al. Solubilization of Fe (III) oxide-bound trace metals by a dissimilatory Fe (III) reducing bacterium. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 65, n. 1, p. 75-93, 2001.

ZALMON, I.R. et al. Influence of estuarine dynamics on macrobenthos spatial variability along the southeast continental shelf of Brazil. *Scientia Marina*, v. 79, n. 3, p. 379–391, 2015.

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*—Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, NJ, p. 83–88, 1984.

ZAWADZKI, C. H. Peixes ameaçados de extinção na bacia do rio Doce. Livro vermelho da biota aquática do Rio Doce ameaçada de extinção pós rompimento da barragem de Fundão: Mariana, Minas Gerais: crustáceos, efemerópteros, odonatas e peixes / [editores Gláucia Moreira Drummond, Rosana Junqueira Subirá, Cássio Soares Martins]. 1. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2021.

ZHANG, C. et al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, v. 73, p. 270–281, 1 dez. 2014.

ZHANG, H., DAVISON, W. Use of diffusive gradients in thin-films for studies of chemical speciation and bioavailability. *Environmental Chemistry*, 12(2), 85-101, 2015.

ZHANG, J. et al. Spatial distribution and correlation characteristics of heavy metals in the seawater, suspended particulate matter and sediments in Zhanjiang Bay, China. *PLoS ONE*, v. 13, n. 8, p. 1–25, 2018.

ZHOU, J. L. et al. Polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine insecticides in the water column and sediments of Daya Bay, China. *Environmental Pollution* 113, 373–384. 2001.

ZHU, B. Developmental toxicity of 3,4-dichloroaniline on rare minnow (*Gobiocypris rarus*) embryos and larvae. *Chemosphere*, v. 90, p. 1132-1139, 2013.

ŻTTKOWICZ, R. Sedimentation processes of organic matter in the Puck Lagoon. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, p. 23-33, 1994.

ZUUR, A. et al. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. 2009th ed. Statistics for Biology and Health. New York, NY: Springer, 2009.