

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

**RELATÓRIO ANUAL 2020 DO PMBA/Fest-RRDM  
EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E  
NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE COSTEIRO**

**RT-36C RRDM/DEZ 20**

**Coordenação Geral**

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Vitória,

Dezembro de 2020

## 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)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Edmilson Teixeira (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya 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

Karla Pereira Rainha

Kennedy Gera Nishio

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Sidnei Vieira

Walter Luiz Alda Júnior

Wanessa da Costa Cruz

### **Núcleo de Atuação Integrada em Rede (NAIR)**

Edmilson Costa Teixeira

Karla Libardi Gallina

Andressa Christiane Pereira

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Paulo Eduardo Marques

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

Alex Cardoso Bastos

## SUMÁRIO

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>1</b> | <b>EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE DO AMBIENTE COSTEIRO .....</b>                           | <b>34</b> |
| 1.1      | PRAIA .....   | 34        |
| 1.1.1    | Introdução .....  | 34        |
| 1.1.2    | Dinâmica Costeira da Área de Monitoramento .....  | 41        |
| 1.1.3    | Morfodinâmica, Geoquímica e Bentos da Área de Monitoramento .....   | 52        |
| 1.1.4    | Integração dos Parâmetros Abióticos com s Diversidade Bentônica .....   | 121       |
| 1.1.5    | Conclusão.....  | 141       |
| 1.2      | RESTINGA .....  | 143       |
| 1.2.1    | Introdução .....  | 143       |
| 1.2.2    | Inventário da Vegetação da Restinga .....   | 143       |
| 1.2.3    | Valores de Referência Para Elementos Traços no Sedimento .....  | 148       |
| 1.2.4    | Indicadores Biológicos da Restinga.....   | 150       |
| 1.2.5    | Alerta de Perigo para Sedimento .....   | 162       |
| 1.2.6    | Índice Integrado de Poluição do Sedimento .....   | 163       |
| 1.2.7    | Bioacumulação na Vegetação .....  | 166       |
| 1.2.8    | Alerta de Perigo Para a Vegetação .....   | 168       |
| 1.2.9    | Perspectivas Para a Recuperação da Vegetação da Restinga .....  | 171       |
| 1.2.10   | Considerações Finais.....   | 177       |
| 1.3      | MANGUEZAL .....   | 178       |
| 1.3.1    | Caracterização da Dinâmica Estuarina nos Rios São Mateus, Mariricu e Piraquê.....   | 178       |
| 1.3.2    | Caracterização Mineralógica dos Sedimentos .....  | 187       |
| 1.3.3    | Efeitos da Concentração de Metais no Tecido Foliar Sobre a Fotossíntese, a Concentração de Clorofila e Estresse Oxidativo ..... | 210       |
| 1.3.4    | Diagnóstico Sobre a Fauna do Manguezal, Compartimento Caranguejos.....  | 254       |
| 1.3.5    | Análise integrada do ecossistema Manguezal Período de outubro de 2018 a setembro de 2019 .....                                  | 316       |

|              |  |            |
|--------------|--|------------|
| <b>1.3.6</b> | <b>Análise Integrada do ecossistema Manguezal Período de outubro de 2018 a Fevereiro de 2020 .....</b> | <b>322</b> |
| <b>1.3.7</b> | <b>Conclusões e Considerações Finais .....</b>   | <b>325</b> |
| <b>1.4</b>   | <b>ECOTOXICOLOGIA .....</b>  | <b>327</b> |
| <b>1.4.1</b> | <b>Introdução .....</b>  | <b>327</b> |
| <b>1.4.2</b> | <b>Manguezais: Metais e Arsênio em Amostras de Água e Sedimento .....</b>                              | <b>328</b> |
| <b>1.4.3</b> | <b>Manguezais: Padrões de Bioacumulação de Metais e Arsênio .....</b>                                  | <b>332</b> |
| <b>1.4.4</b> | <b>Manguezais: Resposta de Biomarcadores em Caranguejos .....</b>                                      | <b>339</b> |
| <b>1.4.5</b> | <b>Praias: Metais e Arsênio em Amostras de Água e Sedimento .....</b>                                  | <b>342</b> |
| <b>1.4.6</b> | <b>Praias: Padrões de Bioacumulação de Metais e Arsênio .....</b>                                      | <b>348</b> |
| <b>1.4.7</b> | <b>Praias: Resposta de Biomarcadores .....</b>   | <b>358</b> |
| <b>1.4.8</b> | <b>Aves: Padrões de Bioacumulação de Metais/Arsênio e Compostos Orgânicos .....</b>                    | <b>365</b> |
| <b>1.4.9</b> | <b>Ambiente Costeiro: Discussão Integrada .....</b>  | <b>373</b> |
| <b>1.5</b>   | <b>REFERÊNCIAS .....</b>   | <b>376</b> |



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Configuração da planície deltaica do Rio Doce e plataforma continental adjacente com localização dos perfis de monitoramento. Perfil S1 incluído a partir da campanha dezembro de 2018, perfis S7 e N6 incluídos a partir da campanha dezembro 2019. A estação S3 foi inicialmente pensada em Praia dos Padres, mas devido à alta influência do complexo estuarino do Rio Piraquê-Açu (aporte de sedimentos e atuação de correntes de mare) esta estação foi transferida para a praia de Putiri, mais oceânica, mas com as mesmas características morfodinâmicas. .... 38
- Figura 2: Esquema de amostragem ao longo do perfil praial. Setas indicam coleta integrada de sedimentos para obtenção dos parâmetros morfodinâmicos, sedimentológicos, geoquímicos e biológicos..... 41
- Figura 3: Velocidade do vento por direção e por mês. Dados modelados pelo sistema de previsões global (GFS – Global Forecast System) de fevereiro de 2008 a janeiro de 2019. .... 43
- Figura 4: Distribuição da frequência e energia das ondas por direção e energia. série história de 2008 a 2019. Dados modelados pelo sistema NWW3..... 43
- Figura 5: Simulação do transporte de sedimentos na região da foz do Rio Doce para ondas de SE e NE. Vetores representam a direção predominante e intensidade do transporte devido as correntes geradas por ondas ..... 45
- Figura 6: Vetores de correntes geradas por ondas e variação de  $H_s$ , em escala de cores. Exemplo de atuação de sistemas S-SE com atenuação de  $H_s$  ao norte E-NE com redução ao sul da desembocadura..... 45
- Figura 7: Ajuste linear da declividade dos perfis batimétricos dos diferentes compartimentos. Menores declividades maiores dissipação das ondas junto à costa. .... 46
- Figura 8: Médias mensais do regime de ondas considerando dados históricos (2008-2019) e frequência de ocorrência de eventos ( $H_s > 1,8$  m) por ano..... 47
- Figura 9: Distribuição da vazão mensal do Rio Doce, série histórica 1985 a 2014 dados do Sistema de Informações Hidrológicas..... 47
- Figura 10: Correlação entre os dados medidos em campo e os dados modelados. Linha cinza marca o limite das maiores alturas de ondas consideradas como eventos de alta energia,  $H_s$  maior que 1,8 m. As caixas em cinza claro indicam oito eventos de alta energia de ondas considerados para o período do monitoramento,  $H_s > 1,8$  m e duração superior a 72 horas. As áreas em cinza escuro demarcam os períodos das campanhas de levantamento de dados em campo, sendo a campanha de abril de 2019 uma campanha trimestral com levantamento apenas de dados abióticos. .... 48
- Figura 11: Altura significativa ( $H_s$ ), período de pico ( $T_p$ ) e direção das ondas correspondentes as quatro campanhas amostrais, setembro e dezembro de 2018, abril, julho e dezembro de 2019 e fevereiro de 2020, incluindo três dias antecedentes aos levantamentos de campo..... 51

|  |    |
|--|----|
| Figura 12: Dados hidrológicos de 24/08/2018 a 29/02/2020. As áreas destacadas em cinza correspondem às campanhas com coleta de dados em campo.....   | 52 |
| Figura 13: Box plot dos parâmetros morfológicos das praias dos Compartimentos A (amarelo), B (verde) e C (vermelho), ao longo do monitoramento. Comprimento da praia (m), Altura das dunas frontais (m), Volume do perfil (m <sup>3</sup> ) e Inclinação da face (°) e que reforçam o agrupamento proposto entre as praias e a diferenciação entre os compartimentos. ....   | 53 |
| Figura 14: Box plot de ômega para cada uma das praias e a separação proposta entre os compartimentos (A: amarelo; B: verde; C: vermelho). No gráfico estão delimitadas as faixas de estágios morfodinâmicos refletivo (R), Intermediários (I) e Dissipativo (D). ....  | 53 |
| Figura 15: Perfis de praia da estação amostral S2 ao longo do monitoramento, reforçando a baixa mobilidade do perfil e a pouca troca de sedimento de sedimento entre as feições, característico do Compartimento A. ....   | 54 |
| Figura 16: Perfis de praia da estação amostral S6 ao longo do monitoramento, demonstrando a alta mobilidade do perfil com recuos e avanços da face e berma, além do deslocamento de bancos e calhas na antepraia.....  | 56 |
| Figura 17: Praia de Povoação (Estação N1) em setembro de 2018 (direita) e em janeiro de 2020 (esquerda). Ponto fixo sinalizado pela seta vermelha demonstra a mobilidade morfológica das praias do Compartimento B e o processo erosivo associado, que reduziu o estoque de areia da praia alcançando a fundação de construções presentes na costa. ....   | 56 |
| Figura 18: Perfil de praia de Degredo (Estação N2) ao longo do monitoramento, com destaque para o recuo da linha de costa iniciado em julho de 2019, com o solapamento da base da duna frontal e nas campanhas posteriores a remoção total da feição. Nas fotos, abaixo do perfil, mostram o processo erosivo e o aspecto da praia em julho de 2019 e o detalhe em lupa da composição mineralógica do sedimento coletado. Na praia de Degredo o processo erosivo está associado à elevada concentração de minerais pesados na estação..... | 58 |
| Figura 19: Perfis de praia da estação amostral N6, no extremo norte do Compartimento C em novembro de 2019 e em fevereiro de 2020, caracterizando uma antepraia de baixa declividade e a elevação das dunas frontais em até 8m na retropraia. ....   | 58 |
| Figura 20: Altura da berma (m) e espraio máximo (m) para as praias dos Compartimentos A (amarelo) B (verde) e C (vermelho) respectivamente mostra a maior ocorrência de inundação nos perfis do Compartimento A, e eventos de inundação esporádicos associado nos Compartimentos B e C. A linha horizontal representa as regressões dos espraio máximos para cada um dos compartimentos.....   | 59 |
| Figura 21: Correlação gráfica entre estágio morfodinâmico e declividade da face praial para os perfis dos Compartimentos A e B. ....   | 60 |

|  |    |
|--|----|
| Figura 22: Correlação gráfica entre estágio morfodinâmico e declividade da face praial para os perfis do Compartimento C. ....   | 61 |
| Figura 23: Amplitude máxima de variação horizontal do perfil praial das diferentes praias. N6 iniciou monitoramento em 12/19, sem dados suficientes para a análise realizada. ....   | 61 |
| Figura 24: Caracterização composicional das areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B e C ao longo do monitoramento. A Praia emersa engloba as subestações berma, face superior, face inferior e antepraia rasa e a Praia submersa (antepraia) refere-se as isóbatas de 5 m e 10 m. As praias do Compartimento A são compostas por areias biosiliciclásticas, enquanto as praias dos Compartimentos B e C são essencialmente siliciclásticas, com eventuais aumentos nos teores de carbonato na antepraia. Os maiores teores de minerais pesados foram observados nas praias do Compartimento C, em sua maioria minerais instáveis, indicando aporte recente do Rio Doce. ....              | 63 |
| Figura 25: Caracterização granulométrica das areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B e C ao longo do monitoramento. A Praia emersa engloba as subestações berma, face superior, face inferior e antepraia rasa e a Praia submersa (antepraia) refere-se as isóbatas de 5 m e 10 m. As praias do Compartimento A foram caracterizadas por areais grossas a finas, com depósitos de lama isolados entre as rugosidades dos terraços de abrasão. Um engrossamento das areias foi observado nas praias do Compartimento B e um afinamento nas praias do Compartimento C. Nestes dois compartimentos, elevados teores de lama foram observados preferencialmente na profundidade de 10 m. .... | 64 |
| Figura 26: Caracterização granulométrica das areias superficiais nas profundidades de 5 e 10 m nas praias dos Compartimentos A, B e C ao longo do monitoramento. Nas praias do Compartimento A, os sedimentos mais finos, com elevados teores de lama e pobre grau de seleção foram observados isolados entre as rugosidades dos terraços de abrasão. Nas praias dos Compartimentos B e C, esses sedimentos foram observados preferencialmente na profundidade de 10 m. ....   | 65 |
| Figura 27: Caracterização transversal dos perfis praias quanto a composição e granulometria das areias das praias dos Compartimentos A, B e C. BS: berma superficial; FS: face superior; FI: face inferior; AR: antepraia rasa; I5: isóbata de 5 m; I10: isóbata de 10 m. ....   | 66 |
| Figura 28: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das amostras da praia e antepraia rasa; Compartimento A (amarelo); Compartimento B (verde) e Compartimento C (vermelho). ....  | 70 |
| Figura 29: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das amostras da praia submersa/antepraia (isóbatas 5 e 10 m); Compartimento A (amarelo); Compartimento B (verde) e Compartimento C (vermelho). ....  | 72 |
| Figura 30: Avaliação espacial e temporal dos elementos químicos na praia e antepraia rasa ao longo dos compartimentos A, B e C. ....   | 75 |
| Figura 31: Avaliação espacial e temporal dos elementos químicos na praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 metros) ao longo dos compartimentos A, B e C. ....   | 78 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 32: Avaliação dos elementos químicos na praia emersa: berma (BS), face superior (FS), face inferior (FI) e antepraia rasa (AR); e submersa: isóbatas de 5 m (I5) e 10 m (I10) ao longo dos compartimentos A, B e C. ....   | 80  |
| Figura 33: Difrátogramas para as amostras de sedimento das estações amostrais: a) praia de formosa (S2); b) regência e; c) praia de povoação. ....  | 83  |
| Figura 34: Porcentagem de extração dos elementos (Al, Fe e Mn) biodisponíveis ao longo da praia e antepraia rasa das estações amostrais. ....   | 84  |
| Figura 35: Porcentagem de extração dos elementos (Al, Fe e Mn) biodisponíveis ao longo da praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 m) das estações amostrais. ....  | 85  |
| Figura 36: Concentração de material particulado em suspensão em mg L <sup>-1</sup> obtida nas isóbatas de 5 e 10 m ao longo das 13 estações amostras nos períodos de janeiro de 2019 e fevereiro de 2020. ....  | 86  |
| Figura 37: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das isóbatas de 5 e 10 m; isóbatas de 5 m (vermelho) e isóbatas de 10 m (azul). ....  | 88  |
| Figura 38: Escores (a-b) e pesos (c) para PC1 e PC2 em função das amostras ao sul e ao norte da desembocadura do Rio Doce; sul (vermelho) e norte (azul). ....  | 89  |
| Figura 39: Escores (a-b) e pesos (c) para PC1 e PC2 em função das campanhas amostrais; campanha de 12/19 (vermelho) e campanha de 02/20 (azul). ....  | 91  |
| Figura 40: Distribuição espacial dos elementos químicos no MPS coletado nas isóbatas de 5 m ao longo das estações amostrais: campanha de 12/19 (vermelho) e campanha de 02/20 (azul). ....  | 92  |
| Figura 41: Distribuição espacial dos elementos químicos no MPS coletado nas isóbatas de 10 m ao longo das estações amostrais: campanha de 12/19 (vermelho) e campanha de 02/20 (azul). ....   | 94  |
| Figura 42: Parâmetros de diversidade da macrofauna bentônica de praias emersas entre compartimentos e campanha. (A) Riqueza média, B) Densidade média. ....   | 99  |
| Figura 43: Parâmetros de diversidade da macrofauna bentônica de praias emersas entre as faixas das praias. A) Riqueza média e B) Densidade média. SL-Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI – Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral. ....  | 100 |
| Figura 44: Análise multivariada de ordenação (nMDS) da macrofauna bentônica de praias emersas entre A) os Compartimentos A, B e C e B) as campanhas de monitoramento. Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas. ....  | 101 |
| Figura 45: A) Densidade média (ind/m <sup>2</sup> - LogX+1) de Oligochaeta de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas (09/18 – período seco; 12/18 – período chuvoso; 07-08/19 – período seco; 11/19 – período chuvoso; 02/20 – evento); B) Densidade média (ind/m <sup>2</sup> - LogX+1) de Oligochaeta nas diferentes faixas de praias emersas em todos os compartimentos. SL – supralitoral; MS – mesolitoral superior; MI – mesolitoral inferior; IL - infralitoral. .... | 102 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 46: Densidade média (ind/m <sup>2</sup> -LogX+1) de Amphipoda de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas (09/18 – período seco; 12/18 – período chuvoso; 07-08/19 – período seco; 11/19 – período chuvoso; 02/20 – evento).....  | 102 |
| Figura 47: Densidade média de <i>E. braziliensis</i> em diferentes faixas das praias emersas da malha amostral. SL- Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI - Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral. ....   | 103 |
| Figura 48: Parâmetros de diversidade da meiofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H')) entre compartimentos e campanha. ....   | 105 |
| Figura 49: Parâmetros de diversidade da meiofauna de praias emersas A) Riqueza média e B) Densidade média) entre as faixas das praias. SL-Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI - Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral. ....   | 106 |
| Figura 50: Análise multivariada de ordenação nMDS da meiofauna de praias emersas entre os Compartimentos A, B e C de todo o período monitorado. Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas. ....  | 107 |
| Figura 51: A) Densidade média (ind/m <sup>2</sup> -LogX+1) de Amphipoda de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas (09/18 – período seco; 12/18 – período chuvoso; 07-08/19 – período seco; 11/19 – período chuvoso; 02/20 – evento). B) Densidade média de Copepoda em diferentes faixas das praias emersas da malha amostral. SL- Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI - Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral. .... | 109 |
| Figura 52: Parâmetros de diversidade da Nematofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H') entre compartimentos e campanha. ....  | 110 |
| Figura 53: Parâmetros de diversidade da Nematofauna de praias emersas. A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H') média entre as faixas das praias. SL-Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI - Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral. ....  | 111 |
| Figura 54: Análise multivariada de ordenação nMDS da Nematofauna de praias emersas entre os Compartimentos A, B e C de todo o período monitorado. Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas. ....  | 112 |
| Figura 55: Densidade média (ind/m <sup>2</sup> -LogX+1) de <i>Saccocirrus pussicus</i> e <i>Hesionura cf. variodentata</i> de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas (09/18 – período seco; 12/18 – período chuvoso; 07-08/19 – período seco; 11/19 – período chuvoso; 02/20 – evento).....  | 113 |
| Figura 56: Densidade média (ind/m <sup>2</sup> -LogX+1) de <i>Saccocirrus pussicus</i> e <i>Hesionura cf. variodentata</i> nas diferentes faixas das praias emersas em todos os compartimentos. SL – supralitoral; MS – mesolitoral superior; MI – mesolitoral inferior; IL - infralitoral ....   | 113 |
| Figura 57: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da macrofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (11/19 e 02/20). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas. ....  | 116 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 58: Parâmetros de diversidade da meiofauna da antepraia; A) Riqueza média, B) Densidade média entre compartimentos e campanha para as amostras da antepraia.....   | 118 |
| Figura 59: Análise multivariada de ordenação nMDS da meiofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e por período monitorado (11/19 e 02/20). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas. ....   | 119 |
| Figura 60: Parâmetros de diversidade da Nematofauna na antepraia A) Riqueza média, B) Densidade média (ind/5cm <sup>2</sup> ) entre compartimentos e campanha.....  | 120 |
| Figura 61: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da Nematofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (11/19 e 02/20). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas. ....   | 121 |
| Figura 62: Distribuição do percentual, no total das amostras analisadas, quando Al, As, Cr, Mn, Ni e V apresentaram valores acima dos valores de referência PEL, TEL e AET ao longo dos perfis. Destaca-se que os maiores valores acima dos níveis são preferencialmente encontrados associados à lama na antepraia. PE: praia emersa; A5: antepraia, isóbata de 5 m; A10: antepraia, isóbata de 10 m. .... | 122 |
| Figura 63: Distribuição de Chumbo (mg/kg) e a densidade de A) Oligochaeta e B) <i>Hesionuracif. variodentata</i> . C) Distribuição de Arsênio (mg/kg) e a densidade de Amphipoda entre as praias emersas durante o período de monitoramento. ....   | 124 |
| Figura 64: Distribuição de Ferro (mg/kg) e Riqueza média da Nematofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento. ....  | 125 |
| Figura 65: Relação positiva das densidades e riqueza média da macrofauna em relação à declividade. ....   | 127 |
| Figura 66: Distribuição de lama (%) com A) diversidade da meiofauna e B) riqueza, C) densidade e D) diversidade da nematofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento .....   | 128 |
| Figura 67: Distribuição de lama (%) e as densidades de Oligochaeta e <i>Excirolana braziliensis</i> entre as praias emersas durante o período de monitoramento .....  | 128 |
| Figura 68: Distribuição de alumínio (mg/Kg) e a densidade de <i>Excirolana braziliensis</i> entre as praias emersas durante o período de monitoramento. ....  | 129 |
| Figura 69: Distribuição de alumínio (Al) (mg/kg) e riqueza e densidade média (inds/10cm <sup>2</sup> ) (B) de meiofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento .....  | 129 |
| Figura 70: Distribuição de alumínio (Al) (mg/kg) e riqueza, densidade média (inds/10cm <sup>2</sup> ) e diversidade da nematofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento .....   | 130 |
| Figura 71: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e riqueza, densidade média (inds/10cm <sup>2</sup> ) e diversidade da nematofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento .....  | 131 |



|   |     |
|---|-----|
| Figura 72: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e densidade média (inds/m <sup>2</sup> ) de <i>Saccocirrus pussicuse</i> <i>Hesionura cf. variodentata</i> entre as praias emersas durante o período de monitoramento.....  | 132 |
| Figura 73: Densidade e riqueza média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. ....           | 133 |
| Figura 74: Densidades médias dos grupos chaves da macrofauna amostradas entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. ....          | 134 |
| Figura 75: Densidades médias dos poliquetas intersticiais amostrados entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. ....             | 135 |
| Figura 76: Densidade e riqueza média da meiofauna bentônica amostrados entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. ....           | 136 |
| Figura 77: Densidades médias dos grupos chaves da meiofauna bentônica amostrados entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. .... | 137 |
| Figura 78: Distribuição do alumínio (mg/kg) e riqueza e diversidade de Shannon-Wiener da macrofauna bentônica da antepraia durante dois anos de monitoramento. ....   | 138 |
| Figura 79: Distribuição do Alumínio (mg/kg) e Arsênio (mg/kg) e riqueza, densidade e diversidade de Shannon-Wiener da meiofauna bentônica da antepraia durante dois anos de monitoramento. ....   | 139 |
| Figura 80: Distribuição do Alumínio (mg/kg) e Arsênio (mg/kg) e riqueza, densidade e diversidade de Shannon-Wiener da meiofauna bentônica da antepraia durante dois anos de monitoramento. ....   | 140 |
| Figura 81: Distribuição do Alumínio (mg/kg), Manganês (mg/kg), Níquel (mg/kg) e Chumbo (mg/kg) e densidade de Copepoda da antepraia durante dois anos de monitoramento .....  | 141 |

Figura 82: Comparação entre a riqueza encontrada nas formações e estações da vegetação de restinga do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I (PMBA/Fest-RRDM) e em estudo pretérito na localidade de Cacimbas (CBA), Linhares (ECOLOGYBRASIL e ECONSERVATION, 2013). As Estações 5, 6 e 9 apresentam dados subamostrados associados à pandemia COVID-19. .... 144

Figura 83: Número de espécies invasoras/exóticas/ruderais distribuídas entre as estações amostrais da Restinga do PMBA/Fest-RRDM. Legenda: Mc = *Mimusops coriacea* (A. DC.) Miq.; Ud = *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster; Sp = *Setaria pumila* (Poir.) Roem. & Schul.; Mr = *Melinis repens* (Willd.) Zizka; Da = *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Willd.; Om = *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl.; Ec = *Eucalyptus citriodora* Hook.; Og = *Ocimum gratissimum* L.; Rm = *Racosperma mangium* Willd; Ma = *Macroptilium atropurpureum* (Sessé & Moc. ex DC.) Urb.; Ll = *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit; Cr = *Crotalaria retusa* L.; Av = *Alysicarpus vaginalis* (L.) DC.; Tc = *Terminalia catappa* L.; Pr = *Porophyllum ruderale* (Jacq.) Cass.; Cro = *Catharanthus roseus* (L.) Don; Br = *Barleria repens* Nees. .... 145

Figura 84: Riqueza de espécies amostradas entre as formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea, na Restinga durante o Ano 1 (01/19 – chuvoso 1) e Período de Transição (01/20 – chuvoso 2) do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I (PMBA/Fest-RRDM). .... 147

Figura 85: Elementos traço contidos nos sedimentos das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, coletados em três períodos: 01/19, 07/19 e 01/20 e comparados com valores de referência. Os valores de referência utilizados foram obtidos a partir do EIA-Nutripetro realizado em 2013 (PSG, 2013) localizado em Barra do Riacho, Aracruz. .... 149

Figura 86: Índice de desempenho total da cadeia de transporte de elétrons (Pltotal) obtido em folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga. O Pltotal é representado em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e foram determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20. .... 153

Figura 87: Fotossíntese líquida (A) obtida em folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20. .... 154

Figura 88: Concentração de malato (Mal), metabólito primário, das folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20. .... 156

Figura 89: Concentrações de Carotenoides, Sistema Antioxidante, das folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias:



Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20..... 157

Figura 90: Atividade da enzima Dismutase do superóxido (SOD) em folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinadas considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20..... 159

Figura 91: Conteúdo de malonaldeído (MDA) em folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representado em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20. .... 160

Figura 92: Fenologia - Floração (Flor) das espécies da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinadas considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20. .... 161

Figura 93: Alerta de perigo de elementos minerais no sedimento das formações herbácea, arbustiva e arbórea nas estações amostrais da Restinga em três períodos de coleta: 01/19, 07/19 e 01/20. Vermelho = valores acima de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em risco em cada estação amostral, Cinza = valores abaixo de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em riscos em cada estação amostral. .... 163

Figura 94: Índice integrado de poluição (IPI) nos sedimentos da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, utilizando como referência os valores descritos pelo EIA-Nutripetro (PSG, 2003). As categorias de classificação levam em consideração quatro níveis de poluição: Baixo (verde), Moderado (amarelo), Alto (vermelho) e Extremamente alto (roxo) de poluição. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20..... 164

Figura 95: Fator de Bioacumulação: BAF\_Fe, BAF\_Cu, BAF\_Mn e BAF\_Zn em espécies da formação herbácea, arbustiva e arbórea da Restinga. As três categorias: alto (vermelho), moderado (amarelo) e baixo (verde) foram determinadas considerando o potencial máximo para cada formação. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20. .... 167

Figura 96: Alerta de Perigo para as plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga em três períodos de coleta: 01/19, 07/19 e 01/20. Vermelho = valores acima de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em risco em cada estação amostral, Cinza = valores abaixo de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em riscos em cada estação amostral. .... 169

|   |     |
|---|-----|
| Figura 97: Amplitude de frutificação das plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga em três períodos de coleta: 01/19, 07/19 e 01/20. ....  | 172 |
| Figura 98: Viabilidade dos grãos de pólen (Pólen) e Germinação de sementes (Germ) das espécies da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e foram determinadas considerando o potencial máximo para cada formação vegetal. Coletas realizadas durante o Ano 1 (outubro/18 a março/19). ....               | 173 |
| Figura 99: Total de espécies com dispersão biótica na vegetação das estações amostrais da Restinga do PMBA/Fest-RRDM. As espécies frugívoras da fauna bem como mamíferos de topo de cadeia relacionadas aqui foram apontadas por Ecology Brasil & Econservation (2013) para a região de Cacimbas, Linhares. Estações amostrais 5 e 6 não foram avaliadas em março/2020 devido a limitações associados a pandemia COVID-19. ....                     | 176 |
| Figura 100: Porcentagem de Isolados bacterianos do solo produtores de sideróforos (Sidsolo) coletados no sedimento e nas raízes de espécies da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e foram determinadas considerando o potencial máximo para cada formação vegetal. Coletas realizadas no Ano 1. .... | 177 |
| Figura 101: Vazões médias mensais rio São Mateus – Estação Boca da Vala, localizada em São Mateus/ES (a 75 km da foz). QM (vazão média mensal), QMLT (vazão média de longo termo). ....   | 179 |
| Figura 102: Fluxos d'água medidos no estuário do rio São Mateus (Cricaré) em relação às variações dos níveis d'água. Valores positivos de fluxo indicam escoamento para jusante, valores negativos de fluxo indicam escoamento para montante. ....  | 180 |
| Figura 103: Fluxos d'água medidos no estuário do rio Mariricu (Barra Nova) em relação às variações dos níveis d'água. Valores positivos de fluxo indicam escoamento para jusante, valores negativos de fluxo indicam escoamento para montante. ....   | 183 |
| Figura 104: Fluxos d'água medidos no sistema estuarino Piraquê-Açu-Mirim (Santa Cruz) em relação às variações dos níveis d'água. Valores positivos de fluxo indicam escoamento para jusante, valores negativos de fluxo indicam escoamento para montante. ....  | 186 |
| Figura 105: Padrões de raios X de amostras não orientadas (montagem em pó). Vm = vermiculita, VHE = vermiculita com hidróxi-Al entrecamadas, Hn = hornblenda, Mi = mica, Ka = caulinita, An = anatásio, Qz = quartzo, Fd = feldspato-K, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita para os estuários de Barra Nova (BN), Urussuquara (UR), Piraquê Açu (PA) e Caravelas (CR). ....   | 188 |
| Figura 106: Padrões de raios X de amostras não orientadas (montagem em pó). Vm = vermiculita, VHE = vermiculita com hidróxi-Al entrecamadas, Mi = mica, Ka = caulinita, Qz = quartzo, Fd = feldspato-K, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita para os estuários de Piraquê Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD) e São Mateus (SM). ....  | 189 |

Figura 107: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm). Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Piraquê-Açu. .... 193

Figura 108: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Piraquê-Mirim. .... 197

Figura 109: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de São Mateus. .... 198

Figura 110: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Caravelas. .... 199

Figura 111: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Barra Nova. .... 200

Figura 112: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Urussuquara. .... 201

Figura 113: Análise de Cluster (dendograma) considerando os atributos do sedimento: dados de matéria orgânica, granulometria, carbonato de cálcio, teor de Fe e Mn. Referente aos períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM), Caravelas (CR). .... 202

Figura 114: Análise de componentes principais (PCA) baseada na correlação entre os dados de matéria orgânica, granulometria, carbonato de cálcio, teor de Fe e Mn nos estuários estudados da amostragem nos períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM), Caravelas (CR). A) PCA e B) correlação. .... 203

Figura 115: Teores dos metais ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cromo (Cr) da época chuvoso 2019-2020 (outubro de 2019) dos estuários de Rio Doce (RD), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM),

|   |     |
|---|-----|
| São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR). Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). .....   | 204 |
| Figura 116: Fração granulométrica areia, silte e argila da época chuvoso 2019-2020 (outubro de 2019) dos estuários de Rio Doce (RD), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR). .....   | 205 |
| Figura 117: Percentagem de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) da época chuvoso de 2019-2020 (outubro de 2019) dos estuários de Rio Doce (RD), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR). .....   | 205 |
| Figura 118: Percentagem de matéria orgânica (MO) da época chuvoso/20 (outubro de 2019) dos estuários de Rio Doce (RD), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR). .....   | 206 |
| Figura 119: Valores de referência para Ferro (Fe) de Morgan et al. (2016) para os períodos chuvoso de 2018-2019 (outubro 2018), seco 2019 (junho 2019), chuvoso de 2019-2020 (outubro de 2019) e chuvoso de 2020 (janeiro e fevereiro 2020), para os estuários de Piraquê-Mirim (PM), Piraquê-Açu (PA), Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR). .....                                 | 208 |
| Figura 120: Mapa temático representando o teor de metais no sedimento do período chuvoso de 2019-2020, 3ª coleta realizada em outubro de 2019. Fe: ferro, Mn: manganês, Pb: chumbo, Cr: cromo. .  | 209 |
| Figura 121: Mapa temático representando a proporção de metais no tecido foliar e parâmetros fotossintéticos entre os estuários avaliados no PMBA. Dados coletados entre outubro de 2018 a março de 2020 em <i>Avicennia schaueriana</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> , <i>Rhizophora mangle</i> e <i>Talipariti pernambucense</i> . Fe: ferro, Mn: manganês, Pb: chumbo, Zn: zinco e Cu: cobre. ....  | 217 |
| Figura 122: Mapa temático representando a proporção de metais no tecido foliar e parâmetros fotossintéticos entre os estuários avaliados no PMBA. Dados coletados entre outubro de 2018 a março de 2020 em <i>Rhizophora mangle</i> . Fe: ferro, Mn: manganês, Pb: chumbo, Zn: zinco e Cu: cobre.....   | 222 |
| Figura 123: Distribuição espacial e temporal da proporção de metais no tecido foliar de <i>Rhizophora mangle</i> entre os períodos chuvoso_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Piraquê-Açu, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Fe: ferro, Mn: manganês. .... | 227 |
| Figura 124: Distribuição espacial e temporal da proporção dos parâmetros fotossintéticos de <i>Rhizophora mangle</i> entre os períodos chuvoso_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Piraquê-Açu, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas.....                       | 229 |

Figura 125: Distribuição espacial e temporal da proporção de clorofila em *Rhizophora mangle* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Piraquê-Açu, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas..... 231

Figura 126: Dados médios e erro padrão ( $\pm$ ) de eficiência no uso da água (A/gs) coletados em *Rhizophora mangle* no período chuvoso/19 (outubro/18 a março/19), seco/19 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso/20 (outubro/19 a março/20). A: Piraquê-Açu, B: Piraquê-Mirim, C: Costa das Algas, D: Barra do Riacho, E: Urussuquara, F: Barra Nova, G: São Mateus e H: Caravelas. Letras indicam diferença entre os períodos ( $p < 0,05$ ). ..... 232

Figura 127: Distribuição espacial e temporal da proporção de metais no tecido foliar de *Laguncularia racemosa* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Fe: ferro, Mn: manganês..... 234

Figura 128: Distribuição espacial e temporal da proporção dos parâmetros fotossintéticos de *Laguncularia racemosa* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. .... 236

Figura 129: Distribuição espacial e temporal da proporção de clorofila em *Laguncularia racemosa* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. .... 237

Figura 130: Dados médios e erro padrão ( $\pm$ ) de eficiência no uso da água (A/gs) coletados em *Laguncularia racemosa* no período chuvoso/19 (outubro/18 a março/19), seco/19 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso/20 (outubro/19 a março/20). A: Urussuquara, B: Barra Nova, C: São Mateus e D: Caravelas. Letras indicam diferença entre os períodos ( $p < 0,05$ ). ..... 238

Figura 131: Distribuição espacial e temporal da proporção de metais no tecido foliar de *Avicennia schaueriana* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Costa das Algas e Caravelas. Fe: ferro, Mn: manganês. 239

Figura 132: Distribuição espacial e temporal da proporção dos parâmetros fotossintéticos de *Avicennia schaueriana* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Costa das Algas e Caravelas. .... 241

Figura 133: Distribuição espacial e temporal da proporção de clorofila em *Avicennia schaueriana* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Costa das Algas e Caravelas..... 242

Figura 134: Dados médios e erro padrão ( $\pm$ ) da eficiência no uso da água (A/gs) coletados em *Avicennia schaueriana* no período chuvoso/19 (outubro/18 a março/19), seco/19 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso/20 (outubro/19 a março/20). A: Costa das Algas e B: Caravela. Letras indicam diferença entre os períodos ( $p < 0,05$ ). ..... 243

Figura 135: Distribuição espacial e temporal da proporção de metais no tecido foliar de *Talipariti pernambucense* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20) na foz do Rio Doce. Fe: ferro, Mn: manganês..... 244

Figura 136: Distribuição espacial e temporal da proporção dos parâmetros fotossintéticos de *Talipariti pernambucense* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20) na foz do Rio Doce. .... 245

Figura 137: Distribuição espacial e temporal da proporção de clorofila em *Talipariti pernambucense* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20) na foz do Rio Doce. .... 246

Figura 138: Dados médios e erro padrão ( $\pm$ ) de eficiência no uso da água (A/gs) coletados em *Talipariti pernambucense* na foz do Rio Doce no período chuvoso/19 (outubro/18 a março/19), seco/19 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso/20 (outubro/19 a março/20). Letras indicam diferença entre os períodos ( $p < 0,05$ ). ..... 247

Figura 139: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação entre os parâmetros avaliados para o período chuvoso de 2019. Legenda: PA: Piraquê-Açú, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, RD: Rio Doce, UR: Urussuquara, BN: Barra Nova, São Mateus, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados em *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *T. pernambucense* no período de outubro/2018 a março/2019. Pltotal: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO<sub>2</sub>, A/gs: eficiência no uso da água, Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf - manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla - clorofila a, Chlb - clorofila b, DPPH• - 2,2-difenil-1-picrilhidrazila (atividade antirradicalar), O<sub>2</sub>•- - superóxido. A: PCA e B) correlação. .... 248

Figura 140: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação entre os parâmetros avaliados para o período seco de 2019. Legenda: PA: Piraquê-Açú, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, RD: Rio Doce, UR: Urussuquara, BN: Barra Nova, São Mateus, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados



distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados em *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *T. pernambucense* no período de abril/2019 a setembro/2019. Pltotal: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO<sub>2</sub>, A/gs: eficiência no uso da água, Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar), O<sub>2</sub>•– - superóxido. A: PCA e B) correlação. .... 250

Figura 141: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação entre os parâmetros avaliados para o período chuvoso de 2020. Legenda: PA: Piraquê-Açu, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, RD: Rio Doce, UR: Urussuquara, BN: Barra Nova, São Mateus, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados em *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *T. pernambucense* no período de outubro/2019 a março/2020. Pltotal: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO<sub>2</sub>, A/gs: eficiência no uso da água, Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar), O<sub>2</sub>•– - superóxido. A: PCA e B) correlação. .... 252

Figura 142: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos m<sup>-2</sup>) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos estuários onde as florestas apresentaram no sedimento concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn), em mg kg<sup>-1</sup>, acima do limite estabelecido pela NOAA (BUCHMAN, 1999). As colunas representam a densidade média (indivíduos m<sup>-2</sup>) nas áreas com concentrações de Fe (mg kg<sup>-1</sup>) acima do limite para os períodos chuvoso\_18/19 (a), seco\_19 (b) e chuvoso\_19/20 (c). Para as concentrações de Mn (mg kg<sup>-1</sup>) nos períodos chuvoso\_18/19 (d), seco\_19 (e) e chuvoso\_19/20 (f). A linha vermelha representa a densidade média (indivíduos m<sup>-2</sup>) do estuário. PA: Piraquê-Açu; PM: Piraquê-Mirim, BN: Barra Nova; SM: São Mateus e CR: Caravelas. .... 258

Figura 143: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos m<sup>-2</sup>) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos estuários do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) e por florestas de *Laguncularia racemosa* (Lag) e *Rhizophora mangle* (Rh) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. Médias seguidas por letras maiúsculas (estuários) e minúsculas (espécies) iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos. .... 260

Figura 144: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos m<sup>-2</sup>) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) e florestas de *Laguncularia racemosa* (Lag) e *Rhizophora mangle* (Rh) para os estuários

dos rios: (a) Piraquê-Açu (PA); (b) Piraquê-Mirim (PM); São Mateus (SM); e Caravelas (CR) durante o PMBA. Médias seguidas por letras maiúsculas (períodos) e minúsculas (espécies) iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.

..... 262

Figura 145: Média (e erro padrão) da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), para os estuários dos rios Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) e por florestas de *Laguncularia racemosa* (Lag) e *Rhizophora mangle* (Rh) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. Médias seguidas por letras maiúsculas (espécie entre estuários) ou minúsculas (espécies em cada estuário) iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

..... 263

Figura 146: Média (e erro padrão) da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) e florestas de *Laguncularia racemosa* (Lag) e *Rhizophora mangle* (Rh) para os estuários dos rios: (a) Piraquê-Açu (PA); (b) Piraquê-Mirim (PM); São Mateus (SM); e Caravelas (CR) durante o PMBA. Médias seguidas por letras maiúsculas (períodos) e minúsculas (espécies) iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.

..... 267

Figura 147: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos m<sup>-2</sup>) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), para Costa das Algas (CA), estuários dos rios Barra do Riacho (BR), Urussuquara (UR) e Barra Nova (BN) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos. .... 268

Figura 148: Descrição dos manguezais na Costa das Algas. A) Vista geral da floresta de mangue com domínio de *Avicennia schaueriana*. B e C) Vista do substrato. D) Galeria do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), na região intertidal superior. .... 269

Figura 149: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos m<sup>-2</sup>) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) para: (a) Costas das Algas (CA); (b) Barra do Riacho (BR); Urussuquara (UR); e Barra Nova (BN) durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos. .... 270



Figura 150: Mapa temático da densidade média (indivíduos m<sup>-2</sup>) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 – março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA. .... 271

Figura 151: Sequência evolutiva da foz do Rio Doce no período de 2010 a 2019 com base em imagens obtidas no Google Earth Pro georreferenciada com base nas coordenadas geográficas obtidas em campo para o monitoramento do PMBA. .... 275

Figura 152: Média (e erro padrão) da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), para Costa das Algas (CA), estuários do rio Barra do Riacho (BR), Urussuquara (UR) e Barra Nova (BN) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos. .... 276

Figura 153: Média (e erro padrão) da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 – março/2020/período de transição) para: (a) Costas das Algas (CA); (b) Barra do Riacho (BR); Urussuquara (UR); e Barra Nova (BN) durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey (a, b, d) e teste de comparações múltiplas de Dunn (c) a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos. .... 278

Figura 154: Mapa temático da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA. .... 279

Figura 155: Distribuição das classes de largura do cefalotórax (LC) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), por frequência relativa (FR %) no período chuvoso\_19/20 (outubro/2019 a março/2020) na foz do Rio Doce (Linhares) durante o PMBA. .... 280

Figura 156: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos m<sup>-2</sup>) de guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), para: Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. A comparação entre os dados foi realizada utilizando a mediana (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ; teste de Dunn,  $p < 0,05$ ), mas aplicou-se as médias na representação gráfica. .... 282

Figura 157: Estação de amostragem dos parâmetros populacionais de guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), e área de ocorrência de caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), na foz do Rio Doce (Linhares) durante o PMBA. .... 283

Figura 158: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos m<sup>-2</sup>) de *guaiaumum*, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) para: (a) Piraquê-Açu (PA); (b) Piraquê-Mirim (PM); (c) Costas das Algas; (d) Barra do Riacho (BR); (e) Rio Doce (RD); (f) Urussuquara (UR); (g) Barra Nova (BN); (h) São Mateus; e (i) Caravelas durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. A comparação entre os períodos em Costa das Algas, São Mateus e Caravelas foi realizada verificando a mediana (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ; teste de Dunn,  $p < 0,05$ ), mas utilizou-se as médias na representação gráfica. .... 284

Figura 159: Mapa temático de densidade média (indivíduos m<sup>-2</sup>) de *guaiaumum*, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA. .... 286

Figura 160: Histogramas de distribuição de frequência relativa (FR %) das classes de largura do cefalotórax (LC) de *guaiaumum*, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), nos períodos: (a) Chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); Seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e Chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) na foz do Rio Doce durante o PMBA. .... 289

Figura 161: Mapa temático da proporção sexual do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA. .... 294

Figura 162: Mapa temático da proporção sexual do *guaiaumum*, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA. .... 296

Figura 163: Relação entre fecundidade (F) e largura do cefalotórax (LC) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos estuários do Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM) e Caravelas (CR) em 2020 com ajuste da função Potencial. .... 301

Figura 164: Média e erro padrão das variáveis: (a) largura do cefalotórax em milímetros (LC); (b) peso da fêmea em gramas (P); e (c) peso da massa ovígera em gramas (PMO) para as fêmeas ovígeras do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), coletadas no estuário do rio Piraquê-Açu em 2019 e 2020 durante o PMBA. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre os anos pelo teste t de Student a 5% de probabilidade. .... 302

Figura 165: Média e erro padrão das variáveis: (a) largura do cefalotórax em milímetros (LC), (b) peso da fêmea em gramas (P), (c) peso da massa ovígera em gramas (PMO) e (d) fecundidade (F) para as fêmeas ovígeras do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), coletadas no estuário do rio

São Mateus em 2015 e 2016 (PORTO, 2016), e 2019 (PMBA). A comparação entre as variáveis foi realizada através do teste de Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn, mas as médias foram utilizadas na representação gráfica, e teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si..... 303

Figura 166: Média e erro padrão da fecundidade (F) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), no estuário do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM) e Caravelas (CR) em 2020 durante o PMBA. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade..... 304

Figura 167: Média e erro padrão das variáveis: (a) peso da fêmea em gramas (P), (b) peso da massa ovígera em gramas (PMO) e (c) fecundidade (F) do guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), na foz do Rio Doce em 2019 e 2020 durante o PMBA. .... 306

Figura 168: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados de densidade (D) (indivíduos m<sup>-2</sup>) e largura do cefalotórax (LC) (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), salinidade, teor (%) de matéria orgânica (MO), areia, lama e CaCO<sub>3</sub>, concentração de metais (mg kg<sup>-1</sup>) no sedimento (Alumínio – Al, Cromo – Cr, Cobre – Cu, Chumbo – Pb, Ferro – Fe, Manganês – Mn, Zinco – Zn) e nas folhas (Alumínio – Al, Cobre – Cu, Chumbo – Pb, Ferro – Fe, Manganês – Mn, Zinco – Zn) em função dos períodos: (a) Chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) Seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) Chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA. Os elementos seguidos pela letra "f" correspondem a concentração de metais foliar. PA: Piraquê-Açu; PM: Piraquê-Mirim; BR: Barra do Riacho; UR: Urussuquara; BN: Barra Nova; SM: São Mateus; CR: Caravelas. .... 310

Figura 169: Abundância e riqueza de espécies de braquiúros coletados na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas no (a) primeiro ano (2018/2019) e (b) período de transição (2019/2020) durante o PMBA. .... 315

Figura 170: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al), na fração dissolvida, na água de fundo coletada em manguezais durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). .... 330

Figura 171: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al), na fração dissolvida, na água de fundo coletada em manguezais durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). .... 331

Figura 172: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sedimento coletadas em manguezais durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). ..... 331

Figura 173: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sedimento coletadas em manguezais durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). ..... 332

Figura 174: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). ..... 336

Figura 175: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). ..... 337

Figura 176: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). ..... 337

Figura 177: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de

caranguejos de manguezais coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

..... 338

Figura 178: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para caranguejos de mangue coletados durante as quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Revis Santa Cruz, pontos RSC1 e RSC2, e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim, ponto PAM), Setor B (Foz do Rio Doce, ponto FRG), Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR, Rio Mariricu, ponto RMA, Rio São Mateus, ponto RSM, e Rio Caravelas, ponto RCA)..... 338

Figura 179: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO\_h: hepatopâncreas; LPO\_b: brânquia), concentração de metalotioneína (MT), níveis de proteínas carboniladas (PCO) e níveis de dano de DNA (AP) mensurados em caranguejos de manguezais coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). ..... 340

Figura 180: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO\_h: hepatopâncreas; LPO\_b: brânquia), concentração de metalotioneína (MT), níveis de proteínas carboniladas (PCO) e níveis de dano de DNA (AP) mensurados em caranguejos de manguezais coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). ..... 341

Figura 181: Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para caranguejos de mangue coletados durante as quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Revis Santa Cruz, pontos RSC1 e RSC2, e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim, ponto PAM), Setor B (Foz do Rio Doce, ponto FRG), Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR, Rio Mariricu, ponto RMA, Rio São Mateus, ponto RSM, e Rio Caravelas, ponto RCA)..... 341

Figura 182: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) na fração dissolvida na água de fundo coletada em praias durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 344

Figura 183: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) na



fração dissolvida na água de fundo coletada em praias durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 344

Figura 184: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) na fração dissolvida na água de fundo coletada em praias durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 345

Figura 185: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) na fração dissolvida na água de fundo coletada em praias durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 345

Figura 186: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 346

Figura 187: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 346

Figura 188: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 347

Figura 189: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a campanha 4

(jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 347

Figura 190: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de anfípodes (anf) e isópodes (iso) coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 351

Figura 191: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de anfípodes (anf) e isópodes (iso) coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 352

Figura 192: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de anfípodes (anf) e isópodes (iso) coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 352

Figura 193: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de anfípodes (anf) e isópodes (iso) coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 353

Figura 194: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para anfípodes e isópodes coletados no ambiente praial ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada setor: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG). ..... 353

Figura 195: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em

amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia (*Ocypode quadrata*) coletados durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 356

Figura 196 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia (*Ocypode quadrata*) coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 356

Figura 197: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia (*Ocypode quadrata*) coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 357

Figura 198: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia (*Ocypode quadrata*) coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 357

Figura 199: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para caranguejo de praia coletados ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada setor: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG)..... 358

Figura 200: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO), concentração de metalotioneína (MT) e níveis de proteínas carboniladas (PCO) mensurados em amostras de anfípodes e isópodes coletadas no ambiente praial durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 361

Figura 201: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO), concentração de metalotioneína (MT) e níveis de proteínas carboniladas (PCO) mensurados em amostras de anfípodes e isópodes coletadas no ambiente praial durante a campanha 4 (jan/fev 2020).



Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 361

Figura 202: Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para anfípodes e isópodes coletados no ambiente praias ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada setor: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG). ..... 362

Figura 203: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO\_h: hepatopâncreas; LPO\_b: brânquia), concentração de metalotioneína (MT), níveis de proteínas carboniladas (PCO) e níveis de dano de DNA (AP) mensurados em amostras de caranguejos de praia coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 364

Figura 204: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO\_h: hepatopâncreas; LPO\_b: brânquia), concentração de metalotioneína (MT), níveis de proteínas carboniladas (PCO) e níveis de dano de DNA (AP) mensurados em amostras de caranguejos de praia coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG). ..... 364

Figura 205: Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para caranguejo de praia coletados ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada setor: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG). ..... 365

Figura 206: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de sangue e pena de aves coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário. .... 367

Figura 207: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de sangue e pena de aves coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário. .... 368

Figura 208 :Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sangue e penas de aves coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário. .... 368

|  |     |
|--|-----|
| Figura 209: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sangue e pena de aves coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário. .... | 369 |
| Figura 210: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário. ....  | 370 |
| Figura 211: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário. ....  | 371 |
| Figura 212: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a campanha 3 (jan/fev 2029), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário. ....  | 371 |
| Figura 213: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário. ....  | 372 |
| Figura 214: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) calculado para dados de aves (pena e sangue) coletados ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada área amostral: mangue (Setor A), estuário (Setor B) e costeiro (Setor C). ....  | 373 |
| Figura 215: Tabela resumando os resultados referentes aos índices de IBR bioacumulação e IBR biomarcador estimados para organismos coletados no ambiente costeiro do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM ao longo do Ano 1 e Período de Transição. ....  | 375 |

## LISTA DE TABELAS

|  |     |
|--|-----|
| Tabela 1: Síntese do regime de ondas e condições hidrológicas do Rio Doce durante o monitoramento. Regime de ondas apresenta valores máximos durante o período das campanhas, $H_s > 1,8$ m representa os eventos de maior energia correspondentes a 25% das maiores alturas da série histórica (2008 – 2019). Dados hidrológicos, vazão máxima e pluviosidade acumulada, referentes ao período de 30 dias precedentes às campanhas. ....  | 50  |
| Tabela 2: Resultado da análise de similaridade ANOSIM e análise de classificação SIMPER da Macrofauna de praias emersas entre os compartimentos e as campanhas, com corte acima de 70%. ....   | 101 |
| Tabela 3: Resultado da análise de similaridade ANOSIM e análise de classificação SIMPER da Meiofauna de praias emersas com corte acima de 70%, entre os compartimentos e as campanhas. ....  | 108 |
| Tabela 4: Resultado da análise de similaridade ANOSIM e análise de classificação SIMPER da Macrofauna na antepraia, com corte acima de 50%. ....   | 117 |
| Tabela 5: Resultado da análise de similaridade ANOSIM e análise de classificação SIMPER da Meiofauna na antepraia entre os Compartimentos A, B e C. ....   | 119 |
| Tabela 6: Correlação de Pearson dos atributos do sedimento: fração granulométrica areia, silte e argila); matéria orgânica (MO); carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) e metais no sedimento. Referente a terceira coleta, outubro de 2019, época chuvosa. ....  | 192 |
| Tabela 7: Dados comparativos dos teores ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos elementos ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cromo (Cr), em valores mínimo (Min), médio e máximo (Max) com os dados pretéritos existentes (Costa et al, 2016) e os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020 para o Rio Piraquê-Açu. ....   | 195 |
| Tabela 8: Dados comparativos dos teores ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos elementos ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cromo (Cr), em valores mínimo (Min), médio e máximo (Max) com os dados pretéritos existentes (Costa et al, 2016) e os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020 para o Rio Piraquê-Mirim. ....  | 196 |
| Tabela 9: Correlação linear de Pearson, realizada sem distinção entre estuários ou espécies avaliadas. Área de coleta de dados, compreendida entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia: Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Dados coletados entre dezembro/2018 e fevereiro/2020 em <i>Rhizophora mangle</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> , <i>Avicennia schaueriana</i> e <i>Talipariti pernambucense</i> . Legenda: A ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) - assimilação de carbono; A/gs ( $\mu\text{mol mol}^{-1}$ ) - eficiência no uso da água; Pltotal (unidade relativa) – índice de performance; Chla ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) – clorofila a; Chlb ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) – clorofila b; Fef, Mnf, Znf, Cuf, Pbf ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); – ferro, manganês, zinco, cobre, chumbo folia; $\text{O}_2^{\bullet-}$ (%) - superóxido; $\text{OH}^{\bullet}$ (%) - radical hidroxil; $\text{ROO}^{\bullet}$ (%) - radical peroxil; DPPH $^{\bullet}$ (%) - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila. .... | 213 |

Tabela 10: Faixa de absorção de macro e micronutrientes ( $\text{g kg}^{-1}$  e  $\text{mg kg}^{-1}$ , respectivamente) para *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* baseada no trabalho de Cuzzuol e Campos (2001) com valores de concentração máxima e mínima..... 218

Tabela 11: Diferenças das concentrações de metais no tecido foliar e parâmetros fotossintéticos para as espécies *Avicennia schaueriana* (Av), *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *Talipariti pernambucense* avaliadas no PMBA. Dados médios, seguidos do erro padrão ( $\pm$ ), de assimilação de carbono ((A)  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ); eficiência no uso da água (A/gs ( $\mu\text{mol mol}^{-1}$ )) e Índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I (Pltotal (unidade relativa)); clorofila a ((Chla)  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) e clorofila b (Chlb)  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ); metais foliares Fe: ferro, Mn: manganês, Pb: chumbo, Zn: zinco e Cu: cobre ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); superóxido (( $\text{O}_2^{\bullet-}$ ) %); radical hidroxil (( $\text{OH}^{\bullet}$ ) %); radical peroxil (( $\text{ROO}^{\bullet}$ ) %) e 2,2-difenil-1- picrilhidrazila ((DPPH $^{\bullet}$ ) %), coletados no período de outubro de 2018 a março de 2020 nos manguezais do rio Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Barra do Riacho (Aracruz), em Urussuquara Barra Nova (São Mateus), São Mateus (Conceição da Barra) e Caravelas (Caravelas - Bahia). Diferenças entre as espécies são apresentadas em letras maiúsculas para as espécies de mangue. Letras minúsculas incluindo *Talipariti pernambucense*. Letras indicam diferença entre as espécies ( $p < 0,05$ ). ..... 225

Tabela 12: Média e erro padrão do comprimento (CC) e largura do cefalotórax (LC) em milímetros, peso (P) da fêmea e peso da massa ovígera (PMO) em gramas e fecundidade (F) individual de fêmeas ovígeras do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), capturadas em 2019 e 2020 nos estuários dos rios Piraquê-Açu (PA), Piraquê- Mirim (PM), Urussuquara (UR), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o PMBA. n = número amostral..... 299

Tabela 13: Fecundidade (valores mínimo e máximo) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos manguezais brasileiros. LC: Largura do cefalotórax (mm). F: fecundidade (número de ovos fêmea $^{-1}$ ). ..... 305

Tabela 14: Fecundidade (valor mínimo e máximo) do gênero *Cardisoma*. F: fecundidade (ovos fêmea $^{-1}$ ). LC: Largura do cefalotórax (mm). ..... 307

## LISTA DE QUADROS

|  |     |
|--|-----|
| Quadro 1: Indicadores bióticos definidos para o Ano 1 (out/2018 a set/2019) e Período de Transição (out/2019 a out/2020). .....  | 152 |
| Quadro 2: Fator de Ponderação (FP) de sedimento, flora e fauna nos estuários Piraquê-Açú (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costas das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR). ..... | 321 |
| Quadro 3: Fator de Ponderação (FP) de sedimento, flora e fauna nos estuários Piraquê-Açú (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costas das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR). ..... | 325 |

## 1 EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE DO AMBIENTE COSTEIRO

### 1.1 PRAIA

#### 1.1.1 Introdução

##### 1.1.1.1 Questões Norteadoras e Indicadores do Sistema Praial

Os rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão chegaram na região costeira do Espírito Santo atingindo as praias adjacentes à desembocadura do Rio Doce em novembro de 2015. Nos anos seguintes, o enriquecimento das concentrações de alguns elementos químicos foi reportado na plataforma continental (Costa *et al.* 2017) e praias adjacentes (APLYSIA, 2016) à foz do Rio Doce. O Anexo 4 trata do monitoramento de possíveis impactos do aporte de rejeitos sobre a fauna bentônica e o ambiente praial e tem como objetivo responder às seguintes questões: (a) qual o alcance espacial dos impactos decorrentes do rompimento da barragem de rejeitos ao longo da costa; (b) quais os processos morfodinâmicos envolvidos na distribuição dos contaminantes; (c) qual a possibilidade dos contaminantes atingirem a parte superior da praia, e as condições de energia de ondas necessárias para tal; (d) quais as características da fauna bentônica nas praias da região e quais as anomalias encontradas nas áreas atingidas que possam ser associadas ao rompimento da barragem (composição, espécies/grupos indicadores, sazonalidade, distribuição horizontal, vertical e tipologia de praia, além dos parâmetros ecológicos adotados: riqueza, densidade e equitabilidade) e (e) qual a capacidade do sistema praial para neutralizar a ação dos contaminantes ao longo do tempo nos sedimentos e fauna bentônica.

Para responder às questões colocadas, indicadores morfodinâmicos, geoquímicos e biológicos foram estabelecidos, considerando que a morfodinâmica da praia e os processos costeiros atuantes são responsáveis pela distribuição dos elementos químicos, o que influencia a diversidade da comunidade bentônica, seja pela tipologia das praias, seja pelos impactos em função da concentração elementar nos sedimentos.

**a) Morfodinâmica de praia** (Indicador Abiótico): configuração morfológica, sedimentologia e processos costeiros. A concentração de lama na antepraia pode atuar no sentido de amortecer a energia das ondas e alterar o clima de espraio e refluxo da onda na face praial, levando a um reajuste da morfologia da praia. Alcances mais altos dos espraio das ondas e o transporte da lama para a praia alta, decorrente do ajuste morfodinâmico, pode reduzir a permeabilidade dos sedimentos com alteração na composição e diversidade da fauna bentônica e permitir o alcance do material do rejeito na restinga adjacente. Destaca-se ainda que faixas arenosas úmidas e estreitas podem alterar os processos reprodutivos das tartarugas marinhas. Processos de transporte de sedimentos e dos prováveis contaminantes ao longo da costa são também apresentados baseando-se nos aspectos morfodinâmicos da praia.

**b) Concentração elementar** (Indicador Abiótico): a concentração de elementos químicos nas amostras de sedimentos pode ser utilizada como um indicador abiótico da presença do rejeito, além de permitir a realização de inferências sobre a contaminação do ambiente, bem como seus efeitos sobre a comunidade bentônica.

**c) Diversidade da fauna bentônica** (Indicador Biótico e Integrador): a introdução de lama no ambiente praias interfere diretamente na composição e distribuição da fauna bentônica, por alterar a granulometria do sedimento praias, ou indiretamente, devido aos elementos químicos associados. Abordagens e testes robustos no monitoramento da biodiversidade associadas aos parâmetros da morfodinâmica e aos elementos químicos presentes no local permitiram responder se as modificações observadas na comunidade bentônica estão relacionadas aos impactos por estas experimentados.

O Anexo 4 integra parâmetros sedimentológicos, morfodinâmicos e geoquímicos buscando possíveis assinaturas do aporte de rejeitos como indicadores de impacto em conjunto com informações sobre o regime de chuva, descarga fluvial, regime de ondas e estimativas de espreadimento máximo. Desta forma, oferece ao estudo da comunidade bentônica as condições ambientais que podem impactar a diversidade encontrada.

#### 1.1.1.2 Integração e Impactos Sobre a Morfodinâmica, Geoquímica e Comunidade Bentônica no Sistema Costeiro no Caso do Rompimento da Barragem

A fauna bentônica de praias arenosas é influenciada tanto por parâmetros morfodinâmicos (e.g. estado morfodinâmico, inclinação do perfil praias e granulometria) quanto geoquímicos (e.g. concentrações de elementos potencialmente tóxicos). Praias refletivas, íngremes e compostas por areias grossas, tendem a apresentar valores menores de indicadores ecológicos para a macrofauna bentônica em comparação às praias mais dissipativas, com perfil mais plano e sedimentos compostos por areias finas (McLachlan *et al.*, 1981; Brown e McLachlan, 1990; McLachlan, 1990; Defeo *et al.*, 1992; Jaramillo e McLachlan 1993; McLachlan *et al.*, 1993; McLachlan, *et al.*, 1996; Hacking 1998; Brazeiro, 1999; McLachlan e Dorvlo, 2005; McLachlan e Brown, 2006; McLachlan *et al.* 2013). Por outro lado, a meiofauna de praias arenosas tende a apresentar comportamento oposto a macrofauna, sendo mais presente em praias intermediárias de areias médias (Rodríguez *et al.*, 2003; Gheskiere *et al.*, 2005; Giere, 2009).

Esses organismos podem ser afetados pelos contaminantes desde os níveis genéticos e bioquímicos até níveis de comunidades (Moraes *et al.*, 2011). A introdução de rejeitos de minério de ferro pode modificar o habitat provocando a redução da diversidade de táxons, em função da redução do número de espécies, e o favorecimento de organismos oportunistas (Ellis e Hoover, 1990). Redução na densidade, diversidade e biomassa de organismos bentônicos, além de modificações de sua estrutura trófica, decorrentes da introdução de rejeitos de mineração, foram reportadas para o estuário do Rio Doce (Gomes *et al.*, 2017) e praias adjacentes à Baía de Chañaral - Chile (Castilla, 1983). A macrofauna pode apresentar alterações morfológicas, fisiológicas, da composição específica e abundância como efeito a exposição a contaminantes (Campos, 2007; Weber e Montone, 2006). A introdução de



elementos potencialmente tóxicos também pode causar efeitos deletérios na comunidade de Nematoda (Nair *et al.*, 2003; Nanajkar e Ingloe, 2010). Concentrações Mn e As, por exemplo, influenciam diretamente a estruturação da nematofauna (Mesquita e Kaisary, 2007) podendo apresentar efeitos negativos na sua diversidade (Gyedu-Ababio *et al.*, 1999).

Concentrações de elementos químicos e a qualidade dos sedimentos podem ser avaliadas em relação aos efeitos biológicos adversos, estipulados pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA USA), considerando valores abaixo dos quais efeitos biológicos adversos não são esperados (TEL - threshold effect level) e valores acima dos quais efeitos biológicos adversos são esperados (PEL - probable effect level) (Buchman, 2008). Os elementos químicos para os quais não há valores de TEL e PEL, podem ser avaliados ainda quanto ao AET (apparent effect threshold). O AET é obtido empiricamente e define a concentração a partir da qual os elementos químicos exercem um efeito adverso aparente sobre a biota em função da distribuição dos efeitos do contaminante (Barrick *et al.*, 1988).

A persistência de contaminantes na praia é relacionada com a morfodinâmica. Praias refletivas com areias grossas, elevada declividade da zona de espraiamento-refluxo da onda, a ausência ou reduzida largura da zona de surfe e a elevada permeabilidades e traduz em reduzida variabilidade topográfica do perfil praial, elevada velocidade do refluxo da onda com capacidade de carrear de volta ao mar partículas de sedimentos mais finos (Short e Wright, 1984). Desta forma, apresentam maior potencial de autolimpeza, boa oxigenação e renovação da água intersticial com remoção de contaminantes, criando um ambiente favorável à meiofauna que, constituindo a base da cadeia alimentar, habita os interstícios e superfície dos grãos de areia. Em contrapartida, em praias dissipativas os poluentes apresentam maior longevidade (Antia, 1993; Bernabeu *et al.*, 2006). Maiores concentrações de elementos químicos são encontradas em praias com maior contribuição de sedimentos finos (Ramirez *et al.*, 2005). Praias dissipativas são caracterizadas por areias finas a muito finas, baixíssima declividade da face praial, refluxo da onda incompleto proporcionando uma saturação permanente de parte da face da praia, larga zona de surfe e elevada estabilidade morfodinâmica. Existe, portanto, uma tendência de maior retenção de contaminantes em praias com esta tipologia. As praias intermediárias, por sua vez, são frequentemente compostas por areias médias e apresentam um ou mais bancos paralelos ou oblíquos à praia, que ora se juntam ora se desprendem da praia gerando vários sub estágios e, portando, uma elevada mobilidade do perfil praial. Esta mobilidade pode favorecer o soterramento de contaminantes e sua manutenção no pacote sedimentar da praia, ao mesmo tempo que pode impactar espécies de menor capacidade de acompanhar a variabilidade topográfica.

No que diz respeito ao espraiamento máximo das ondas, o alcance vertical, horizontal e a extensão de inundação da praia devem ser considerados na dispersão potencial dos contaminantes do rejeito e na distribuição da fauna bentônica, bem como no potencial alcance nos ecossistemas de restingas e dunas. Uma vez que a onda incide sobre a praia, esta espraia sobre a face praial até dissipar toda a sua energia para, então, retornar em direção ao mar por refluxo e percolação. O processo de espraiamento (*run up, uprush*) é caracterizado pela velocidade e distância de espraiamento, esta última



medida entre o refluxo da onda anterior e o alcance máximo na face praial, podendo ser expressa em distância paralela à topografia ou em distância vertical, e ainda pela duração do espraimento ou duração do ciclo completo espraimento-refluxo. A morfologia da praia, principalmente a altura da berma, influencia na capacidade deste ambiente em responder ao espraimento, impedindo a transposição da onda sobre a praia e, conseqüentemente, sua total inundação em eventos de espraimentos máximos. Concomitantemente, em função da declividade da face da praia, o espraimento pode percorrer toda a extensão da praia emersa e alcançar os ecossistemas adjacentes como restingas e dunas.

O presente relatório apresenta indicadores biológicos da fauna bentônica de praia e concentração de elementos químicos ao longo dos perfis praias. Aspectos morfodinâmicos das praias adjacentes à foz do Rio Doce, parâmetros sedimentológicos, inclinação da face praial e da antepraia, variação do perfil praial e regime meteoceanográfico são apresentados como base para compreensão da contaminação do ambiente por elementos potencialmente tóxicos associados aos rejeitos da barragem de minério de ferro e dos indicadores ecológicos da fauna bentônica.

#### 1.1.1.3 Localização dos Perfis, Compartimentação da Área de Monitoramento e Dinâmica de Amostragem

O monitoramento da morfodinâmica, geoquímica e dos organismos bentônicos de praias, conduzido pelo Anexo 4, se estende entre os municípios de Serra e Conceição da Barra, ao longo de 13 perfis praias (Figura 1).

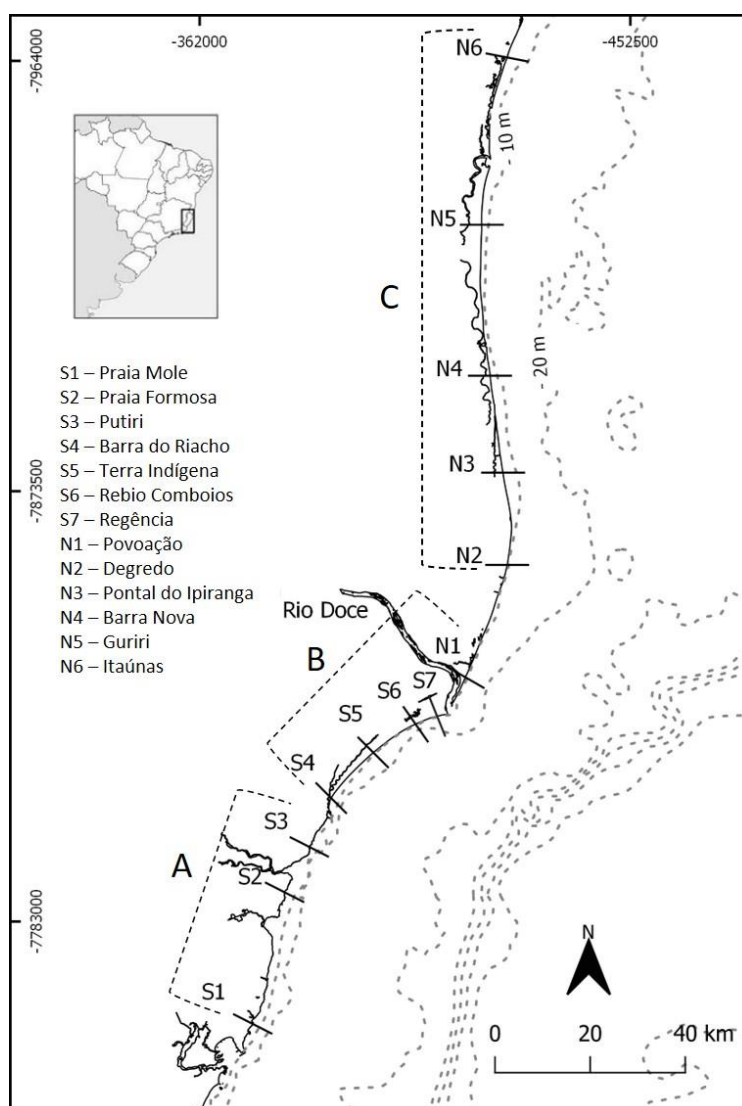
O recorte geográfico dos perfis praias proposto para este monitoramento abrange dois setores morfodinâmicos distintos, conforme proposto por Albino *et al.* (2016): a costa de falésias e terraços de abrasão (S1, S2 e S3) e a planície arenosa do Rio Doce (S4 a N6).

Nas praias associadas aos terraços de abrasão, a atenuação das ondas ao longo da antepraia reduz a quantidade total de energia que chega à face da praia, favorecendo a formação de perfis praias com maiores inclinações (Muñoz-Pérez *et al.*, 1999). Simultaneamente, os terraços de abrasão limitam o espaço de acomodação da praia, o que promove a acumulação vertical dos sedimentos junto à costa e a formação de perfis altos e estreitos (Albino *et al.*, 2016).

Em relação ao estado morfodinâmico, essas praias apresentam características intermediárias a refletivas, na preamar, e dissipativas, na baixa-mar (Albino *et al.*, 2016), semelhante ao estado morfodinâmico intermediário do tipo terraço de baixa-mar, proposto por Wright e Short (1984). Neste sentido, há o predomínio de arrebentação do tipo ascendente na face praial e mergulhante na antepraia inferior, durante a preamar, e deslizante ao longo dos terraços de abrasão, durante a baixa-mar (Albino *et al.*, 2016). Características completamente dissipativas são encontradas em praias expostas com menores gradientes e compostas por sedimentos mais finos (Albino *et al.*, 2016).

Os processos de transformação das ondas pelos terraços de abrasão ainda inibem o transporte longitudinal de sedimento nestas praias, cuja variação topográfica é controlada principalmente pelas trocas transversais entre a praia emersa e a submersa (Albino, 1999; Albino *et al.*, 2016). A atenuação das ondas, por sua vez, limita a amplitude e a variação das alturas das ondas que chegam à praia e, conseqüentemente, reduzem a variação topográfica dos perfis praias em resposta às variações hidrodinâmicas (Ogawa *et al.*, 2015, Albino *et al.*, 2016).

Figura 1: Configuração da planície deltaica do Rio Doce e plataforma continental adjacente com localização dos perfis de monitoramento. Perfil S1 incluído a partir da campanha dezembro de 2018, perfis S7 e N6 incluídos a partir da campanha dezembro 2019. A estação S3 foi inicialmente pensada em Praia dos Padres, mas devido à alta influência do complexo estuarino do Rio Piraquê-Açu (aporte de sedimentos e atuação de correntes de mare) esta estação foi transferida para a praia de Putiri, mais oceânica, mas com as mesmas características morfodinâmicas.



Durante eventos de moderada à alta energia, a impermeabilidade dos terraços de abrasão reduz parte da infiltração do espreiamento, o que torna a praia mais propensa ao empilhamento das ondas junto à costa e ao transporte transversal em direção à antepraia (Jackson e Cooper, 2009). Além disso, a

disposição irregular dos terraços de abrasão pode proporcionar a convergência das ortogonais de ondas, promovendo o aumento da energia praial e a erosão de feições à retroterra da praia (Albino *et al.*, 2001; 2006).

Ao longo da evolução do compartimento correspondente à planície deltaica do Rio Doce há evidências morfoestratigráficas que destacam a atuação da deriva litorânea de sedimentos, a carga e descarga fluvial e as variações do nível do mar (Dominguez *et al.*, 1981; Dominguez *et al.*, 1983; Martin *et al.*, 1993; Martin *et al.*, 1996). Reconstituições paleográficas das cristas de praia durante a progradação holocênica sugerem discordâncias dos alinhamentos, decorrentes de episódios de inversões no sentido da deriva litorânea. As alternâncias na direção das ondas incidentes e, portanto, no sentido da deriva litorânea, ao longo da costa durante a evolução do Rio Doce e nas últimas décadas foi corroborada pela modelagem numérica realizada por Bittencourt *et al.* (2007) e Oliveira *et al.* (2015). Como resultado da frequência direcional de ondas mais intensas de sul e de outros ajustes morfodinâmicos, o sentido preferencial da deriva é de sul para norte.

De maneira geral, as praias da planície deltaica do Rio Doce apresentam tipologias intermediárias e refletivas, com declividade moderada e areias grossas e médias. A alta mobilidade sazonal dos perfis praias nas proximidades da desembocadura é reflexo desta tipologia praial. A presença de bancos dissipativos próximos à foz do rio provavelmente deve-se à incorporação de areias fluviais finas que reduzem o gradiente da antepraia. As praias de Barra do Riacho e Terra Indígena, por sua vez, apresentam areias mais grossas, alta inclinação, sem presença de bancos. Em direção ao norte, devido à atuação da deriva litorânea no transporte de sedimentos, praias intermediárias são observadas com menores gradientes da face praial.

Praias dissipativas ocupam a porção mais setentrional da planície do Rio Doce e favorecem a formação de dunas. Como há abundante abastecimento de sedimentos e o vento leste é persistente e forte o suficiente para transportar a areia disponível, é possível encontrar dunas frontais ao longo desta seção, a maior atingindo 30 m de altura na aldeia turística de Itaúnas (próximo ao Rio São Mateus) (Albino *et al.*, 2016).

Resultados obtidos durante o monitoramento permitiram subdividir o setor da planície deltaica do Rio Doce proposto por Albino *et al.* (2016) em dois sub compartimentos. O primeiro compartimento abrange as estações situadas na planície sul e a primeira estação ao norte (S4, S5, S6, S7 e N1), em função da proximidade da desembocadura e de suas particularidades morfológicas e sedimentológicas. No segundo compartimento, há deposição de sedimentos mais finos e lama, provenientes do Rio Doce e transportados pela deriva litorânea, os quais são responsáveis pela morfologia mais aplainada dos perfis e alto potencial de transposição das ondas.

Desta forma, aqui a área de monitoramento é dividida em compartimentos (A, B e C) (Figura 1) de acordo com parâmetros geomorfológicos e geoquímicos, que refletiram na concentração elementar e nos diferentes impactos sobre a comunidade bentônica.

**Compartmento A:** compreende as praias associadas a falésias e terraços de abrasão, localizadas ao sul da planície deltaica do Rio Doce, no litoral dos municípios de Serra e Aracruz (Estações S1, S2 e S3). Neste setor o transporte longitudinal de sedimentos predominante para norte ao longo da costa, a distância da desembocadura do Rio Doce e as barreiras representadas pelos terraços de abrasão, dificultam o alcance da lama de rejeitos a este compartimento.

**Compartmento B:** representado pelas praias ao sul da planície do Rio Doce incluindo a praia de Povoação ao norte da desembocadura (Estações S4, S5, S6, S7 e N1). Os perfis S6, S7 e N1, mais próximos da desembocadura, recebem influência direta do Rio Doce, com a deposição de areias nas praias emersas e lama na antepraia, onde a mobilização pelas ondas é menor. A proximidade da desembocadura fluvial atua espacial e temporalmente nas características morfodinâmicas e sedimentológicas da praia. Soma-se à influência dos processos fluviais, o alto grau de exposição às ondas incidentes nas alterações morfodinâmicas. Praias de areias grossas, com alta porosidade e permeabilidade apresentam alta mobilidade e altas velocidades de refluxo das ondas, responsável pela retirada dos sedimentos finos e dos contaminantes da porção emersa, o que confere alta resiliência aos impactos relacionados aos contaminantes de proveniência fluvial.

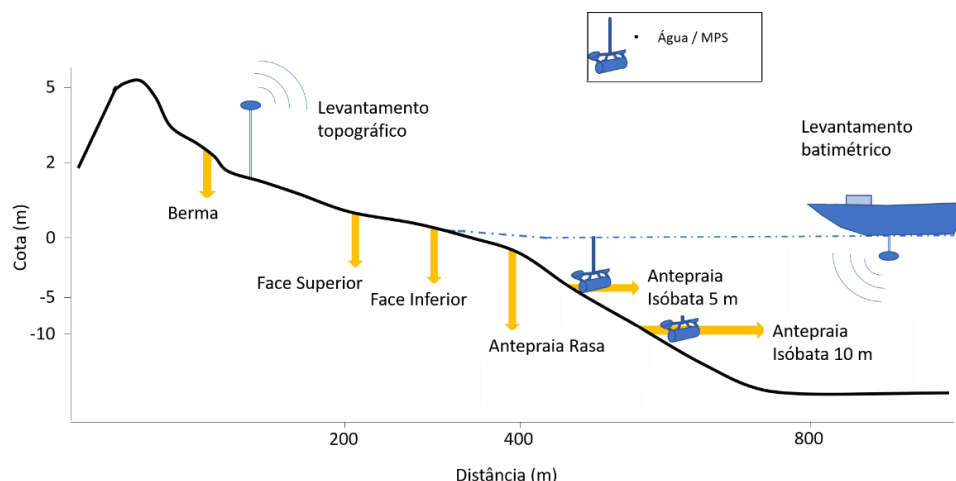
**Compartmento C:** compreende as praias ao norte da planície deltaica do Rio Doce (Estações N2, N3, N4, N5 e N6) e corresponde à área criticamente afetada, uma vez que os processos costeiros favorecem a deposição dos sedimentos fluviais a partir da deriva litorânea sentido norte (Oliveira *et al.*, 2015). A presença de lama na antepraia, de areias finas e perfis de menor inclinação, favorecem a permanência e distribuição horizontal dos contaminantes, com consequente efeito na comunidade bentônica.

Os processos morfodinâmicos não se limitam à praia exposta/emersa, mas inclui o prisma sedimentar submerso de transição da zona emersa para a plataforma continental interna. Praia e antepraia formam uma unidade em que a troca de sedimentos de fundo e em suspensão ocorre de modo contínuo, levando sedimentos de fundo e em suspensão para a praia por meio do espraçamento e refluxo da onda na face da praia (*swash climate*) e da praia para a antepraia através dos movimentos oscilatórios, correntes longitudinais (*longshore current*) e de retorno (*rip currents*), estas últimas funcionando como correias de transporte de sedimentos e contaminantes da praia para a zona submarina.

Portanto, levantamentos topobatimétricos e amostragem de parâmetros físicos, químicos e biológicos foram realizados de forma integrada, não apenas ao longo dos compartimentos, mas também ao longo do perfil praial nas diferentes subestações: berma, face praial superior, face praial inferior, antepraia rasa (correspondente à zona de surfe e/ou arrebenção) e antepraia propriamente dita, nas isóbatas de 5 m e 10 m, esta última nas proximidades da profundidade de fechamento do perfil praial (Figura 2). Coletas de sedimentos e levantamentos topobatimétricos foram realizadas ao longo de todo o período do monitoramento. A partir de dezembro de 2019 também foram incluídas amostragens da fauna bentônica e de água para análise de contaminantes no material particulado em suspensão (MPS) nas isóbatas de 5 m e 10 m. Os procedimentos metodológicos para coleta, processamento e análise das

amostras, bem como todas as alterações realizadas durante o monitoramento estão disponíveis no *Material Suplementar A4PS1*.

Figura 2: Esquema de amostragem ao longo do perfil praiar. Setas indicam coleta integrada de sedimentos para obtenção dos parâmetros morfodinâmicos, sedimentológicos, geoquímicos e biológicos.



A frequência amostral do monitoramento praiar seguiu o regime hidrológico do Rio Doce com coletas durante os períodos seco e chuvoso, considerando ainda períodos de maior energia das forçantes meteoceanográficas e de eventos extremos como a elevação do nível do Rio Doce atingindo a cota de inundação. As campanhas para parâmetros relacionados à morfodinâmica e à geoquímica tiveram inicialmente periodicidade trimestral, passando para semestral a partir de dezembro de 2019. Já os parâmetros biológicos mantiveram a frequência semestral respeitando a sazonalidade dos períodos seco e chuvoso.

## 1.1.2 Dinâmica Costeira da Área de Monitoramento

### 1.1.2.1 Ondas, Correntes e Transporte de Sedimentos

Cerca de 43,7 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos vazaram da barragem do Fundão (Do Carmo *et al.* 2017). Deste volume, cerca de 30,5 milhões de m<sup>3</sup> ficaram retidos nas barragens, como na usina hidrelétrica de Candonga, ao longo da bacia hidrográfica e estima-se que 10 milhões de m<sup>3</sup> tenham seguido o curso do Rio Doce atingindo o Oceano Atlântico (Renova, 2019; IBAMA, 2015). A trajetória dos rejeitos segue a distribuição natural dos sedimentos aportados pelo Rio Doce no ambiente costeiro. É possível reconhecer padrões de dispersão e deposição de lama no ambiente costeiro e marinho de acordo com o aporte deste material e a atuação dos sistemas de dispersão (Walsh e Nittrouer, 2009). No caso da região adjacente ao Rio Doce, sedimentos finos se distribuem nas imediações da desembocadura (Quaresma *et al.* 2015), seguindo o padrão de distribuição longitudinal de sul para norte induzidos pela predominância dos sistemas de ondas e ventos de sul (Bittencourt *et al.* 2007). Em suspensão, a pluma do Rio Doce segue o mesmo padrão de distribuição para norte, podendo, entretanto, rumar para sul

ocasionalmente em condições de alta vazão e ventos de nordeste (Magris *et al.* 2019, Silva *et al.* 2017). Portanto, a costa ao norte da desembocadura do Rio Doce é mais sujeita aos impactos decorrentes do rompimento da barragem por receber naturalmente e mais frequentemente material fino aportado na região costeira.

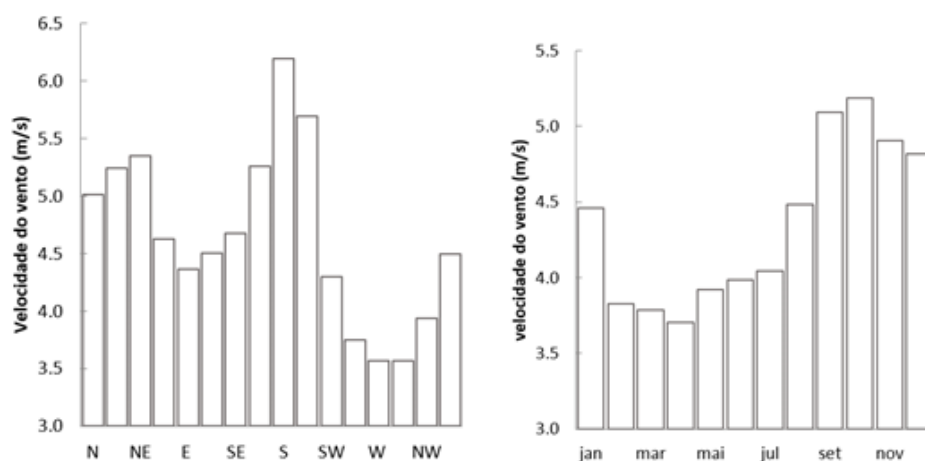
O regime meteoceanográfico representado pela atuação de ventos e ondas influencia no transporte e dispersão de lama no ambiente costeiro. Vários estudos demonstram o aprisionamento em direção à costa e transporte longitudinal de lama devido à combinação de fluxos induzidos pelo vento e agitação do leito marinho pela ação de ondas (um resumo destes estudos é apresentado em Wright, 2012). A deposição e aprisionamento de sedimentos finos próximo à costa dependem do aporte de material em suspensão em concentrações elevadas e das características de trajetória e mistura das plumas (Wright, 2012). Fluxos gravitacionais e componentes de transporte em direção à costa também são importantes na manutenção de sedimentos finos próximos à costa (Wright, 1995). Portanto, o transporte e distribuição do rejeito na área de monitoramento seguem o regime das forças meteoceanográficas com tendência de dispersão para norte e próximo à costa.

Ambos os padrões dos regimes de ventos e ondas na costa do Espírito Santo são caracterizados bidirecionalidade de variação sazonal com sistemas de orientação predominante de Leste/Nordeste (E-NE) e Sul/Sudeste (S-SE). O regime hidrológico do Rio Doce contribui com aporte de materiais também em caráter sazonal em períodos de maior e menor vazão do rio. Deste modo, tanto os regimes meteoceanográficos (ventos e ondas) quanto hidrológico (vazão) se conjugam no tempo. De maneira geral, períodos de maior vazão ocorrem em conjunto com ondas e ventos dos quadrantes E-NE, enquanto períodos de menor vazão ocorrem em conjunto com ondas e ventos predominantes dos quadrantes S-SE. Neste relatório, estes períodos são denominados chuvoso e seco, respectivamente.

O regime de vento, em termos de frequência se caracteriza por alternância entre ventos do quadrante nordeste, gerador de correntes de deriva em direção ao sul e indutor do fenômeno de ressurgência, e ventos do quadrante sul, associados às frentes frias de maior intensidade, às correntes de deriva para o norte e à subsidência (Figura 3).



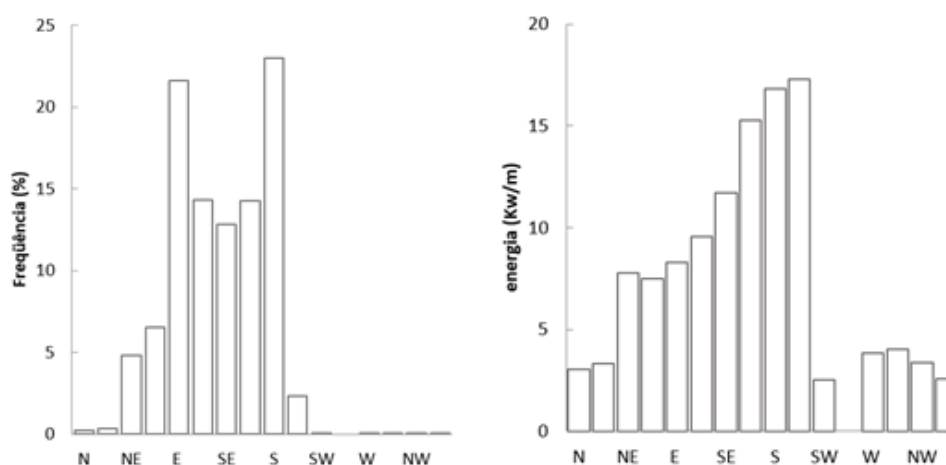
Figura 3: Velocidade do vento por direção e por mês. Dados modelados pelo sistema de previsões global (GFS – Global Forecast System) de fevereiro de 2008 a janeiro de 2019.



Fonte: Windguru (2020).

A mesma alternância na direção dos ventos se reflete na variabilidade da direção das ondas que, nas adjacências do Rio Doce, alterna entre a predominância de eventos de menor energia durante a primavera e verão provenientes de leste/nordeste (E-NE), prevalência por cerca de 60% do período, e maior energia no outono e inverno de sul/sudeste (S-SE), com prevalência por cerca de 70% no outono e 50% no inverno (Figura 4).

Figura 4: Distribuição da frequência e energia das ondas por direção e energia. série história de 2008 a 2019. Dados modelados pelo sistema NWW3.



Fonte: Windguru (2020).

Para a estimativa do regime extremo das condições das ondas e do transporte de sedimentos, foi realizada a análise multidecadal utilizando o módulo AMEVA do SMC Brasil (MMA, 2017a). Nesta modelagem foram consideradas as estatísticas descritivas de período de pico, altura significativa e direção de propagação das ondas para a área de monitoramento. Para simulação de eventos do regime

extremo foi considerada a distribuição generalizada de valores extremos (*Generalized Extreme-Value* – GEV). O transporte de sedimento foi simulado considerando a propagação de casos representativos e partículas de tamanho areia fina a média pelo módulo MOPLA do SMC Brasil (MMA, 2017b). Resultados gráficos de regime extremo, das estatísticas descritivas e da propagação de ondas estão disponíveis no *Material Suplementar A4PMS1*.

O regime multidecadal para a área de monitoramento apresenta ondas com distribuições entre as direções Leste e Sul com maior probabilidade (0,47) de ocorrência de ondas provenientes do quadrante ESE. Valores medianos de  $H_s$  ( $H_{s50}$ ) variam em torno de 1,52 m para ondas do quadrante Leste aumentando gradativamente para ondas provenientes do quadrante Sul. Das direções com maior probabilidade de ocorrência os valores de  $H_{s50}$  atingem 2,1 m para direção de SSE. Já os valores extremos de  $H_s$  variam de 2,2 m a 4,8 m das direções E e SSW, respectivamente. O regime extremo para ondas com  $H_s$  de 4 m apresenta taxa de retorno média de 2 anos  $H_s$  de 4,5 m com taxa de retorno em torno de 5 anos e  $H_s$  de 5 m com taxas superiores a 50 anos.

O transporte de sedimentos alterna com resultantes entre as direções sul e norte (Figura 5) no setor ao norte da desembocadura do Rio Doce, devido às características do clima de ondas e a orientação na linha de costa. O transporte se intensifica nos trechos de linha de costa mais ao norte quando há atuação dos sistemas de ondas de S-SE. Ao Sul esta tendência de alternância nas direções não é evidente. Entretanto, neste setor ocorrem células de transporte evidenciadas pela confluência dos vetores durante atuação de sistemas de S-SE enquanto atuação de sistemas de NE geram transporte praticamente nulo. Os padrões de tendência de transporte apresentados aqui corroboram o sentido da deriva observado por Oliveira et. al, 2017.

As alturas significativas e correntes geradas por ondas são atenuadas no setor da costa ao sul do Rio Doce quando há atuação dos sistemas de E-NE. Já a atuação dos sistemas S-SE tendem a provocar atenuação de ondas no trecho norte da costa (Figura 6). Assim a alternância bidirecional do clima de ondas não apenas atua sobre a dispersão e transporte de sedimentos, mas também se reflete nas áreas mais prováveis de deposição onde ocorrem menores valores de  $H_s$ , favorecendo a sedimentação do material em suspensão.

Figura 5: Simulação do transporte de sedimentos na região da foz do Rio Doce para ondas de SE e NE. Vetores representam a direção predominante e intensidade do transporte devido as correntes geradas por ondas

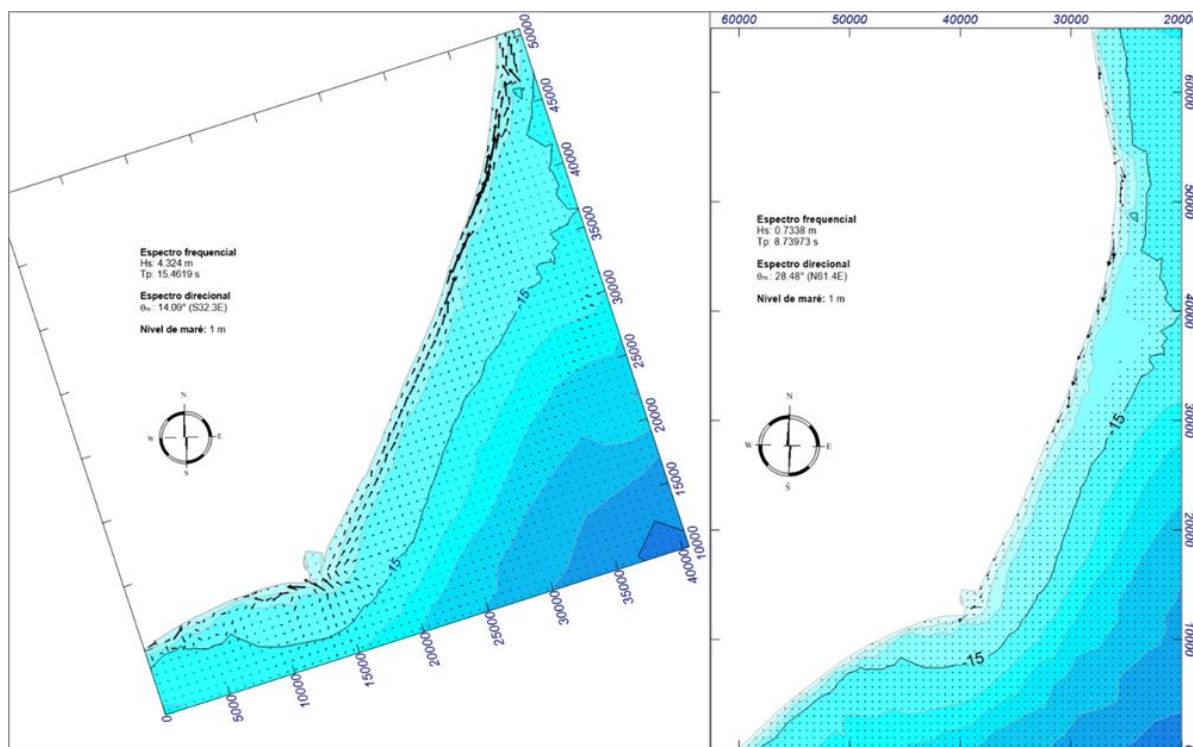
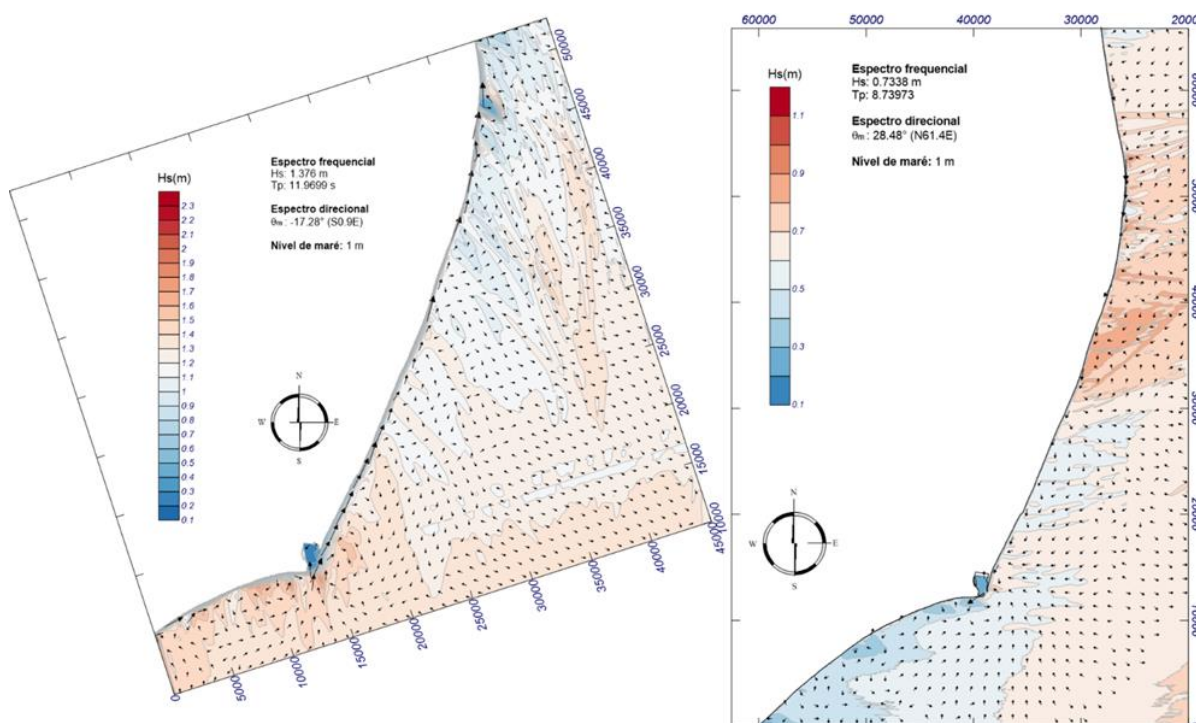


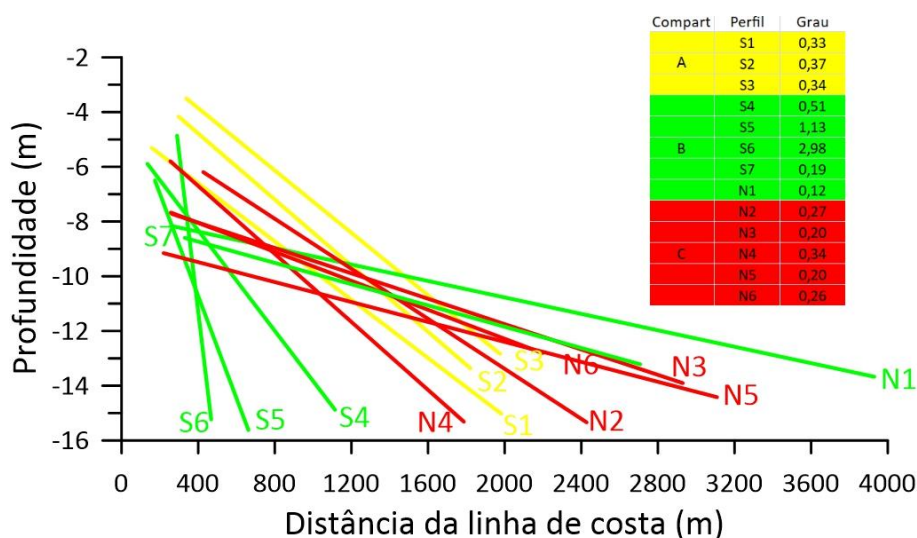
Figura 6: Vetores de correntes geradas por ondas e variação de Hs, em escala de cores. Exemplo de atuação de sistemas S-SE com atenuação de Hs ao norte E-NE com redução ao sul da desembocadura.



Conforme resultados para as análises multidecadal do clima de ondas, de propagação de ondas em águas rasas e do transporte de sedimentos, apresentados acima, observa-se uma variação regional na área de estudo. As ondas que atingem a costa com alturas significativas e períodos de pico maiores são verificadas na porção sul da foz do Rio Doce (S1 a S7), onde a largura da plataforma continental, com cerca de 38 km, inibe a dissipação das ondas. Já na porção norte, ao sul do Banco de Abrolhos, a plataforma continental é larga, com cerca de 200 km de extensão. Nesta região, as ondas que chegam à costa podem apresentar alturas significativas e período de pico menores devido à propagação e à interação com o leito marinho (Estações N1 a N6). A diferença na largura da plataforma, nas duas regiões acima mencionadas, também pode ser observada nos perfis batimétricos levantados durante o monitoramento, com as declividades mais acentuadas observadas na porção sul (Compartimento B) e os declives mais suaves na porção norte (Compartimento C) da foz do Rio Doce (Figura 5).

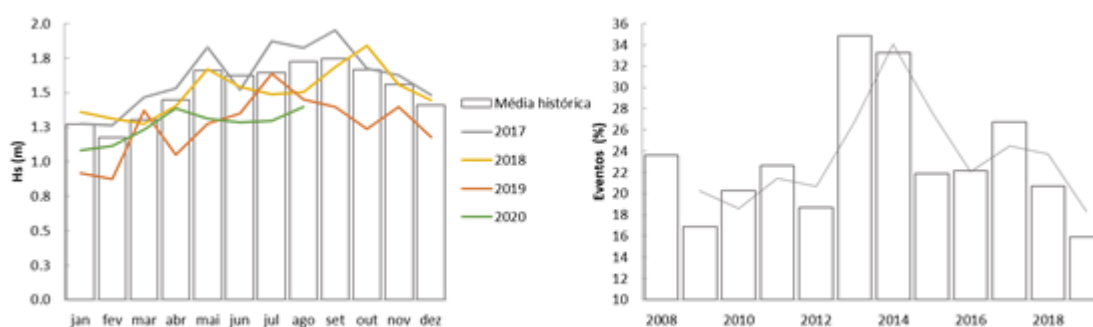
Ondas provenientes dos quadrantes, E-NE e S-SE, interagem de maneira distinta com as praias devido à orientação da linha de costa, como visto nos resultados da modelagem apresentados anteriormente. Na região sul próxima à foz do Rio Doce (entre as estações S4 e S6), a linha de costa tem orientação para SE–SSE, entre 130° a 155°, estando mais sujeita à atuação das ondas do sistema S–SE. Desta forma, o transporte de sedimentos pela deriva litorânea, resultante da interação entre as ondas e a orientação da linha de costa, é predominantemente para norte (Oliveira *et al.*, 2015). Ao norte da desembocadura a linha de costa está orientada para ESE–ENE, entre 110° e 90°, sujeita à atuação de ambos os regimes S–SE e E–NE intensificando, assim, o transporte líquido para norte. Imediatamente ao norte da desembocadura (Estação N1), onde a linha de costa apresenta orientação 110°, o transporte líquido de sedimentos ganha volume em direção ao norte. Ao norte de Degredo (Estação N2), onde a linha de costa inflexiona com orientação 90°, o volume do transporte líquido para norte é ainda maior (Oliveira *et al.*, 2015).

Figura 7: Ajuste linear da declividade dos perfis batimétricos dos diferentes compartimentos. Menores declividades maiores dissipação das ondas junto à costa.



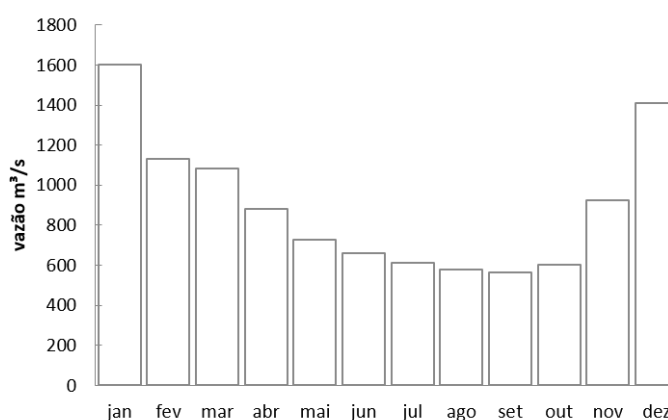
Durante o período de monitoramento as alturas de ondas médias mensais apresentaram valores ligeiramente distintos em relação à média histórica (Figura 8). Considerando a variação sazonal, por exemplo, no ano de 2018 foram registradas alturas de ondas maiores nos meses de setembro e dezembro enquanto que o primeiro semestre de 2019 foi marcado por alturas abaixo da série histórica com elevação em março devido à passagem de uma tempestade tropical, mas mantendo a tendência ascendente até o mês de julho. A frequência de ocorrência de ondas com valores de altura significativa superiores a 1,8 m ficou abaixo dos valores encontrados para anos anteriores com tendência descendente.

Figura 8: Médias mensais do regime de ondas considerando dados históricos (2008-2019) e frequência de ocorrência de eventos ( $H_s > 1,8$  m) por ano.



O padrão sazonal meteoclimatológico se conjuga com o regime hidrológico do Rio Doce (Figura 9) quando a maior vazão do rio corresponde ao período de predominância do sistema E-NE. Esta combinação de maior vazão e menor agitação marítima favorece a deposição de sedimentos e a acreção das praias. O padrão se inverte com menor vazão do rio e maior agitação marítima, associados aos eventos de S-SE, neste período o transporte longitudinal de sedimentos e processos de ressuspensão se intensificam.

Figura 9: Distribuição da vazão mensal do Rio Doce, série histórica 1985 a 2014 dados do Sistema de Informações Hidrológicas.





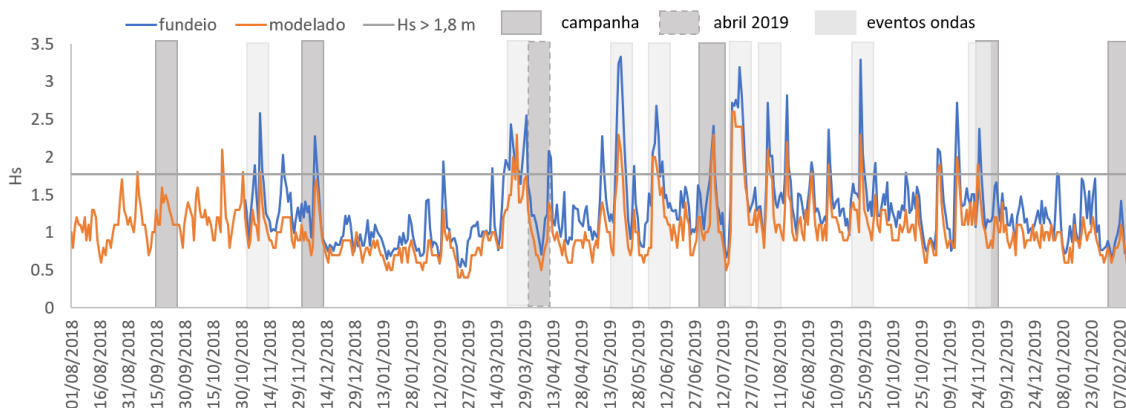
A avaliação dos parâmetros monitorados pelo Anexo 4 não considerou apenas as variações sazonais médias dos períodos seco e chuvoso, conjugados com a sazonalidade do regime meteoceanográfico, mas também se atentou para as variações episódicas dos regimes hidrológicos e meteoceanográficos. Eventos de precipitação intensa no período seco ou de seca no período úmido foram levados em consideração, uma vez que a campanha amostral pode não ter sido representativa do período previsto, tendo que ser, portanto, ajustada no momento da interpretação. O mesmo foi considerado para os aspectos meteoceanográficos.

### 1.1.2.2 Condições Hidrológicas e Oceanográficas das Campanhas

#### 1.1.2.2.1 Análise do Período de Setembro de 2018 a Fevereiro de 2020

Durante o período de monitoramento, houve a predominância de ondas abaixo da média histórica, porém com eventos de alta energia significativos. Ondas de E a ESE, com alturas significativas (Hs) abaixo de 1 m e período de pico (Tp) abaixo de 8 s, predominaram entre o final de novembro de 2018 e início de março de 2019, assim como entre dezembro de 2019 e fevereiro de 2020, enquanto que os meses de setembro a novembro de 2018 e março a dezembro de 2019 foram marcados por eventos de maior energia, com Hs e Tp acima do regime médio (1,6 m e 9,6 s) provenientes dos quadrantes S–SE (Figura 10). O período de julho de 2019 a fevereiro de 2020 abrangeu duas campanhas, uma semestral, em dezembro, outra de evento, em fevereiro. A campanha de fevereiro de 2020 foi deflagrada pela condição do Rio Doce ter atingido sua cota de inundação. Este período caracteriza-se por uma redução na frequência e intensidade de eventos de onda com maior energia como esperado na transição para o verão (Figura 10).

Figura 10: Correlação entre os dados medidos em campo e os dados modelados. Linha cinza marca o limite das maiores alturas de ondas consideradas como eventos de alta energia, Hs maior que 1,8 m. As caixas em cinza claro indicam oito eventos de alta energia de ondas considerados para o período do monitoramento, Hs > 1,8 m e duração superior a 72 horas. As áreas em cinza escuro demarcam os períodos das campanhas de levantamento de dados em campo, sendo a campanha de abril de 2019 uma campanha trimestral com levantamento apenas de dados abióticos.





As ondas de estado de mar calmo, abaixo do regime médio, predominaram 80% do tempo, enquanto as ondas com Hs acima de 1,8 m ocorreram em 13% do período analisado. Apesar da baixa frequência de ondas do regime extremo, quando ocorrem interferem no equilíbrio da praia e consequentemente na distribuição de sedimentos, de elementos químicos e da fauna bentônica.

As seis campanhas se distinguiram quanto à variação dos sistemas de ondas predominantes (E-NE e S-SE) e a intensidade e duração dos eventos de maior energia considerando a data das campanhas e os dez dias anteriores (Tabela 1). Especificamente durante o período de campo é possível observar picos da passagem de ondas com maiores alturas nas campanhas de dezembro de 2018, julho e dezembro de 2019. Já em setembro de 2018 e abril de 2019 os valores de Hs foram mais elevados no início das campanhas, diminuindo gradativamente no decorrer destas. A variação nos valores de Hs e Tp durante as campanhas se relaciona com a alternância entre as direções dos sistemas de E-NE e S-SE (Figura 10).

De maneira geral, períodos de menor energia das ondas foram observados nas campanhas de setembro de 2018 e fevereiro de 2020, enquanto as maiores energias de onda foram registradas em dezembro de 2018 e abril, julho e dezembro de 2019.

Para as campanhas com menor energia de ondas, setembro de 2018 e fevereiro de 2020, é importante destacar algumas particularidades observadas durante os levantamentos. Apesar de menores alturas de ondas em setembro de 2018, o período precedente foi marcado pela atuação de sistemas de sul até o início da campanha quando ocorreram ondas com altura máxima de 1,8 m. Já a campanha de fevereiro de 2020 foi precedida pelo pico de maior vazão do Rio Doce durante o monitoramento (Figura 11).

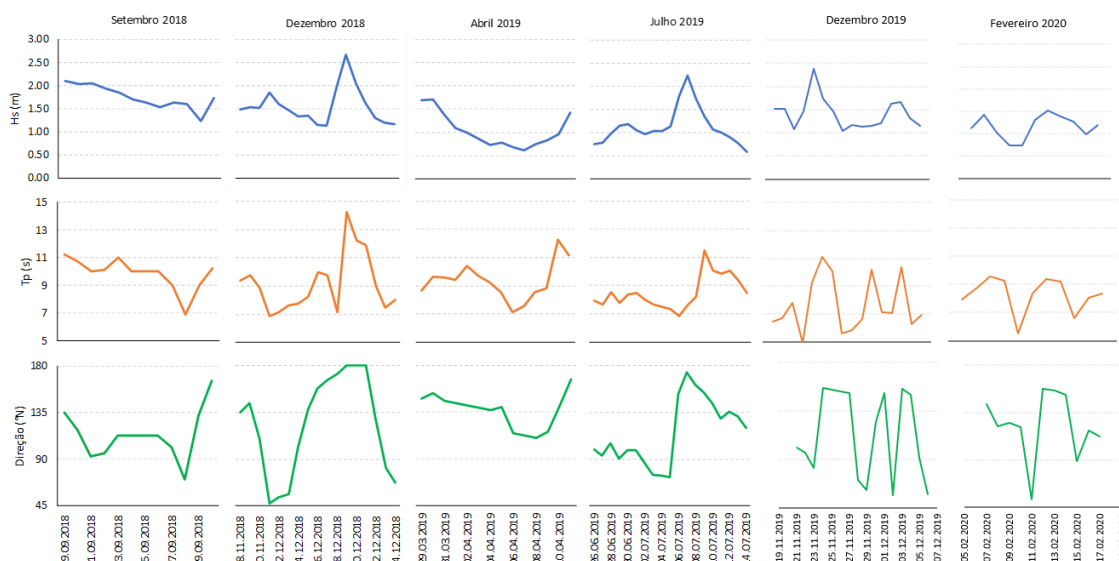
Tabela 1: Síntese do regime de ondas e condições hidrológicas do Rio Doce durante o monitoramento. Regime de ondas apresenta valores máximos durante o período das campanhas, Hs > 1,8 m representa os eventos de maior energia correspondentes a 25% das maiores alturas da série histórica (2008 – 2019). Dados hidrológicos, vazão máxima e pluviosidade acumulada, referentes ao período de 30 dias precedentes às campanhas.

| Campanhas | Hs máx.<br>(m) | Tp máx.<br>(s) | Hs ><br>1,8 m | Vazão máx.<br>(m³/s) | Pluviosidade<br>acumulada<br>(mm) | Observações  |
|-----------|----------------|----------------|---------------|----------------------|-----------------------------------|--|
| 09/18     | 1,8            | 11,8           | 0,7%          | 660,4                | 17,2                              | Período Seco, ondulação de Sul no início da campanha, diminuindo Hs e direção E no final                   |
| 12/18     | 2,1            | 16,9           | 4,5%          | 1340,9               | 97,6                              | Período chuvoso, ondas com distribuição bimodal, direção E passando para S no final                        |
| 04/19     | 2,4            | 11,3           | 16,0%         | 1338,8               | 84,8                              | Campanha abiótico, período precedido pela tempestade tropical Iba  |
| 07-08/19  | 2,3            | 14,7           | 8,0%          | 728,4                | 3,6                               | Período seco, Incidência de frentes frias desde 04/19 com 3 eventos Hs > 1,8 m até o início da campanha    |
| 12/19     | 2,4            | 11,1           | 5,2%          | 1214,3               | 158,2                             | Período chuvoso, Incidência de frentes frias desde 07/19 com 4 eventos Hs > 1,8 m até o início da campanha |
| 02/20     | 1,5            | 9,5            | 0%            | 7309,1               | 167,4                             | Campanha emergencial nível do Rio Doce atingiu cota de inundação. Predomínio de ondas do quadrante Leste   |

Em dezembro de 2018 e abril, julho e dezembro de 2019 destacam-se a frequência de incidência de eventos de alta energia de ondas durante e entre as campanhas. A campanha de dezembro de 2018 foi marcada pela passagem de uma frente fria de curta duração, 4,5% da campanha entre os dias 8 a 10 de dezembro, que gerou ondas com Hs máxima de 2,1 m e Tp máximo de 16,9 s. Considerando o período entre as campanhas de setembro e dezembro de 2018 destaca-se um evento de alta energia com ondas de Hs máxima de 2,6 m na data de 09/11/2018 (Figura 11). A campanha de abril de 2019 foi marcada pela tempestade tropical Iba, que consistiu no evento de alta energia com maior duração (14 dias) e maiores valores de Hs (até 2,9 m) observados ao longo do monitoramento. A passagem desta tempestade marca também o fim de um longo período de tempo bom, entre as campanhas de dezembro de 2018 e abril de 2019, no qual os valores de Hs não passaram de 1,5 m. Houve maior incidência de eventos de alta energia entre os meses de abril e julho de 2019, com dois eventos

registrados neste intervalo. Eventos de alta energia, com duração média de 6,7 dias, predominaram durante a campanha de julho de 2019 apresentando valores máximos de Hs e Tp de 2,3 m e 14,7 s, respectivamente. A frequência de eventos de alta energia de ondas se intensificou entre julho e dezembro de 2019, período marcado pela passagem de quatro eventos significativos. Porém, a duração destes eventos entre julho e dezembro é menor quando comparados ao período anterior (maio a julho de 2019). Durante a campanha de dezembro de 2019 valores de Hs e Tp chegaram a 2,4 m e 22,2 s, com prevalência de Hs > 1,8 m de 5,2%.

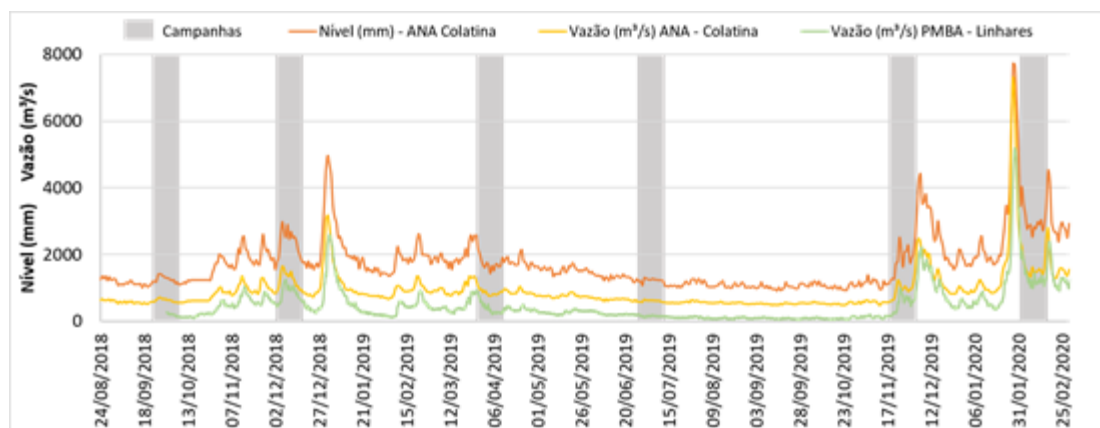
Figura 11: Altura significativa (Hs), período de pico (Tp) e direção das ondas correspondentes as quatro campanhas amostrais, setembro e dezembro de 2018, abril, julho e dezembro de 2019 e fevereiro de 2020, incluindo três dias antecedentes aos levantamentos de campo.



#### 1.1.2.2.2 Hidrologia

O regime de cheias e de maior vazão do Rio Doce apresenta sazonalidade bem definida, conforme pode-se verificar nos dados hidrológicos registrados no período de monitoramento (Figura 12 e Tabela 1) (ANA, 2020). Durante o período analisado o rio apresentou níveis mais elevados e maior vazão entre 25/10/2018 e 25/06/2019 atingindo sua cota máxima em 02/01/2019 de 4,69 m na estação ANA – Colatina. A vazão atingiu 3173 m³/s em 31/12/2018 em Colatina e 2529 m³/s em 02/01/2019 na estação PMBA/Fest-RRDM – Linhares (Figura 12). O período de cota mais baixa estendeu-se de 25/06/2019 a 15/11/2019 sem grandes variações de nível, que se manteve em torno de 1 m com vazão entre 720 e 480 m³/s na estação ANA – Colatina e entre 325 e 41 m³/s na estação PMBA/Fest-RRDM – Linhares.

Figura 12: Dados hidrológicos de 24/08/2018 a 29/02/2020. As áreas destacadas em cinza correspondem às campanhas com coleta de dados em campo.



O período de cota mais elevada ocorreu a partir de novembro de 2019 com um primeiro pico coincidindo com o final da campanha de dezembro de 2019 em 06/12/2019. Nesta data a cota atingiu 4,41 m e vazão de 2358 m³/s na estação ANA – Colatina e 2095 m³/s na estação PMBA/Fest-RRDM – Linhares. Os picos de maior vazão e cota mais elevada para todo o período de monitoramento ocorreram em 29/01/2020 com nível de 7,68 m e vazão de 7309 m³/s na estação ANA – Colatina e 5053 m³/s na estação PMBA/Fest-RRDM – Linhares. Esta situação de cheia atingiu a cota de inundação do Rio Doce para a estação fluviométrica de Colatina o que deflagrou a campanha de evento realizada em fevereiro de 2020.

### 1.1.3 Morfodinâmica, Geoquímica e Bentos da Área de Monitoramento

#### 1.1.3.1 Aspectos Morfodinâmicos

##### 1.1.3.1.1 Morfologia

Os resultados obtidos a partir dos levantamentos topobatimétricos são apresentados de acordo com os compartimentos propostos, que se distinguem ainda quanto à morfologia e à morfodinâmica praial. Nesta seção são apresentados os dados morfométricos obtidos a partir dos perfis topobatimétricos. O parâmetro de ômega (Dean, 1973), que considera as características das ondas (altura e período) e as propriedades do grão (velocidade de decantação), permitiu classificar as praias monitoradas quanto ao seu estado morfodinâmico: refletivo, dissipativo ou intermediário (Wright e Short, 1984). É ainda apresentada a relação entre o espraiamento máximo da onda e a altura da berma para identificação da ocorrência de inundação das praias.

Na Figura 13 a morfologia da praia é representada pelo comprimento da praia (m), altura das dunas frontais (m), volume do perfil (m³) e inclinação da face (°). A Figura 14 apresenta a distribuição gráfica para cada uma das praias monitoradas.

Figura 13: Box plot dos parâmetros morfológicos das praias dos Compartimentos A (amarelo), B (verde) e C (vermelho), ao longo do monitoramento. Comprimento da praia (m), Altura das dunas frontais (m), Volume do perfil ( $m^3$ ) e Inclinação da face ( $^\circ$ ) e que reforçam o agrupamento proposto entre as praias e a diferenciação entre os compartimentos.

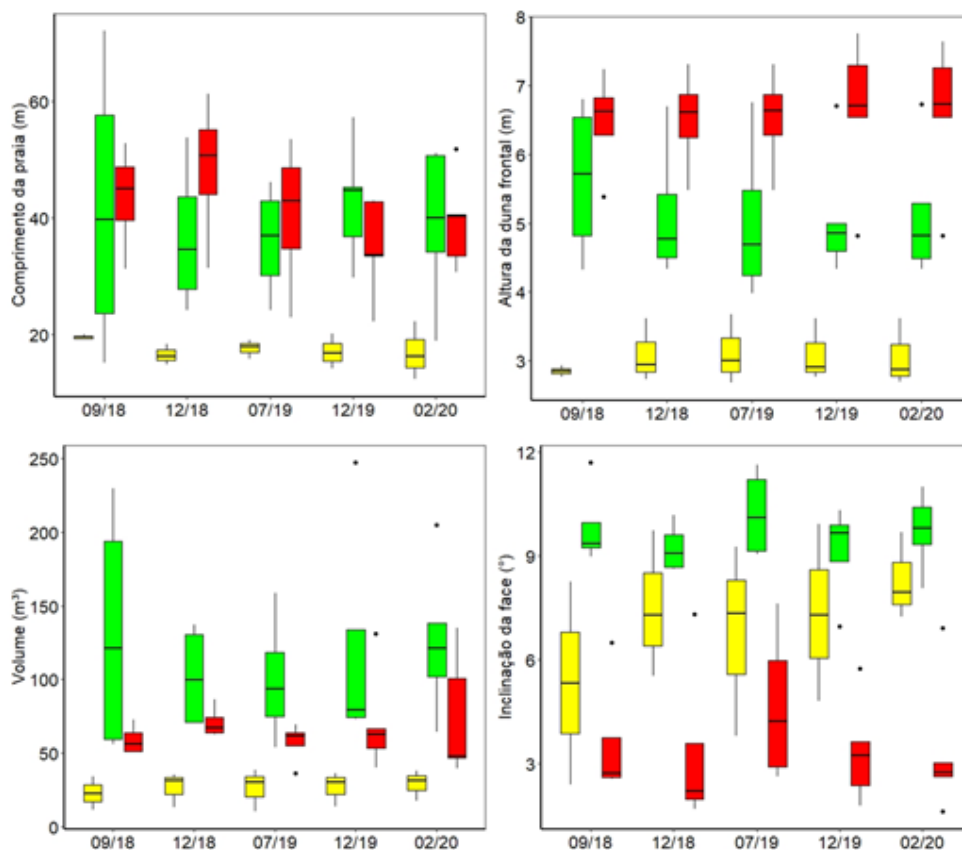
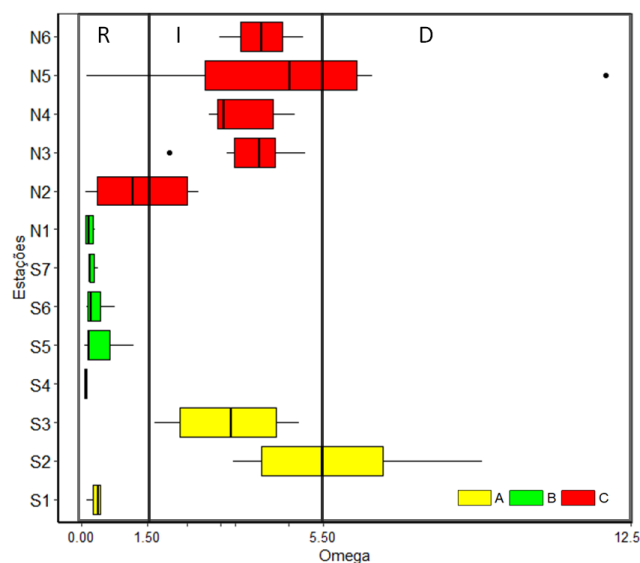


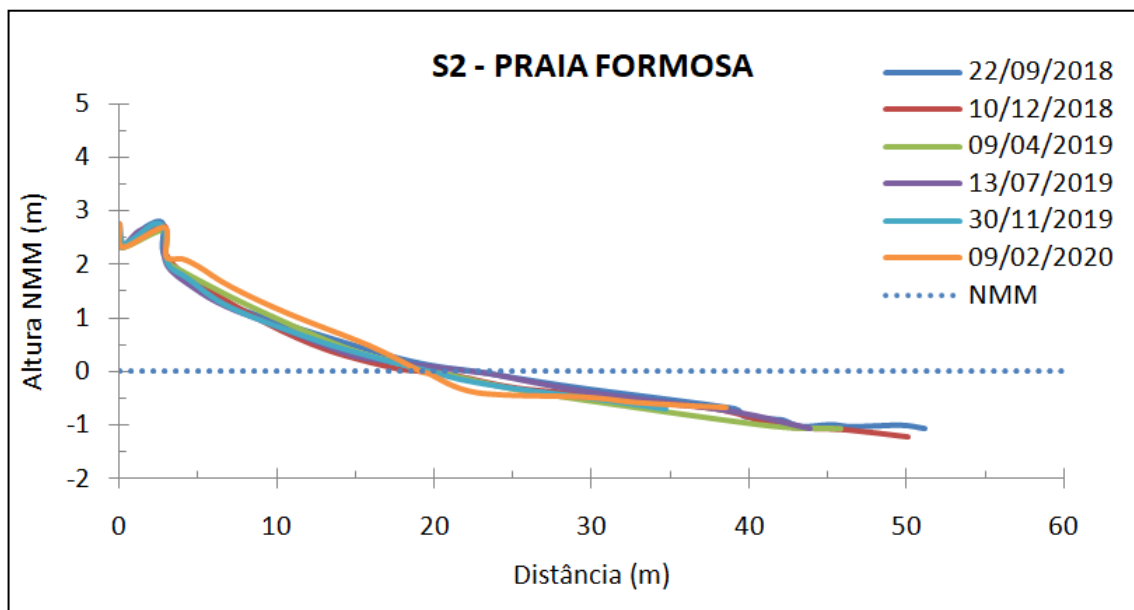
Figura 14: Box plot de  $\omega$  para cada uma das praias e a separação proposta entre os compartimentos (A: amarelo; B: verde; C: vermelho). No gráfico estão delimitadas as faixas de estágios morfodinâmicos refletivo (R), Intermediários (I) e Dissipativo (D).



No Compartimento A, as praias são estreitas, limitada em direção ao mar pelos terraços de abrasão e rumo ao continente por cordões litorâneos, também estreitos e vegetados, que se elevam até 4 m, junto as falésias sedimentares da Formação Barreiras. A baixa declividade do perfil na antepraia é regida pela morfologia dos terraços de abrasão. A alta inclinação da face praial, característica de praias limitadas por substratos rígidos, favorece o empilhamento das ondas junto à costa durante a preamar (Short, 2006).

As estruturas rígidas limitam o transporte de sedimento entre a praia emersa e antepraia (Albino *et al.*, 2016), o que é responsável pela pequena variação do volume e comprimento das praias ao longo do monitoramento. Porém, as trocas ocorrem sob condições de ondas mais energéticas (Anfuso, *et al.* 2003) (Figura 13). Neste sentido, a avaliação temporal dos perfis permitiu verificar que as praias apresentam mobilidades distintas em função da duração e intensidade dos eventos e da distribuição dos terraços de abrasão na antepraia, que implica em diferenciados padrões de difração das ondas (Jackson e Cooper, 2010). Após a campanha de julho de 2019, marcada pela ocorrência de três eventos de tempestades consecutivos, foi observado o solapamento da base dos cordões arenosos e a deposição de areias na face praial e antepraia rasa na estação S3. Em um evento mais energético ocorrido em abril de 2019, a estação S2 apresentou recuo mais acentuado (Figura 15).

Figura 15: Perfis de praia da estação amostral S2 ao longo do monitoramento, reforçando a baixa mobilidade do perfil e a pouca troca de sedimento de sedimento entre as feições, característico do Compartimento A.



Nesse compartimento, a baixa declividade e a presença dos terraços de abrasão, impermeabilizando o assoalho marinho, potencializam o efeito da onda, que aliado à ocorrência de praias estreitas, proporciona um maior avanço da água sobre a costa (Jackson e Cooper, 2009). As areias das praias desse compartimento, associadas às carapaças dos organismos carbonáticos fragmentados que se fixam sobre os terraços de abrasão e com pobre grau de seleção (Albino *et al.* 2016), também potencializam o efeito da onda, uma vez que o grão com baixa seleção dificulta a percolação da água



durante o espraçamento promovendo o acúmulo e a elevação das águas. Desta forma, o alcance do espraçamento máximo (*run up*) causa a inundação das praias, que não reflete na mobilidade devido à restrição do transporte de sedimento em direção à antepraia. A presença dos terraços como barreiras naturais à troca de sedimentos e facilitadores do empilhamento e manutenção do nível do mar junto da costa potencializam a permanência dos sedimentos e contaminantes associados.

As praias do Compartimento A apresentaram a maior amplitude de ômega. A estação S1 apresentou valores sempre inferiores a 1,5, caracterizando-a como refletiva, a estação S2, por sua vez, variou entre intermediária e dissipativa e a estação S3 foi classificada como intermediária. Nessas praias, durante a baixa-mar, a onda sofre considerável dissipação de energia sobre os terraços de abrasão na antepraia, com a ocorrência de ondas deslizantes e extensa zona de surfe (Muñoz-Péres *et al.*, 1999). Nas preamares, a praia se apresenta com características refletivas, com o espraçamento ascendendo sobre a face inclinada e assumindo uma nova configuração morfológica, com estreita faixa de praia (Albino *et al.*, 2006). O baixo volume de sedimento neste compartimento e a baixa mobilidade do sedimento ao longo do período monitorado confirmaram a baixa troca de sedimento transversal e longitudinalmente à costa. Nesse último caso, os terraços de abrasão formam ainda um obstáculo que restringe as correntes e por consequência a mobilidade topográfica.

No Compartimento B, considerando o aporte do Rio Doce no desenvolvimento da planície deltaica (Bacoccoli, 1971), a sedimentação é regida pela carga de sedimento disponibilizada pelo rio e pelas variações sazonais no regime hidrológico, bem como pela capacidade de transporte pelos processos costeiros (Morton e Hallsworth, 1999; Wright, 1978). Neste sentido, as praias se apresentaram mais bem desenvolvidas, com larguras na ordem de 30 m, maior volume de sedimento e a face da praia significativamente mais íngreme.

As praias deste compartimento são expostas às ondas incidentes e, nas estações mais próximas da desembocadura do Rio Doce (Estações S6, S7 e N1), observou-se o aporte da carga do rio. Praias associadas à desembocadura fluvial são tipicamente mais expostas à variabilidade topográfica dos perfis, seja pela carga e descarga fluvial, seja pelo alto grau de exposição às ondas. A alta mobilidade foi verificada nos perfis deste compartimento junto às variações sazonais do monitoramento.

Na Figura 13, a variação dos volumes e do comprimento dos perfis ao longo do monitoramento demonstra a alta mobilidade da praia e a ocorrência de trocas de sedimento entre o sistema emerso e submerso. Observou-se ainda a formação de bancos arenosos na antepraia, desenvolvidos pelo aporte fluvial e amortecimento das ondas nas proximidades da desembocadura (Figura 16).

A exposição e a orientação da costa, assim como o estreitamento da plataforma continental defronte a esse compartimento, contribuem para a entrada de ondas energéticas na costa (Figura 7). Apesar das características progradacionais do compartimento, na estação amostral N1, mesmo com a presença de bancos de deposição fluvial na antepraia, é possível observar o recuo sucessivo da linha de costa durante o monitoramento, com a remoção total da duna frontal e retração da linha de costa atingindo o valor máximo de 10 m (Figura 17). Associado aos processos erosivos dessa estação, as elevadas

concentrações de minerais pesados indicam a alta energia dos processos de espraçamento e o potencial de inundação da estação, que removem minerais mais leves e deixam no sedimento residual os de maior densidade. Apesar da retração da costa em julho de 2019, a readaptação do perfil demonstra a deposição de sedimento na face e antepraia rasa, a reconstituição da berma e o alargamento da praia, sob condições de menor energia, em dezembro de 2019 e fevereiro de 2020 (*Material Suplementar A4PMS1*).

Figura 16: Perfis de praia da estação amostral S6 ao longo do monitoramento, demonstrando a alta mobilidade do perfil com recuos e avanços da face e berma, além do deslocamento de bancos e calhas na antepraia.

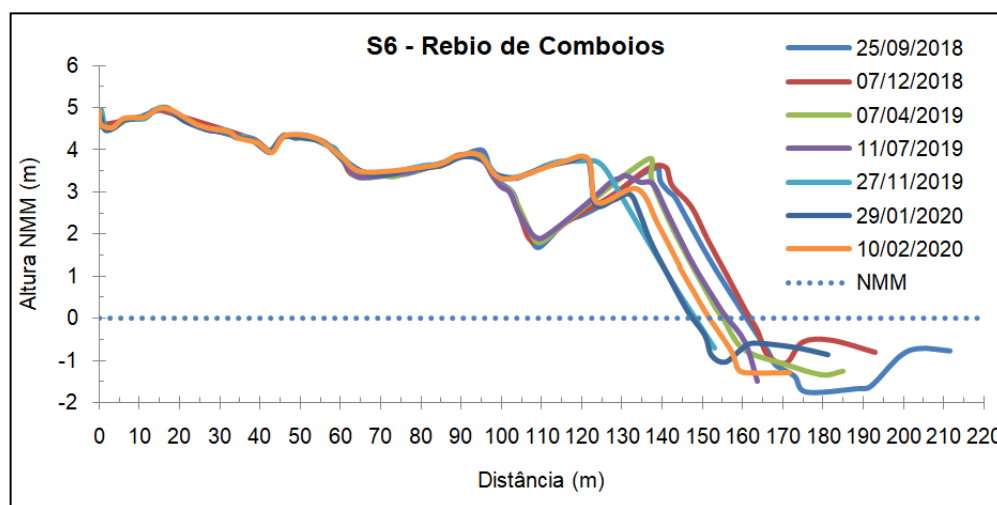


Figura 17: Praia de Povoação (Estação N1) em setembro de 2018 (direita) e em janeiro de 2020 (esquerda). Ponto fixo sinalizado pela seta vermelha demonstra a mobilidade morfológica das praias do Compartimento B e o processo erosivo associado, que reduziu o estoque de areia da praia alcançando a fundação de construções presentes na costa.



No Compartimento B, há uma separação mais clara em relação aos demais compartimentos, quanto ao estado morfodinâmico, com valores medianos de  $\omega$  inferiores a 1,5, indicando a tendência refletiva dessas praias, composta por sedimentos grossos e com alta declividade na face (Figura 14). As ondas observadas ao longo do monitoramento variaram de ascendente, na estação altamente

refletiva de S4, passando por frontais/colapsantes em S5 e mergulhantes em S6, essa última indicando a elevação abrupta do relevo marinho na antepraia, em função da presença de terraço arenoso. Nessas praias, a extensão da zona de surfe variou ao longo do monitoramento devido ao grau de exposição aos diversos processos costeiros de transporte de sedimento, que deslocam e removem os bancos na antepraia (Figura 16).

O Compartimento C situa-se ao norte da foz do Rio Doce e se estende até o extremo norte da planície deltaica, em Itaúnas (Estação N6), sob influência direta da redistribuição de sedimentos do Rio Doce que são aportados na costa e dispersos pelos processos costeiros (Oliveira *et al.*, 2015, Bittencourt, *et al.*, 2007). As praias desse compartimento apresentam areias grossas e finas, face praial com baixa inclinação e presença de terraços de baixa-mar com afloramento do lençol freático em bancos e calhas (Albino *et al.*, 2016). A exposição do sedimento fino durante a vazante permite a elevação de dunas frontais até 8 m acima do NMM pela ação dos ventos. Os comprimentos da faixa de areia nas praias desse compartimento são superiores aos demais, alcançando até 50 m, apesar de apresentarem volume de sedimento menos expressivo na praia, com maior estoque nos campos de dunas na retropraia.

Ao longo do monitoramento, o Compartimento C apresentou em alguns perfis mobilidade significativa das feições. A configuração escarpada das dunas frontais indica o alcance máximo do espraçamento solapando a base da feição. Na estação amostral N2, a atuação do espraçamento determinou o aplainamento da berma em junho de 2019 e o recuo da costa em 10 m a partir de dezembro de 2019, ocasionando a remoção total da duna frontal. A erosão nessa estação é acompanhada pelo registro sedimentar através da presença em abundância de minerais pesados, que durante eventos de maior energia são depositados ao passo que os minerais leves são preferencialmente transportados (Figura 18).

O Compartimento C, quanto ao estágio morfodinâmico, com a deposição dos sedimentos do Rio Doce na antepraia e plataforma adjacente às praias, apresentou predomínio de valores medianos de  $\omega$  típico de praias intermediárias (entre 1,5 e 5,5), porém variando entre valores inferiores a 1,5 de praias refletivas, na estação N2, e valor máximo superior a 5,5 em N5, característico de praias dissipativas (Figura 14). A baixa declividade da face e da antepraia e a granulometria mais fina nesse compartimento determina a ocorrência de extensas zonas de surfe, ondas do tipo deslizantes e a ocorrência de bancos e calhas ao longo de terraços de baixa-mar. Devido à exposição de uma longa faixa de areia e a presença de sedimentos mais finos, a atuação do vento sobre o sedimento é mais efetivo, favorecendo o transporte eólico e formando um relevo elevado, constituído por campos de dunas (principalmente nas estações N3, N5 e N6) na retropraia (Figura 19).

Nos Compartimentos B e C, em todas as praias, em pelo menos uma das campanhas, ocorreu a inundação sobre a berma, apesar de menor frequência que no Compartimento A (Figura 20), onde as características morfológicas, como praias estreitas, e a sedimentologia das praias associadas aos terraços de abrasão favorecem a elevação do espraçamento sobre a face.

Figura 18: Perfil de praia de Degredo (Estação N2) ao longo do monitoramento, com destaque para o recuo da linha de costa iniciado em julho de 2019, com o solapamento da base da duna frontal e nas campanhas posteriores a remoção total da feição.

Nas fotos, abaixo do perfil, mostram o processo erosivo e o aspecto da praia em julho de 2019 e o detalhe em lupa da composição mineralógica do sedimento coletado. Na praia de Degredo o processo erosivo está associado à elevada concentração de minerais pesados na estação.

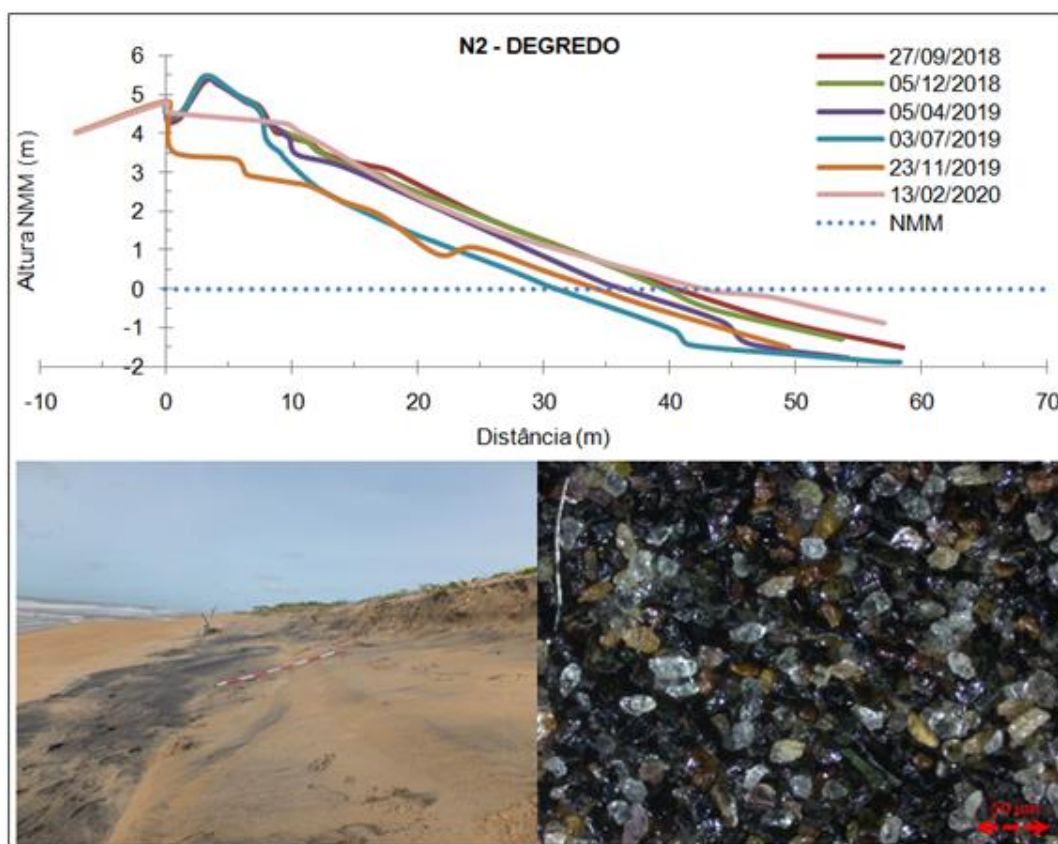
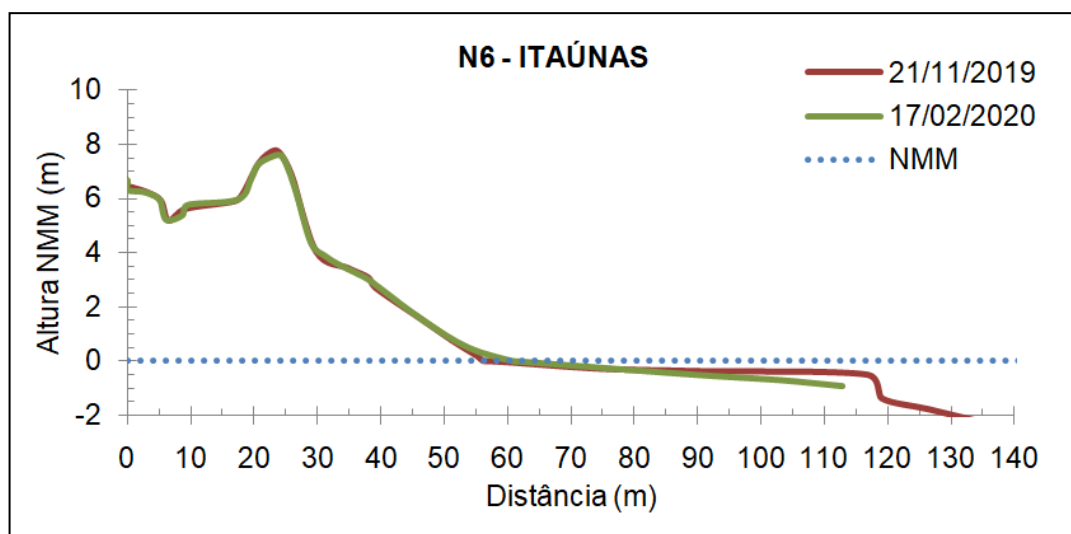
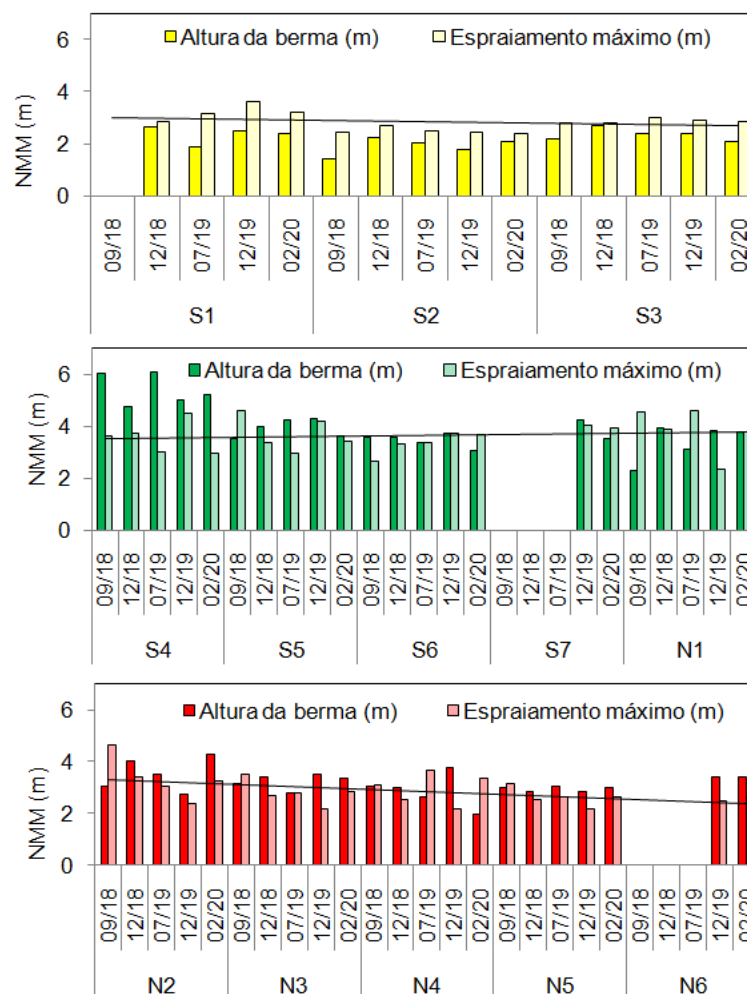


Figura 19: Perfis de praia da estação amostral N6, no extremo norte do Compartimento C em novembro de 2019 e em fevereiro de 2020, caracterizando uma antepraia de baixa declividade e a elevação das dunas frontais em até 8m na retropraia.



Destaca-se que a presença da fração lama na antepraia, sob a zona de arrebenção das ondas, das estações próximas à desembocadura fluvial, tem a capacidade de atenuar os processos modeladores da morfologia da praia e aplainar o perfil topográfico, o que promove processos inundacionais, quando a berma se encontra mais baixa que o espraio máximo (Figura 20). Nas estações N1 (Compartimento A) e N2 (Compartimento B) o efeito da transposição das ondas promoveu o recuo da costa na ordem de 10 e 20 m, respectivamente, indicando o efeito modelador das ondas no ambiente costeiro sobre a alta mobilidade das praias.

Figura 20: Altura da berma (m) e espraio máximo (m) para as praias dos Compartimentos A (amarelo) B (verde) e C (vermelho) respectivamente mostra a maior ocorrência de inundação nos perfis do Compartimento A, e eventos de inundação esporádicos associado nos Compartimentos B e C. A linha horizontal representa as regressões dos espraio máximo para cada um dos compartimentos.



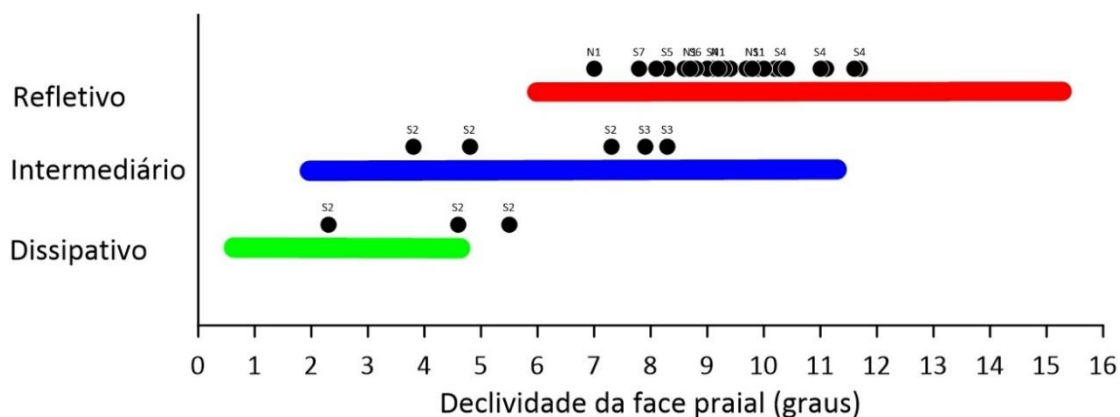
Sem a presença da lama na antepraia (isóbata de 5 m), as praias mais distantes da desembocadura, mais altas, com declividade acentuada e grãos mais grossos tendem a limitar, ao longo do perfil, o efeito do espraio e consequente inundação, havendo perda de energia por percolação e na transposição da declividade da face.



Na discussão sobre a morfologia da praia e a tipologia morfodinâmica, existe uma relação entre a declividade e o diâmetro médio do grão, onde praias de areais grossas apresentam maior declividade e praias de areia fina menores declividades (Bascom, 1951). Logo, a declividade e a granulometria do grão atuam na tipologia das praias e o emprego conjunto do estágio morfodinâmico e da classificação pela declividade pode representar uma abordagem mais representativa da resposta da face praial aos processos oceanográficos atuantes e consequentemente ajudar na compreensão do comportamento da fauna bentônica.

A adoção desse critério para as praias mostra que, para as praias representativas do Compartimento A, sob as diferentes campanhas amostrais, há uma superposição parcial das praias com declividades entre 2 e 4 graus, variando entre estágios morfodinâmicos dissipativos a intermediários. Já a praia de Putiri (S3), com declividade mais alta, entre 7 e 9 graus, se caracterizou pelo estágio intermediário. Para o Compartimento B, as praias caracterizaram-se pelo estágio refletivo com declividades entre 8 e 12 graus (Figura 21).

Figura 21: Correlação gráfica entre estágio morfodinâmico e declividade da face praial para os perfis dos Compartimentos A e B.



No Compartimento C, as praias com declividades entre 1 e 3,5° (N3, N4 e N5) foram classificadas como intermediárias, mas os perfis das estações N4 e N5 apresentaram declividades típicas de praias dissipativas. Declividades entre 5 e 8 graus, típicas para os estágios intermediário e refletivo, representam a ocorrência dominante da praia N2, que ora se apresenta como intermediária, ora como refletiva. Considerando que praias com declividades entre 5,5 e 11 graus se classificam tanto como intermediárias quanto refletivas, é de se esperar que os efeitos do clima de espraiamento-refluxo afetem a fauna bentônica de forma idêntica (Figura 22).

Levando em conta não só o estágio morfodinâmico e a declividade da face praial, mas também a variabilidade horizontal do perfil, como uma indicação da instabilidade do substrato, é apresentada a variação horizontal máxima entre os perfis das campanhas, medida na posição da interseção da face praial com o nível médio do mar (Figura 23). Nesse tipo de representação, três grupos aparecem de forma bem distinta, representando parcialmente os processos morfodinâmicos dos diferentes compartimentos.



Figura 22: Correlação gráfica entre estágio morfodinâmico e declividade da face praial para os perfis do Compartimento C.

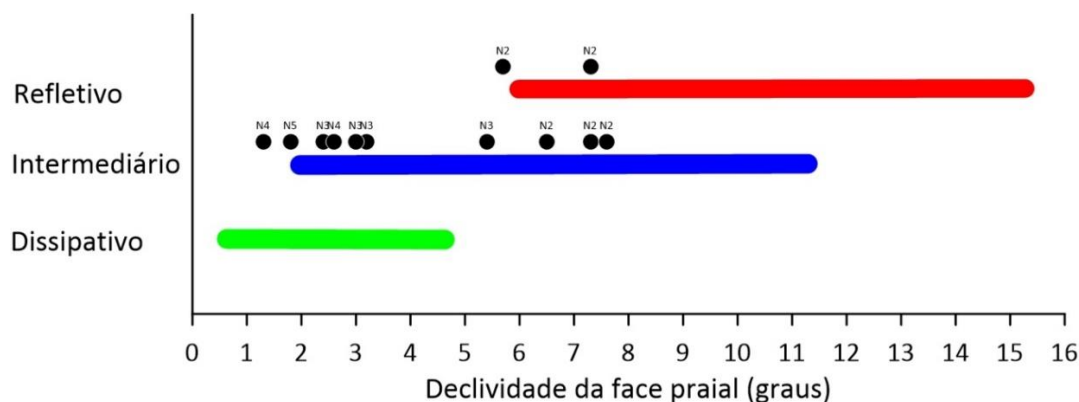
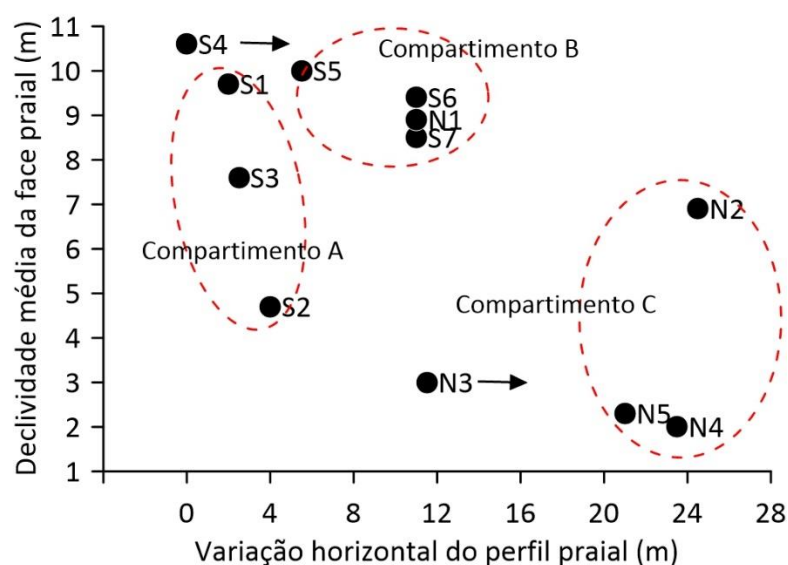


Figura 23: Amplitude máxima de variação horizontal do perfil praial das diferentes praias. N6 iniciou monitoramento em 12/19, sem dados suficientes para a análise realizada.



Os resultados indicam o agrupamento dos perfis quanto aos aspectos morfológicos, como presença de terraços (Estações S1, S2 e S3) e proximidade da desembocadura fluvial (Estações S6, N1 e S7) que refletem também nas características sedimentológicas que são analisadas a seguir (detalhes no *Material Suplementar A4PMS1*).

As praias do Compartimento C tendem a se agrupar (N2, N5 e N4) com características dissipativas, baixa declividade da face praial e alta mobilidade devido aos diversos momentos de espriamentos altos. E por fim, mesmo sendo de compartimentos distintos, e com distintas geomorfologias, as praias refletivas e intermediárias associadas aos terraços do Compartimento A e as praias refletivas do Compartimento B, são agrupadas pelas características morfológicas.

#### 1.1.3.1.2 Sedimentologia das Praias

Esta seção apresenta a caracterização composicional e granulométrica dos sedimentos superficiais das praias dos Compartimentos A, B e C ao longo do monitoramento. Os parâmetros analisados correspondem àqueles que apresentaram diferenças significativas entre os compartimentos e as subestações amostrais. Os parâmetros, que não apresentaram diferenças significativas temporal ou espacialmente, estão disponíveis no *Material Suplementar A4PMS1*, bem como os resultados dos testes estatísticos.

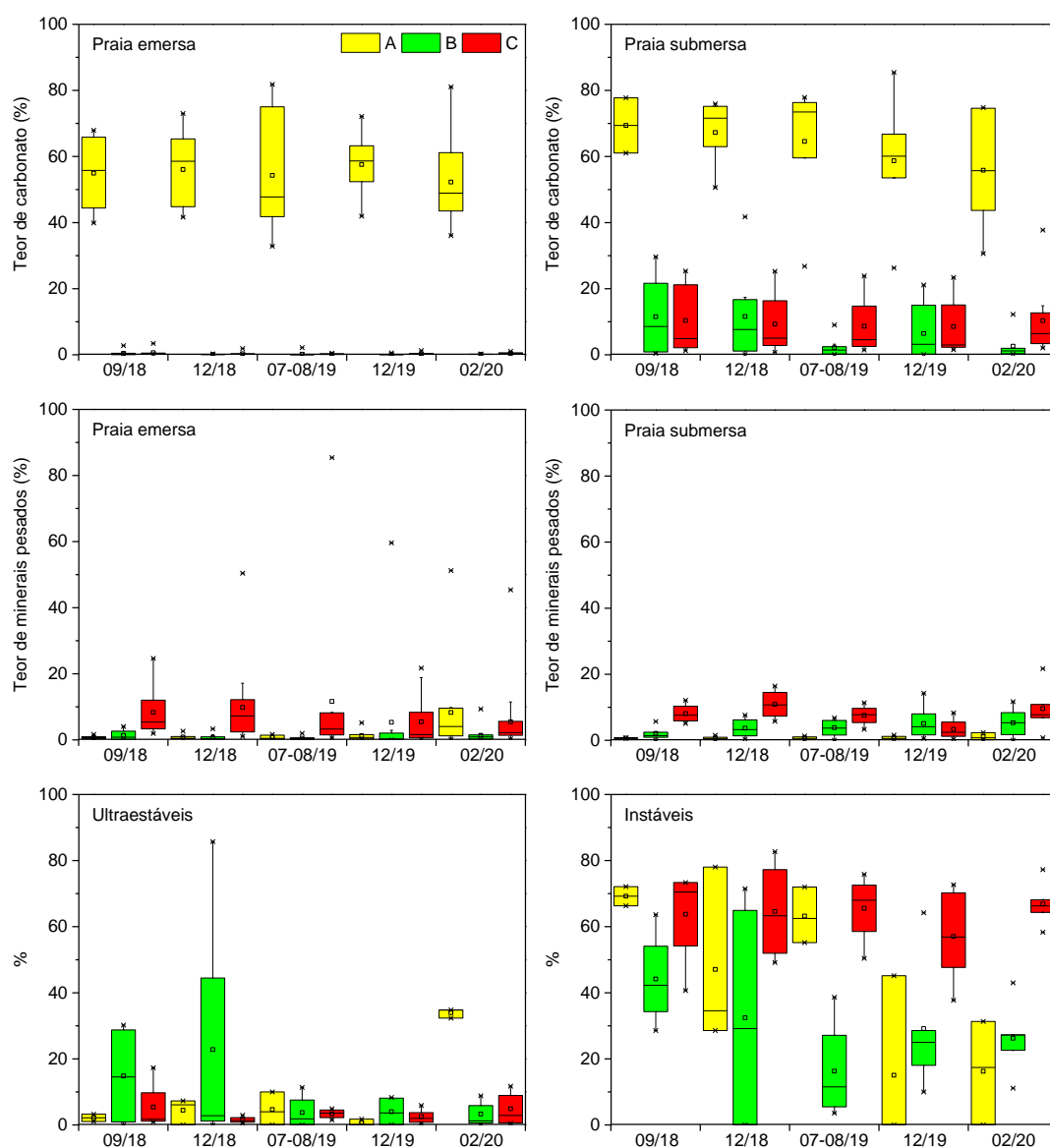
As praias do Compartimento A são compostas essencialmente por areias biosiliciclásticas, com teor de minerais pesados frequentemente inferior a 3% (Figura 24). Em fevereiro de 2020, no entanto, foram registrados teores mais elevados de minerais pesados na praia emersa (9,59% a 51,24%) (Figura 24). Esta condição é frequentemente observada após períodos de intensificação das ondas e consequente recuo do perfil praial. Sob essas condições, os minerais leves são preferencialmente mobilizados e transportados. Essa seletividade na mobilização e transporte dos grãos pode ainda ser observada a partir da maior concentração de minerais pesados de maior densidade, como os zircões e rutilos, em comparação aos pesados de menor densidade, como os anfibólios e epidotos (Figura 24).

Quanto à granulometria, as areias da praia emersa deste compartimento variaram de grossas a muito finas, com moderado a bom grau de seleção (Figura 25). Na antepraia, os sedimentos variaram de areias grossas a silte fino, com menor grau de seleção em comparação à praia emersa (Figura 25 e Figura 26). Neste compartimento, os sedimentos mais finos, com teores de lama de até 99%, são encontrados na antepraia isolados entre as rugosidades dos terraços de abrasão e, provavelmente, estão associados às cargas de estuários próximos.

As praias do Compartimento B são compostas predominantemente por areias siliciclásticas, contudo, eventuais aumentos nos teores de carbonato foram observados na antepraia (Figura 24), associados provavelmente à contribuição marinha proveniente da plataforma (Albino, 1999; Quaresma *et al.*, 2015). Ao longo do monitoramento, as praias deste compartimento apresentaram teores de minerais pesados de até 15% (Figura 24). A proximidade da desembocadura fluvial é responsável por estes teores e pela relativa maior contribuição de minerais mais densos (e.g. zircões e rutilos) transportados por curtas distâncias e depositados próximo à área fonte (Figura 24). Teores mais altos que a média passaram a ser observados a partir do mês de dezembro de 2019, em função da inclusão da estação amostral S7 Regência, localizada próximo à desembocadura do Rio Doce (Figura 24).

Neste compartimento, as areias da praia emersa foram classificadas em geral como areias médias a muito grossas, com moderado a bom grau de seleção (Figura 25). Os sedimentos da antepraia, por sua vez, variaram entre areias grossas a silte médio, com pobre grau de seleção em função dos altos teores de lama (Figura 25 e Figura 26). Nas praias deste compartimento, os maiores teores de lama foram observados na profundidade de 10 m (Figura 26) sugerindo a contribuição fluvial associada às condições de menor energia no ambiente deposicional.

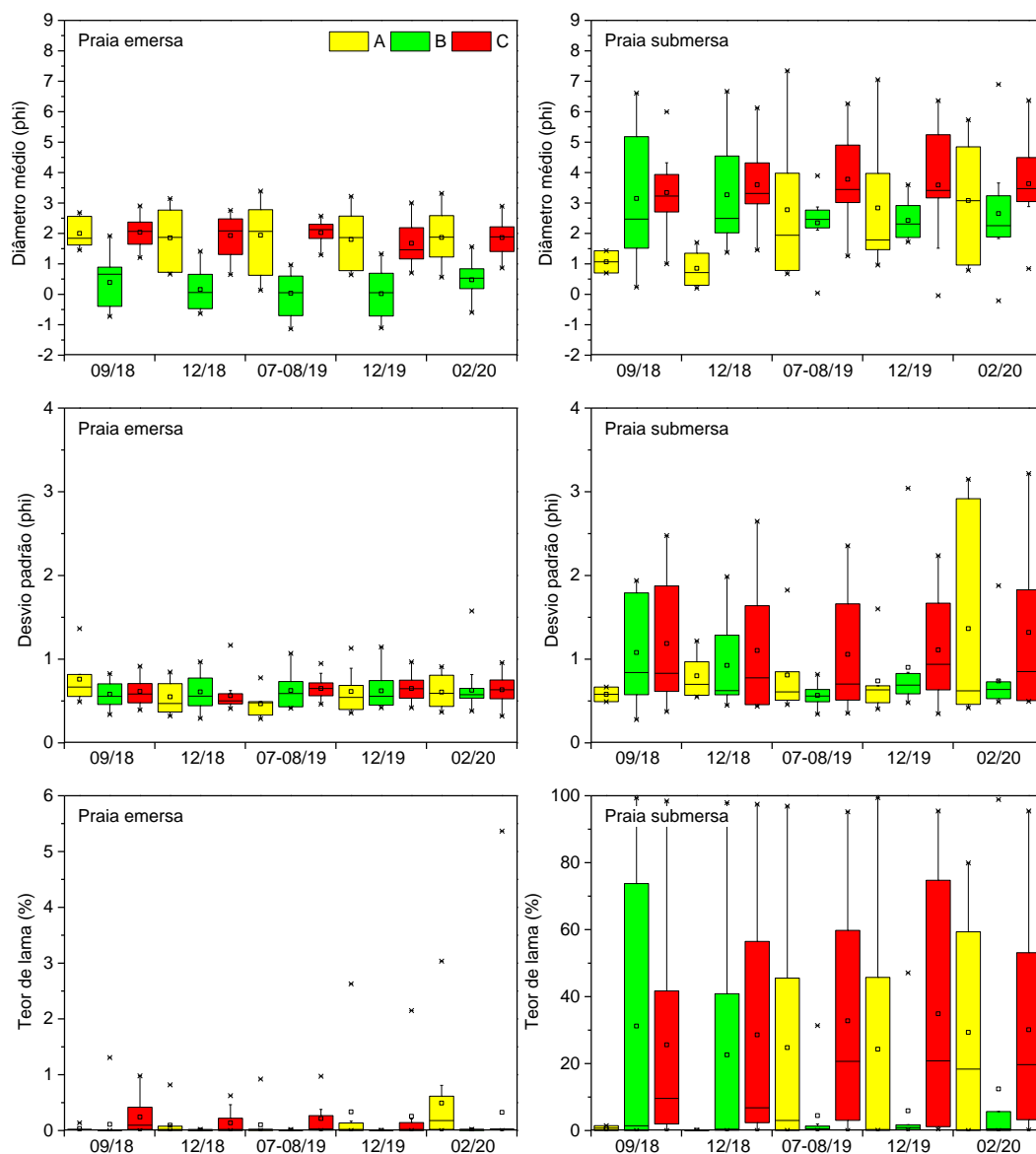
Figura 24: Caracterização composicional das areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B e C ao longo do monitoramento. A Praia emersa engloba as subestações berma, face superior, face inferior e antepraia rasa e a Praia submersa (antepraia) refere-se as isóbatas de 5 m e 10 m. As praias do Compartimento A são compostas por areias biosiliciclásticas, enquanto as praias dos Compartimentos B e C são essencialmente siliciclásticas, com eventuais aumentos nos teores de carbonato na antepraia. Os maiores teores de minerais pesados foram observados nas praias do Compartimento C, em sua maioria minerais instáveis, indicando aporte recente do Rio Doce.



As praias do Compartimento C são compostas predominantemente por areias siliciclásticas, com eventuais aumentos nos teores de carbonato na antepraia (Figura 24). Esse compartimento inclui as praias com os mais elevados teores de minerais pesados, registrados principalmente na praia emersa (Figura 24). A predominância de minerais pesados menos densos e mineralogicamente instáveis, em

sua maioria anfíbios, corrobora o transporte preferencial atual de sedimentos pela deriva litorânea em direção ao norte, ao mesmo tempo que reflete aporte recente do Rio Doce (Figura 24).

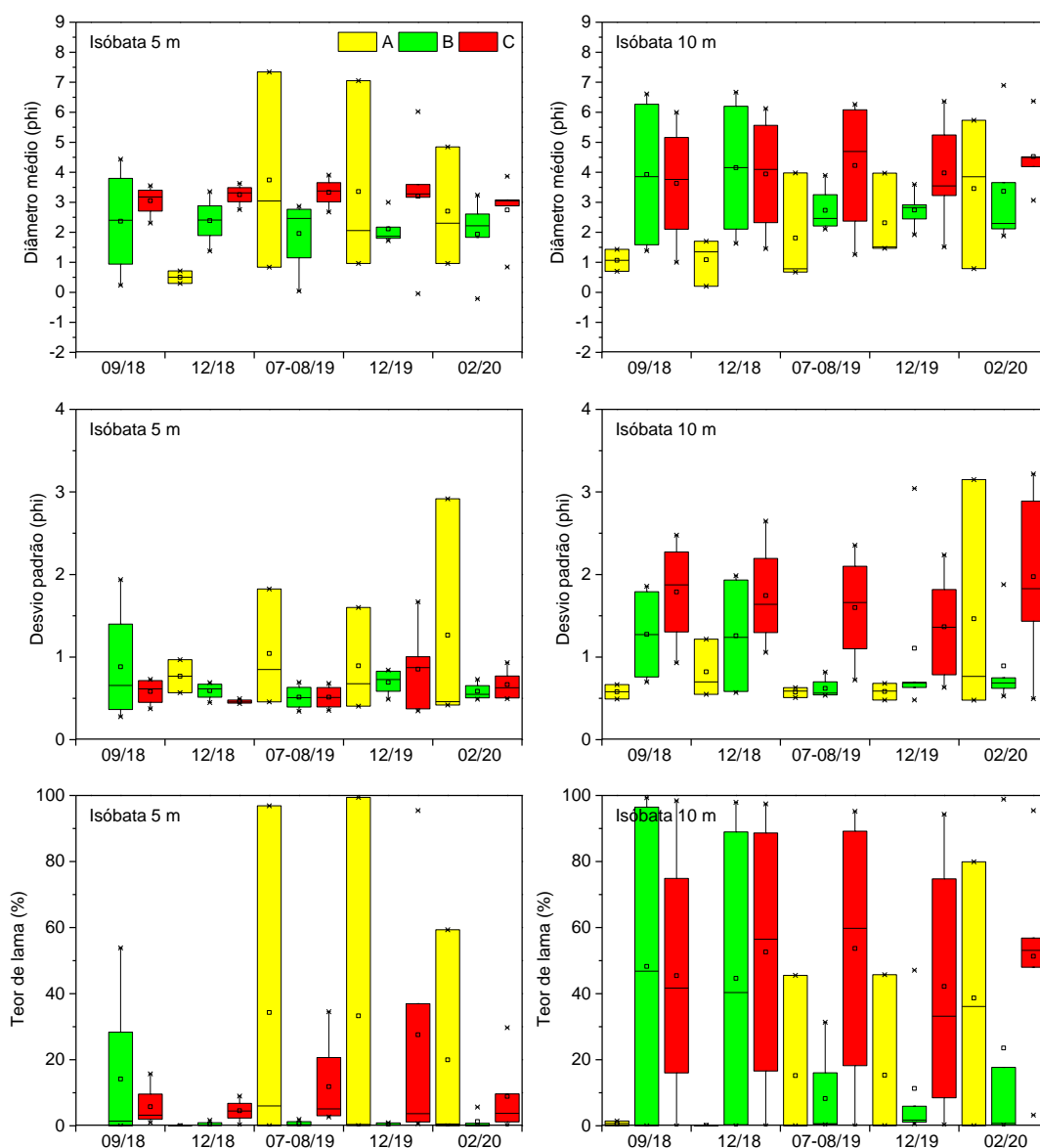
Figura 25: Caracterização granulométrica das areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B e C ao longo do monitoramento. A Praia emersa engloba as subestações berma, face superior, face inferior e antepraia rasa e a Praia submersa (antepraia) refere-se as isóbatas de 5 m e 10 m. As praias do Compartimento A foram caracterizadas por areias grossas a finas, com depósitos de lama isolados entre as rugosidades dos terraços de abrasão. Um engrossamento das areias foi observado nas praias do Compartimento B e um afinamento nas praias do Compartimento C. Nestes dois compartimentos, elevados teores de lama foram observados preferencialmente na profundidade de 10 m.



Em termos granulométricos, as areias da praia emersa variaram entre areias grossas e finas, com moderado a bom grau de seleção (Figura 25). Os sedimentos da antepraia, por sua vez, variaram entre areias grossas a silte médio, com pobre grau de seleção (Figura 25). Durante o monitoramento, os

maiores teores de lama foram observados nas praias deste compartimento, preferencialmente na profundidade de 10 m (Figura 25 e Figura 26), associados à carga fluvial e à deriva litorânea que atua preferencialmente para norte neste trecho do litoral (Oliveira *et al.*, 2015).

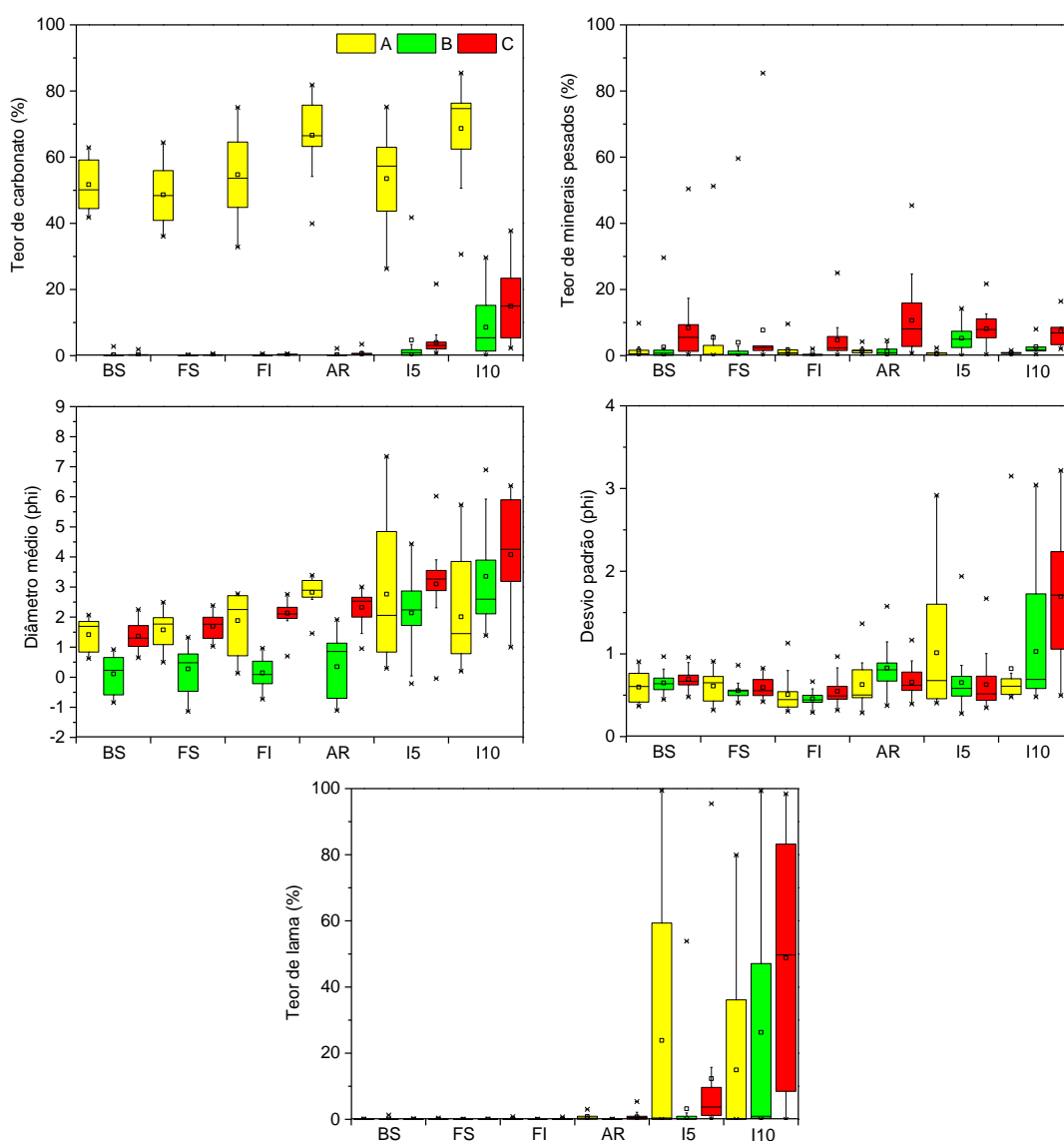
Figura 26: Caracterização granulométrica das areias superficiais nas profundidades de 5 e 10 m nas praias dos Compartimentos A, B e C ao longo do monitoramento. Nas praias do Compartimento A, os sedimentos mais finos, com elevados teores de lama e pobre grau de seleção foram observados isolados entre as rugosidades dos terraços de abrasão. Nas praias dos Compartimentos B e C, esses sedimentos foram observados preferencialmente na profundidade de 10 m.



Com relação a caracterização composicional dos sedimentos (teor de carbonato e minerais pesados) ao longo dos perfis praias, não foram observadas diferenças significativas que já não tenham sido destacadas pelos compartimentos propostos. O padrão observado é justificado pelas principais fontes

sedimentares e, possivelmente, pelo estreitamento dos perfis que favorece espraiaamentos mais altos das ondas e trocas sedimentares entre a berma alta e a antepraia.

Figura 27: Caracterização transversal dos perfis praias quanto a composição e granulometria das areias das praias dos Compartimentos A, B e C. BS: berma superficial; FS: face superior; FI: face inferior; AR: antepraia rasa; I5: isóbata de 5 m; I10: isóbata de 10 m.



Quanto à granulometria, os processos de arrebentação e espraio das ondas impõem respostas diferenciadas sobre o diâmetro médio do grão e o grau de seleção. Segundo Komar (1983), ao longo de um perfil praiar, sedimentos mais grossos devem ser encontrados na face inferior e na antepraia rasa devido à maior turbulência dos processos hidrodinâmicos (espraio e refluxo das ondas e desenvolvimento de degrau). A redução do transporte turbulento em direção à berma e à antepraia



mais profunda favorece um afinamento do diâmetro médio das areias nestas duas extremidades do perfil praial. Contudo, este padrão não foi registrado de forma significativa nas praias estudadas.

No Compartimento A, os terraços de abrasão restringem o desenvolvimento das praias ao estado morfodinâmico intermediário do tipo terraço de baixa-mar. Neste sentido, a berma é frequentemente alcançada durante a preamar e eventos de moderada à alta energia (Albino e Oliveira, 1995; Jackson e Cooper, 2009), proporcionando o predomínio de areias mais grossas nesta feição (Figura 27). As praias deste compartimento caracterizam-se ainda por apresentarem perfis estreitos, com ausência de bermas ou bermas pouco desenvolvidas, o que pode justificar a similaridade observada entre a berma e a face superior (Figura 27). Os terraços promovem ainda a fixação e desenvolvimento de organismos carbonáticos que, quando fragmentados, constituem o principal componente das areias das praias (Albino *et al.*, 2016). Logo, a presença de areias mais grossas na antepraia pode ainda estar associada à proximidade da área fonte (Figura 27).

Nas praias dos Compartimentos B e C, a ausência do padrão transversal também pode ser explicada pelos processos de inundação recorrentes em algumas estações. Contudo, deve-se considerar a troca transversal de sedimentos entre a face e os bancos da antepraia, caracterizados por areias mais finas. A presença destas frações ao longo do perfil afina os sedimentos desde a face superior (espraçamento mais frequente) até a antepraia (Figura 27).

Em geral, nos três compartimentos, as areias da berma e da face apresentaram bom a moderado grau de seleção (Figura 27). A partir da antepraia rasa, as areias passaram a apresentar menor grau de seleção dos grãos, com os maiores valores de desvio padrão associados aos maiores teores de lama observados na antepraia (Figura 27). No Compartimento A, os depósitos de lama na antepraia estão possivelmente associados às cargas de estuários próximos, enquanto nos Compartimentos B e C estão associados à proximidade da desembocadura do Rio Doce e ao sentido da deriva litorânea, respectivamente.

#### 1.1.3.1.3 Síntese dos Aspectos Morfodinâmicos e Seus Indicadores

Assim que alcançaram a região costeira, a lama e os rejeitos associados ao rompimento da barragem foram depositados na antepraia e nas praias adjacentes à desembocadura do Rio Doce, como ocorreu com as demais cargas fluviais deste rio ao longo do tempo. Porém, por ser um volume alto, despejado em um curto período, houve uma maior deposição e concentração deste material na antepraia próxima e sua remobilização foi efetuada gradativamente ao longo do tempo pelas ondas e correntes atuantes. O presente monitoramento destaca a competência das ondas e das correntes costeiras na mobilização e transporte da fração lama sob diversas condições meteoceanográficas e hidrológicas

A contribuição do sedimento fluvial lamoso depositado no evento influencia a morfologia da praia, que com a presença da lama na antepraia, amortece as ondas incidentes, causam empilhamento dos níveis do mar junto à costa e são responsáveis por processos inundacionais e erosivos, principalmente nos perfis mais próximos à desembocadura, representados pelas estações S6, S7 e N1 (Compartimento

B). Ao longo do monitoramento, espraiaamentos máximos das ondas foram observados junto às dunas e aos cordões litorâneos cobertos de vegetação de restinga.

Em contrapartida, nos demais perfis ao sul deste compartimento, o alto grau de exposição às ondas, a alta mobilidade dos perfis praias e a presença de areias grossas a muito grossas caracterizam um ambiente dominado pela remoção de frações granulométricas finas e consequente predomínio dos depósitos de areias residuais. Este é um trecho considerado, portanto, mais resiliente aos prováveis impactos associados à contaminação por elementos químicos, que são encontrados junto à fração lamosa, e apresenta maior potencial de autolimpeza conforme sugerido por Antia (1993) e Bernabeu *et al.* (2006). As praias são refletivas e altas e processos inundacionais não foram verificados.

Como consequência do transporte de sedimentos pela deriva litorânea sentido norte (Bittencourt *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2015), a fração lamosa, assim como a carga arenosa fina do Rio Doce, são transportadas para o Compartimento C. A deposição de sedimentos lamosos e arenosos na antepraia resulta em praias com características dissipativas, caracterizadas por refluxos de onda incompletos que proporcionam uma saturação permanente de parte da face da praia, larga zona de surfe e elevada estabilidade morfodinâmica. Há, portanto, a possibilidade morfodinâmica de retenção dos sedimentos e contaminantes associados no ambiente praias. Este fato é corroborado pelos altos teores de minerais pesados instáveis e pelos altos teores de lama na antepraia, bem como pela afinidade de retenção de contaminantes junto a sedimentos mais finos, conforme registrado por Ramirez *et al.* (2005).

O Compartimento A se diferencia dos demais por questões sedimentológicas e geomorfológicas, apresentando praias com tipologia intermediária, de sedimentação mista associada à presença dos terraços de abrasão, que funcionam como barreiras para o transporte da lama proveniente do Rio Doce, como carga de fundo, para as praias emersas. Porém, este compartimento pode receber os sedimentos transportados em suspensão (pluma do rio) durante períodos de inversões no sentido preferencial das correntes litorâneas, como sugerido por alguns registros fotográficos e bibliográficos, que podem ficar retidos em depressões abrigadas em meio aos terraços. Uma vez que o material é ali depositado, a morfologia e os processos transversais das ondas dificilmente remobilizariam estes sedimentos.

O indicador morfodinâmica praias, através da caracterização sedimentológica das areias (composição e granulometria), dos processos longitudinais e trocas transversais ao longo dos perfis, permitiu indicar as adaptações do comportamento morfodinâmico das praias à presença do aporte fluvial e da lama de rejeitos do rompimento da barragem.

As características geomorfológicas distintas entre os Compartimentos A, B e C, e a interação com processos meteoceanográficos, grau de exposição, e principalmente o transporte longitudinal são aqui considerados para fundamentar a avaliação dos indicadores geoquímicos e biológicos ao longo da área de monitoramento.

### 1.1.3.2 Aspectos Geoquímicos

#### 1.1.3.2.1 Matriz Sedimento

Ao longo dos dois anos do PMBA/Fest-RRDM, foi realizada a determinação de elementos químicos em amostras de sedimento de praia e antepraia das estações amostrais distribuídas ao longo de três compartimentos (A, B e C). A avaliação da composição química nos diferentes compartimentos foi realizada em amostras de sedimento coletados ao longo do perfil praial de cada estação amostral (berma, face superior, face inferior, antepraia rasa, isóbata de 5 m e isóbata de 10 m). Essa abordagem é necessária uma vez que a praia é um ambiente mais dinâmico e, consequentemente, mais exposto aos processos de mobilidade e transporte de sedimentos. Por outro lado, o ambiente formado pelas isóbatas de 5 e 10 m, apresenta características mais deposicionais, com tempo de resposta mais lento (Quaresma *et al.*, 2015). O conjunto de dados dessa sessão é referente às campanhas amostrais do primeiro e segundo ano do PMBA/Fest-RRDM, a saber: 09/18, 12/18, 04/19, 07-08/19, 12/19 e 02/20.

Um dos grandes desafios em pesquisas envolvendo estudos ambientais está na interpretação dos dados, uma vez que, o número de amostras analisadas e variáveis determinadas costuma ser elevado. A fim de minimizar esses desafios, muitos autores sugerem o uso de ferramentas de análise exploratória de dados para uma triagem de informações e verificação de possíveis tendências entre as amostras investigadas (Besada *et al.*, 2014; Gredilla *et al.*, 2013). Dentre as ferramentas de análise exploratória para interpretação de dados ambientais destaca-se a análise de componentes principais (PCA). Nesse sentido, o conjunto de dados descritos no parágrafo anterior será inicialmente representado por meio da PCA, a fim de verificar as possíveis tendências entre as amostras investigadas. Os parâmetros geoquímicos avaliados foram as concentrações dos elementos químicos (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn e V). Esses elementos trazem informações importantes acerca de possíveis impactos causados pelo rompimento da barragem de Fundão, uma vez que o rejeito é composto por muitos desses elementos químicos, sendo o ferro o principal. Os resultados obtidos serão apresentados de acordo a sequência a seguir:

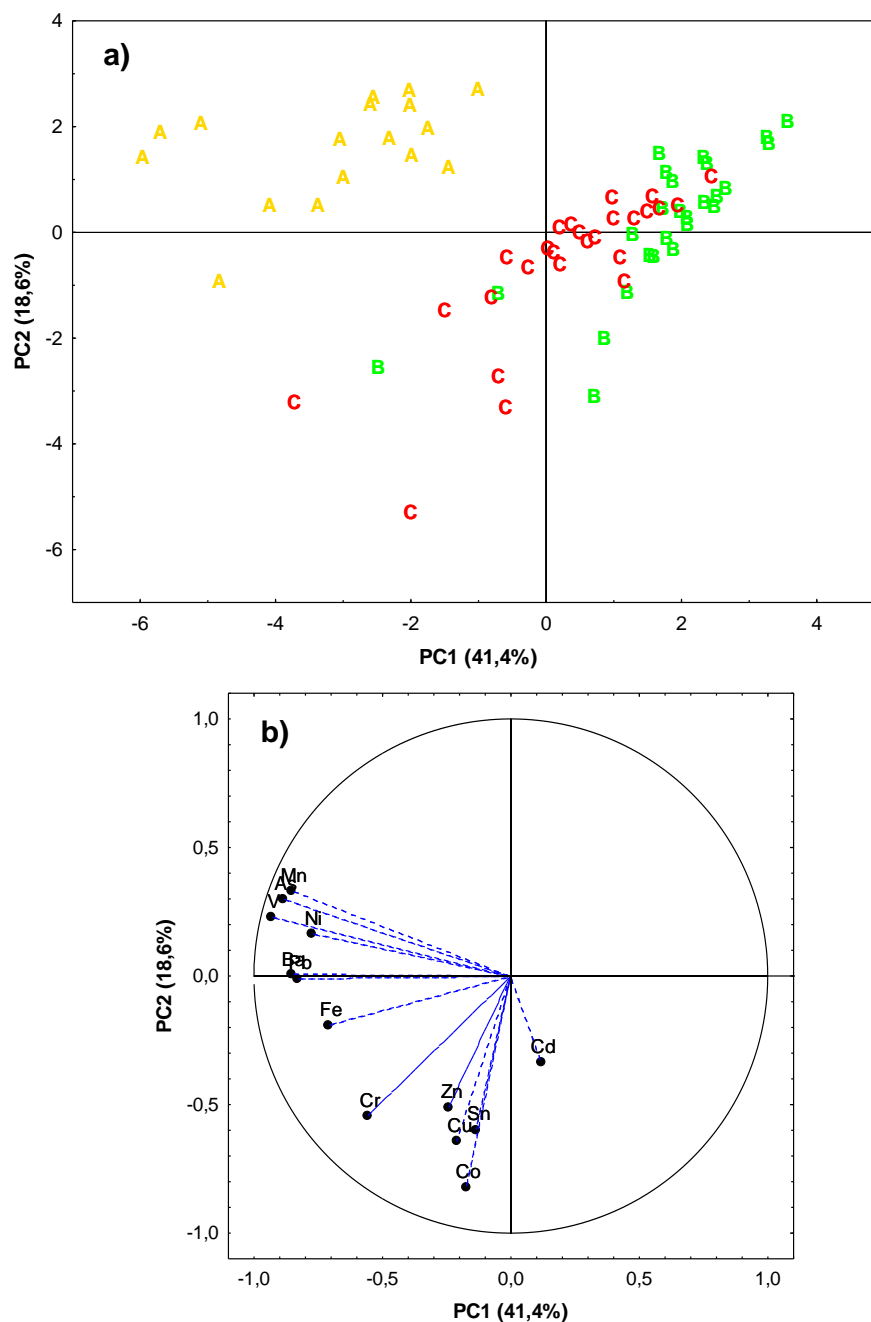
- (i) Análise exploratória dos resultados para a praia e antepraia rasa em função dos compartimentos A, B e C;
- (ii) Análise exploratória dos resultados para a praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 metros) em função dos compartimentos A, B e C;

- *Análise exploratória dos resultados para a praia emersa em função dos compartimentos A, B e C*

A Figura 28, mostra o comportamento das amostras provenientes da praia e antepraia rasa. É possível observar no gráfico de escores (Figura 28a) uma tendência a formação de 3 grupos, constituído pelos diferentes compartimentos. As amostras do Compartimento A (amarelo) estão agrupadas no quadrante negativo da PC1 e positivo da PC2, e são bem diferentes quando comparadas com as amostras dos

compartimentos B e C. Esse agrupamento é fortemente influenciado pelas maiores concentrações de Al, As, Ba, Fe, Mn, Ni, Pb, V e Ni conforme apresentado no gráfico de pesos (Figura 28b).

Figura 28: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das amostras da praia e antepiraia rasa; Compartimento A (amarelo); Compartimento B (verde) e Compartimento C (vermelho).



Os compartimentos B e C, apresentam uma tendência à separação (Figura 28a), sendo que as amostras do Compartimento B e C estão distribuídas nos quadrantes positivo e negativo da PC1, respectivamente. No entanto, existem algumas amostras de ambos os compartimentos que não se separam, pois, pertencem a estações amostrais muito próximas à desembocadura do Rio Doce, sendo

igualmente influenciadas pela carga fluvial. As amostras do Compartimento B possuem menores concentrações dos elementos químicos quando comparadas às amostras do comportamento C, como pode ser visto na Figura 28b. De forma geral, há uma tendência de maiores concentrações dos elementos químicos nos compartimentos A e C para praia e antepraia rasa.

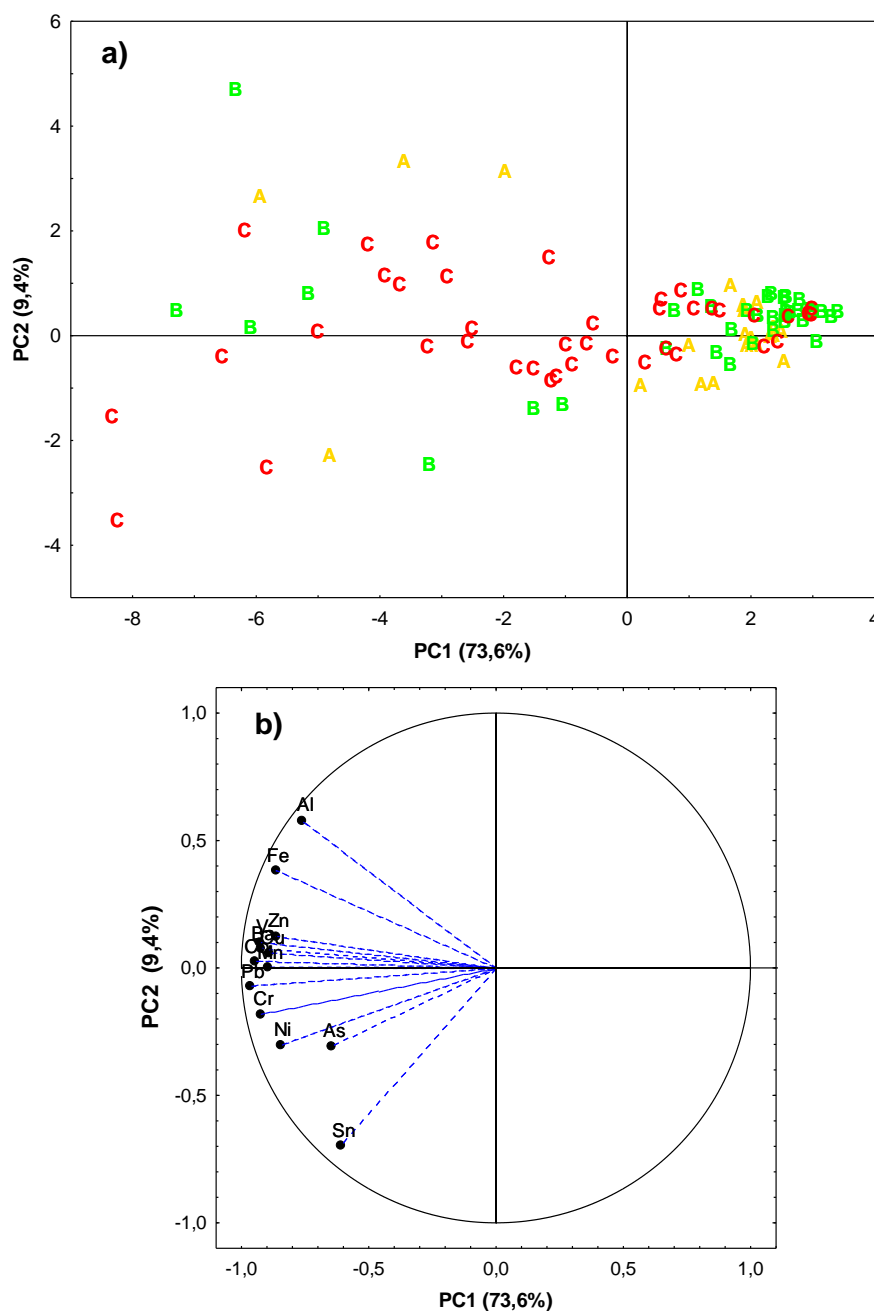
*- Análise exploratória dos resultados para a praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 m) em função dos compartimentos A, B e C*

A Figura 29 a mostra o comportamento dos compartimentos em função das isóbatas de 5 e 10 m. De forma geral, não é possível observar uma discriminação nítida entre as amostras do Compartimento A, B e C. Entretanto, nota-se que as amostras do Compartimento A e B são muito semelhantes, e estão majoritariamente agrupadas no quadrante positivo da PC1. As amostras dos referidos compartimentos têm baixa correlação com os elementos químicos, como ser visto na Figura 29 b. No entanto, algumas amostras do Compartimento A mostram um comportamento diferente da tendência geral, e estão localizadas ao longo do quadrante negativo da PC1 e positivo da PC2. Essas amostras pertencem à estação amostral de Formosa (S2) e foram coletadas nas isóbatas de 5 m. Mais detalhes sobre o comportamento distinto dessas amostras serão abordados nas sessões posteriores.

O Compartimento B também apresenta algumas amostras com comportamento diferente da tendência geral. Algumas dessas amostras estão distribuídas ao longo do quadrante negativo da PC1 e positivo da PC2, mostrando ter uma alta correlação com os elementos químicos. Essas amostras pertencem às isóbatas de 10 m e foram coletadas nas estações amostrais próximas a desembocadura do Rio Doce. Esses resultados mostram a contribuição do Rio Doce na concentração de elementos químicos das praias adjacentes a sua desembocadura.

As amostras do Compartimento C estão distribuídas ao longo dos quadrantes positivo e negativo da PC1. As amostras agrupadas no quadrante positivo são majoritariamente das isóbatas de 5 m, e as do quadrante negativo pertencem às isóbatas de 10 m. De acordo com o gráfico de pesos as maiores concentrações dos elementos químicos estão nas isóbatas de 10 m. Esses resultados demonstram que as amostras do Compartimento C são mais impactadas pelos possíveis aportes de sedimento proveniente do Rio Doce. Alguns autores indicam que a deriva litorânea influencia fortemente no deslocamento de sedimento que chega pelo Rio Doce, deslocando o mesmo no sentido norte, onde encontram-se as estações amostrais do Compartimento C (Bittencourt *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2015; Trombetta *et al.*, 2020).

Figura 29: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das amostras da praia submersa/antepraia (isóbatas 5 e 10 m); Compartimento A (amarelo); Compartimento B (verde) e Compartimento C (vermelho).



#### 1.1.3.2.2 Distribuição Espacial, Temporal e Transversal dos Elementos Químicos ao Longo dos Compartimentos A, B E C

A avaliação da distribuição espacial (entre os compartimentos) e temporal (entre as campanhas amostrais) dos elementos químicos ao longo da costa do Espírito Santo é essencial para possibilitar inferências sobre o alcance da pluma do rejeito de minério de ferro. Após 5 anos do rompimento da barragem de Fundão, alguns autores sugerem que a extensão da movimentação da pluma do rejeito na zona costeira do Espírito Santo ainda é desconhecida (Coimbra *et al.*, 2020). No entanto, outros



autores acreditam que o alcance desse material tenha sido muito longo, atingindo inclusive regiões do Arquipélago de Abrolhos, no litoral do Estado da Bahia, expondo os recifes de coral a elementos potencialmente tóxicos (Evangelista *et al.*, 2016; Evangelista e Valeriano, 2017; Magris *et al.*, 2019; Rudorff *et al.*, 2018). Em trabalho proposto por Hatje *et al.* (2017) os autores avaliaram a composição química de sedimentos da foz do Rio Doce e de algumas estações da zona costeira do Espírito Santo. As amostras analisadas, foram coletadas 75 dias após o rompimento da barragem, e as concentrações de ferro, arsênio, mercúrio e manganês ultrapassaram as diretrizes de qualidade de sedimentos. Em recente trabalho publicado por Richard *et al.* (2020) os autores indicam que o rompimento da Barragem do Fundão afetou a qualidade da água e dos sedimentos na costa do Espírito Santo.

Diante do exposto, e do que já foi abordado na sessão anterior torna-se necessário avaliar de forma mais particular cada compartimento em função do perfil praial e das campanhas amostrais (09/18; 12/18; 07-08/19; 12/19 e 02/20). Salientamos que os resultados da campanha amostral (04/19) foram tratados separadamente e está disponível no *Material Suplementar A4PGS1, Tabela 1*.

Os resultados obtidos serão apresentados de acordo a sequência a seguir:

- (i) Avaliação espacial e temporal dos elementos químicos na praia e antepraia rasa ao longo dos compartimentos A, B e C;
- (ii) Avaliação espacial e temporal dos elementos químicos na praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 metros) ao longo dos compartimentos A, B e C;
- (iii) Avaliação transversal dos elementos químicos na praia e antepraia ao longo dos compartimentos A, B e C.

Um dos objetivos do Anexo 4 Subprojeto Geoquímica é avaliar o potencial impacto causado às praias adjacentes à foz do Rio Doce originado pela pluma de rejeito de minério de ferro. Do ponto de vista geoquímico, índices de contaminação ambiental são comumente utilizados para avaliar a influência da ação antrópica sobre a contaminação dos ambientes. Alguns desses índices são dependentes de dados pretéritos (background), contudo isso não foi possível de ser realizado nas praias do Espírito Santo, uma vez que não existem dados pré-rompimento disponíveis sobre a concentração de elementos químicos nas estações amostrais estudadas pelo Anexo 4. Dessa forma, como uma tentativa de contornar essa limitação optou-se por apresentar os valores de TEL e PEL. Assim sendo, esses valores foram incluídos nas figuras das sessões posteriores a fim de avaliar possíveis impactos na biota. Embora, não tenham sido incluídos nas figuras, valores de AET também foram usados para discussão dos elementos químicos.

- *Avaliação espacial e temporal dos elementos químicos na praia emersa ao longo dos compartimentos A, B e C*

Para melhor avaliação dos resultados, inicialmente, foi verificado, a partir da análise de variância, que não houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) nas concentrações dos elementos químicos nos sedimentos

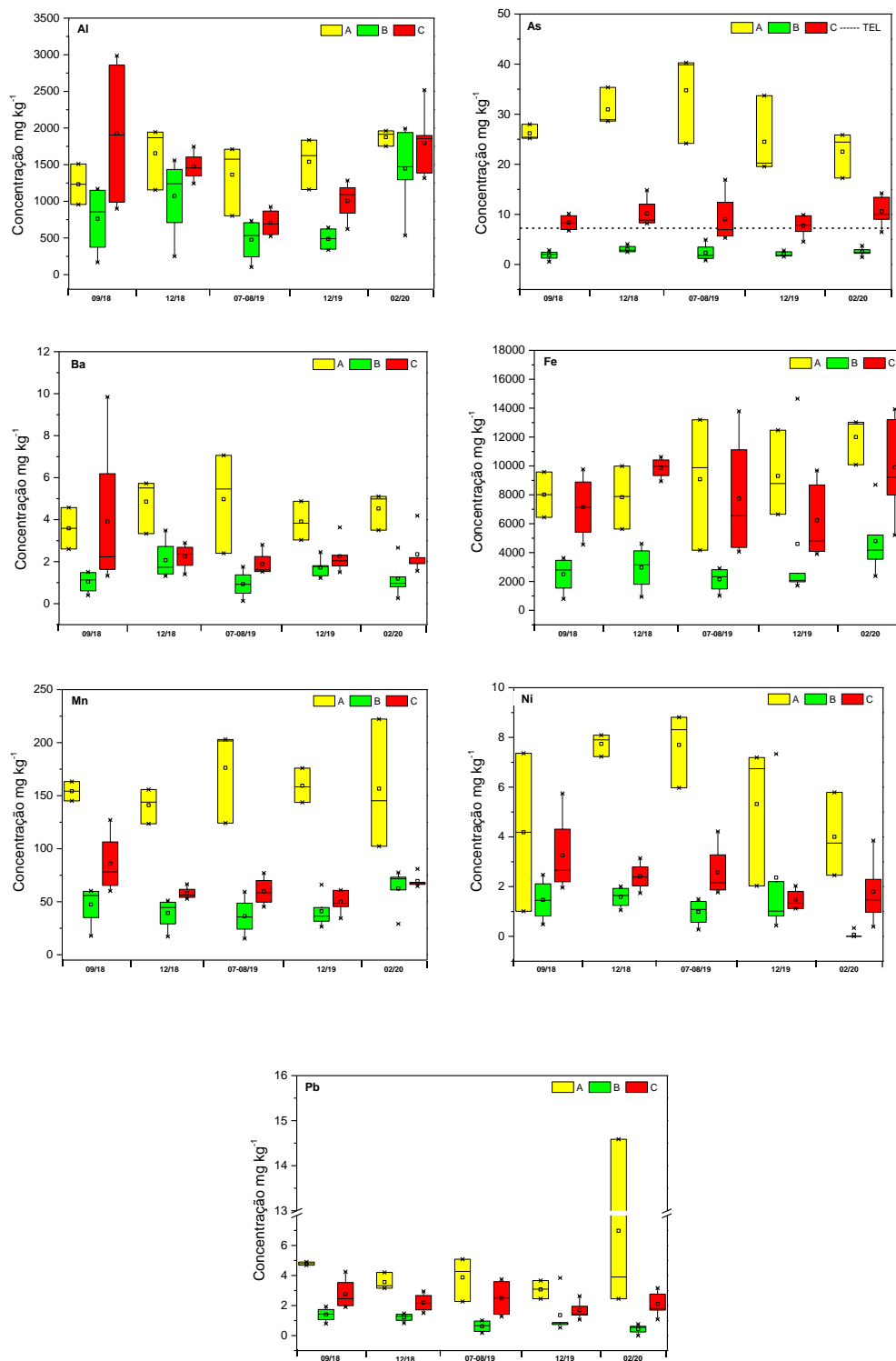
subsuperficiais da berma. Desta forma, para a discussão dos resultados será considerada apenas a concentração encontrada na berma superficial (BS) para todas as estações e campanhas amostrais. Mais detalhes podem ser consultados no *Material Suplementar A4PGS1, Figura 1*.

A avaliação espacial e temporal de elementos químicos no sedimento da praia, ao longo dos compartimentos A, B e C, foi avaliada a partir de uma média realizada dos resultados obtidos para berma, face superior, face inferior e antepraia rasa. A antepraia rasa foi avaliada junto com as outras feições da praia, pois apresenta características morfodinâmicas semelhantes. A partir dos resultados das análises de variâncias (ANOVAs) disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1, Tabela 2*, foi verificado que os elementos químicos (Al, As, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb) foram os que apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os compartimentos e campanhas amostrais. A distribuição espacial e temporal para os elementos químicos (Co, Cr, Cu, Hg, Sn, V e Zn) que não apresentaram diferença significativa estão disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1, Figura 2*.

A Figura 30 apresenta os resultados referentes à distribuição espacial e temporal para Al, As, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb ao longo dos compartimentos da praia e antepraia rasa. Os resultados da ANOVA (*Material Suplementar A4PGS1, Tabela 2*) indicaram uma diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para a concentração dos elementos químicos entre os três compartimentos, sendo o Compartimento A o que apresenta as maiores concentrações elementares, seguido pelos compartimentos C e B. A diferença de concentração do Compartimento A em relação aos demais fica evidente principalmente para arsênio e manganês. Esse comportamento, provavelmente, está relacionado à aspectos sedimentológicos do Compartimento A, o qual é composto, principalmente, por areias biosiliciclásticas e, por conseguinte, ricas em carbonato e manganês. De acordo com alguns autores, os teores de carbonato e manganês exercem um papel importante na geoquímica do arsênio. Mirlean *et al.* (2012) sugerem que a presença do arsênio seja ocasionada por sua afinidade com óxidos de ferro e manganês e com carbonatos. Contudo, Cagnin *et al.* (2017) indicam que os altos níveis de arsênio encontrados podem estar associados a contaminação antropogênica em consequência de atividades de mineração na bacia do Rio Doce.

Vale a pena destacar que para todas as campanhas amostrais os valores médios de arsênio variaram entre 22 - 35 mg kg<sup>-1</sup> no Compartimento A. Esses valores são superiores ao valor de TEL (7,24 mg kg<sup>-1</sup>). O Compartimento C também apresentou concentração de arsênio alta, variando de 7,5 a 12 mg kg<sup>-1</sup>, ultrapassando o valor TEL (7,24 mg kg<sup>-1</sup>). Embora no Compartimento A as concentrações de arsênio possam ser de ocorrência natural, o mesmo não é provável para o Compartimento C, devido às características sedimentológicas das praias dessa região, indicando que esses altos valores de concentração possam ser causados pela influência do sedimento advindo do Rio Doce (Cagnin *et al.* 2017). Observando o *Material Suplementar A4PGS1, Figura 2*, pode-se verificar que o vanádio tem um comportamento muito similar ao do arsênio.

Figura 30: Avaliação espacial e temporal dos elementos químicos na praia e antepraia rasa ao longo dos compartimentos A, B e C.



Em relação a ferro, os compartimentos A e C não apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre si, corroborando com a hipótese de um aporte antrópico desse elemento, visto que os aspectos sedimentológicos desses dois compartimentos são diferentes.

Em relação a distribuição temporal pode ser destacada a variação do alumínio e ferro durante as campanhas amostrais principalmente no Compartimento C, onde maiores concentrações foram encontradas nas campanhas (09/18), 12/18 e 02/19. Isso pode ser justificado pelo regime de ondas e pela vazão do Rio Doce que são relevantes para deposição de sedimentos na praia. A campanha de (09/18) foi realizada em um período de menor energia das ondas, que pode ter resultado na deposição de mais sedimento na praia e, conseqüentemente, na maior concentração de alumínio e ferro. Em 12/18 embora tenha havido um ligeiro aumento da energia das ondas, houve um aumento da vazão do Rio Doce, o que pode ter resultado no maior acúmulo de sedimento nas praias do Compartimento C aumento assim a concentração dos elementos químicos. Esse fato torna-se mais relevante na campanha de 02/20 onde baixas energias de onda e alta vazão do Rio Doce resultaram num acréscimo significativo do teor de ferro e alumínio. No Compartimento A observa-se maiores teores de elementos químicos, arsênio e manganês principalmente, no período de 07-08/19 no qual o houve alta na energia de ondas.

Elementos químicos como bário e níquel, evidenciam a diferença do Compartimento A em relação aos demais. De forma geral, as maiores médias de concentração para arsênio, bário, ferro, manganês e níquel no Compartimento A pode ser percebida na campanha amostral (07-08/19) correspondente ao período seco. Esse comportamento pode ser explicado por sucessivos eventos de onda de altura superior a 1,8 m, que precedeu a campanha (07-08/19) e pode ter deslocado sedimento da praia submersa/antepraia para a praia. Um comportamento anômalo pode ser verificado para o chumbo no Compartimento A durante a campanha amostral (02/20). Durante as demais campanhas a concentração de chumbo mostra uma uniformidade ao longo do Compartimento A, no entanto, na referida campanha o valor médio chega a ser 3 vezes maior. Em relação ao ferro os compartimentos A e C apresentam um perfil de concentração média bem similar ao longo das campanhas amostrais.

*- Avaliação espacial e temporal dos elementos químicos na praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 metros) ao longo dos compartimentos A, B e C*

Os resultados para o perfil da praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 m) nesse relatório são apresentados para uma média entre as duas isóbatas em função dos compartimentos A, B e C. A partir dos resultados das ANOVAs disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1, Tabela 3*, foi verificado que os elementos químicos (Al, As, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb) apresentam diferenças significativa ( $p < 0,05$ ) entre os compartimentos e campanhas amostrais. A distribuição espacial e temporal para os elementos químicos (Co, Cr, Cu, Hg e Zn) que não apresentaram diferença significativa estão disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1, Figura 3*.

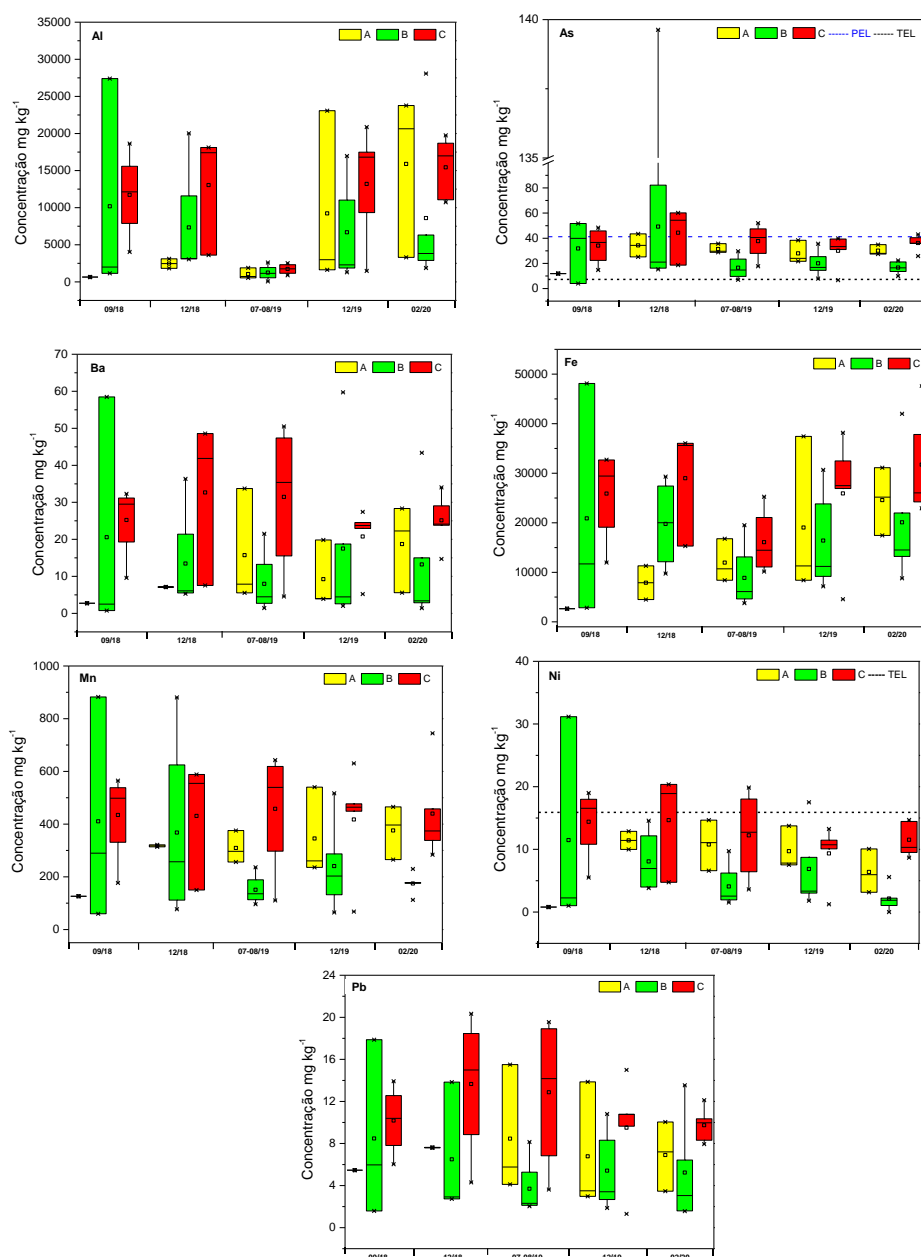
A Figura 31 apresenta os resultados referentes a distribuição espacial e temporal para Al, As, Ba, Fe, Mn e Ni ao longo dos compartimentos da praia submersa/antepraia. É possível inferir que, de forma geral, o Compartimento C apresentou as maiores concentrações elementares, seguido pelos compartimentos A e B. A praia submersa/antepraia, provavelmente é a região do perfil praial que pode evidenciar possíveis impactos ambientais, uma vez que é uma zona mais estável, permitindo que o sedimento de fundo seja pouco revolvido. Além disso, a granulometria do sedimento nessa feição é menor, favorecendo a incorporação de elementos químicos.

Os elementos Ba, Fe, Mn, Ni e Pb foram significativamente maiores ( $p < 0,05$ ) no Compartimento C, indicando a forte influência do Rio Doce sobre a presença de elementos químicos.

É possível perceber que as concentrações médias dos elementos se mantiveram relativamente constantes ao longo das campanhas amostrais, não sendo significativamente afetadas por variações temporais. Apesar de não apresentar diferenças significativas entre as campanhas, quando ANOVA foi realizada, alguns elementos como alumínio e ferro precisam ser discutidos em função do perfil apresentado nos gráficos da Figura 31. Para o alumínio as campanhas 09/18, 12/19 e 02/20 apresentaram as maiores concentrações médias, ficando acima de AET ( $18\,000\text{ mg kg}^{-1}$ ) para os compartimentos A e C, principalmente. Essa variação pode estar relacionada a altas vazões do Rio Doce, principalmente na campanha 02/20. Além disso, observou-se oscilações na campanha de (07-08/19) indicando um decréscimo da concentração do alumínio, mas logo nas campanhas seguintes (12/19 e 02/20) as concentrações médias voltaram ao patamar das campanhas (09/18 e 12/18). Vale ressaltar que a variação dos teores de alumínio, na observação acima, contempla os três compartimentos. Um comportamento similar ao supracitado foi observado para a variação da concentração de ferro. Esse aumento da concentração de ferro e alumínio nas campanhas 12/19 e 02/20 foi fortemente influenciado pela vazão do Rio Doce. As amostras dessas campanhas foram coletadas após eventos de cheia, e isso infere como o Rio Doce contribui para a concentração elementar no sedimento do Compartimento C, mostrando a forte influência da deriva litorânea no sentido norte (Bittencourt *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2015; Trombetta *et al.*, 2020). Além disso, o mesmo comportamento é observado para o Compartimento A, que provavelmente é influenciado pelas cheias do Rio Piraquê-Açu (Costa *et al.*, 2015).

Em relação ao arsênio notamos que nos compartimentos A, B e C as médias de concentração estavam acima dos valores de TEL ( $7,24\text{ mg kg}^{-1}$ ) em todas as campanhas amostrais. Na campanha de 12/18, a média de concentração do arsênio ultrapassou os valores de PEL ( $41,2\text{ mg kg}^{-1}$ ) nos compartimentos B e C. Para manganês os valores foram superiores ao estabelecido para AET ( $260\text{ mg kg}^{-1}$ ). Um aspecto curioso pode ser notado no Compartimento B que apresenta um nítido decréscimo da concentração de arsênio a partir da campanha 07-08/19, se mantendo constante nas campanhas subsequentes (12/19 e 02/20). Para o níquel notamos, apesar de não ter sido significativo na ANOVA, um decréscimo das concentrações no Compartimento B ao longo das campanhas amostrais, já nos compartimentos A e C as concentrações médias se mantiveram praticamente constantes.

Figura 31: Avaliação espacial e temporal dos elementos químicos na praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 metros) ao longo dos compartimentos A, B e C.



- Avaliação transversal dos elementos químicos na praia emersa e submersa/antepraia ao longo dos compartimentos A, B e C

Nessa sessão, os resultados serão apresentados em função do perfil transversal avaliando a possível troca de sedimentos entre praia e antepraia, incluindo todas as campanhas amostrais, durante dois anos de PMBA/Fest-RRDM. Essa abordagem é importante para avaliar possíveis trocas de sedimento ao longo do perfil praiar durante dois anos de PMBA/Fest-RRDM. A partir das ANOVAs realizadas (*Material Suplementar A4PGS1, Tabela 2 e Material Suplementar A4PGS1, Tabela 3*) foram verificadas



diferenças significativas para os elementos químicos (Al, As, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb) entre as diferentes regiões do perfil praial ( $p < 0,05$ ). A distribuição transversal para os elementos químicos que não apresentaram diferença significativa está disponível no *Material Suplementar A4PGS1, Figura 4*.

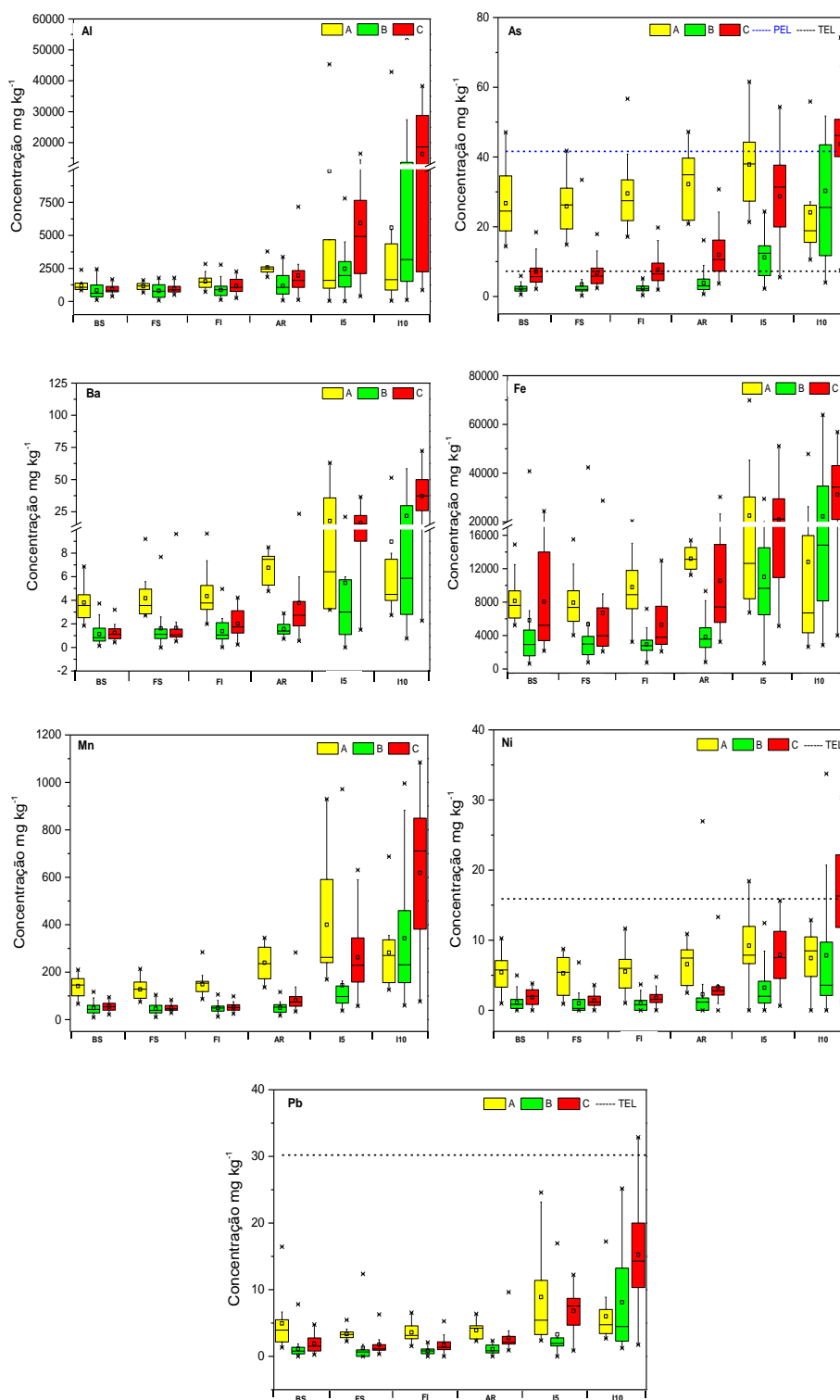
É possível observar a partir da Figura 32 que existe uma diferença de concentração dos elementos químicos ao longo dos perfis das praias, sendo que as maiores concentrações foram encontradas nas isóbatas de 5 e 10 metros para todos os compartimentos estudados. Realmente é esperado que altas concentrações dos elementos estejam nessa porção da praia, uma vez que, são encontradas altas concentrações de lama. As concentrações dos elementos começam a aumentar na antepraia rasa, que está localizada na fronteira entre a zona emersa e submersa do perfil. Devido essa posição, a antepraia rasa está mais suscetível a troca transversal de sedimento entre as isóbatas e a praia, provocando um aumento na concentração dos elementos químicos. Vale destacar que para o elemento arsênio os valores para os compartimentos A e C ficaram acima de TEL, chegando a ficar acima de PEL para as isóbatas do Compartimento C. Além disso, algumas amostras do Compartimento A ultrapassam os valores de PEL, inclusive na berma. De forma geral, o Compartimento A apresenta as maiores concentrações para arsênio, bário, ferro, manganês e chumbo no perfil da praia. Os valores médios de arsênio e níquel para a isóbatas de 10 metros do Compartimento C também ultrapassaram os valores de TEL.

Essas observações acerca das maiores concentrações de elementos químicos no Compartimento C, podem estar correlacionados com o fenômeno da deriva litorânea, que tende a deslocar sedimento para as estações ao norte da desembocadura do Rio Doce (Bittencourt *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2015; Trombetta *et al.*, 2020). Assim sendo, podemos inferir que a pluma de rejeito de minério de ferro que chegou ao litoral capixaba a partir do Rio Doce, deslocou-se principalmente no sentido norte atingindo as estações amostrais do Compartimento C.

Em trabalho recentemente proposto por Richard *et al.*, (2020), os impactos causados pelas concentrações de alumínio, ferro e manganês no litoral capixaba foram avaliados. Os autores coletaram amostras de sedimento e água em pontos amostrais ao sul e norte da desembocadura do Rio Doce, o que equivale aos compartimentos B e C, respectivamente. De acordo com os autores, as maiores concentrações de alumínio, ferro e manganês foram encontradas nas amostras coletadas ao norte da desembocadura do Rio Doce. Essas observações estão em concordância com os resultados obtidos pelo PMBA/Fest-RRDM. Outros resultados sobre os possíveis impactos provenientes do rejeito de minério de ferro, foram reportados pela empresa Aplysia Soluções Ambientais, que realizou amostragens de água e sedimento na região da foz do Rio Doce, avaliando, dentre outros parâmetros, a concentração de ferro (Aplysia Soluções Ambientais, 2016). A Aplysia realizou ao todo três campanhas, logo após a chegada da pluma do rejeito de minério de ferro na costa do Espírito Santo (novembro/2015, dezembro/2015 e janeiro/2016). Os resultados encontrados por esta empresa para ferro na face inferior da praia apresentaram valores entre  $1552 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $3577 \text{ mg kg}^{-1}$ . Esses resultados são referentes a estação amostral de Rebio Comboios (S6) que fica localizada no Compartimento B. Ao comparamos esses valores com os valores do PMBA/Fest-RRDM percebemos que as

concentrações de ferro na face inferior não apresentam tendência de diminuição ao longo dos anos, como pode ser visto na Figura 32.

Figura 32: Avaliação dos elementos químicos na praia emersa: berma (BS), face superior (FS), face inferior (FI) e antepraia rasa (AR); e submersa: isóbatas de 5 m (I5) e 10 m (I10) ao longo dos compartimentos A, B e C.



Uma observação que merece destaque e pode ser visualizada na Figura 32, está relacionada à isóbata de 5 m do Compartimento A. Os valores médios de alguns elementos para essa isóbata são equiparáveis aos valores médios da isóbatas de 5 m do Compartimento C. Esse comportamento foi estimulado principalmente por amostras coletadas na isóbata de uma praia específica do Compartimento A.

A isóbata em discussão foi coletada na estação amostral praia Formosa (S2). Dados de batimetria indicam que existe uma “depressão” que conserva sedimento fino (lamoso) encontrada nessa isóbata, impedindo, em condições de baixa energia de onda, a troca de sedimento com a isóbata de 10 metros. Destacamos que a isóbata de 10 metros coletada em Formosa (S2) é composta majoritariamente de carbonato, e essa mesma observação pode ser considerada para as demais isóbatas de outras estações que compõem o Compartimento A. Assim sendo, os valores médios presentes na Figura 32 para a isóbata de 5 m estão sendo fortemente influenciado pela praia de Formosa (S2), e esses valores acabam não descrevendo a realidade para as isóbatas de 5 m no Compartimento A.

É bem conhecido na literatura que o sedimento encontrado no Compartimento A basicamente composto por carbonatos (Bayerns *et al.*, 2019; Albino *et al.*, 2016; Mirlean *et al.*, 2016), o que permite ponderar a respeito da origem da lama encontrada nessa isóbata. Diante do exposto surge os seguintes questionamentos: (i) qual a origem dessa lama? (ii) a lama pode ser oriunda do rio Piraquê-Açu, localizado na proximidade? (iii) a lama pode ser oriunda do Rio Doce e chegou em Formosa trazida pelas correntes marinhas eventuais?

Esses questionamentos ressaltam a importância da continuidade do monitoramento ambiental na região, bem como a busca por índices de contaminação de sedimento que sejam específicos para a presença do rejeito de minério de ferro. A fim de avaliar a deposição dos elementos químicos no sedimento ao longo do tempo foram coletadas amostras de testemunho em duas estações amostrais (Rebio Comboios e Povoação). No entanto, os resultados apresentados não permitiram fazer inferências mais precisas sobre a distribuição dos elementos químicos no testemunho. Os resultados para a caracterização química dos testemunhos estão disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1*, Figuras 5 e 6.

#### 1.1.3.2.3 Medidas de Difração de Raio-X Para as Amostras de Sedimento

O minério de ferro da mina da Samarco vem de uma rocha conhecida como itabirito e suas variantes, pertencente à Formação Cauê, concernente ao Quadrilátero Ferrífero. O quadrilátero Ferrífero corresponde a um bloco de estruturas geológicas pré-cambrianas elevadas em seus quatro lados por erosão diferencial, onde quartzitos e itabiritos formam cristas em altitudes de 1300 a 1600 m onde se localiza a nascente do Rio Doce (Azevedo *et al.*, 2012; Spier *et al.*, 2008). De forma geral a composição química e mineralógica dos rejeitos depende, principalmente, da mineralogia da rocha processada (Kossoff *et al.*, 2014). A análise dos rejeitos da barragem de Fundão logo após o seu rompimento

apresentou fases mineralógicas com hematita ( $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ ), goethita ( $\alpha\text{-Fe}_3\text{O}(\text{OH})$ ) e quartzo ( $\text{SiO}_2$ ) com a maioria dos conteúdos das fases cristalográficas (Mogestern *et al.*, 2016).

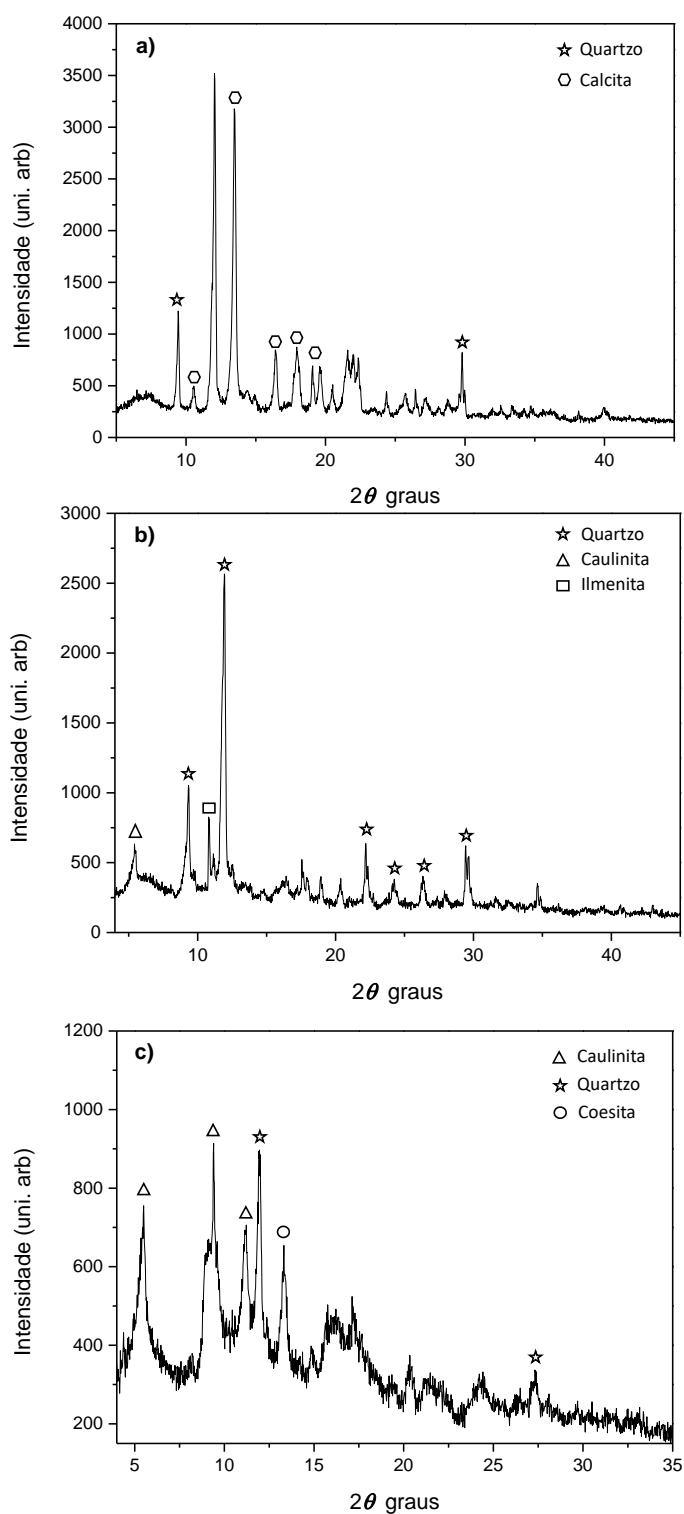
Nesse sentido, Orlando *et al.*, (2020) avaliaram o perfil mineralógico de amostras de sedimento marinho, coletados próximos a desembocadura do Rio Doce. Os autores compararam o perfil mineralógico de amostras obtidas antes do rompimento da barragem de Fundão (2012) com amostras obtidas após o rompimento (2016-2019). As análises por difração de Raio-X mostraram que as amostras de sedimento possuem uma característica marcante das fases ferro-cristalográficas, observadas principalmente no período após o rompimento da barragem de Fundão, em comparação com os sedimentos coletados no período anterior. Este conjunto de fases mineralógicas contendo ferro, consiste nas fases principais de hematita e magnetita e nas fases minoritárias de goethita e greenalita, e é utilizado como marcador de rejeitos. Essas fases mineralógicas mencionadas, são características de formação itabirito a qual compõe o perfil mineralógico dos rejeitos da barragem de Fundão. Além disso, os autores usaram medidas de susceptibilidade magnética para apoiar os resultados obtidos por difração de Raio-X. Os autores concluíram que essas fases mineralógicas encontradas não são características da região litoral do Espírito Santo e provavelmente são provenientes do rejeito da barragem de Fundão.

Diante do exposto, a composição mineralógica das amostras de sedimento obtidas ao longo de 13 estações amostrais, distribuídas no litoral do Espírito Santo, foi avaliada. As amostras analisadas por difração de Raio-X foram coletadas nas isóbatas de 10 m e são provenientes da campanha (12/19). Além disso, também foram realizadas análises de susceptibilidade magnética para apoiar os resultados obtidos por difração de Raio-X.

A Figura 33 (a-c) mostra os difratogramas para algumas amostras representativas dos compartimentos A, B e C. A Figura 33a corresponde ao difratograma da estação amostral praia de formosa (S2) que está localizada com Compartimento A. É possível inferir que a amostra é cristalina e que a parte cristalina é composta, essencialmente, de quartzo e calcita. A Figura 33b pertence a estação amostral de regência (S7) localizada no Compartimento B. A amostra S7 é considerada cristalina e é composta por quartzo, caulinita e ilmenita. A Figura 33c apresenta o difratograma da estação amostral de povoação (N1). Essa amostra é parcialmente cristalina e a parte cristalina é composta de percentuais significativos de caulinita, quartzo e, provavelmente, coesita. Nos difratogramas supracitados foram encontrados apenas uma fase mineralógica relacionado ao ferro que foi a ilmenita. Contudo a ilmenita não é uma fase mineralógica comum da formação itabirito, assim sendo, não é possível inferir presença do rejeito de minério de ferro proveniente da barragem de Fundão. No entanto, as amostras que foram analisadas são provenientes da campanha (12/19) que sofreu eventos de ressuspensão, o que pode ter influenciado à composição dos sedimentos. Os difratogramas para as demais estações amostrais estão disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1, Figura 7*. Além do DRX também foram realizadas medidas de susceptibilidade magnética e os resultados estão disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1, Tabela 4*. Orlando *et al.*, (2020) definiram que os valores das medidas de susceptibilidade devem ser pelo menos 1,2 vezes maiores que os valor definido como padrão ( $1,32 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$ ). As

razões para medidas de susceptibilidade das estão amostrais S2, S7 e N1 foram 0,01, 0,41 e 0,45 respectivamente.

Figura 33: Difratogramas para as amostras de sedimento das estações amostrais: a) praia de formosa (S2); b) regência e; c) praia de povoação.

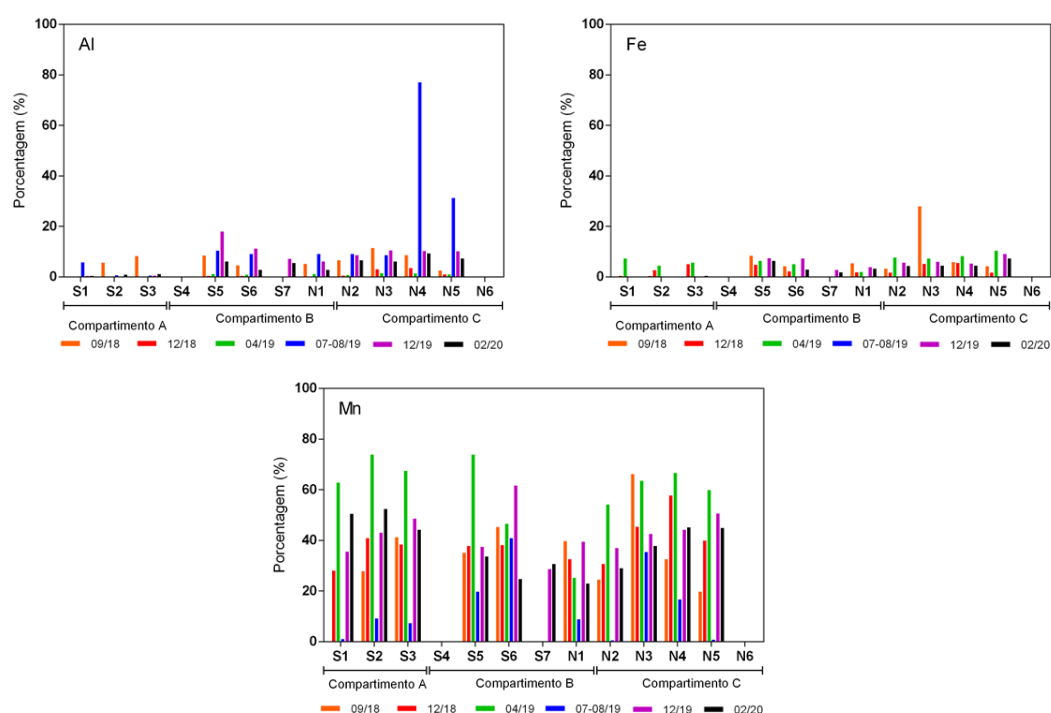


#### 1.1.3.2.4 Avaliação da Biodisponibilidade dos Elementos

A avaliação da biodisponibilidade dos elementos nas amostras de sedimento foi estabelecida em porcentagem de extração em relação à fração pseudo total. Os resultados apresentados na Figura 34 foram obtidos a partir de uma média global da porcentagem de biodisponibilidade para os perfis da praia e antepraia rasa, e na Figura 35 para a praia submersa/antepraia em função das 13 estações de coleta e das campanhas amostrais. A biodisponibilidade dos elementos na porção emersa e submersa variou na seguinte ordem: manganês > alumínio > ferro. Os percentuais de biodisponibilidade para os outros elementos químicos estão disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1, Figura 8 (praia emersa e antepraia rasa)* e *Figura 9 (praia submersa/antepraia)*.

O conhecimento da fração biodisponível torna-se interessante do ponto de vista ambiental por indicar quais elementos possuem maior mobilidade no meio, e consequentemente, maior potencial de serem lixiviados. Essa mobilidade depende de características como presença de matéria orgânica, variações de pH e potencial redox (Coringa *et al.*, 2016). Os resultados indicam que manganês e alumínio são os elementos com maior potencial de lixiviação ao longo das estações amostrais como pode ser observado na Figura 34 e Figura 35.

Figura 34: Porcentagem de extração dos elementos (Al, Fe e Mn) biodisponíveis ao longo da praia e antepraia rasa das estações amostrais.

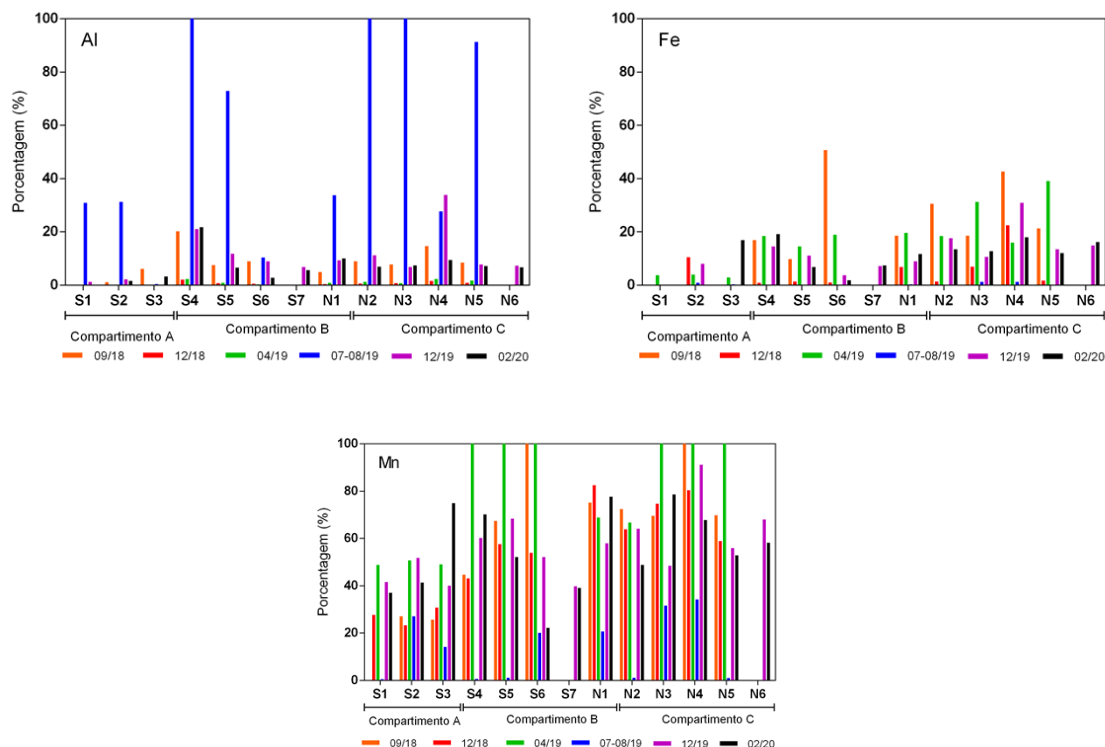


Comparando os resultados obtidos para a praia e antepraia, observou-se que a biodisponibilidade para o alumínio, ferro e manganês é relativamente maior na porção submersa, principalmente nos compartimentos B e C. Esse comportamento pode ser um indicativo de que os elementos químicos presentes na porção submersa estejam disponíveis em uma forma mais lábil em relação a porção



emersa. Um comportamento anômalo é observado para o alumínio na campanha (07-08/19) tanto na praia quanto na antepraia. Nessa campanha o alumínio apresenta alta biodisponibilidade em várias estações amostrais. Esse resultado “anômalo” pode ser consequência da entrada de sucessivas frentes frias que acometeram a costa do Espírito Santo no período que antecedeu a campanha de 07-08/19.

Figura 35: Porcentagem de extração dos elementos (Al, Fe e Mn) biodisponíveis ao longo da praia submersa/antepraia (isóbatas de 5 e 10 m) das estações amostrais.



#### 1.1.3.2.5 Matriz Água

A matriz água não está, originalmente, contemplada no TR4. Contudo, ao final do primeiro ano de PMBA/Fest-RRDM, o anexo 4 – Praias propôs a incorporação da análise dessa matriz para uma melhor avaliação Geoquímica, visando atender as colocações dos revisores da EKOS Ambiental após a avaliação do Relatório Anual 2019 (RA2019). Assim sendo, no Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM foi realizada a análise de Material Particulado em Suspensão (MPS). Essa análise foi baseada na quantificação de MPS, em mg/L, e nas concentrações dos elementos químicos no MPS. Maiores detalhes sobre a incorporação dessas análises podem ser encontrados no *Material Suplementar A4PS1*.

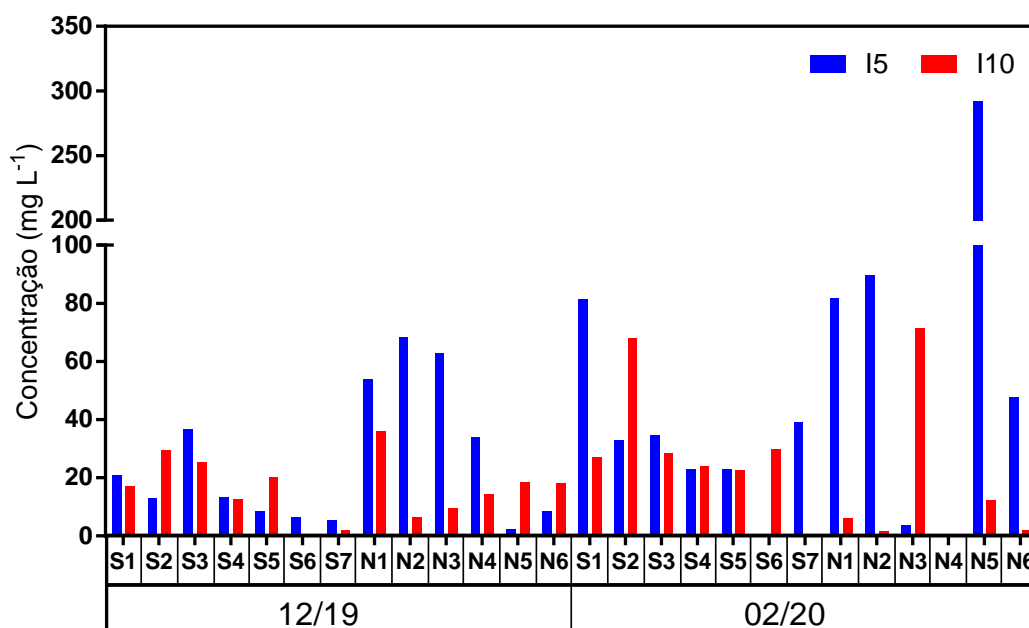
Além disso, dados obtidos pelo Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimentos (PMQQS) também foram usados, dentro do possível, para auxiliar na discussão do indicador Geoquímico.

#### - Concentração de MPS

Estudos sobre a dinâmica dos sedimentos nas plataformas continentais têm mostrado que o transporte de material particulado em suspensão (MPS) nos rios é a principal fonte de sedimentos para o oceano (Chakrapani, 2005). Registros de longo prazo de fluxos de rios e cargas de MPS fornecem informações importantes que podem ser usadas para detectar mudanças temporais e espaciais no ambiente (Zhao *et al.*, 2014; Gao *et al.*, 2015).

Foram avaliadas as concentrações do material particulado em suspensão ao longo do perfil praiial submerso, ou seja, nas isóbatas de 5 e 10 m, em duas campanhas amostrais (dezembro de 2019 e fevereiro de 2020). As concentrações obtidas estão apresentadas na Figura 36.

Figura 36: Concentração de material particulado em suspensão em mg L<sup>-1</sup> obtida nas isóbatas de 5 e 10 m ao longo das 13 estações amostras nos períodos de janeiro de 2019 e fevereiro de 2020.



Em relação a variabilidade temporal, ambas campanhas foram realizadas na estação chuvosa. Segundo Oliveira e Quaresma (2017), é na estação chuvosa que ocorrem as maiores vazões do Rio Doce, que levam altas cargas de sedimentos e água para o oceano. De acordo com a Figura 36, maiores concentrações de MPS foram obtidas na Campanha 02/20 quando o Rio Doce atingiu a maior cota de inundação dos últimos três anos. Corroborando com esse estudo, Oliveira e Quaresma (2017), investigando a variabilidade temporal da carga de sedimentos em suspensão e vazão do Rio Doce entre os anos de 1990 e 2013, concluíram que nas escalas mensal e sazonal, aproximadamente 94% do suprimento de sedimentos suspensos ocorre durante a estação chuvosa. Além disso, maiores frequências de eventos extremos de inundação foram observadas nos meses de janeiro e dezembro.

Um maior aporte de material em suspensão também predominou nas estações ao norte da desembocadura do Rio Doce, em especial nos pontos amostrais mais rasos, ou seja, nas isóbatas de 5 metros. Esse comportamento é esperado, uma vez que os sedimentos finos advindos do Rio Doce

se distribuem longitudinalmente de sul para norte ao longo da costa (Bittencourt *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2015). Além disso, as isóbatas de 5 m representam um ambiente que sofre maior influência do regime de ondas se comparado às isóbatas de 10 m. Comportamento semelhante foi obtido por Bastos (2015), que encontrou maiores valores de MPS junto ao fundo e ao norte da Foz do Rio Doce.

*- Distribuição espacial dos elementos químicos no material particulado em suspensão (MPS)*

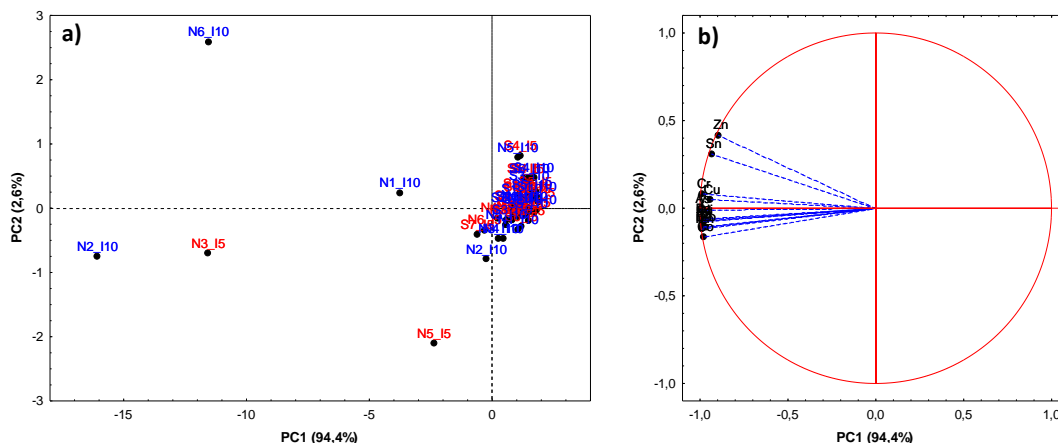
Tendo em vista o rompimento da barragem de Fundão e a elevada carga de MPS que chegou à costa do Espírito Santo por meio do Rio Doce, é importante avaliar além da concentração de MPS, a concentração de elementos químicos no MPS. Essas informações são relevantes uma vez que podem ajudar a explicar variações nas concentrações dos elementos químicos nos sedimentos. Muitas dessas variações são causadas por eventos de ressuspensão que acabam deslocando o sedimento de fundo para a coluna d'água, assim sendo, é possível estimar a concentração elementar desse sedimento que foi revolvido. Nesse sentido, as informações do MPS são fundamentais para compreensão dessa dinâmica. Os valores de concentração dos elementos químicos determinados no MPS estão disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1, Tabela 5*.

Os resultados obtidos serão apresentados de acordo a sequência a seguir:

- (iii) Análise exploratória dos resultados ao longo do perfil transversal das isóbatas de 5 e 10 metros;
- (iv) Análise exploratória dos resultados em função das amostras ao sul e ao norte da desembocadura do Rio Doce;
- (v) Análise exploratória dos resultados em função das campanhas amostrais;
- (vi) Avaliação da distribuição espacial dos elementos químicos no MPS em função das estações amostrais.

O gráfico de escores, ilustrado na Figura 37a mostra que não é possível discriminar as amostras de MPS ao longo do perfil transversal das isóbatas de 5 e 10 metros, simbolizadas pelas cores vermelho e azul, respectivamente. Isso sugere que o MPS esteja muito bem distribuído ao longo dessa zona amostral. No entanto, algumas amostras apresentam comportamento distinto do padrão, sendo elas: duas amostras das isóbatas de 5 metros (N3\_I5 e N5\_I5) (vermelho) e três das isóbatas de 10 metros (N1\_I10, N2\_I10 e N6\_I10) (azul). De acordo o gráfico de pesos (Figura 37b), de forma geral essas amostras apresentam as maiores concentrações de elementos químicos, com destaque para a amostra (N2\_I10) que pertence à estação amostral de Degredo. Além disso, o que chama à atenção é que essas amostras são todas de estações amostrais, que ficam ao norte da desembocadura do Rio Doce. Esses resultados são semelhantes ao que foi reportado por Bastos (2015). Os autores monitoraram a concentração de elementos químicos no MPS ao longo do perfil transversal à costa e em frente a desembocadura do Rio Doce e evidenciaram, que as maiores concentrações estavam nas estações norte (Bastos, 2015). Diante disso, foi investigado se seria possível discriminar as amostras em função das estações amostrais que ficam ao sul e ao norte da desembocadura do Rio Doce.

Figura 37: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das isóbatas de 5 e 10 m; isóbatas de 5 m (vermelho) e isóbatas de 10 m (azul).



A partir da análise da Figura 38a observamos que existe uma tendência para separação das amostras em função das estações amostrais que ficam ao sul e ao norte da desembocadura do Rio Doce, simbolizadas pelas cores vermelho e azul, respectivamente. É possível verificar com mais detalhes na Figura 38b (imagem ampliada do aglomerado de amostra da Figura 38a) que as amostras das estações norte, estão distribuídas ao longo do quadrante positivo da PC1 e do quadrante negativo da PC2. Já as amostras das estações sul, estão localizadas nos quadrantes positivo da PC1 e PC2. A Figura 38c, indica que as amostras das estações norte possuem a maior concentração elementar. Algumas amostras (N2\_I10, N3\_I5 e N1\_I10) em destaque na Figura 38a se sobressaem pelas altas concentrações de elementos químicos, e isso faz muito sentido, pois, as mesmas estão muito próximas a desembocadura do Rio Doce, estando sujeitas a receber alta carga de sedimentos e MPS. As amostras (N5\_I5 e N6\_I10) também merecem destaque, pois, apesar de estarem mais distantes da desembocadura do Rio Doce apresentam concentrações elevadas de elementos químicos, mostrando que a carga de MPS sofre forte influência da deriva litorânea e dos ventos (Bittencourt *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2015; Trombetta *et al.*, 2020). Isso é uma forte evidência que o MPS se desloca principalmente ao longo da costa norte do Estado do Espírito Santo, atingindo regiões distantes à desembocadura do Rio Doce.

Figure 2 consists of three panels (a, b, c) showing Principal Component Analysis (PCA) results for 16 elements. Panel (a) is a PCA plot of the 16 elements, showing PC1 (94.4%) on the x-axis and PC2 (2.6%) on the y-axis. The elements are labeled with their chemical symbols and oxidation states (e.g., N6\_I10, N2\_I10, N3\_I5, N1\_I10, N5\_I5, N4\_I5, N3\_I5, N2\_I5, N1\_I5, N6\_I5, N3\_I10, N4\_I10, N5\_I10, N2\_I10, N1\_I10). Panel (b) is a PCA plot of the 16 elements, showing PC1 (94.4%) on the x-axis and PC2 (2.6%) on the y-axis. The elements are labeled with their chemical symbols and oxidation states (e.g., N6\_I10, N2\_I10, N3\_I5, N1\_I10, N5\_I5, N4\_I5, N3\_I5, N2\_I5, N1\_I5, N6\_I5, N3\_I10, N4\_I10, N5\_I10, N2\_I10, N1\_I10). Panel (c) is a PCA plot of the 16 elements, showing PC1 (94.4%) on the x-axis and PC2 (2.6%) on the y-axis. The elements are labeled with their chemical symbols and oxidation states (e.g., N6\_I10, N2\_I10, N3\_I5, N1\_I10, N5\_I5, N4\_I5, N3\_I5, N2\_I5, N1\_I5, N6\_I5, N3\_I10, N4\_I10, N5\_I10, N2\_I10, N1\_I10).

Diante do exposto, foi avaliada a influência temporal sobre a concentração dos elementos químicos no MPS. Para o MPS foram realizadas duas campanhas (12/19 e 02/20) durante o período chuvoso. Destacamos, que nos referidos meses as cotas de inundação da Bacia do Rio Doce foram as maiores

dos últimos anos. Eventos desse tipo aumentam consideravelmente a carga de MPS ao longo da costa do Espírito Santo, e consequentemente elevam as concentrações de elementos químicos (Bastos, 2015).

A Figura 39a apresenta uma tendência para separação das amostras em função das campanhas amostrais de (12/19 e 02/20), simbolizadas pelas cores vermelho e azul, respectivamente. A Figura 39b (imagem ampliada do aglomerado de amostra da Figura 39a) sinaliza que de forma geral as amostras da campanha de (12/19), tendem a ter maiores concentrações de elementos químicos, como pode ser verificado no gráfico de pesos (Figura 39c). Algumas amostras da campanha de (02/20), apresentam um comportamento diferente da tendência do agrupamento geral das amostras. Essas amostras (N1\_I10, N2\_I10, N3\_I5 e N6\_I10) são as que possuem as maiores concentrações elementar. De acordo dados hidrológicos para as campanhas amostrais referidas, a maior vazão do Rio Doce aconteceu durante a campanha de (02/20), assim, esperava-se que de forma geral altas concentrações dos elementos químicos para essa campanha, e de fato isso ocorreu, mas apenas para algumas amostras (N1\_I10, N2\_I10, N3\_I5 e N6\_I10). Apesar de uma menor vazão do Rio Doce durante a campanha de (12/19), a tendência as maiores concentrações nessas amostras podem ser justificadas pela influência de ressuspensão de sedimentos, que provavelmente ocorreu devido a eventos de onda.

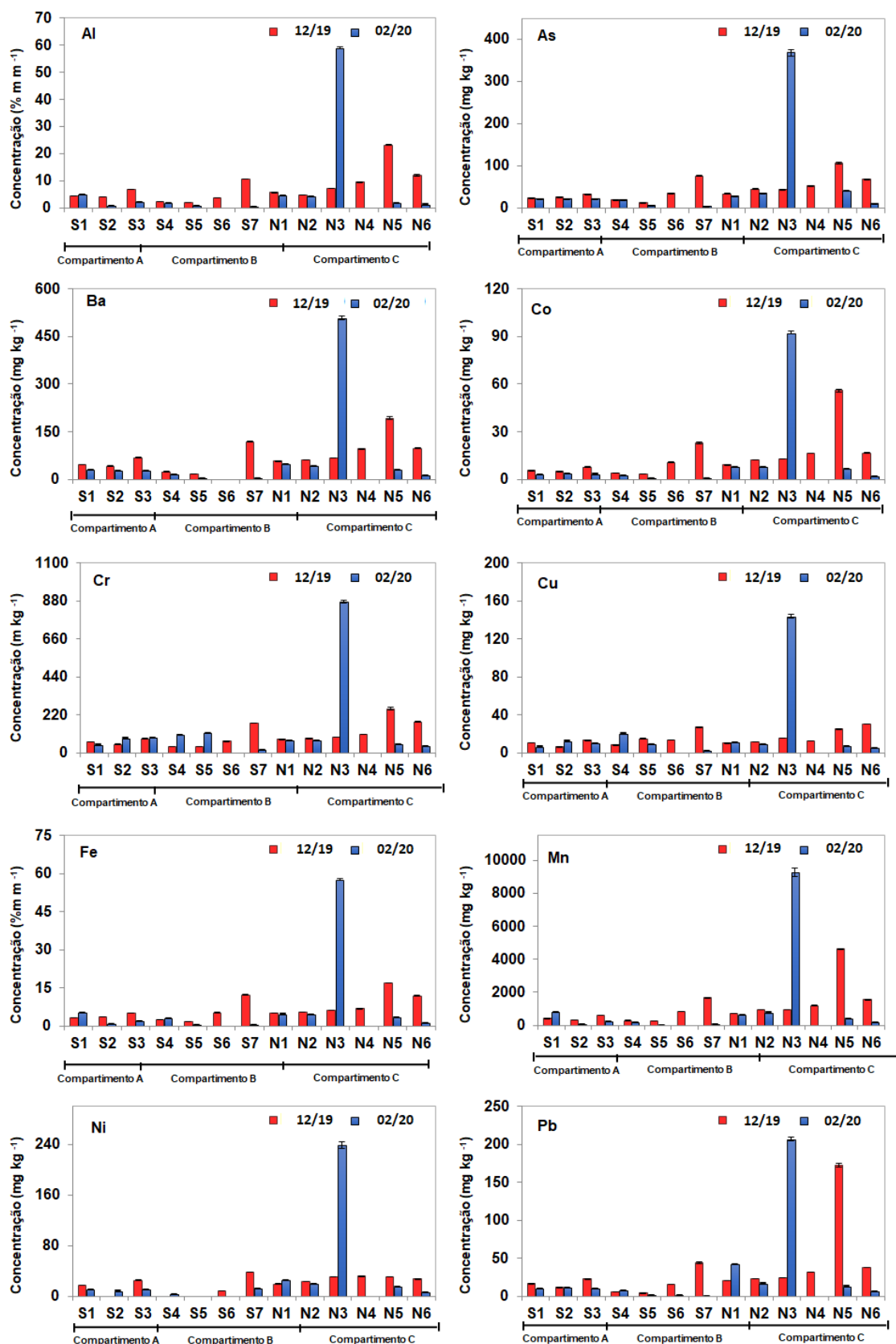
A seguir apresentaremos os resultados da distribuição espacial dos elementos químicos no MPS ao longo da costa do Espírito Santo. A Figura 40 e a Figura 41 apresentam a distribuição espacial para Al, As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn nas isóbatas de 5 e 10 m, respectivamente. É possível verificar que as isóbatas de 5 m (Figura 40) das estações S4 e S5 de forma geral apresentam as menores concentrações de elementos químicos, que pode ser justificado uma vez que essas estações estão localizadas ao sul e um pouco mais distantes da desembocadura do Rio Doce, sendo que a carga de MPS proveniente do mesmo tende a se deslocar no sentido norte. No entanto, deveríamos esperar o mesmo comportamento para as amostras do Compartimento A (S1, S2 e S3), ou seja, uma concentração menor em relação as amostras S4 e S5, contudo isso não é observado. Uma possível explicação para essa maior concentração nas amostras S1, S2 e S3, em relação às amostras S4 e S5, pode ser justificada pela influência do Rio Piraquê-Açu que tem a sua desembocadura localizada no Compartimento A e contribui com uma carga de MPS nessas estações, elevando o nível de elementos químicos (Costa *et al.*, 2015). Outro fator que contribui com a carga de MPS está relacionado com o sedimento de fundo, que em situações de eventos de onda podem ser revolvidos e deslocados para coluna d'água (Oliveira e Quaresma, 2017).

Como mencionado anteriormente houve eventos de ressuspensão durante a campanha de (12/19), no entanto, de acordo dados morfodinâmicos o sedimento encontrado nas estações S4 e S5 é formado basicamente por areia (variando de 73-99%), e em casos de ressuspensão não contribuiria significativamente com a carga de MPS o que pode justificar a menor concentração elementar nas estações referidas.



Ambiente Costeiro- RA2020 – PMBA/Fest-RRDM

Figura 40: Distribuição espacial dos elementos químicos no MPS coletado nas isóbatas de 5 m ao longo das estações amostrais: campanha de 12/19 (vermelho) e campanha de 02/20 (azul).



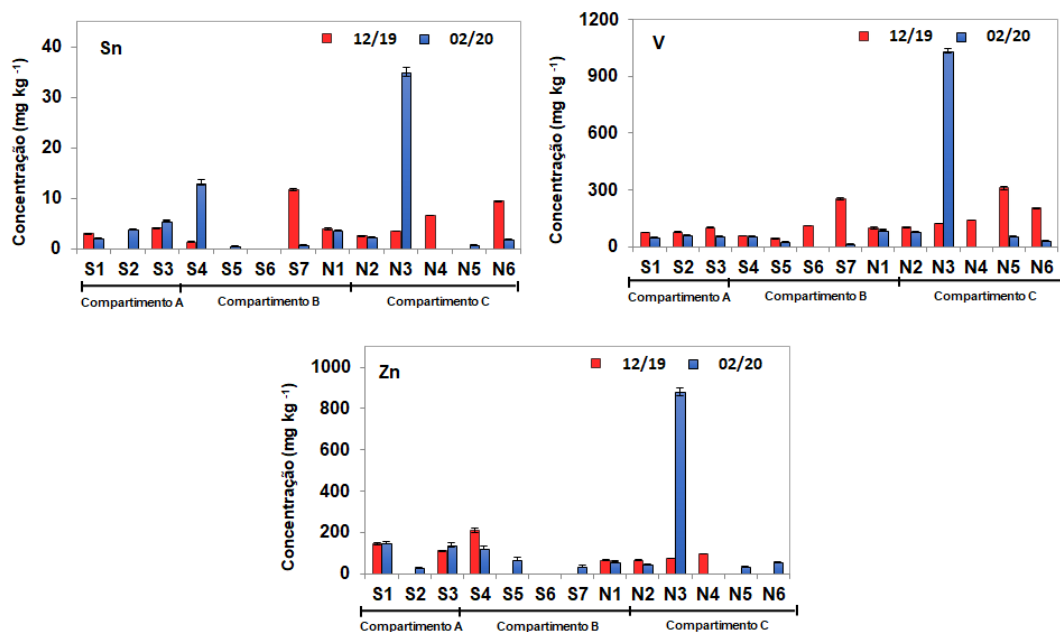
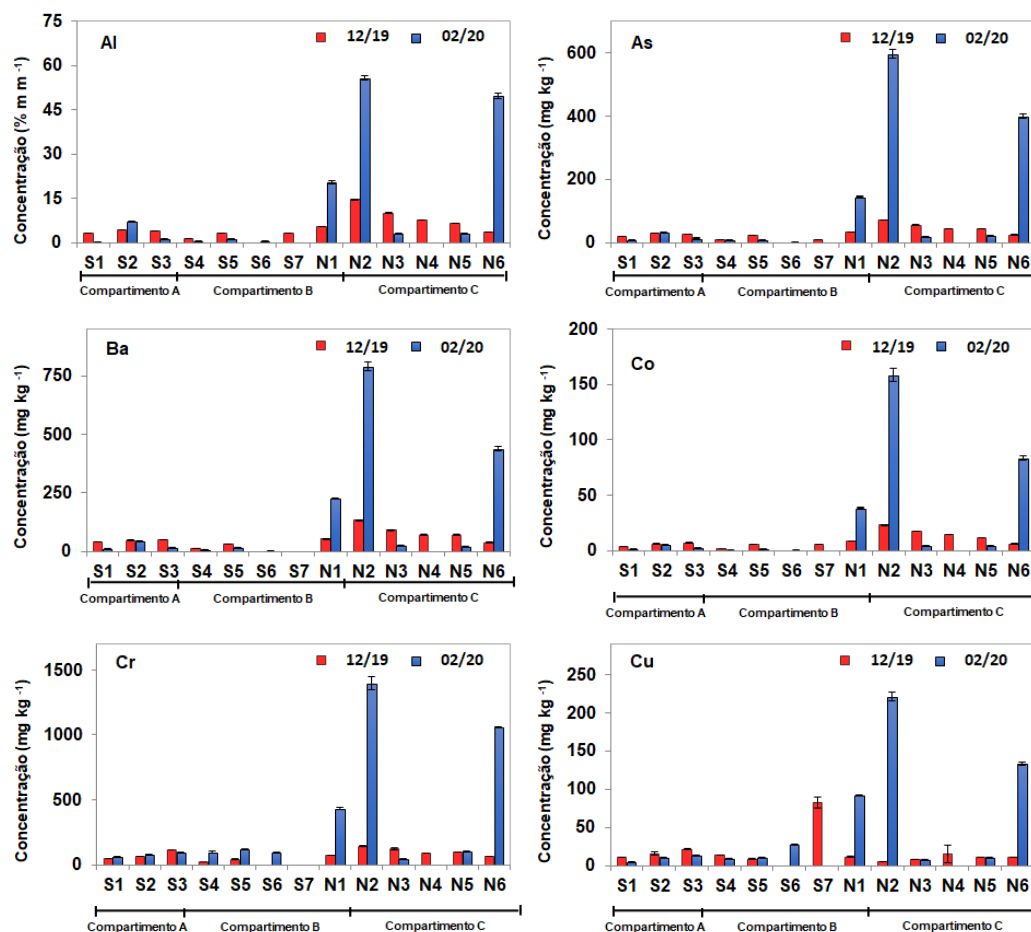
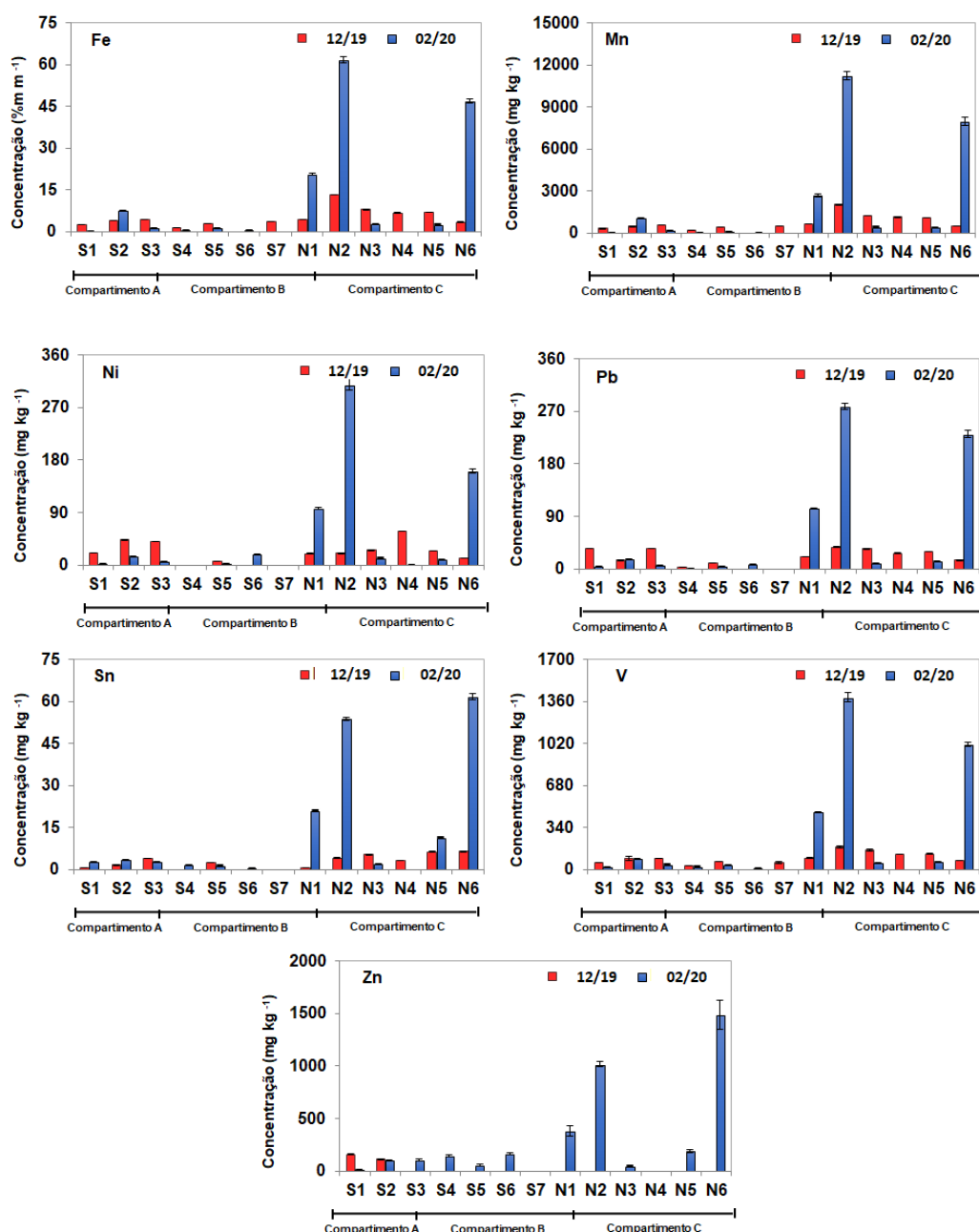


Figura 41: Distribuição espacial dos elementos químicos no MPS coletado nas isóbatas de 10 m ao longo das estações amostrais: campanha de 12/19 (vermelho) e campanha de 02/20 (azul).





Para a isóbata de 10 m as estações N1, N2 e N6 apresentam altas concentrações de elementos químicos para a campanha de (02/20) como pode ser visto na Figura 41. A sugestão para esses altos valores também reside em possíveis eventos pontuais de ressuspensão nos pontos de amostragem. Uma observação que merece destaque são as elevadas concentrações na estação N6. Essa estação foi adicionada no segundo ano do PMBA/Fest-RRDM, a fim de avaliar qual o alcance da carga de sedimento e MPS provenientes do Rio Doce. Os resultados encontrados para a estação N6 reforçam a necessidade de continuidade de monitoramento, uma vez que eles indicam que essa nova estação amostral está potencialmente sobre ação do Rio Doce.

#### 1.1.3.2.6 Avaliação dos Dados do PMQQS

Devido à ausência de análises de água no escopo do Anexo 4 – Praias, foi feita uma avaliação dos dados obtidos para água pelo Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimentos (PMQQS). Assim, foram usados dados do PMQQS obtidos para algumas coletas realizadas em datas e localidades próximas às coletas realizadas pelo PMBA/Fest-RRDM. Embora as coletas não tenham sido realizadas sobre as mesmas condições meteorológicas, ocorrendo em diferentes ocasiões e coordenadas geográficas, buscou-se relacionar as concentrações dos elementos determinados nas amostras de sedimento coletadas nas isóbatas de 10 m pelo PMBA/Fest-RRDM – Anexo 4 Geoquímica com os dados determinados nas amostras de água coletadas pelo PMQQS nas isóbatas de 10 m. Esse estudo abordou apenas as coletas realizadas em 09/18, 12/18 e 07-08/19, únicas que apresentaram sobreposição entre os dois programas.

Considerando somente as amostras de água coletadas a 15 cm abaixo da superfície do mar (P15), observou-se na coleta de 12/18 que os elementos Mn e Al determinados nos sedimentos apresentaram coeficiente de correlação ( $R^2$ ) superior a 0,5 ao relacioná-los com esses mesmos elementos totais nas águas, inferindo que, dependendo das condições físico-químicas da água, os elementos contidos nos sedimentos poderão sofrer maiores solubilizações, ficando mais disponíveis em locais cujos sedimentos apresentam maiores concentrações dos elementos. O mesmo comportamento foi obtido para o Mn na coleta de 07-08/19.

Já para o As dissolvido nas amostras de água da coleta de 12/18, tanto para P15 quanto para P50 (água coletada a 50cm acima do sedimento de fundo), foi verificada uma tendência negativa ( $R^2 > 0,5$ ) em relação a concentração do As encontrado nas amostras de sedimento, o que pode ser justificado pela alta transferência de As dos sedimentos para as águas.

Outras relações não foram encontradas, provavelmente devido as coletas das amostras de água pelo PMMQS terem sido realizadas em dias e em coordenadas geográficas diferentes das coletas das amostras de sedimento realizadas pelo PMBA/Fest-RRDM. O que reforça a importância de realizar amostragem e análise de água no âmbito do Anexo 4 – Praias do PMBA/Fest-RRDM.

#### 1.1.3.2.7 Síntese dos Indicadores Geoquímicos

A concentração elementar avaliada na praia e antepraia das 13 estações amostrais foi usada para indicar a possível sobrecarga de elementos químicos, decorrente da chegada de rejeitos de mineração após o rompimento da barragem de Fundão, na costa do Espírito Santo.

As praias do Compartimento A, devido às características morfodinâmicas e sedimentológicas, apresentaram maiores concentração de elementos traço na porção emersa do perfil praial. Os elementos que se destacaram nesse compartimento foram As, Mn, Ni e Pb, que podem estar associados a fontes naturais (Formação Barreiras), porém fontes antropogênicas locais e, eventualmente, provenientes do Rio Doce, não devem ser descartadas.



O sedimento das isóbatas de 5 e 10 m de todas as estações do foi o que apresentou as maiores concentrações dos elementos químicos, devido às características morfodinâmicas. Nessas subestações, o Compartimento C e B (estações S6 e S7) foram os que apresentaram as maiores concentrações e, conseqüentemente, sendo os mais impactados pelo aporte fluvial do Rio Doce. Os elementos que devem ser destacados são Al, As, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb, muitos diretamente relacionados ao rejeito de mineração. O Compartimento A, embora mais distante da desembocadura do Rio Doce, teve um aumento da concentração dos elementos químicos associados a períodos de maior vazão do Rio Doce, permitindo inferir que nessas condições, pode ocorrer a chegada de sedimentos enriquecidos com elementos químicos nesse compartimento. Os resultados obtidos para o sedimento, foram reforçados quando análise de MPS foi realizada.

Quando a biodisponibilidade dos elementos foi avaliada, os elementos Al, Fe e Mn apresentaram uma maior labilidade, o que pode indicar um aporte mais recente desses elementos.

Ao avaliar alguns índices de contaminação, valores de arsênio estiveram acima de TEL e PEL, inclusive, em algumas campanhas amostrais nas amostras, principalmente, do Compartimento C. Níquel e cromo também estiveram acima de TEL no Compartimento C. Elementos como manganês, cobalto e vanádio que não tem valores de TEL e PEL estabelecidos, apresentaram valores acima do AET, indicando uma possível contaminação do local.

#### 1.1.3.3 Aspectos da Comunidade Bentônica

Devido às modificações do TR4 inseridas ao longo do monitoramento, alguns esclarecimentos se fazem necessários. No primeiro ano de monitoramento foram realizadas duas campanhas de amostragens da fauna bentônica apenas na praia emersa, que ocorreram em setembro (período seco) e dezembro de 2018 (período chuvoso). Essas campanhas ocorreram concomitantemente com as amostragens dos dados abióticos levantados pelas equipes da morfodinâmica e geoquímica. No entanto, as amostragens de bentos foram sazonais e as amostragens da morfodinâmica e geoquímica foram trimestrais (Set/18, Dez/18, Abr/19 e Jul/19). Dessa forma, ao final do primeiro ano do PMBA/Fest-RRDM, já com a continuidade prevista a partir de outubro de 2019, foi realizada uma terceira campanha de bentos em agosto de 2019 (período seco) para manter a periodicidade, sem a alteração da malha amostral. Para a continuidade, foram inseridas amostragens da fauna bentônica na praia submersa (isóbatas de 5 e 10 m), que ocorreram em dezembro de 2019 (período chuvoso) e fevereiro de 2020 (campanha de evento), juntamente com as demais amostragens do Anexo Praias.

Dada a intensa dinâmica presente em praias arenosas, os organismos que habitam esses ambientes exibem diversas adaptações que os diferem de outros organismos presentes em outros ambientes marinhos (McLachlan e Defeo, 2018). Na parte emersa (região de entremarés), as praias proporcionam habitats para diversos organismos (Defeo *et al.*, 2009), sendo habitada principalmente por crustáceos, moluscos e poliquetas (Harris *et al.*, 2014; McLachlan e Defeo, 2018), além de espécies terrestres. Essa fauna, no entanto, precisa se adaptar ao intenso stress físico causado pela ação das ondas e das

marés, variação de temperatura, salinidade e regime dos ventos (McLachlan, 1983; McLachlan e Defeo, 2018). Consequentemente, essa fauna é caracterizada como uma comunidade com baixa diversidade biológica, reduzida riqueza e elevada dominância numérica de poucas espécies, quando comparada com a fauna de regiões submersas (McLachlan, 1983). Por outro lado, nas regiões submersas ocorre uma maior estabilidade dos parâmetros físicos (ex. temperatura, salinidade) do ambiente o que permite a presença de uma maior diversidade (Gray, 2009). Além dos fatores físicos, nessa região fatores biológicos também estruturam as comunidades bentônicas, como resultado da disponibilidade e busca por alimentos, efeitos da reprodução na dispersão e assentamento, modos de locomoção, padrões de agregação, competição intra- e interespecífica e os efeitos da predação (Knox, 2000).

Por esses motivos, aliado às diferenças metodológicas de coletas das amostras na parte emersa e submersa, os resultados obtidos foram analisados separados e serão apresentados também de forma separada.

#### 1.1.3.3.1 Fauna Bentônica de Praias Emersas

##### - Macrofauna

A macrofauna foi composta por um total de 4.927 indivíduos distribuídos em 110 táxons. De maneira geral, Oligochaeta (49%), o crustáceo *Excirolana braziliensis* (12%) e Nemertea (11%) foram os táxons mais abundantes durante os dois anos de monitoramento, seguidos pelos poliquetas *Hemipodia simplex* (7%) e *Scolecopsis* spp. (7%). Os demais 105 táxons contribuíram com 14% da macrofauna (ver tabela de distribuição da macrofauna das praias emersas no *Material Suplementar A4PB1*).

O filo Annelida é um dos mais abundantes em ambientes marinhos, sendo composto principalmente pela classe Polychaeta e subclasse Oligochaeta. Apesar dos oligoquetas serem mais comumente encontrados na meiofauna, também podem ocorrer na macrofauna, (McLachlan e Brown, 2006) e, em alta abundância, possuem importante papel ecológico nas regiões entremarés. Segundo Giere (1975), a importância numérica e o papel que exercem na produtividade secundária é comparável aos de outros grupos da macro e meiofauna. Já os poliquetas, é amplamente conhecida a sua vasta importância ecológica, pois além de apresentarem alta abundância e diversidade (Rosli *et al.*, 2016), devido à variedade de hábitos de vida, alimentares e morfologia (Giangrande *et al.*, 2005; Eklof, 2010), participam de forma ativa da cadeia alimentar, ocupando diversos nichos (Chandra *et al.*, 2008), podendo ser utilizados como bioindicadores ambientais (Andrade e Renaud, 2011; Giangrande *et al.*, 2017). A dominância numérica de poliquetas também é conhecida em diversas praias do litoral do Brasil (Borzzone e Souza, 1997; Omena e Amaral, 1997 e 2003; Barros *et al.*, 2001; Sola e Paiva, 2001; Martin, 2007).

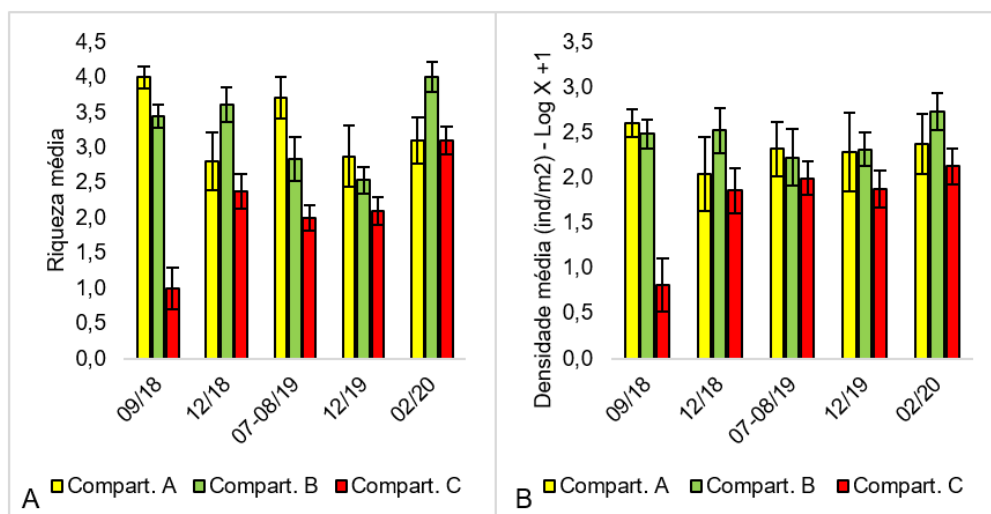
*Excirolana braziliensis* constitui uma das mais onipresentes espécies ao longo de praias arenosas das Américas (Dexter, 1977). Isópodes como, *E. braziliensis* possuem reprodução contínua e crescimento rápido sem dispersão larval, uma vez que os jovens eclodem como pré-juvenis, ocupando diretamente o habitat parental (Klapow, 1970). Esses animais ocorrem na faixa mediana e superior de região

entremarés, onde ficam protegidos da dessecação (Weinberg e Starczak, 1988), o que corrobora com a dominância nessa faixa encontrada no presente monitoramento. Já os Nemertea são mais comuns em praias de baixas latitudes. Além disso, costumam ser dominantes em areias com diâmetro inferior a 300  $\mu\text{m}$  (Defeo e McLachlan, 2005; McLachlan e Brown, 2006).

Entre os descritores ecológicos analisados, a densidade e a riqueza variaram significativamente entre compartimentos e faixas ( $p < 0,05$ ), mas não entre campanhas, enquanto a diversidade não apresentou diferenças significativas. Todos os resultados das análises de variâncias (ANOVAs) estão apresentadas no *Material Suplementar A4PBS1*.

Quanto aos compartimentos, tanto a riqueza quanto a densidade foram significativamente menores no Compartimento C do que nos demais (Figura 42). De acordo com a literatura, praias dissipativas apresentam maior diversidade, abundância e biomassa da macrofauna do que as praias refletivas (Defeo *et al.*, 1992, Jaramillo e McLachlan 1993, Brazeiro, 1999; McLachlan e Dorvlo, 2005). Como já visto, as praias do Compartimento C possuem características mais dissipativas e é onde os processos costeiros favorecem a deposição dos sedimentos provenientes do Rio Doce, a partir da deriva litorânea sentido norte (Oliveira *et al.*, 2015). Dessa forma, esses menores valores encontrados nesse compartimento sugerem que essa área é afetada pelos rejeitos da barragem.

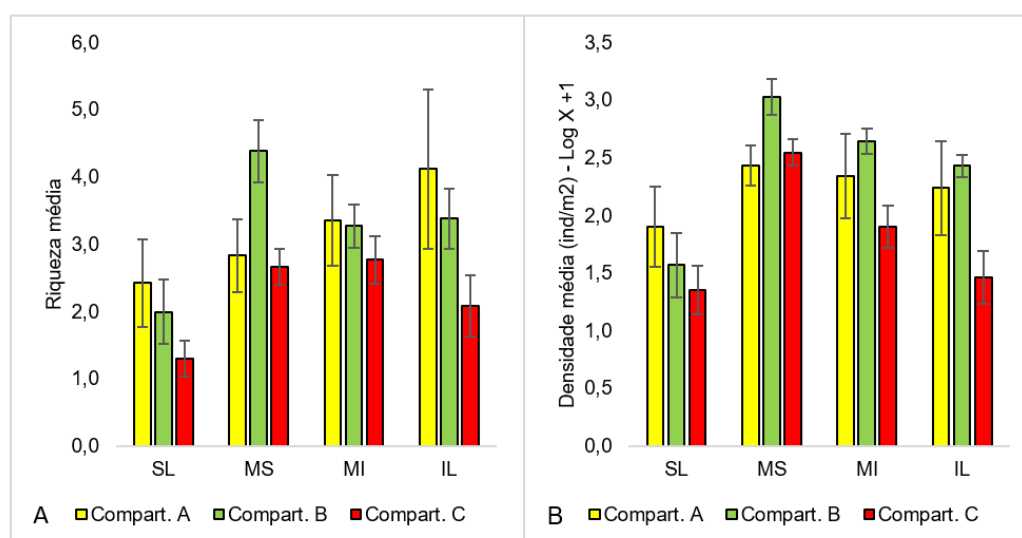
Figura 42: Parâmetros de diversidade da macrofauna bentônica de praias emersas entre compartimentos e campanha. (A) Riqueza média, B) Densidade média.



Entre faixas das praias, ao longo do monitoramento o mesolitoral superior apresentou os maiores valores significativos de riqueza e densidade, enquanto que os menores valores foram encontrados no supralitoral (Figura 43). Devido às modificações abruptas nas condições ambientais do entremarés de praias arenosas, as comunidades bentônicas geralmente apresentam estruturas espaciais distintas (Schlacher e Thompson, 2013; McLachlan e Defeo, 2018). O esperado é que a riqueza e a densidade da macrofauna aumentem da linha da maré alta para a linha da maré baixa (Degraer *et al.* 2003). Entretanto, em praias com intensa hidrodinâmica (ex. refletivas), a macrofauna pode se concentrar em

regiões mais superiores da praia em resposta à essa dinâmica e, provavelmente, serem menos tolerantes para habitar a zona de *swash* muito severa, na qual as ondas quebram diretamente na face íngreme da praia (McLachlan e Defeo, 2018). No entanto, nas praias estudadas não houve interação das faixas entre os compartimentos, demonstrando que em qualquer tipo de praia, mesmo no Compartimento C, com praias mais dissipativas, a macrofauna tendeu a ser mais abundante e com maior riqueza no mesolitoral superior. Por sua vez, os menores valores encontrados na região do supralitoral está de acordo com a literatura, visto que essa zona possui ampla variação de temperatura e baixa umidade, que promove a dessecação dos animais (McLachlan e Turner, 1994).

Figura 43: Parâmetros de diversidade da macrofauna bentônica de praias emersas entre as faixas das praias. A) Riqueza média e B) Densidade média. SL-Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI - Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral.



A partir da análise multivariada da comunidade macrobentônica, as análises de ordenação nMDS mostraram agrupamentos entre os compartimentos, mas não entre as campanhas (Figura 44). Esses resultados foram confirmados pela análise ANOSIM, onde todos os compartimentos diferem entre si ( $R_{(global)} = 0,304$ ;  $p = 0,001$ ), e as campanhas se mostraram similares ( $R_{(global)} = 0,028$ ;  $p = 0,179$ ). A análise de SIMPER indicou que as diferenças entre os compartimentos ocorreram devido, principalmente, às variações nas densidades de *Oligochaeta* e de diferentes táxons presentes em cada compartimento (Tabela 2).

Entre os grupos chave da macrofauna, a densidade de *Oligochaeta* apresentou diferenças significativas entre compartimentos e faixas das praias. As maiores densidades foram registradas nos Compartimentos A e B ( $p = 0,004$ ) (Figura 45A) e nas faixas do mesolitoral superior (MS) e supralitoral (SL) do que nas demais faixas, que não diferiram entre si (Figura 45B) ( $p = 0,0001$ ). Não foram encontradas diferenças significativas entre as campanhas ( $p > 0,05$ ).

Figura 44: Análise multivariada de ordenação (nMDS) da macrofauna bentônica de praias emersas entre A) os Compartimentos A, B e C e B) as campanhas de monitoramento. Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.

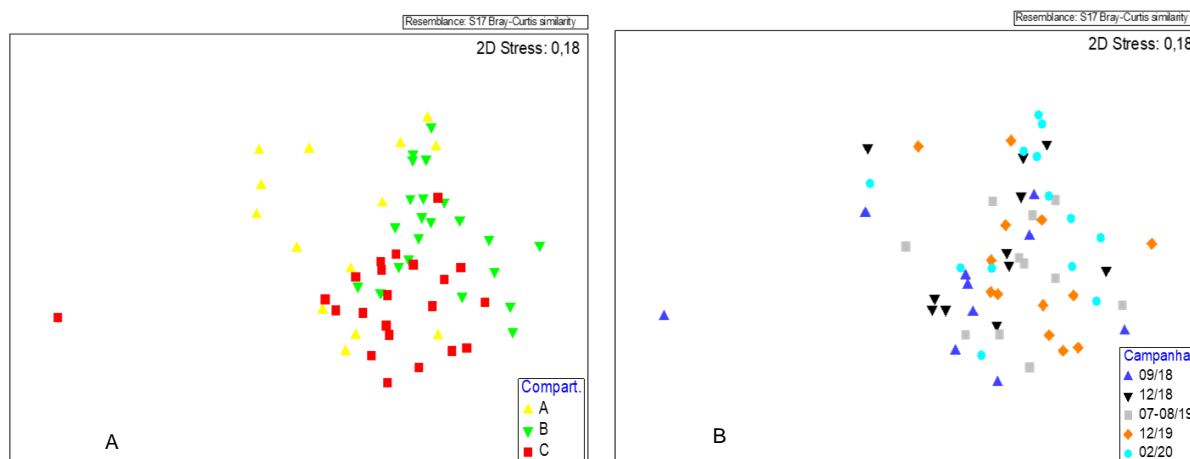


Tabela 2: Resultado da análise de similaridade ANOSIM e análise de classificação SIMPER da Macrofauna de praias emersas entre os compartimentos e as campanhas, com corte acima de 70%.

| COMPARTIMENTOS | R     | P      | Táxon                          | % Acumulativo |
|----------------|-------|--------|--------------------------------|---------------|
| A x B          | 0,377 | 0.001* | Oligochaeta                    | 36,22         |
|                |       |        | Nemertea                       | 49,43         |
|                |       |        | <i>Scolecipis spp.</i>         | 61,52         |
|                |       |        | <i>Excirolana braziliensis</i> | 70,97         |
| A x C          | 0,302 | 0.002* | Oligochaeta                    | 29,48         |
|                |       |        | <i>Scolecipis spp.</i>         | 45,82         |
|                |       |        | <i>Excirolana braziliensis</i> | 59,81         |
|                |       |        | <i>Hemipodia simplex</i>       | 64,34         |
|                |       |        | <i>Pisionidens indica</i>      | 68,39         |
|                |       |        | <i>Puelche sp.1</i>            | 72,04         |
| B x C          | 0,276 | 0.001* | Oligochaeta                    | 33,82         |
|                |       |        | Nemertea                       | 53,44         |
|                |       |        | <i>Excirolana braziliensis</i> | 70,93         |

De acordo com Locy, (1981), as oligoquetas infaunais habitam principalmente o supralitoral, podendo ser encontrados em grandes números. A ocorrência de Oligochaeta na zona entremarés é muito dependente da estrutura do sedimento, como demonstrado por Lassère (1967) e Giere (1970, 1971) para as várias espécies do meio e da macrofauna. Essas diferenças na distribuição referem-se às adaptações fisiológicas à salinidade, temperatura e regime de oxigênio (Lassère, 1970,1971).

O crustáceo Amphipoda manteve as diferenças significativa apenas entre os compartimentos ( $p < 0,0001$ ) (Figura 46), com o Compartimento A apresentando as maiores densidades do que o B e C. Para as faixas das praias e campanhas não foram registradas variações significativa ( $p > 0,05$ ).

Figura 45: A) Densidade média (ind/m<sup>2</sup> - LogX+1) de Oligochaeta de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas (09/18 – período seco; 12/18 – período chuvoso; 07-08/19 – período seco; 11/19 – período chuvoso; 02/20 – evento); B) Densidade média (ind/m<sup>2</sup> - LogX+1) de Oligochaeta nas diferentes faixas de praias emersas em todos os compartimentos. SL – supralitoral; MS – mesolitoral superior; MI – mesolitoral inferior; IL - infralitoral.

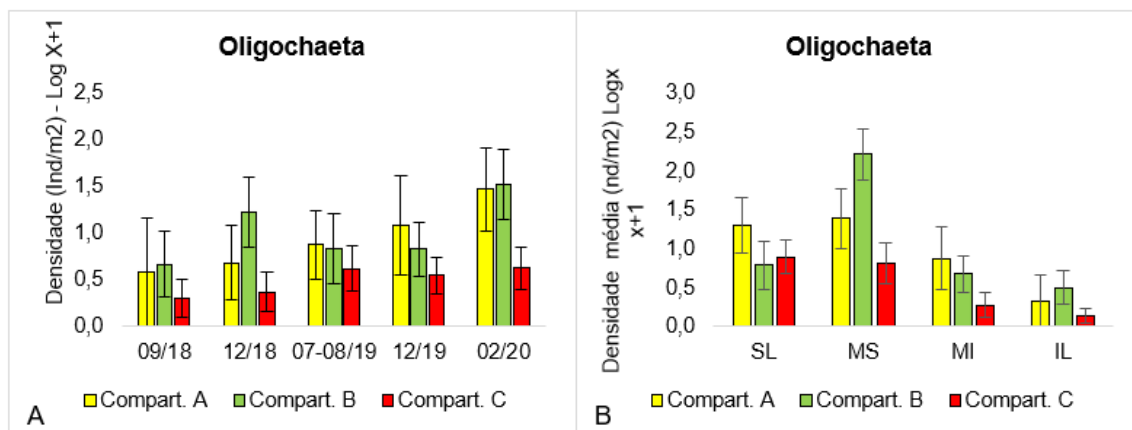
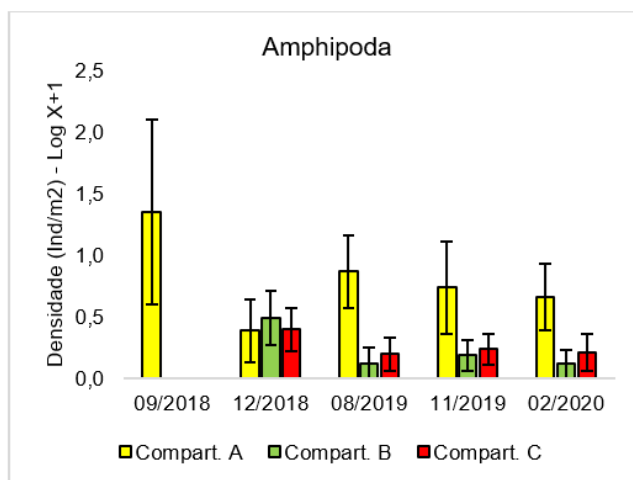


Figura 46: Densidade média (ind/m<sup>2</sup>-LogX+1) de Amphipoda de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas (09/18 – período seco; 12/18 – período chuvoso; 07-08/19 – período seco; 11/19 – período chuvoso; 02/20 – evento).



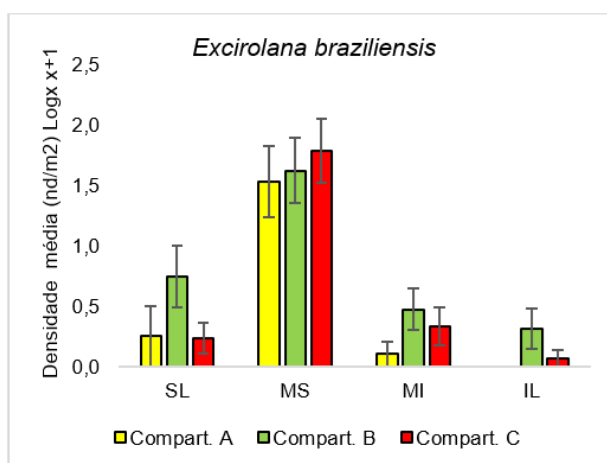
Os peracarídeos são pequenos crustáceos, entre os quais estão os anfípodes, que apresentam importantes funções ecológicas (Borowsky, 1997), podendo influenciar tanto as comunidades de macrofauna, quanto de meiofauna. Sua distribuição é ampla e são organismos extremamente comuns em regiões tropicais, polares e temperadas. Este grupo é considerado um dos mais importantes táxons na comunidade bentônica em relação a diversidade, abundância e biomassa (Bachelet *et al.*, 2003).



Entre os anfípodos mais abundantes registrados nesse monitoramento, as famílias Phoxocephalopsidae (*Puelche* sp.) e Talitriidae dominaram em todos os compartimentos. Esses anfípodos vivem em substrato inconsolidado (Nascimento e Serejo, 2018) sendo encontrados na areia de praias tropicais e temperadas (Cardoso e Veloso, 1996). Ecologicamente, os talitrídeos são os primeiros colonizadores de depósitos frescos de algas nas praias e correspondem a macrofauna consumidora mais importante (Colombini *et al.*, 2000). São considerados bons indicadores (Veloso *et al.*, 2009; Defeo *et al.*, 2009) e são conhecidos por serem sensíveis a poluentes no sedimento; desaparecendo das comunidades bentônicas afetadas pela poluição (Ré *et al.*, 2009; de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2012). A sensibilidade dos anfípodos tem sido relatada por vários autores desde o início dos anos 80 (Bellan-Santini, 1980) e continua sendo discutida (Ré *et al.*, 2009; de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2012).

Os isópodos cirolanídeos do gênero *Excirolana* são notáveis membros de praias arenosas ao redor do mundo, sendo dominante em termos de números (Wendt e McLachlan, 1985; Jaramillo, 1987; Defeo *et al.* 1992; Brazeiro e Defeo, 1996; Veloso e Cardoso, 2001; Lercari *et al.* 2002) e, em alguns casos, biomassa (Wendt e McLachlan, 1985; Defeo *et al.* 1992). *Excirolana braziliensis* constitui um dos mais componentes importantes deste gênero e as mais onipresentes espécies ao longo de praias arenosas das Américas (Dexter, 1977). Ao longo do monitoramento, a densidade do isópoda *Excirolana braziliensis* somente variou entre as faixas de praia, apresentando uma zonação bem definida ao longo das amostragens, com maiores valores de densidade no mesolitoral superior (MS) do que nas demais faixas, que não diferiram entre si ( $p < 0,0001$ ) (Figura 47). Para compartimentos e campanhas não foram obtidas variações significativas ( $p > 0,05$ ).

Figura 47: Densidade média de *E. braziliensis* em diferentes faixas das praias emersas da malha amostral. SL- Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI - Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral.



A dominância de *Excirolana braziliensis* no mesolitoral é confirmada por Dahl (1952), que sugeriu três zonas entremarés definidas em termos da fauna que vive em cada zona. O supralitoral é caracterizado pela presença de crustáceos que respiram fora d'água como anfípodos talitrídeos e decápodes

ocipodídeos, sendo os tipos dominantes. A zona do mesolitoral é caracterizado por isópodes cirolanídeos, como o *Excirolana braziliensis*, embora os anfípodes também possam ser encontrados.

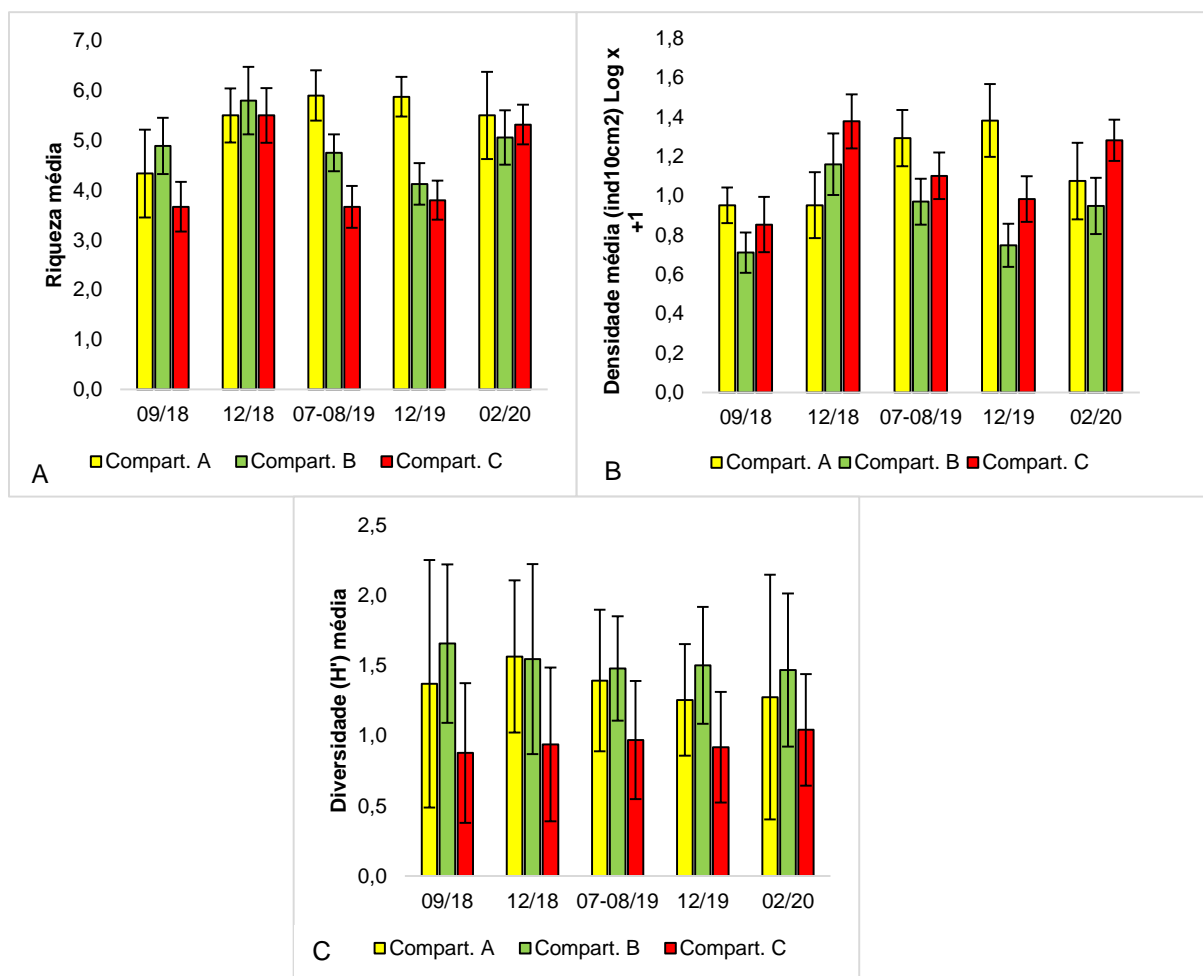
#### - Meiofauna

A meiofauna de praias emersas foi composta por um total de 27.429 indivíduos, pertencentes a 24 grandes grupos. Nematoda (61%) e Copepoda (17%) foram os grupos mais abundantes em todo o estudo, seguidos por Platyhelminthes (5%) e Oligochaeta (5%). Os 12% restantes estiveram distribuídos em 20 grandes grupos (para mais informações, consulte *Material Suplementar A4PB1*).

A meiofauna de ambientes arenosos é geralmente dominada por Nematoda e Copepoda, com a dominância de um grupo sobre o outro dependendo do tamanho do grão (Giere, 2009), embora a presença de Nematoda independa do tamanho e composição do sedimento (Vanaverbeke *et al.*, 2000). Por conta disso, esse táxon geralmente domina a meiofauna, correspondendo com mais de 50% dos indivíduos presentes (Coull, 1988), podendo chegar a mais de 90% de todos os indivíduos presentes em diversas áreas (Giere, 2009). A dominância de Nematoda na comunidade meiobentônica já foi amplamente descrita na literatura podendo ser atribuída à sua tolerância às mais diversas condições ambientais, como teor de umidade, matéria orgânica e granulometria, dentre outros, independente do ecossistema, seja estuarino, litorâneo ou oceânico (Heip *et al.*, 1985; Sajan *et al.*, 2010).

Entre os descritores ecológicos analisados, a densidade e a riqueza variaram significativamente entre compartimentos, faixas e campanhas ( $p < 0,01$ ) (ver resultados das análises no *Material Suplementar A4PB1*). Por sua vez, a diversidade apresentou diferenças significativas apenas entre compartimentos ( $p < 0,00001$ ). A riqueza (Figura 48A) foi maior no Compartimento A, a densidade foi maior nos Compartimentos A e C (Figura 48B) e a diversidade de Shannon-Wiener foi maior nos Compartimentos A e B (Figura 48C). Mantendo resultados semelhantes com o que já foi observado no primeiro ano. Entre as campanhas, maiores valores significativos de densidade e riqueza ocorreram no período chuvoso de 2018 (12/18). A riqueza também foi significativamente mais alta na campanha de evento (02/20). Também foi registrado uma interação entre campanha e compartimento, na qual a campanha 12/18, apresentou uma maior densidade da meiofauna no Compartimento B quando comparado ao Compartimento A.

Figura 48: Parâmetros de diversidade da meiofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade ( $H'$ ) entre compartimentos e campanha.



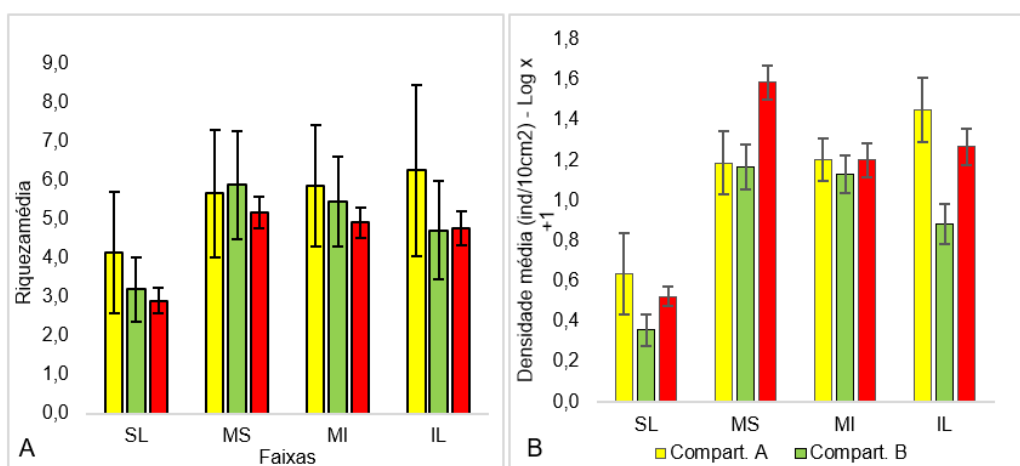
De maneira geral, variações temporais na meiofauna podem ocorrer em curto (ex. variações de acordo com o ciclo de maré), médio (ex. variação diária, mudanças na temperatura do sedimento) e a longo prazo (ex. estações do ano) (McLachlan e Brown, 2006; Giere, 2009). Mudanças sazonais na comunidade meiobentônica em ambientes costeiros tem sido observado em diversos estudos e estão principalmente ligadas às mudanças de temperatura, disponibilidade de alimento e salinidade (Heip *et al.*, 1985; Coull, 1999; Albuquerque *et al.*, 2007; Santos e Venekey, 2017; Baia e Venekey, 2019). Embora essas mudanças sazonais sejam menos visíveis em regiões tropicais (Albuquerque *et al.*, 2007), alguns estudos indicam que o regime de chuvas seja o maior estruturador dessas comunidades nessas regiões (Ingole e Parulekar, 1998; Gomes e Rosa-Filho, 2009; Venekey *et al.*, 2014; Baia e Venekey, 2019). Esse padrão foi visto na comparação entre os períodos amostrados, onde maiores valores dos descritores foram encontrados em campanhas correspondentes ao período chuvoso (12/18 e 02/20 - Evento). Alongi (1990) comentou que em áreas influenciadas por rios, no período chuvoso o aporte de sedimentos trazido pelos rios é intensificado, o que aumenta a quantidade de nutrientes nessas regiões podendo resultar em aumento nas densidades. Padrão similar já foi observado no

primeiro ano de monitoramento (RRDM, 2019, RT 20, Pág. 100), assim como para outras praias no litoral brasileiro (Pinto e Santos, 2006; Baia e Venekey, 2019).

Os menores valores de diversidade de Shannon-Wiener, obtidos no Compartimento C, estão relacionados às maiores densidades e menores riquezas dessa região, mostrando que provavelmente ocorre dominância de poucos táxons nesse compartimento.

Entre faixas, o supralitoral se destaca com os menores valores significativos de riqueza e densidade em todas as campanhas e compartimentos, sendo essa faixa significativamente diferente das demais (Figura 49), porém dentro do esperado visto as condições estressantes do supralitoral.

Figura 49: Parâmetros de diversidade da meiofauna de praias emersas A) Riqueza média e B) Densidade média) entre as faixas das praias. SL-Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI - Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral.



Com relação a estrutura da comunidade meiobentônica, as análises de ordenação nMDS mostraram agrupamentos entre os compartimentos, mas não entre as campanhas (Figura 50). A análise ANOSIM confirmou que os Compartimentos B e C são significativamente diferentes ( $R_{\text{global}} = 0,128$ ;  $p = 0,002$ ), enquanto a campanha 09/18 diferiu das demais ( $R_{\text{global}} = 0,058$ ;  $p = 0,047$ ). A análise SIMPER indicou que variações nas densidades de Nematoda e Copepoda foram responsáveis pela dissimilaridade entre os Compartimentos B e C. As densidades de Nematoda, Copepoda e Platyhelminthes foram os responsáveis pelas diferenças da campanha 09/18 (Tabela 3).

Em relação aos grupos chave, o organismo meiofaunal Copepoda, apresentou diferenças significativas para os compartimentos, com os menores valores registrados no Compartimento C ( $p = 0,0162$ ). Os Copepoda bentônicos são restritos às regiões oxigenadas e tendem a ser encontrados na, ou justamente abaixo, da superfície, mas estendem-se profundamente nas areias e cascalhos (Higgins e Thiel, 1988), mostrando uma preferência por areias grossas de praias expostas (Rao, 1970; Gray e Rieger, 1971; McLachlan, 1977) o que justifica as maiores abundâncias nos Compartimentos A e B. Entre as campanhas, a densidade de Copepoda foi menor na campanha 09/18 do que nas demais.

( $p=0,0002$ ) (Figura 51 Figura 51A). Entre as faixas, Copepoda registra seus menores valores de densidade no SL ( $p=0,0001$ ) (Figura 51B).

Figura 50: Análise multivariada de ordenação nMDS da meiofauna de praias emersas entre os Compartimentos A, B e C de todo o período monitorado. Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.

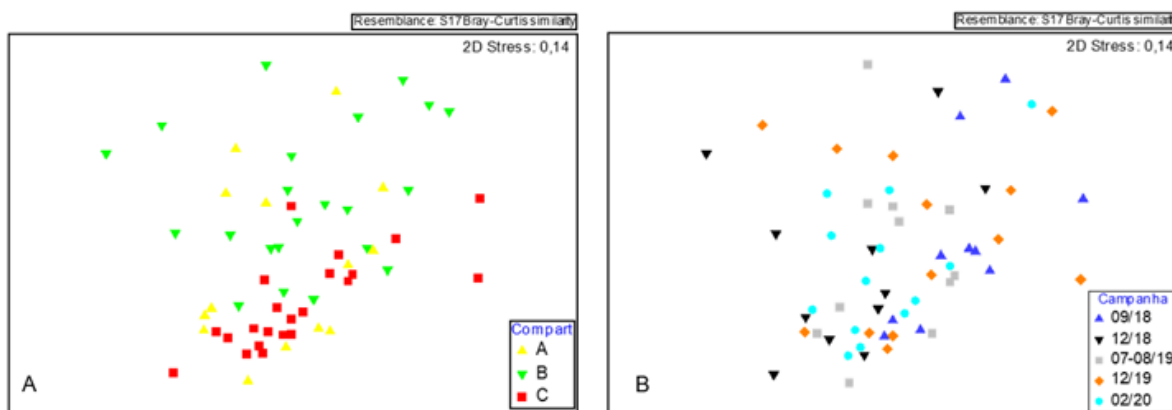
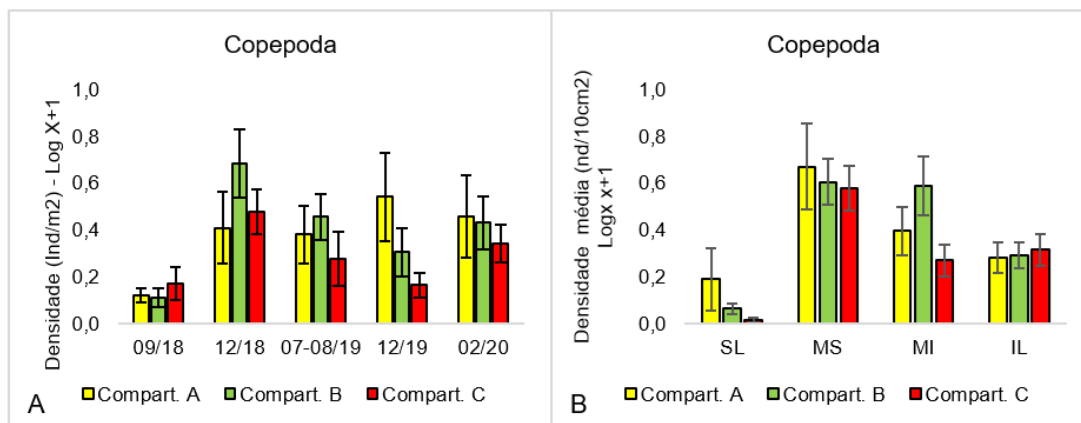


Tabela 3: Resultado da análise de similaridade ANOSIM e análise de classificação SIMPER da Meiofauna de praias emersas com corte acima de 70%, entre os compartimentos e as campanhas.

| Fatores          | R      | <i>p</i> | Média de dissimilaridade | Táxon           | % Acumulativo |
|------------------|--------|----------|--------------------------|-----------------|---------------|
| Compartimentos   |        |          |                          |                 |               |
| A x B            | 0,028  | 0.272    | 65.02                    | Nematoda        | 44,96         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 69            |
|                  |        |          |                          | Oligochaeta     | 74,6          |
| A x C            | 0,079  | 0.104    | 57.26                    | Nematoda        | 57,09         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 74,24         |
| B x C            | 0,227  | 0.001*   | 66.72                    | Nematoda        | 55,41         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 70,83         |
| Campanhas        |        |          |                          |                 |               |
| 09/18 x 12/18    | 0,168  | 0,017*   | 67,22                    | Nematoda        | 50,61         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 73,9          |
| 09/18 x 07-08/19 | 0,139  | 0,028*   | 63,08                    | Nematoda        | 48,98         |
|                  |        |          |                          | Platyhelminthes | 64,11         |
| 09/18 x 12/19    | 0,047  | 0,182    | 65,87                    | Nematoda        | 48,19         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 63,05         |
| 09/18 x 02/20    | 0,233  | 0,007*   | 62,69                    | Nematoda        | 51,54         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 68,74         |
| 12/18 x 07-08/19 | 0,065  | 0,129    | 63,22                    | Nematoda        | 49,28         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 71,19         |
| 12/18 x 12/19    | 0,025  | 0,266    | 67,4                     | Nematoda        | 48,83         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 71,99         |
| 12/18 x 02/20    | 0,044  | 0,186    | 58,91                    | Nematoda        | 49,35         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 72,84         |
| 07-08/19 x 12/19 | -0,049 | 0,811    | 62,17                    | Nematoda        | 50,24         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 66,8          |
| 07-08/19 x 02/20 | -0,018 | 0,547    | 54                       | Nematoda        | 53,06         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 71,12         |
| 12/19 x 02/20    | 0,006  | 0,357    | 60,39                    | Nematoda        | 52,89         |
|                  |        |          |                          | Copepoda        | 71,45         |



Figura 51: A) Densidade média (ind/m<sup>2</sup>-LogX+1) de Amphipoda de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas (09/18 – período seco; 12/18 – período chuvoso; 07-08/19 – período seco; 11/19 – período chuvoso; 02/20 – evento). B) Densidade média de Copepoda em diferentes faixas das praias emersas da malha amostral. SL- Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI – Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral.



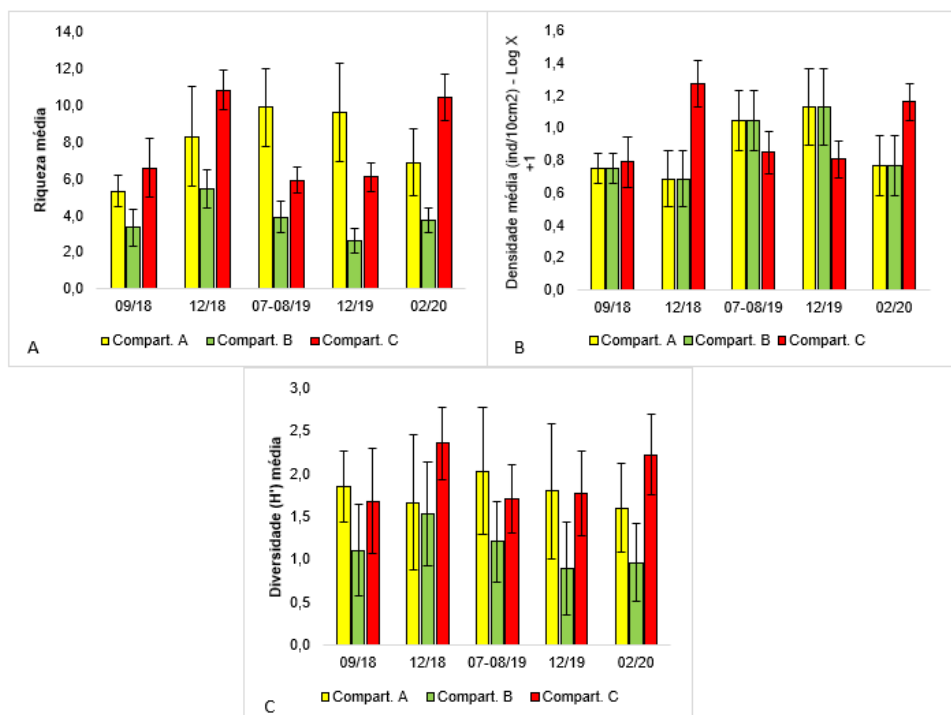
#### - Nematofauna

A nematofauna das praias emersas adjacentes ao Rio Doce, durante todo o período monitorado no PMBA/Fest-RRDM, foi composta por 16.834 indivíduos, sendo identificados 41 famílias e 116 gêneros de Nematoda. As famílias Xyalidae (16 gêneros), Chromadoridae (13 gêneros) e Cyatholaimidae (10 gêneros) foram as mais representativas, enquanto Xyalidae (39%), Desmodoridae (11%) e Axonolaimidae (11%) foram as mais abundantes. *Daptonema* foi o gênero mais abundante, estando presente em todos os compartimentos, representando 21% da nematofauna total, seguido por *Axonolaimus* (10%), *Enoplolaimus* (8%) e *Omicronema* (6%). Os demais 112 táxons contribuíram com menos de 6% cada um.

O gênero *Daptonema* (família Xyalidae) é comumente citado como o gênero mais encontrado em praias arenosas ao redor do mundo (Heip *et al.*, 1985; Nicholas e Hodda, 1999, Lee e Riveros, 2012). Já *Axonolaimus* tem preferência por praias de areia fina, visto que são fisicamente menos perturbadas, mais ricas em matéria orgânica, microfitobentos e biomassa (Moens e Vincx 1997; Gheskiery *et al.* 2005; Maria *et al.* 2012), enquanto que *Enoplolaimus* são abundantes em praias com areias grossas (Moens *et al.* 2013), sendo típico predador marinho/água salobra (Moens e Vincx, 1997).

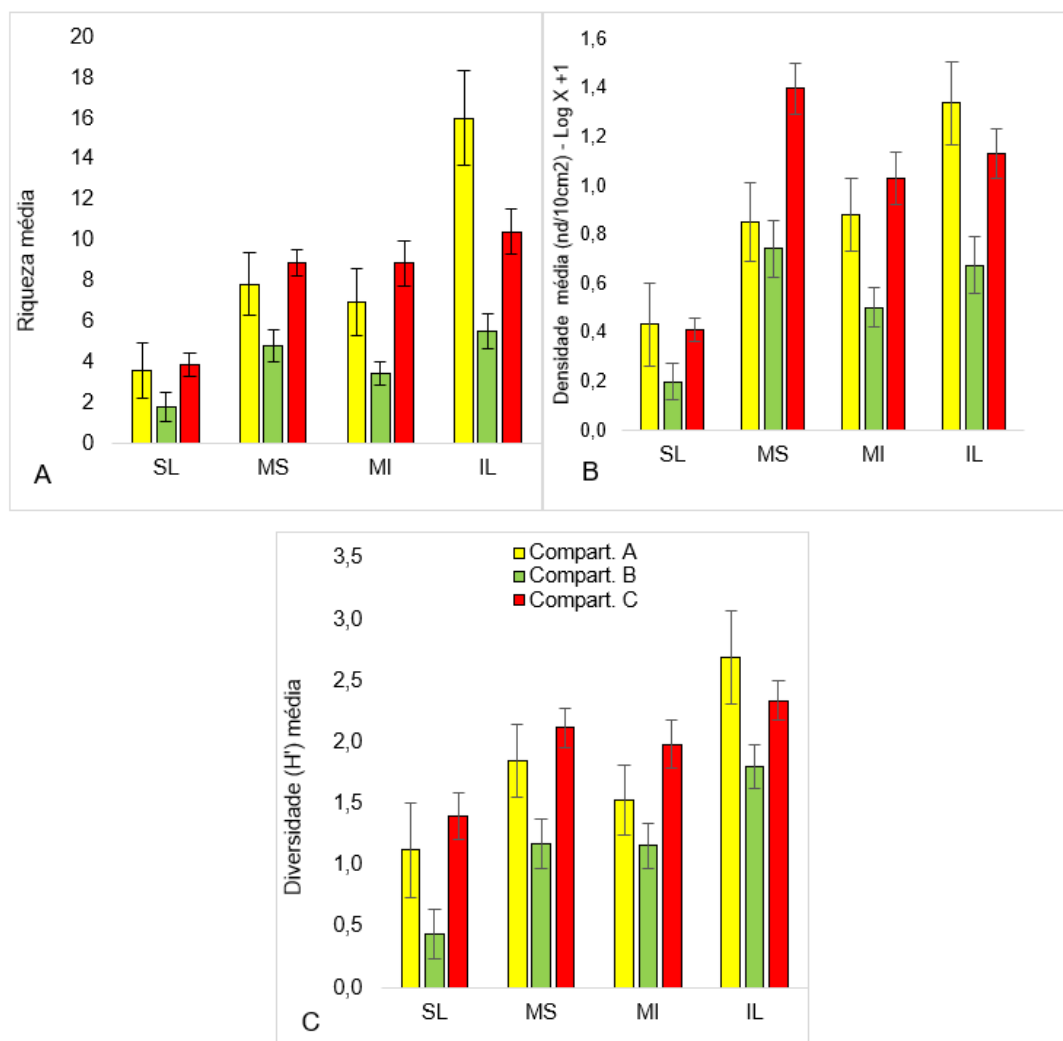
Entre os descritores ecológicos analisados, a riqueza, densidade e diversidade de Shannon-Wiener da nematofauna variaram significativamente entre todos os fatores (ver resultado ANOVAS no *Material Suplementar A4PB1*). Os Compartimentos A e C obtiveram as maiores riquezas, densidades e diversidade que o Compartimento B (todos com  $p < 0,0001$ ). Entre as campanhas, apenas a riqueza variou, com maiores valores significativos registrados na segunda campanha (12/18) ( $p < 0,006$ ) (Figura 52).

Figura 52: Parâmetros de diversidade da Nematofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade ( $H'$ ) entre compartimentos e campanha.



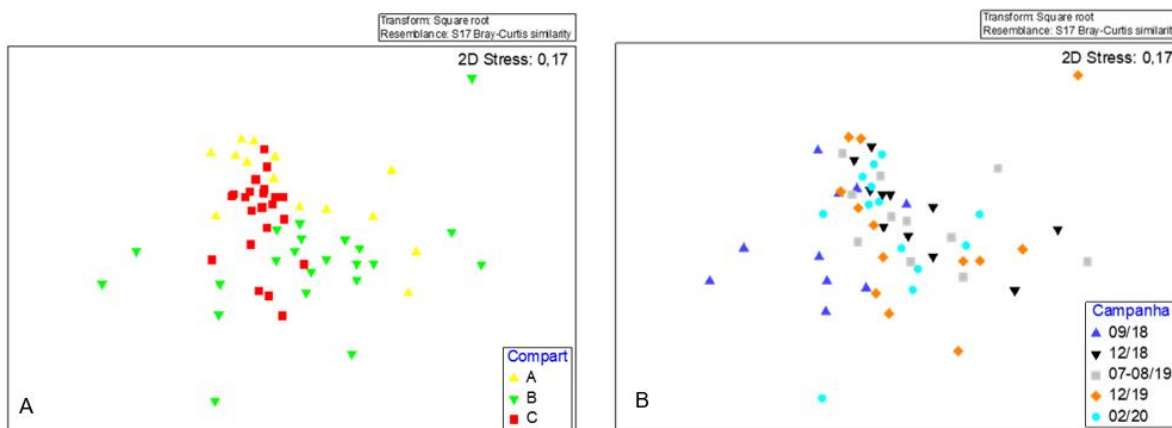
Quanto às faixas de praia, assim como observado para a meiofauna, também no supralitoral foram registrados os menores valores de riqueza, densidade e diversidade ( $p < 0,0001$ ) (Figura 53).

Figura 53: Parâmetros de diversidade da Nematofauna de praias emersas. A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade ( $H'$ ) média entre as faixas das praias. SL-Supralitoral; MS – Mesolitoral Superior; MI - Mesolitoral Inferior; IL – Infralitoral.



Com relação a estrutura da nematofauna, que leva em consideração tanto a riqueza quanto a densidade de organismos, o nMDS detectou agrupamentos claros dos compartimentos e indicou uma separação da campanha 09/18 das demais (Figura 54). A análise ANOSIM confirmou as diferenças entre compartimentos ( $R(\text{global}) = 0,276$ ;  $p = 0,01$ ) e campanha ( $R(\text{global}) = 0,045$ ;  $p = 0,05$ ). O resultado do SIMPER, que indica quais táxons são responsáveis pela dissimilaridade entre os compartimentos e campanhas, demonstra que a variação na densidade de *Daptonema*, aliada a combinação da distribuição de vários gêneros de Nematoda em cada compartimento são responsáveis por essas diferenças detectadas (ver tabela do SIMPER no *Material Suplementar A4PB1*).

Figura 54: Análise multivariada de ordenação nMDS da Nematofauna de praias emersas entre os Compartimentos A, B e C de todo o período monitorado. Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.



#### - Grupos chaves – Poliquetas intersticiais

Os poliquetas intersticiais habitam os espaços entre os grãos de sedimento. Mesmo que não formem um grupo monofilético, sua ocorrência em um mesmo habitat justifica que sejam tratados como um único grupo funcional, chamado de “poliquetas intersticiais” ou “meiofaunais” (Westheide 2008). O grupo compreende espécies de famílias exclusivamente intersticiais, espécies intersticiais de famílias predominantemente infaunais e larvas ou juvenis da macrofauna que habitam temporariamente os espaços intersticiais (Di Domenico, 2012).

Nas praias estudadas, tanto *Saccocirrus pussicus* quanto *Hesionura cf. variodentata* foram os poliquetas mais abundantes, correspondendo 43% da fauna presente. Esses organismos são comumente encontrados nas praias e ambientes marinhos na região sudeste do Brasil, e por conta dessa alta densidade, eles também podem ser encontrados nas amostras de macrofauna, superestimando a densidade e a biomassa presente. De fato, Vanosmael (1982) diz que a densidade de indivíduos e a riqueza de espécies podem ser altas na areia grossa, devido ao grande número de poliquetas intersticiais.

Os poliquetas intersticiais *Hesionura cf. variodentata* e *Saccocirrus pussicus* apresentaram diferenças significativas entre os compartimentos morfodinâmicos (Figura 55) e faixas de praias (Figura 56) (todas com  $p < 0,0001$ ). Para ambas as espécies, os maiores valores de densidade foram registrados no Compartimento B. A zonação também ocorreu de forma semelhante para as duas espécies, com as maiores densidades registradas no infralitoral (IL) e no mesolitoral inferior (MI) (Figura 56). Além disso, na campanha de 02/20 (Evento) foram registradas as maiores densidades de *Hesionura cf. variodentata* durante o período de monitoramento, apesar do resultado ser marginalmente significativo (Figura 55).

Figura 55: Densidade média (ind/m<sup>2</sup>-LogX+1) de *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura cf. variodentata* de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas (09/18 – período seco; 12/18 – período chuvoso; 07-08/19 – período seco; 11/19 – período chuvoso; 02/20 – evento).

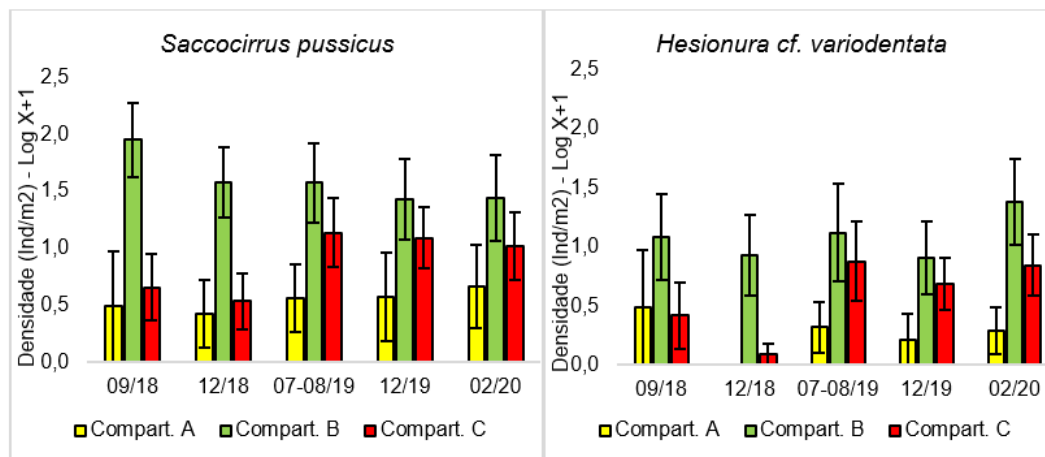
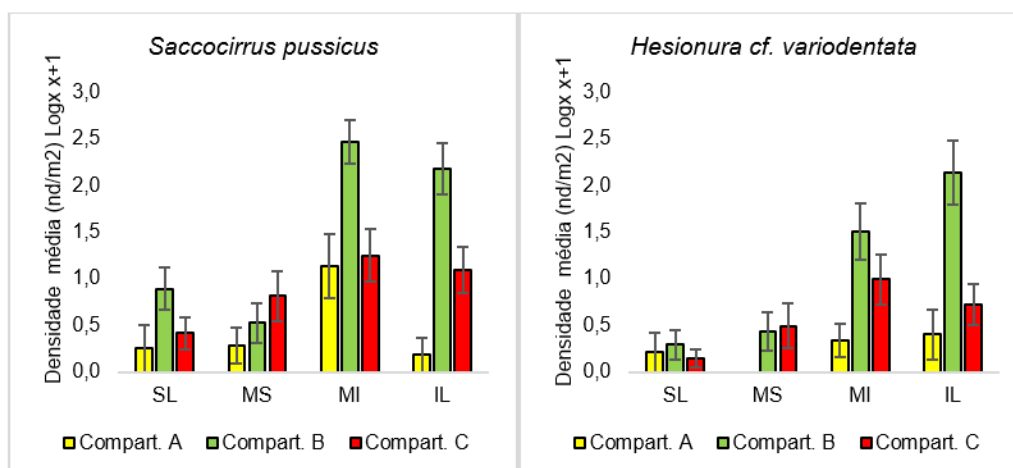


Figura 56: Densidade média (ind/m<sup>2</sup>-LogX+1) de *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura cf. variodentata* nas diferentes faixas das praias emersas em todos os compartimentos. SL – supralitoral; MS – mesolitoral superior; MI – mesolitoral inferior; IL – infralitoral



Os poliquetas são considerados um dos grupos mais significativos da fauna bentônica, uma vez que essas espécies entram em contato direto com o sedimento (Hutchings 1998; Olsgard e Somerfield 2000), estando presente em quase todos os ecossistemas bentônicos (Gray, 1974; Amaral *et al.*, 2004). De acordo com Di Domenico *et al.* (2008), a ocorrência e distribuição de *Hesionura* e *Saccocirrus* são relacionadas principalmente com areias grossas, maior altura da onda e maior declividade, todas características identificadas no Compartimento B.

Os gêneros *Saccocirrus* e *Hesionura* estabelecem associações e seguem padrões de zoneamento razoavelmente bem definidos no mesolitoral e no infralitoral (Westheide, 1972, 1974, 1987; Capaccioni *et al.* 1989; Jing e Baoling, 1991; Villora-Moreno *et al.* 1991; Baoling e Jing, 1992; Villora-Moreno, 1997). Villora-Moreno (1997) sugeriu que num ambiente intersticial heterogêneo, o número de microhabitats formados está correlacionado à diversidade de poliquetas intersticiais. No Brasil, o infralitoral das praias expostas apresenta estruturas sedimentares simétricas formadas por ação de ondas, caracterizada por crista e calha (marcas de ondulação). Isso resulta em microrregiões de grande heterogeneidade granulométrica que consiste em grãos finos (Komar, 1998; Short, 1999), que podem favorecer a ocorrência desses animais.

#### 1.1.3.3.2 Fauna Bentônica de Antepraia

##### - Macrofauna

Na antepraia das 13 estações amostrais, foram encontrados 1.154 indivíduos da macrofauna bentônica, pertencentes a 68 grupos taxonômicos. Distribuídos nos filos Annelida (46%), Arthropoda (28%), Mollusca (12%) entre outros (14%).

De maneira geral, a ordem Amphipoda (Arthropoda) (14%) e a família Spionidae (Polychaeta) (12%) foram os mais abundantes, seguidos pela família Syllidae (Polychaeta) (5%), Glyceridae (Polychaeta) (4%), Cumacea (Crustacea) (4%) e Pisionidae (Polychaeta) (3%). Os demais 65 táxons contribuíram com 58% da fauna (ver lista taxonômica completa com a distribuição por praias no Material Suplementar A4PBS1).

No relatório PMQQS (2019) de amostras coletadas mensalmente entre agosto/2017 e julho/2018, em 18 pontos amostrais localizados na zona costeira na isóbata de 10 m, o filo Annelida foi o mais abundante, representando 50% do total de organismos coletados, seguido por Arthropoda (16%) e Mollusca (15%). No presente monitoramento (PMBA/Fest-RRDM), foram encontrados a mesma ordem de abundância. Com anelídeos contribuindo com 45%, seguido por artrópode (28%) e moluscos (12%).

O padrão de dominância de Annelida se assemelha ao registrado no PMQQS (2019), sendo as famílias Syllidae e Spionidae as mais representativas dentre os poliquetas. Essas famílias ocupam diferentes nichos ecológicos, em ambientes arenosos e lodosos de zonas do entremarés até regiões profundas (Beesley *et al.* 2000). Os Spionidae figuram entre os organismos usados como indicadores biológicos de impactos nas revisões disponíveis para Polychaeta (Reish e Gerlinger 1997; Giangrande *et al.* 2005; Dean, 2008). Fernández-Rodríguez *et al.* (2019) incluem Spionidae entre os grupos de Polychaeta em que se pode observar aumento nas frequências em decorrência de efeitos da adição de matéria orgânica no ambiente. As regiões em que espécies de Spionidae apresentam maior dominância são, em geral, próximas a desembocadura de rios. Neste cenário, é esperado que essas áreas recebam um aporte maior de matéria orgânica que podem estar favorecendo a proliferação dessas espécies. Segundo alguns autores, os poliquetas também são sensíveis ao coeficiente silte-argila, como era de se esperar, dada sua dependência de sedimentos lamacentos e finos (Muniz e Pires-Vanin, 2000; Gray

e Elliott, 2009; Watson *et al.*, 2013). Esse coeficiente reflete a preservação dos efeitos da matéria orgânica por meio de sua adsorção direta em tais superfícies de sedimentos (Lalonde *et al.*, 2012).

De acordo com Thomas (1993), aproximadamente 40% dos crustáceos pertencem a superordem Peracarida e, dentre eles, os anfípodos recebem destaque por ser um dos mais importantes táxons da comunidade bentônica marinha, tanto em termos de abundância e biomassa quanto de riqueza de espécies (Bachelet *et al.*, 2003; Yu *et al.*, 2003). Do ponto de vista ecológico, os anfípodos despertam grande interesse em estudos sobre indicadores de biodiversidade ambientais, causados por perturbações antropogênicas (Thomas, 1993; Conlan, 1994; Thiel *et al.*, 2003), uma vez que apresentam uma abundância significativa na comunidade bentônica e são sensíveis ao aumento de substâncias tóxicas e poluentes no ambiente (Hart; Fuller, 1979). Além disso, alguns estudos realizados na plataforma sudeste do Brasil (Gallerani, 1997; Valério-Berardo, 1992; Valério-Berardo *et al.* 2000b) relacionam a maior densidade de anfípodos com ambientes mais profundos, caracterizados por sua maior estabilidade durante o ano todo e por serem constituídos de sedimentos médios a finos. No entanto, é possível observar diferentes respostas das espécies de anfípodos à matéria orgânica, estresse e poluição de acordo com particularidades locais e regionais (Grémare *et al.*, 2009; Zettler *et al.*, 2013).

Os Parâmetros de densidade média, riqueza taxonômica e diversidade da macrofauna na antepraia não apresentaram diferenças significativas entre os três compartimentos, as isóbatas de 5 e 10 m e as duas campanhas amostrais ( $p > 0,05$ ). Resultados detalhados das análises de variâncias podem ser visto no *Material Suplementar A4PBS1*.

Com relação a estrutura multivariada da macrofauna, as análises de ordenação nMDS mostraram tendência de agrupamentos apenas entre os compartimentos (Figura 57). A análise ANOSIM confirma a diferença significativas apenas para os compartimentos ( $R_{(global)} = 0,214$ ;  $p = 0,011$ ) e revela que o Compartimento C difere dos demais ( $p < 0,05$ ) (Tabela 4). A análise SIMPER mostra que variações nas densidades de Syllidae, Amphipoda e Spionidae foram as principais responsáveis por estas diferenças.



Figura 57: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da macrofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (11/19 e 02/20). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.

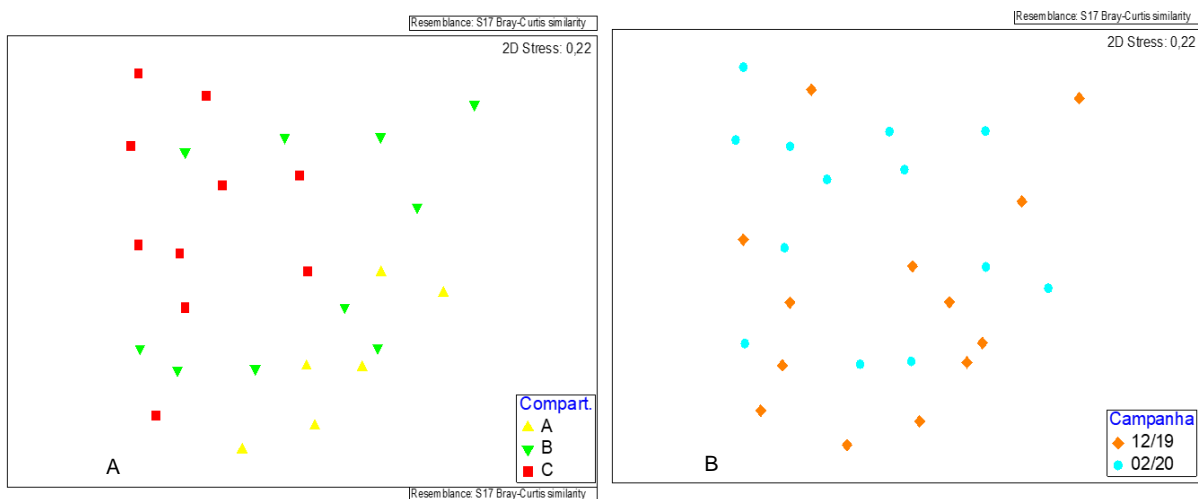


Tabela 4: Resultado da análise de similaridade ANOSIM e análise de classificação SIMPER da Macrofauna na antepraia, com corte acima de 50%.

| Compartimento | R     | ANOSIM (p) | Média de dissimilaridade | Táxon       | % Acumulativo |
|---------------|-------|------------|--------------------------|-------------|---------------|
| A x B         | 0,075 | 0,226      | 80,81                    | Amphipoda   | 12,86         |
|               |       |            |                          | Syllidae    | 24,32         |
|               |       |            |                          | Spionidade  | 35,01         |
|               |       |            |                          | Cumacea     | 42,49         |
|               |       |            |                          | Ostracoda   | 48,54         |
|               |       |            |                          | Glyceridae  | 53,98         |
| A x C         | 0,473 | 0,03*      | 85,07                    | Syllidae    | 9,89          |
|               |       |            |                          | Spionidade  | 18,72         |
|               |       |            |                          | Cumacea     | 24,51         |
|               |       |            |                          | Amphipoda   | 30,26         |
|               |       |            |                          | Anthozoa    | 35,58         |
|               |       |            |                          | Ostracoda   | 39,75         |
|               |       |            |                          | Lucinidae   | 43,8          |
|               |       |            |                          | Glyceridae  | 47,58         |
|               |       |            |                          | Magelonidae | 51,3          |
| B x C         | 0,149 | 0,047*     | 82,63                    | Amphipoda   | 11,8          |
|               |       |            |                          | Spionidade  | 18,75         |
|               |       |            |                          | Lucinidae   | 23,82         |
|               |       |            |                          | Glyceridae  | 28,33         |
|               |       |            |                          | Nemertea    | 32,72         |
|               |       |            |                          | Pilargidae  | 37,08         |
|               |       |            |                          | Magelonidae | 41,12         |
|               |       |            |                          | Echinoidea  | 44,97         |
|               |       |            |                          | Semelidae   | 52,48         |

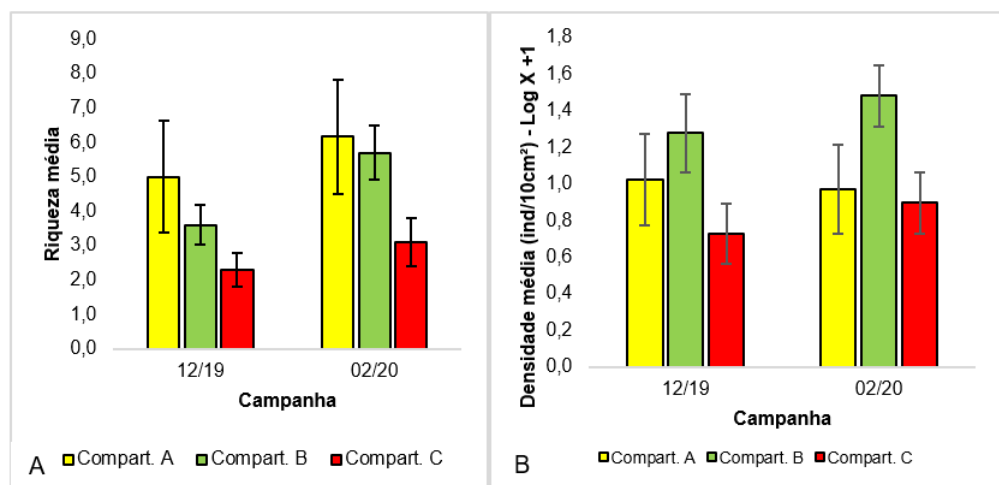
#### - Meiofauna

Na antepraia, a meiofauna foi composta por um total de 3.518 indivíduos pertencentes a 23 grandes grupos. Nematoda (63%) e Copepoda (20%) também foram os grupos mais abundantes na antepraia, seguidos por Platyhelminthes (6%). Os outros 11% estiveram distribuídos em 20 grandes grupos. Em amostragens realizadas em 2017 e 2018, Nematoda foi o grupo de maior abundância (41% do total amostrado), seguido por Annelida (36%) e Arthropoda (13%) (PMQQS, 2019)

Entre os parâmetros de diversidade analisados, densidade e riqueza variaram significativamente entre compartimentos ( $p < 0,01$ ) (Figura 58). A densidade foi maior nos Compartimentos A e B, enquanto que

a riqueza foi maior apenas em A. Entre as campanhas, a riqueza registrada na campanha 02/20 foi marginalmente significativa ( $p=0,051$ ) maior que a campanha 12/19. A diversidade de Shannon-Wiener não apresentou diferenças significativas para nenhum dos tratamentos (ver resultado ANOVA no *Material Suplementar A4PB1*).

Figura 58: Parâmetros de diversidade da meiofauna da antepiraia; A) Riqueza média, B) Densidade média entre compartimentos e campanha para as amostras da antepiraia.



De maneira geral, a meiofauna tem uma tendência de diminuição da riqueza e densidade com o aumento da profundidade no infralitoral (ex. Tietjen, 1992; Soltwedel, 2000; Liu *et al.*, 2007; Sajan e Damodaran, 2007; De Leonardis *et al.*, 2008; Armenteros *et al.*, 2009; Sajan *et al.*, 2010; Ansari *et al.*, 2012). Entretanto, no presente estudo, não foi observado diferenças significativas na meiofauna entre as profundidades coletadas, provavelmente, devido a pequena escala entre as profundidades (5 e 10 m), tornando-as sujeitas aos mesmos processos hidrodinâmicos e sedimentológicos.

Com relação a estrutura da comunidade meiobentônica na antepiraia, à análise de ordenação nMDS distinguiu de forma clara o agrupamento das amostras apenas entre os compartimentos (Figura 59). A análise ANOSIM confirma essa diferença ( $R_{\text{global}} = 0,128$ ;  $p=0,002$ ), onde, também para a meiofauna, o Compartimento C difere dos demais. Os resultados do ANOSIM e SIMPER estão sumarizados na Tabela 5. A análise de SIMPER mostrou que estas diferenças são resultantes das baixas densidades de organismos registradas no Compartimento C (ver tabela de distribuição da meiofauna na antepiraia no *Material Suplementar A4PB1*). Não houve diferenças significativas entre as campanhas ( $R_{\text{global}} = 0,02$ ;  $p=0,582$ ).

Figura 59: Análise multivariada de ordenação nMDS da meiofauna na antepiraia entre os Compartimentos (A, B e C) e por período monitorado (11/19 e 02/20). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.

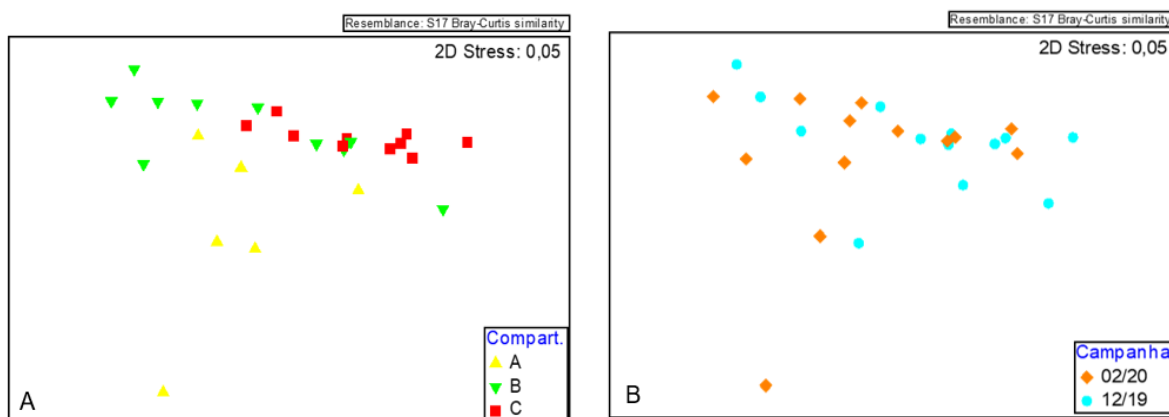


Tabela 5: Resultado da análise de similaridade ANOSIM e análise de classificação SIMPER da Meiofauna na antepiraia entre os Compartimentos A, B e C.

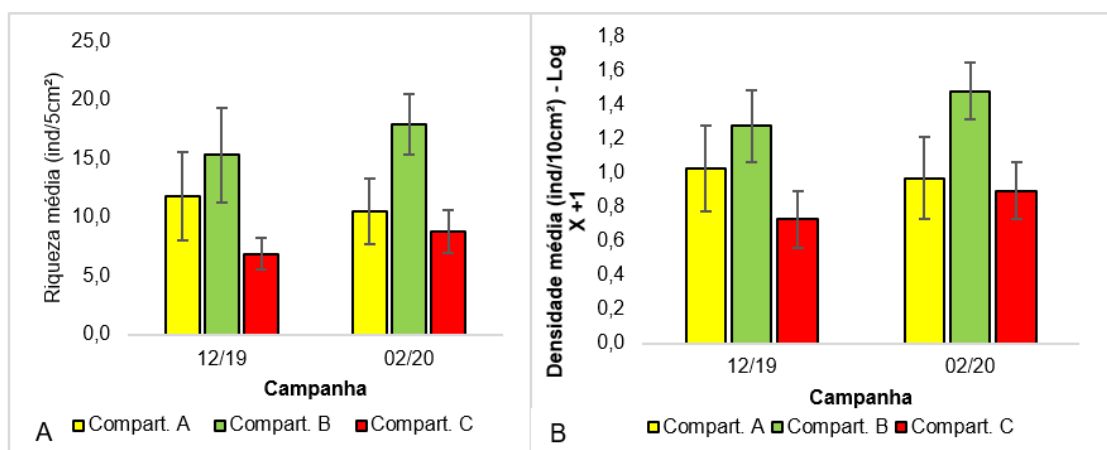
| Compartimento | R     | ANOSIM (p) | Média de dissimilaridade | Táxon           | % Acumulativo |
|---------------|-------|------------|--------------------------|-----------------|---------------|
| A x B         | 0,122 | 0.135      | 55.39                    | Nematoda        | 39,02         |
|               |       |            |                          | Copepoda        | 74,64         |
| A x C         | 0,482 | 0.003*     | 56.58                    | Copepoda        | 46,87         |
|               |       |            |                          | Nematoda        | 76,64         |
| B x C         | 0,216 | 0.021*     | 51.41                    | Nematoda        | 65,4          |
|               |       |            |                          | Platyhelminthes | 75,39         |

#### - Nematofauna

A nematofauna da antepiraia foi composta por 2.185 indivíduos, sendo identificados 33 famílias e 92 gêneros de Nematoda. As famílias Xyalidae (13 gêneros), Chromadoridae (8 gêneros), Comesomatidae (8 gêneros) e Desmodoridae (7 gêneros) foram as mais representativas, enquanto Xyalidae (29,3%), Microlaimidae (13,5%), Chromadoridae (7,2%) e Cyatholaimidae (7%) foram as mais abundantes. *Daptonema* foi o gênero mais abundante, representando 7,3% da nematofauna total, seguido por *Microlaimus* (7,1%), *Bolbolaimus* (6,4%) e *Omicronema* (5,6%).

Entre os parâmetros de diversidade analisados, houve diferença significativa apenas para riqueza e densidade entre os compartimentos (Figura 60), onde os maiores valores de ambos os parâmetros ocorreram no Compartimento B. Entre as diferentes isóbatas e entre as campanhas, não foram detectadas diferenças significativas (ver resultado das ANOVAS no *Material Suplementar A4PB1*).

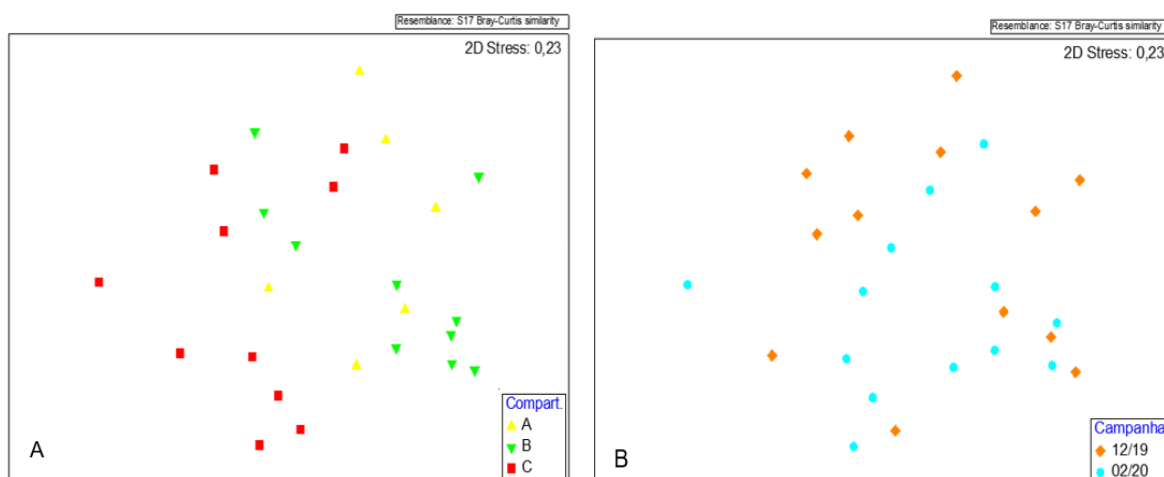
Figura 60: Parâmetros de diversidade da Nematofauna na antepiraia A) Riqueza média, B) Densidade média (ind/5cm<sup>2</sup>) entre compartimentos e campanha.



Diferentemente de outros grupos da meiofauna, o filo Nematoda possui diversas adaptações morfológicas e fisiológicas além de conseguir explorar uma ampla faixa de itens alimentares em diferentes nichos, que o torna capaz de colonizar diversos ambientes marinhos melhor que outros grupos da meiofauna (Giere, 2009). De maneira geral, em ambientes com sedimento fino e com grande aporte de matéria orgânica, Nematoda tende alcançar grandes abundâncias muitas vezes >90% da fauna presente (Heip *et al.*, 1985; Coull, 1988; Giere, 2009). Além disso essa alta abundância de encontrada nesse compartimento pode estar relacionada a grande abundância do gênero *Omicronema* (Xyalidae). Esse gênero é um comedor de depósito não-seletivo, sendo capaz de ingerir uma grande variedade de partículas de diferentes tamanhos (Moens e Vincx, 1997), podendo variar de bactérias individuais a partículas inorgânicas maiores com bactérias aderidas, sendo assim capaz de aproveitar boa parte dos recursos alimentares disponíveis.

Com relação a estrutura da nematofauna da antepiraia, a análise de ordenação nMDS demonstra uma separação das amostras dos compartimentos (Figura 61), a análise ANOSIM confirma esta diferença ( $R_{\text{global}} = 0,128$ ;  $p = 0,002$ ) e o teste de comparação em pares revela que o Compartimento C novamente difere dos demais. A análise SIMPER indicou uma dissimilaridade de mais que 80% do Compartimento C para os demais. Também demonstrou que variações nas densidades de vários gêneros de Nematoda são responsáveis por essa distinção, demonstrando que a composição possivelmente interfere mais do que a densidade para a dissimilaridade dos compartimentos. Os resultados do ANOSIM e SIMPER podem ser vistos no *Material Suplementar A4PB1*.

Figura 61: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da Nematofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (11/19 e 02/20). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.



#### 1.1.4 Integração dos Parâmetros Abióticos com a Diversidade Bentônica

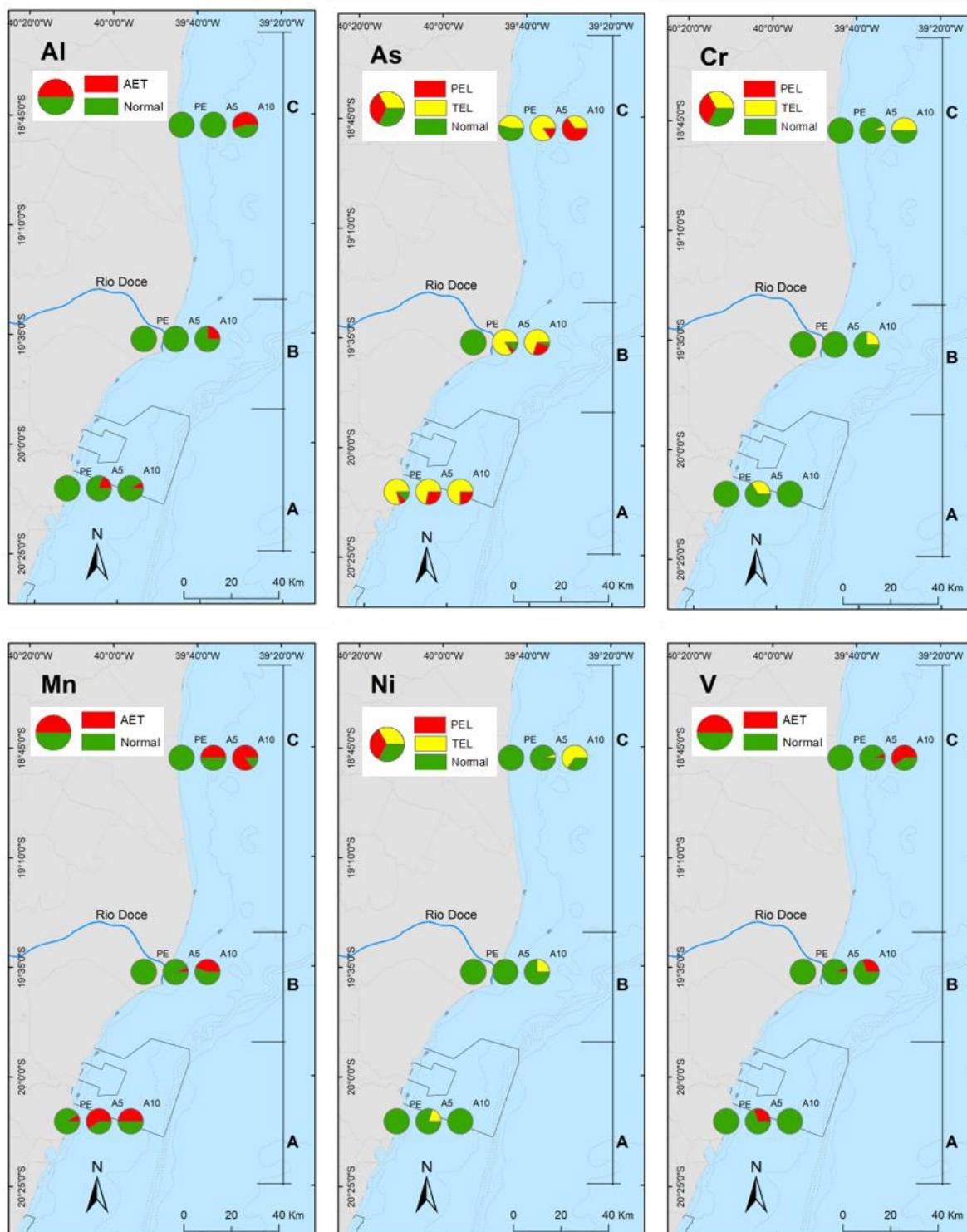
Os indicadores abióticos revelam que o aporte fluvial e, conseqüentemente, do material decorrente do rompimento da barragem, é predominantemente constituído pela fração lamosa com altos teores dos diversos elementos químicos. Em função dos processos costeiros e morfodinâmicos, este material se deposita preferencialmente na antepraia nos diferentes compartimentos.

Na Figura 62 é possível observar a distribuição dos principais elementos químicos que interagiram com a comunidade bentônica e constatar o predomínio de valores superiores aos níveis de referência TEL, PEL e AET nos sedimentos lamosos da antepraia (A5 e A10). Este material é potencialmente mobilizado para a praia emersa (PE) sob condições mais energéticas das ondas.

De maneira geral, é na antepraia do Compartimento C, que mais de 50% do total das amostras analisadas ao longo dos 2 anos de monitoramento, e quase a totalidade no caso do Mn, estão acima dos valores de TEL, PEL e AET. Ni, V e Cr acompanham este padrão. A distribuição do As se mostra homogênea na área de estudo devido à sua origem geológica (Mirlean *et al.*, 2012), contudo também apresenta as maiores concentrações no Compartimento C.

Em função da distribuição da lama e dos elementos químicos, os impactos sobre a comunidade bentônica serão apresentados também por compartimentos.

Figura 62: Distribuição do percentual, no total das amostras analisadas, quando Al, As, Cr, Mn, Ni e V apresentaram valores acima dos valores de referência PEL, TEL e AET ao longo dos perfis. Destaca-se que os maiores valores acima dos níveis são preferencialmente encontrados associados à lama na antepaia. PE: praia emersa; A5: antepaia, isóbata de 5 m; A10: antepaia, isóbata de 10 m.





#### 1.1.4.1 Compartimento A

A distância da desembocadura do Rio Doce, o predomínio do sentido da deriva litorânea a partir da desembocadura para norte e as barreiras representadas pelos terraços de abrasão, associados às falésias da Formação Barreiras, dificultam o alcance da pluma de rejeitos a este compartimento. Contudo, há possibilidade da chegada da pluma dos rejeitos sob condições de ventos e ondas de nordeste. A presença dos terraços de abrasão na praia e na antepraia imprimem particularidades morfodinâmicas, como o empilhamento de ondas junto à praia favorecendo processos inundacionais e o alcance das ondas na porção retropraia. As praias são classificadas como intermediárias a refletivas, na preamar, e dissipativas, na baixa-mar, tipologia associada a praias com terraços (Short, 2006). A composição das areias é mista e variaram de grossas a muito finas, com moderado a bom grau de seleção. Na antepraia, os sedimentos variaram de areias grossas a silte fino, com menor grau de seleção em comparação à praia emersa. Os fragmentos de carapaças dos organismos carbonáticos que se fixam sobre os terraços de abrasão conferem a predominância carbonática da composição (Albino *et al.*, 2016) e a maior heterogeneidade local, permitindo a presença de uma fauna mais diversa (Villora-Moreno *et al.*, 1991; Villora-Moreno, 1997).

Óxidos de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) e manganês ( $\text{MnO}_2$ ) são constituintes relevantes na Formação Barreiras, e consequentemente dos terraços, e alcançam valores da ordem de 20 g/kg na fração argila. Elementos Terras Raras, arsênio, chumbo, cromo, níquel e zinco também podem ser destacados como potenciais fontes desta Formação. Contudo, a contribuição antrópica desses elementos, provenientes da Bacia do Rio Doce, também foi verificada. (Cagnin *et al.*, 2017; Cagnin, 2018). Desta forma, valores altos destes elementos são encontrados ao longo dos perfis, desde a berma até as isóbatas, facilitados pelos processos inundacionais.

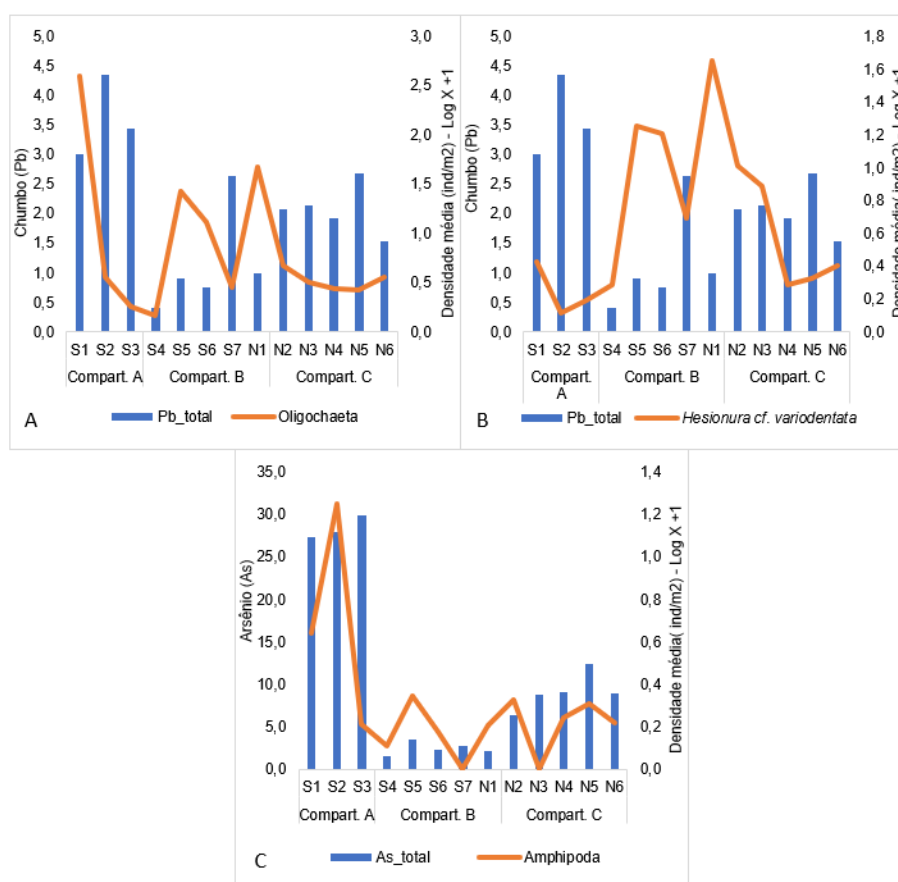
Após dois anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM foi possível observar algumas respostas significativas da fauna bentônica aos parâmetros sedimentológicos e às concentrações dos elementos químicos presentes nesse compartimento. Todos os resultados das ANCOVAs podem ser vistos no *Material Suplementar A4PS2*.

As maiores densidade e riqueza da macrofauna registradas nesse compartimento possivelmente são consequências das relações positivas com os teores de carbonato de cálcio registrados nessas praias ( $p < 0,05$ ), enquanto o aumento da diversidade de Shannon-Wiener da macrofauna está relacionado aos grãos mais finos (diâmetro médio) ( $p < 0,05$ ). Dentre os elementos químicos determinados, não houve nenhuma relação significativa com os parâmetros ecológicos da macrofauna ( $p > 0,05$ ).

No entanto, os grupos chaves Oligochaeta e *Hesionura cf. variodentata* apresentaram relação negativa da densidade com a presença de chumbo ( $p = 0,01$ ) (Figura 63A e B), enquanto que os Amphipoda continuaram apresentando relação positiva com o arsênio ( $p = 0,01$ ) (Figura 63C). Ainda assim, essa última relação pode ter ocorrido ao acaso, visto que a alta densidade dos anfípodos no Compartimento A é relacionada ao  $\text{CaCO}_3$  presente no sedimento ( $p < 0,001$ ). Além disso, as praias desse compartimento possuem características que favorecem a presença de anfípodos (terraços de abrasão,

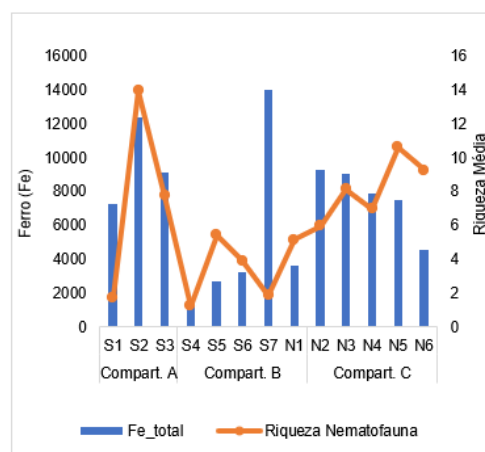
areias carbonáticas grossas a medias pobremente selecionadas, e presença de algas) como descrito por Ré *et al.* (2009), enquanto que as concentrações de As são naturalmente maiores nesses locais (Mirlean *et al.*, 2012). Os altos valores de ferro se relacionam positivamente com a riqueza de Nematoda ( $p=0,04$ ) (Figura 64). Já o crustáceo meiofaunal Copepoda apresentou relação negativa com As na primeira campanha do monitoramento (09/18) ( $p=0,004$ ) (RRDM, 2019; RT 20, Pág. 132) e o isópode *Excirolana braziliensis* mostrou relação negativa com Mn até a campanha 07-08/19 (RRDM, RSE - Praias, 2020, página 31, figuras 19 A e B), porém, ao longo do monitoramento, essas relações não foram mais significativas ( $p>0,05$ ).

Figura 63: Distribuição de Chumbo (mg/kg) e a densidade de A) Oligochaeta e B) *Hesionuracf. variodentata*. C) Distribuição de Arsênio (mg/kg) e a densidade de Amphipoda entre as praias emersas durante o período de monitoramento.



De maneira geral, há respostas da diversidade da fauna bentônica aos elementos químicos encontrados em valores altos neste compartimento. Porém, infere-se que a composição química é associada, predominantemente, à presença dos terraços de abrasão oriundos da Formação Barreiras.

Figura 64: Distribuição de Ferro (mg/kg) e Riqueza média da Nematofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento.



#### 1.1.4.2 Compartimento B

Este setor recebe influência direta do Rio Doce, com a deposição de areias nas praias emersas e lama na antepraia, onde a mobilização pelas ondas é menor. A proximidade da desembocadura fluvial atua espacial e temporalmente nas características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias adjacentes. Soma-se à influência dos processos fluviais, o alto grau de exposição às ondas incidentes nas alterações morfodinâmicas. A presença de areias grossas, alta porosidade e permeabilidade na praia emersa, atuam sobre a alta mobilidade do perfil praial e nas altas velocidades de refluxo das ondas, causando a retirada dos sedimentos finos e dos contaminantes. Estes processos conferem a alta resiliência das praias deste setor aos impactos devido aos contaminantes de proveniência fluvial.

Já a lama na antepraia, cuja deposição é facilitada pela proximidade do rio, pela região de menor energia e pelo frequente aporte de sedimentos vindos da praia emersa, amortece as ondas ao longo do processo de arrebentação. Consequentemente, ocorrem novos ajustes morfodinâmicos, como o aplainamento das praias, intensificação de processos erosivos e inundacionais nos perfis mais próximos à desembocadura. Contudo, uma vez que a lama é mobilizada pelas ondas, a fração lamosa da antepraia constitui fonte sazonal de contaminantes para a praia e restingas associadas. A menor concentração de elementos químicos na região emersa é a principal característica desse compartimento, sendo as altas concentrações preferencialmente verificadas na antepraia.

Após ajustes das análises objetivando maior acuidade nos resultados da macrofauna (ver descrição das análises no *Material Suplementar A4PS1*), os valores de densidade e riqueza passaram a ser estatisticamente semelhantes ao registrado no Compartimento A e maiores que os valores encontrados no Compartimento C ( $p < 0,05$ ). As baixas concentrações de elementos químicos na parte emersa aliada a uma fauna bentônica adaptada aos estresses atuantes neste compartimento (alta energia das ondas e mobilidade do sedimento) possivelmente favorecem o recrutamento e permanência dos organismos

da macrofauna. As análises de covariância realizadas com os parâmetros da fauna bentônica e os parâmetros abióticos não mostraram nenhuma relação relevante para esse compartimento que parecesse associada aos rejeitos do rompimento da barragem.

#### 1.1.4.3 Compartimento C

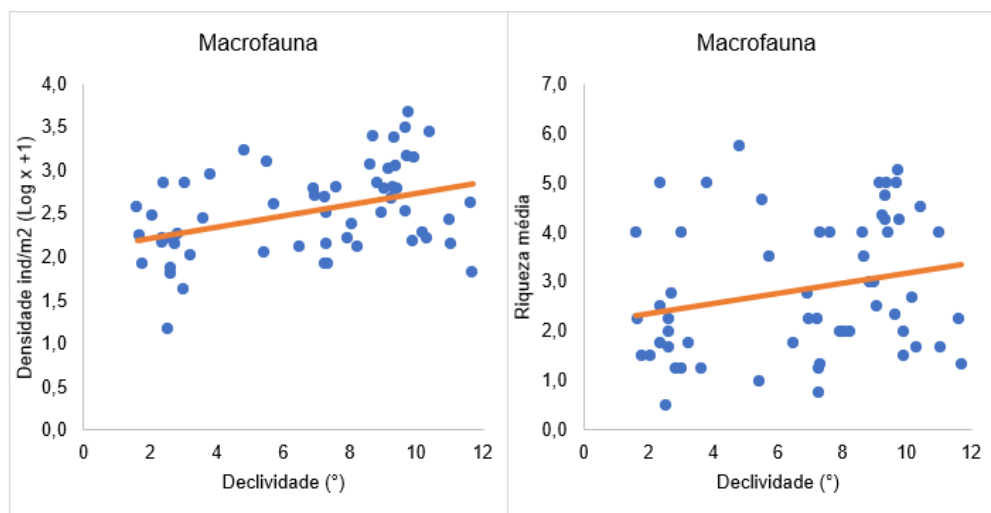
O Compartimento C compreende a área criticamente afetada pelo aporte do rejeito oriundo do rompimento da barragem, pois é onde os processos costeiros atuam sobre a deposição dos sedimentos fluviais a partir da deriva litorânea sentido norte (Oliveira *et al.*, 2015). Altos teores de elementos químicos são verificados nesse compartimento, associados à fração fina do Rio Doce presentes na antepraia que são transportados pelas correntes longitudinais para a antepraia. Processos oscilatórios permitem o alcance da lama às praias emersas deste Compartimento. A presença de lama na antepraia, areias finas e perfis de menor inclinação favorecem a permanência e distribuição horizontal dos contaminantes, desde a antepraia, restingas e ao longo dos manguezais. Consequentemente as praias apresentaram baixos valores de densidade, riqueza e diversidade de organismos da macrofauna bentônica, contrariando a literatura, enquanto os valores dos parâmetros da meiofauna e nematofauna foram maiores.

Nos dois anos de monitoramento, destaca-se que a macrofauna das praias emersas deste compartimento apresentamos menores valores de riqueza e densidade média (Figura 42), variando de 44,4 inds/m<sup>2</sup>, em 09/18, a 387,4 inds/m<sup>2</sup>, em 02/20. McLachlan *et al.* (1996) citam que a densidade da macrofauna em praias arenosas do tipo dissipativas é acima de 10.000 inds/m. Análises de covariância com os dados da macrofauna do PMBA/Fest-RRDM mostraram que a densidade da macrofauna da área monitorada aumenta significativamente com o aumento da declividade da face da praia ( $p=0,003$ ), enquanto que a riqueza foi marginalmente significativa ( $p=0,09$ ) (Figura 65). No entanto, McLachlan *et al.* (1981) demonstraram que a comunidade macrobentônica aumenta em riqueza, densidade e abundância total de praias íngremes de areia grossa em direção a praias mais planas de areia mais fina. Essa tendência foi confirmada em trabalhos subsequentes, em uma ampla gama de tipos de praias e áreas geográficas. Como granulometria das areias e tipologia das praias são associadas, praias dissipativas de macromarés suportavam comunidades de maior riqueza, abundância e biomassa do que praias refletivas de micromarés (McLachlan, 1990; McLachlan *et al.*, 1993; McLachlan, *et al.*, 1996). Portanto, o resultado encontrado no presente monitoramento está em desacordo com o padrão citado pela literatura.

A baixa densidade de organismos da macrofauna registrada nesse compartimento possivelmente é consequência da presença dos elementos químicos no sedimento trazidos pelo Rio Doce. Diversos trabalhos reportam os efeitos de elementos químico sem poliquetas, afetando a reprodução (Reish e Carr 1978; Reish e Gerlinger 1997), bem como a diminuição da fecundidade, taxa de crescimento e tempo de geração (Mauri *et al.*, 2003), além de alterações na embriologia, desenvolvimento larval e metamorfose (Ross e Bidwell, 2002; Xie *et al.*, 2005). No relatório anual, análises ecotoxicológicas

detectaram altas concentrações dos metais Cd, Cr, Hg, Mn e Pb em poliquetas coletados em Guriri (RRDM, 2019, RT 17, Pág. 601).

Figura 65: Relação positiva das densidades e riqueza média da macrofauna em relação à declividade.



Na parte emersa, os valores de lama não chegaram a 1%. No entanto, mesmo em baixas porcentagens, a lama foi mais frequente nas praias da porção norte e em quantidades suficientes para as covariâncias mostrarem relações significativas ( $p < 0,05$ ), causando a redução da diversidade da meiofauna e de todos os parâmetros da nematofauna (Figura 66). Para todos os resultados das análises de covariância, ver *Material Suplementar A4PS2*.

A lama também apresentou relações negativas significativas com os grupos chaves Oligochaeta ( $p < 0,0001$ ) e *Excirolana braziliensis* ( $p < 0,0001$ ) (Figura 67). Poucos estudos analisaram em detalhe os efeitos de fatores ambientais abióticos sobre os oligoquetos marinhos. Algumas espécies de oligoquetos são conhecidas pela alta tolerância à poluição (Coates e Ellis 1980; Ferrando e Mendes, 2011). Outras espécies dominantes em regiões costeiras são caracterizadas como oportunistas (Giere, 2006), sendo capazes de manter a respiração aeróbica mesmo em baixas concentrações de oxigênio (Dubilier *et al.*, 1994; Giere *et al.*, 1999). Cabe ressaltar que a densidade dos oligoquetos também foi reduzida com o aumento de chumbo (Figura 63).

Associadas à lama, essas correlações podem estar relacionadas a outros elementos que podem ter sido trazidos com o rejeito e permanecido no sedimento. *E. braziliensis* constitui uma das mais onipresentes espécies ao longo de praias arenosas das Américas (Dexter, 1977) e é útil em monitoramentos devido a sua alta resistência ao estresse ambiental (Veloso *et al.*, 2011; Cardoso *et al.*, 2016; Schlacher *et al.*, 2016). A densidade de *E. braziliensis* também reduziu significativamente com o aumento de Al (Figura 68), que possivelmente está associado a lama. Elementos químicos, como o Fe, Cr, Al e Mn, podem ser incorporados às partículas inorgânicas presentes no ambiente e os animais marinhos bentônicos têm o potencial de absorvê-los (Blackmore, 2000; 2001).

Figura 66: Distribuição de lama (%) com A) diversidade da meiofauna e B) riqueza, C) densidade e D) diversidade da nematofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento

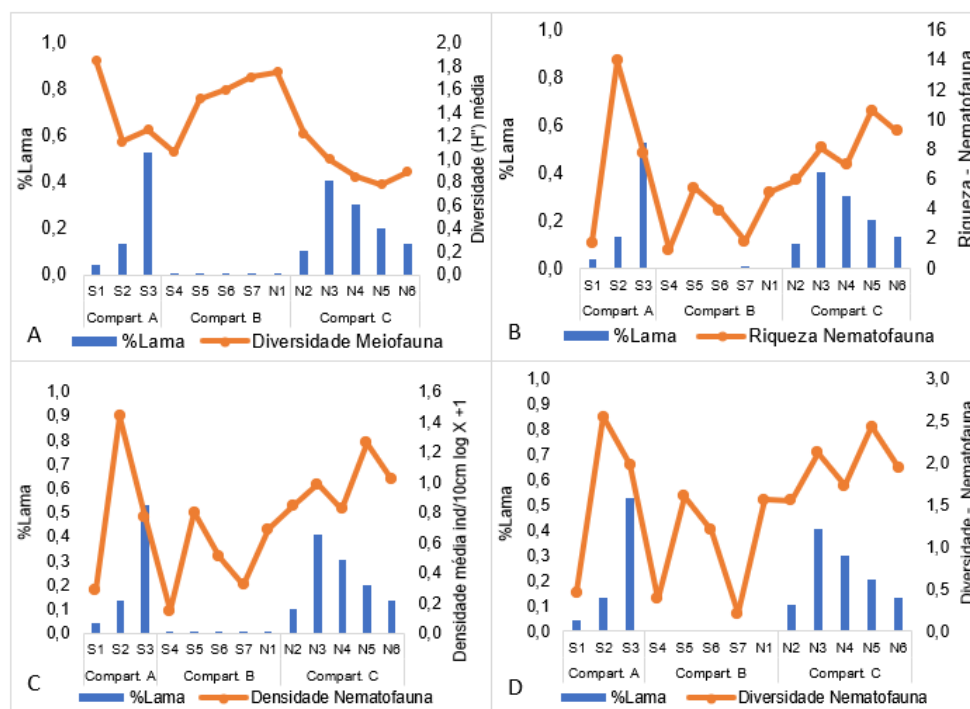


Figura 67: Distribuição de lama (%) e as densidades de *Oligochaeta* e *Excirolana braziliensis* entre as praias emersas durante o período de monitoramento

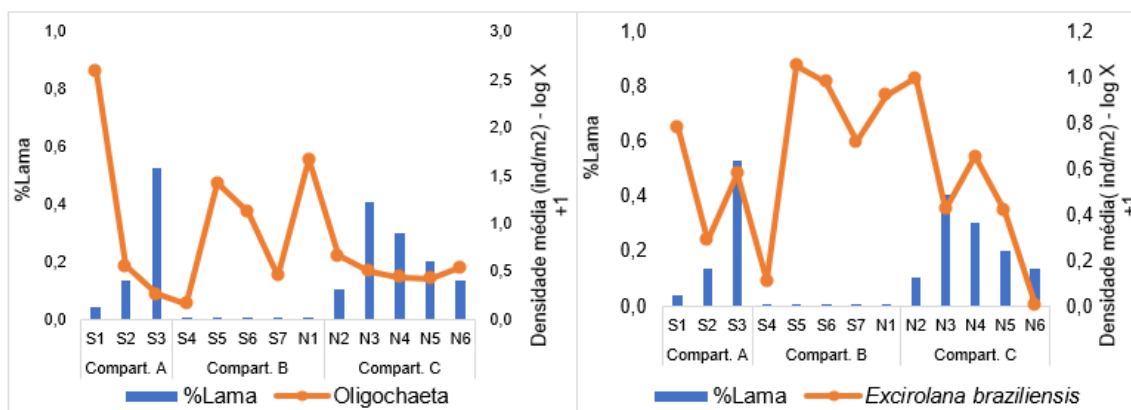
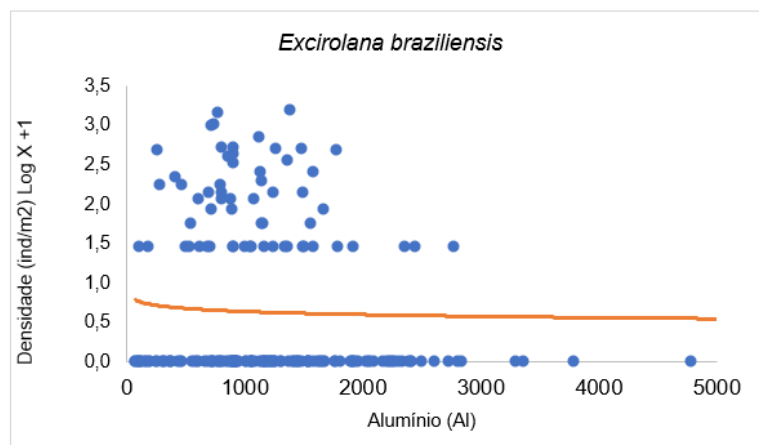


Figura 68: Distribuição de alumínio (mg/Kg) e a densidade de *Excirolana braziliensis* entre as praias emersas durante o período de monitoramento.



As maiores concentrações de alumínio, tanto nesse compartimento, como no Compartimento A, também causaram a redução da densidade e riqueza da meiofauna ( $p < 0,01$ ) e o aumento de todos os parâmetros da nematofauna na praia emersa ( $p < 0,05$ ) (Figura 69 e Figura 70). A riqueza, densidade e diversidade de Nematoda também se relacionaram positivamente com o arsênio (Figura 71).

Figura 69: Distribuição de alumínio (Al) (mg/kg) e riqueza e densidade média (inds/10cm²) (B) de meiofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento

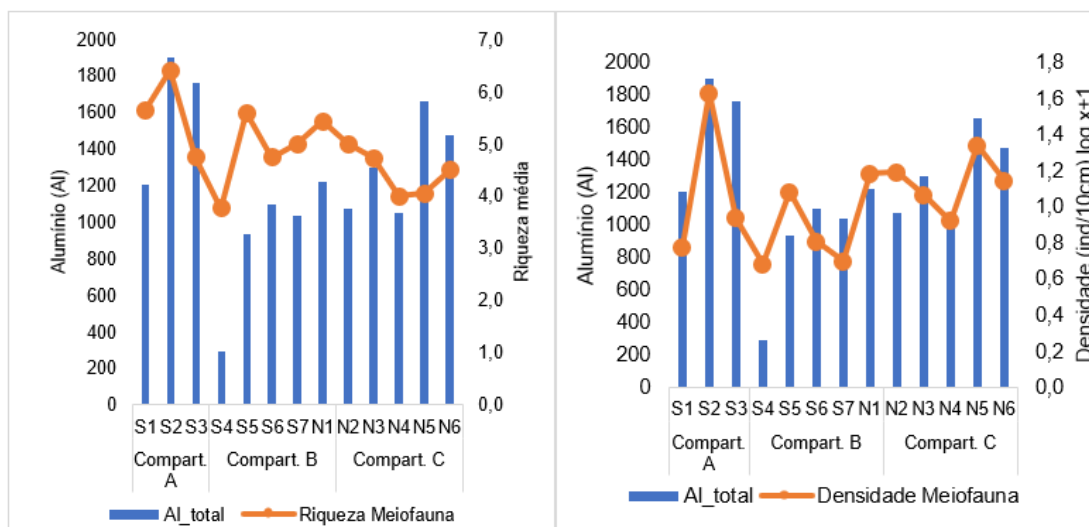
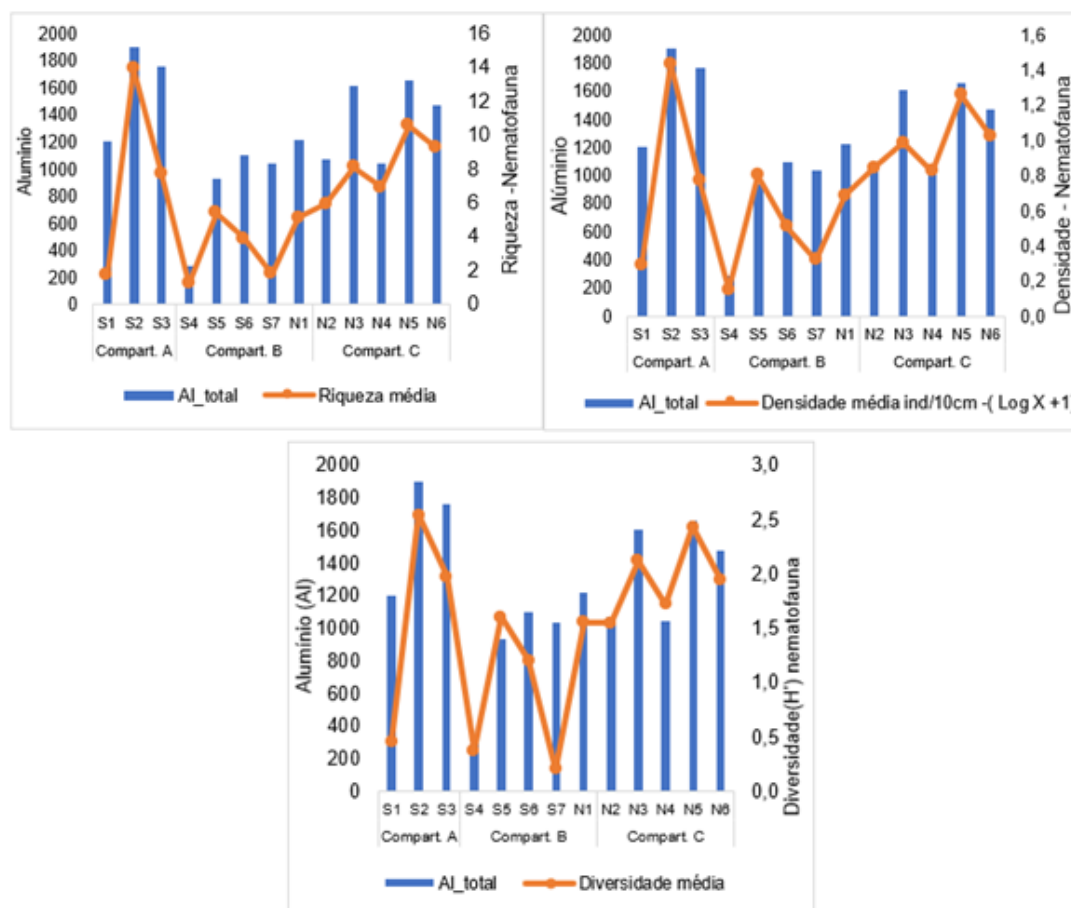




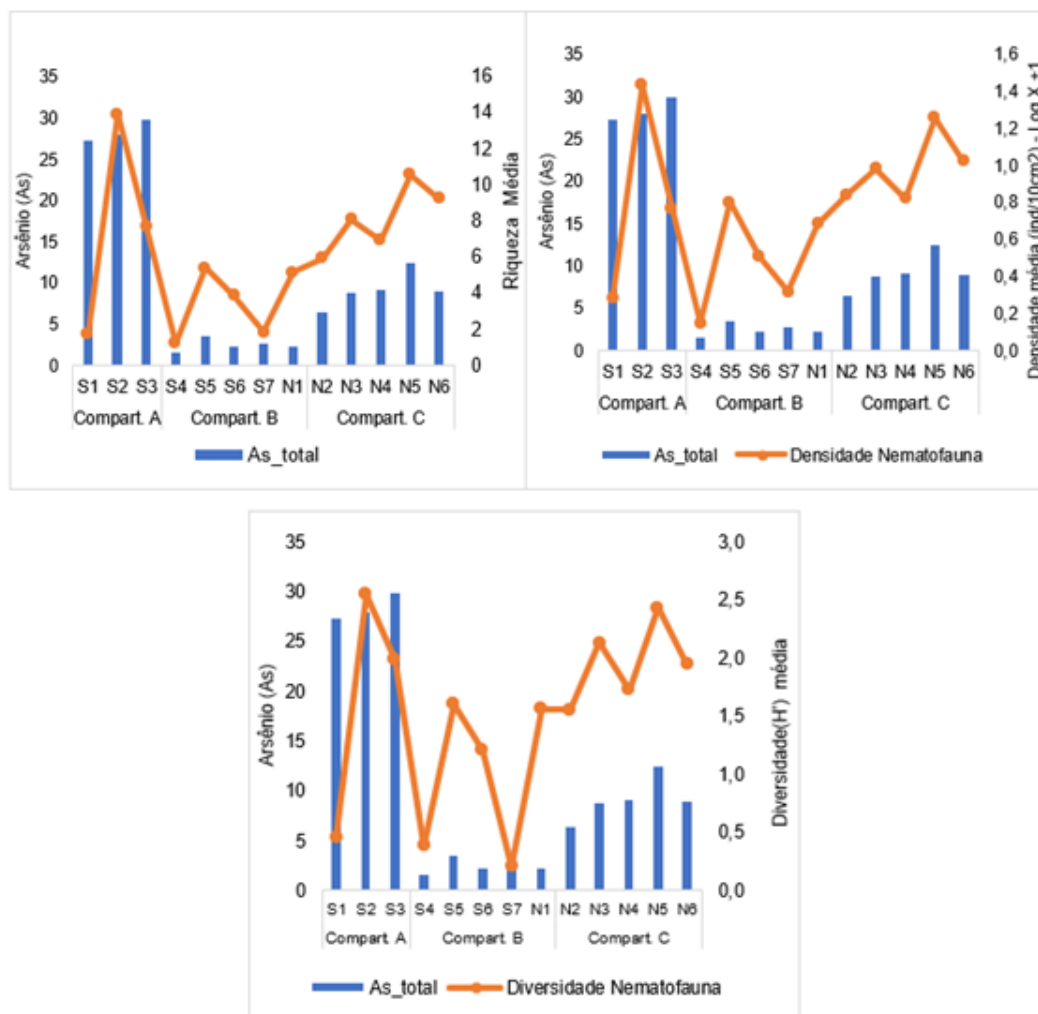
Figura 70: Distribuição de alumínio (Al) (mg/kg) e riqueza, densidade média (inds/10cm<sup>2</sup>) e diversidade da nematofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento



Sabe-se que entre os diversos efeitos que poluição química causam na biodiversidade local, a diminuição na abundância da fauna e a redução ou desaparecimento das espécies nativas mais sensíveis estão entre os mais frequentes (Somerfield *et al.*, 1994; Wu *et al.*, 2007; Kibria *et al.*, 2012). Contudo, há evidências que organismos bentônicos que habitam áreas de altas concentrações de elementos químicos desenvolvem mecanismos de tolerância que podem amenizar os danos (Grant *et al.* 1989; Bryan e Langston, 1992). Por conta disso, também é documentada na literatura, que alguns organismos, como os Nematoda, também se beneficiam dessa condição ambiental adversa. Alguns gêneros de Nematoda podem ser considerados oportunistas, uma vez que são muito tolerantes a diversos poluentes e outros distúrbios ambientais (Wilson e Kakouli-Duarte, 2009). Millward e Grant (1995) documentaram que uma certa seleção de espécies mais tolerantes ocorre após períodos mais longos de exposição aos elementos químicos, o que afeta a comunidade e composição, aumentando o número de espécies de Nematoda tolerantes. Muitos pesquisadores apontam que existem espécies adaptadas à alta tolerância de compostos químicos entre os Nematoda (Warwick, 1988; Somerfield *et al.*, 1994; Hedfiet *et al.*, 2007). Além disso, estudos de laboratório demonstraram que a toxicidade aguda e subletal de metais para uma variedade de meiofauna depende não apenas da forma química de um metal, mas também de outros fatores, incluindo temperatura (Verriopoulos, 1980; Lehtinen *et al.*, 1984,

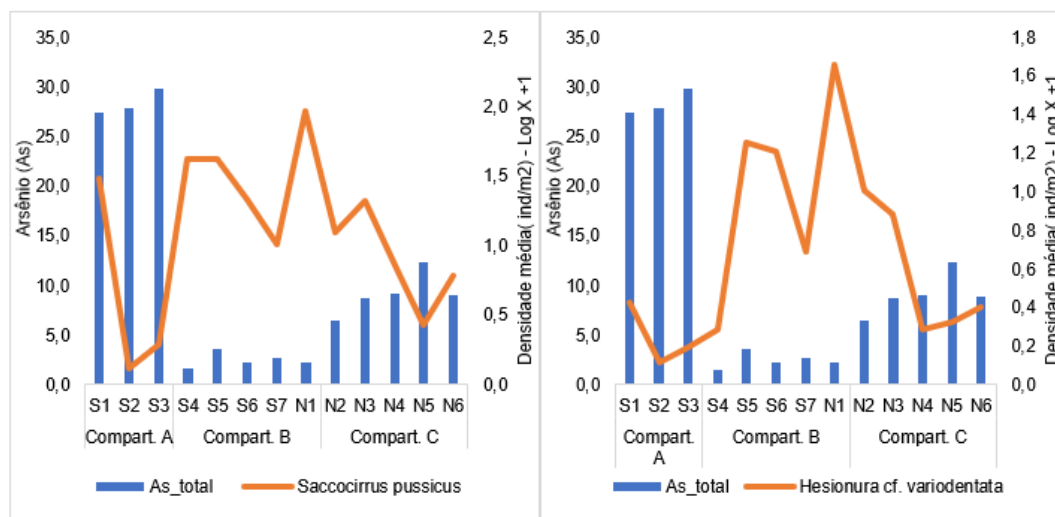
Vranken *et al.*, 1989), salinidade (Bengtsson e Bergstrom, 1987) e alimentação (Verriopoulos e Moraitou-Apostolopoulou, 1989).

Figura 71: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e riqueza, densidade média (inds/10cm<sup>2</sup>) e diversidade da nematofauna entre as praias emersas durante o período de monitoramento



Quanto aos poliquetas intersticiais, *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura cf. variodentata* apresentaram relações negativas da densidade com o aumento de As ( $p < 0,0001$ ) (Figura 72). Lee e Correa (2004) e Lee *et al.* (2006) concluíram, a partir de testes de toxicidade, que a redução do espaço intersticial causado por rejeitos da mineração limita a sobrevivência dos *Saccocirrus* mais do que a contaminação química pelos metais, sendo esse táxon tolerante/resistente à contaminação química, o que possivelmente também ocorreu com a densidade desses organismos no Compartimento C (ver Tabela com as ANCOVAs dos grupos chaves do *Material Suplementar A4PBS1*. Além disso, Villora-Moreno (1997) relatou a preferência de Saccocirridae por sedimentos arenosos, estando ausentes nos locais com lama ou mistura de lama e areia, como ocorre nesse compartimento.

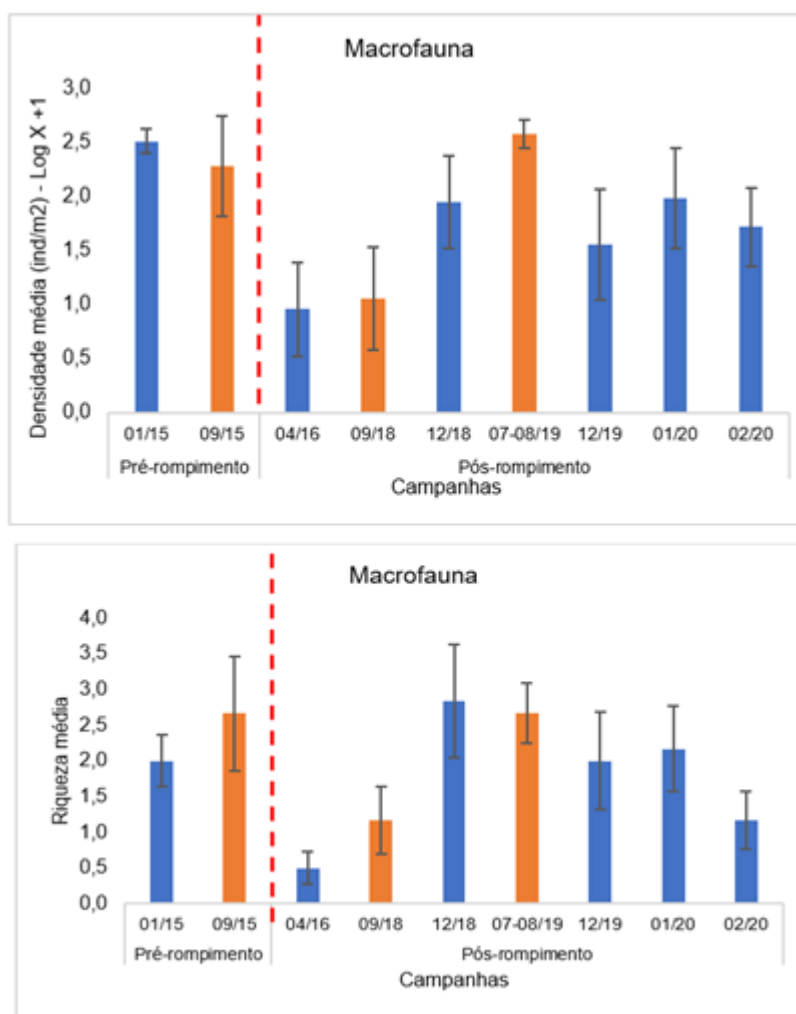
Figura 72: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e densidade média (inds/m<sup>2</sup>) de *Saccocirrus pussicuse* *Hesionura cf. varidentata* entre as praias emersas durante o período de monitoramento



Destaca-se a estação amostral N2 (Degredo), localizada neste compartimento, como criticamente impactada com a chegada do rejeito. Nesta praia existem dados pretéritos da fauna bentônica, compreendendo dados dos períodos chuvoso (janeiro) e seco (setembro) de 2015 (Teixeira, 2016) e dados da macrofauna, após a chegada dos rejeitos, amostrados no período chuvoso (abril) de 2016 (Mauri, 2017), ambos desenvolvidos com apoio de parte da equipe de bentos deste monitoramento.

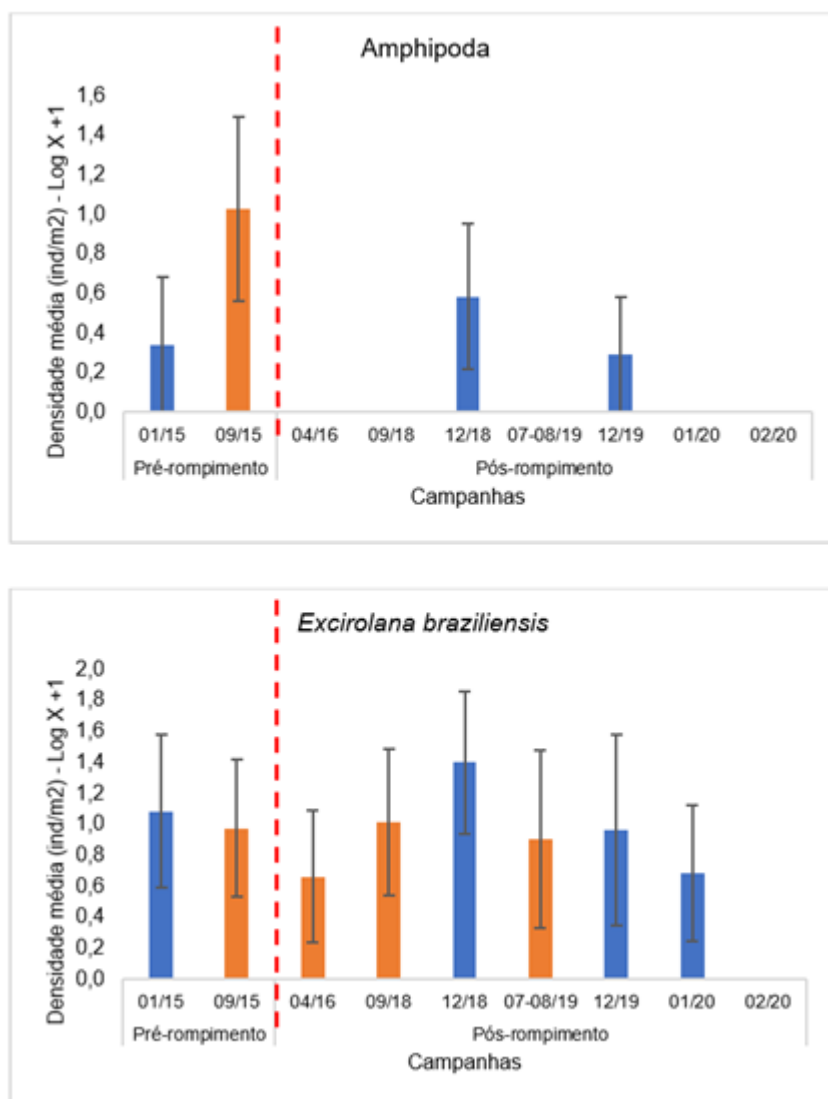
Após ajustes metodológicos, onde os poliquetas intersticiais foram retirados das análises da macrofauna (ver descrição das análises no *Material Suplementar A4PS1*), as variações temporais da riqueza foram significativas ( $p=0.016$ ), mas para a densidade média deixaram de ser ( $p>0.05$ ). Porém, o padrão desses parâmetros foi semelhante, com uma visível redução de valores nas duas amostragens após a chegada do rejeito ao mar (Figura 73). É possível observar que na amostragem ocorrida em 07-08/19, para densidade, e 12/18, para riqueza, houve um aumento nesses valores, onde a média registrada alcançou os valores do período pré-rompimento (01/15 e 09/15), indicando uma possível recuperação no número de organismos. Porém, a redução voltou a ocorrer nas amostragens realizadas no período chuvoso entre 12/19 e 02/20, mesmo sendo significativas apenas para riqueza.

Figura 73: Densidade e riqueza média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre.



Também foram registradas reduções nas densidades dos grupos chaves, todas significativas ( $p < 0,05$ ), mostrando algumas instabilidades temporais. Os Amphipoda desapareceram após a chegada do rejeito, só sendo novamente registrados em 12/18 e depois em 12/19 (ambos períodos chuvosos,  $p < 0,0001$ ) (Figura 74). Quanto aos isópodes *Excirrolana braziliensis*, também houve a redução significativa da densidade após o rompimento da barragem, voltando a registrar valores altos nas campanhas realizadas em 2018 (09/18 e 12/18), com posterior redução ( $p = 0,01$ ). Cabe ressaltar que na campanha de evento (02/20) nenhum organismo foi encontrado.

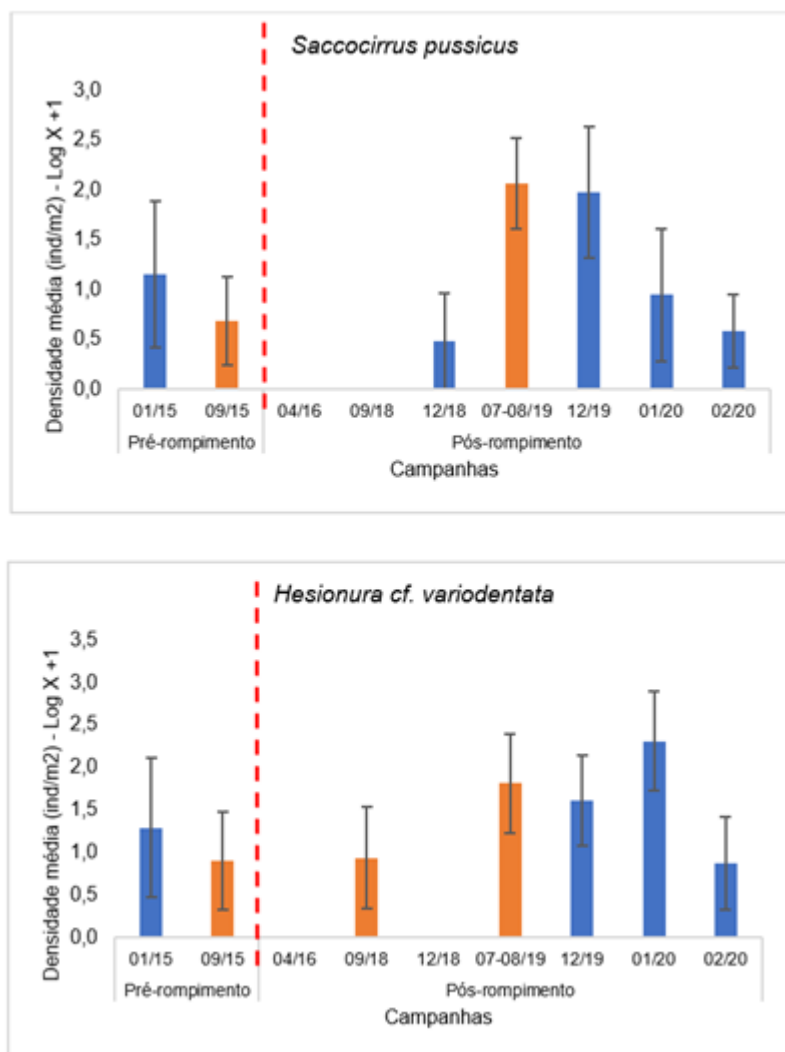
Figura 74: Densidades médias dos grupos chaves da macrofauna amostradas entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre.



Os poliquetas intersticiais *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura* cf. *variodontata*, agora analisados separados da macrofauna, também apresentaram reduções significativas da densidade após a chegada do rejeito (ambos com  $p < 0,0001$ ). Nenhum indivíduo de *S. pussicus* foi registrado nas duas campanhas após o rompimento, porém, em 2019, foram observadas densidades maiores que no período de intensas chuvas de 2020 (01/20 e 02/20), quando voltaram a reduzir (Figura 75). Para a densidade de *Hesionura* cf. *variodontata*, nenhum indivíduo foi registrado nas campanhas após o rompimento (04/16) e na campanha 12/18, porém os maiores valores foram registrados nas campanhas 07-08/19, 12/19 e 01/20.

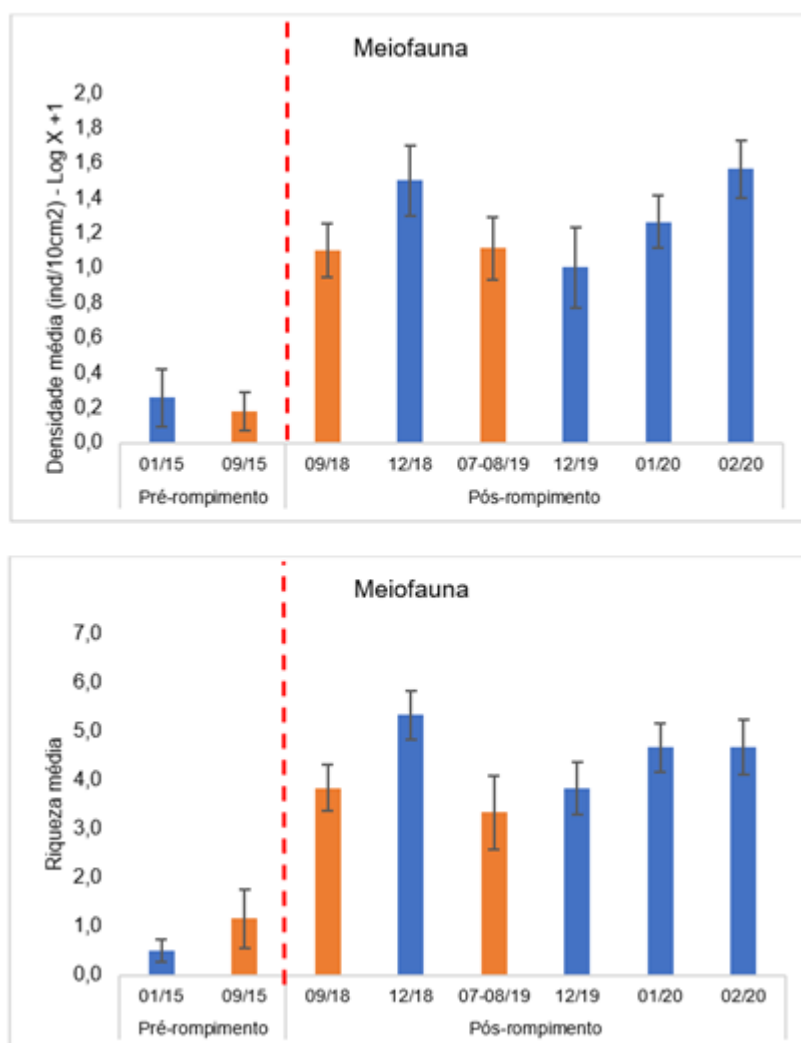
Figura 75: Densidades médias dos poliquetas intersticiais amostrados entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo).

Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre.



Para as densidades e riqueza da meiofauna e dos grupos chaves Nematoda e Copepoda, as diferenças entre os períodos pré e pós-rompimento também foram significativas ( $p < 0,0001$ ). Os valores registrados na condição pós-rompimento continuaram altos e, de modo geral, com aumento dos valores nos períodos chuvosos (Figura 76 e Figura 77).

Figura 76: Densidade e riqueza média da meiofauna bentônica amostrados entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre.



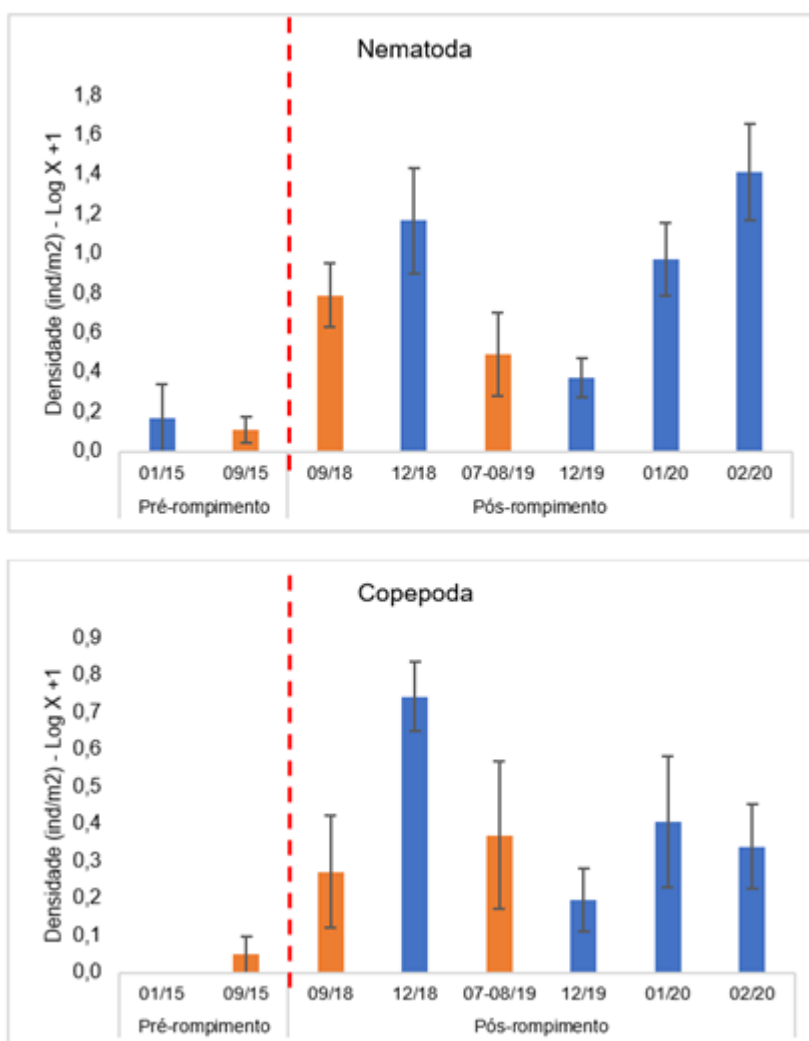
As alterações bruscas nas densidades da fauna bentônica após o rompimento da barragem demonstraram claramente um impacto do rejeito na praia de Degredo. Resultado semelhante foi encontrado por Gomes *et al.* (2017), que observaram a redução nos parâmetros da diversidade, assim como a modificação da estrutura trófica da macrofauna bentônica para o estuário do Rio Doce após o desastre. No Chile, padrão similar foi observado por Castilla (1983), onde rejeitos de cobre, sem tratamento, foram despejados através do rio Salado diretamente na Baía de Chañaral e o monitoramento da fauna de praias arenosas demonstrou uma diminuição progressiva da densidade e da biomassa nas comunidades macrobentônicas afetadas. Assim, após 5 anos do rompimento da barragem de Fundão e comparando os dados das seis campanhas realizadas em Degredo pelo PMBA/Fest-RRDM com dados pretéritos a esse monitoramento, foi possível observar que houve um impacto nas densidades de grupos da fauna bentônica após a chegada do rejeito e que ainda ocorrem



oscilações temporais, principalmente em períodos de eventos extremos, como frentes frias e chuvas intensas.

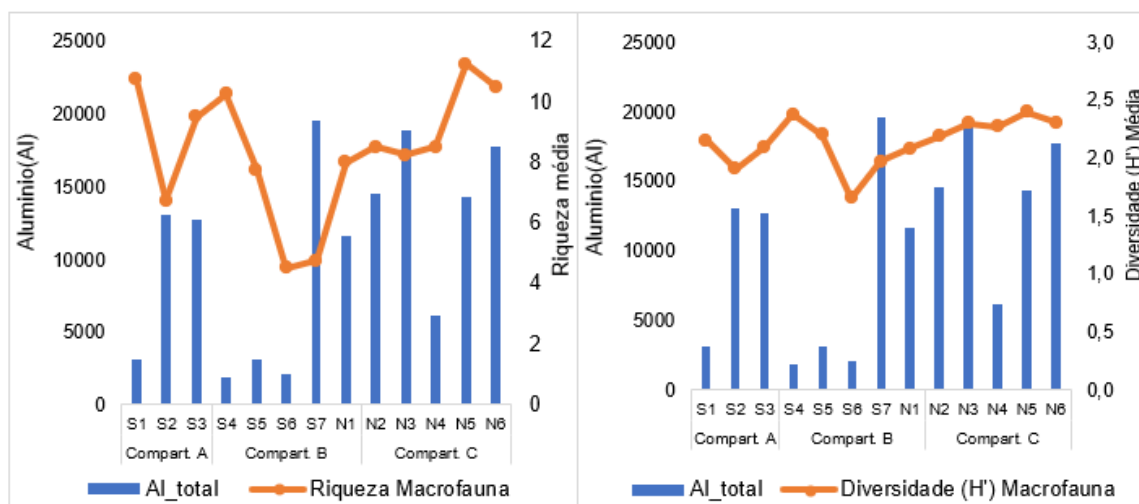
Figura 77: Densidades médias dos grupos chaves da meiofauna bentônica amostrados entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016).

Dados do Chuvoso 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre.



Na antepiraia, onde há as altas concentrações de lama e elementos químicos como Fe, Al, As, Mn, Ba, Ni e Pb, foram observados alguns efeitos significativos ( $p < 0,05$ ) na fauna bentônica. Riqueza e diversidade da macrofauna foram reduzidas na presença de maiores concentrações de alumínio (Figura 78). Os altos teores de alumínio, juntamente com o arsênio, causaram redução em todos os parâmetros ecológicos analisados da meiofauna (Figura 79) e da nematofauna (Figura 80). Todos os resultados das análises de covariâncias da antepiraia estão no *Material Suplementar A4PS2*.

Figura 78: Distribuição do alumínio (mg/kg) e riqueza e diversidade de Shannon-Wiener da macrofauna bentônica da antepraia durante dois anos de monitoramento.



Também houve redução significativa na densidade de Copepoda nos locais onde houve aumento das concentrações de Al, Mn, Ni e Pb. Na Figura 81, é possível observar a brusca redução da densidade de copépodos na antepraia do Compartimento C.

Organismos bentônicos estão entre componentes de comunidades aquáticas mais afetadas por elementos químicos (Grumiaux *et al.*, 1998), devido à sua natureza relativamente sedentária e contato íntimo com sedimentos e poluentes (Rosenberg e Resh, 1993). A sensibilidade destes organismos a mudanças na qualidade das águas, atribui a eles elevado potencial bioindicador, se tornando uma ferramenta útil para estudos de biomonitoramento de poluição ambiental (Coull e Chandler, 1992; Coull, 1988, 1999; Courtney e Clements, 2000; Ryu *et al.*, 2011; Rumisha *et al.*, 2012; Wu *et al.*, 2014a, b). Diversos autores já abordaram que a contaminação química diminui a densidade, a diversidade e a riqueza desses organismos, além de poder causar o desaparecimento de alguns organismos mais sensíveis (Somerfield *et al.*, 1994; Doi *et al.*, 2007; Wu *et al.*, 2007).

No relatório PMQQS (2019) foram apresentadas várias correlações dos parâmetros ecológicos da macrofauna e meiofauna bentônica com diferentes elementos químicos do sedimento. No entanto, as análises realizadas no PMBA/Fest-RRDM basearam-se em relações de causa e efeito entre os parâmetros de diversidade da fauna bentônica e as variáveis abióticas, utilizando-se análises de covariância e admitindo-se relações significativas sempre que  $p < 0,05$ . Os testes de correlação usados no PMQQS não se baseiam em relações causais e sim em variações lineares de duas variáveis, sem necessariamente uma delas provocar efeito na outra. Dessa forma, consideramos que os resultados aqui apresentados são mais conservadores e rigorosos.

A integração dos dados abióticos com os dados da comunidade bentônica permitiu avaliar a resposta dos padrões ecológicos em função dos teores de lama e das diferentes concentrações dos elementos químicos. Ao longo do litoral, verificou-se altas concentrações de elementos químicos, muitos deles

prejudiciais para a comunidade bentônica. Estes elementos químicos e sua distribuição estão associados a fontes locais, como observado no Compartimento A de terraços de abrasão da Formação Barreiras, como também associados a fontes fluviais, onde a mais importante é a desembocadura fluvial do Rio Doce. Os processos costeiros depositam a lama fluvial principalmente na antepraia e nas praias ao norte da desembocadura. Considerando que o rejeito do rompimento da barragem foi carregado pelos processos fluviais, a lama com altos teores de elementos químicos impactaram mais as comunidades bentônicas ao longo do Compartimento C e nas proximidades da desembocadura fluvial.

Figura 79: Distribuição do Alumínio (mg/kg) e Arsênio (mg/kg) e riqueza, densidade e diversidade de Shannon-Wiener da meiofauna bentônica da antepraia durante dois anos de monitoramento.

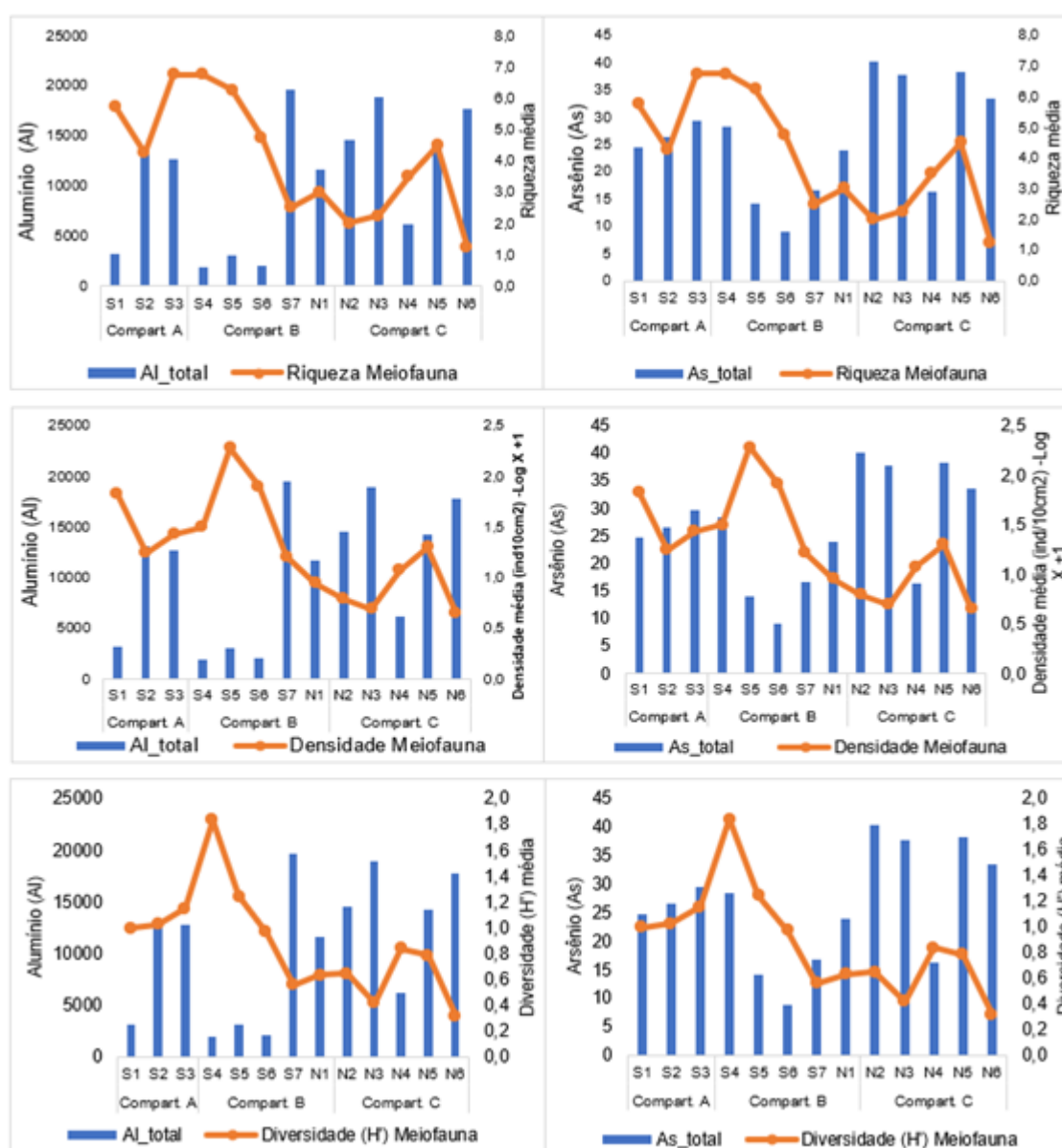


Figura 80: Distribuição do Alumínio (mg/kg) e Arsênio (mg/kg) e riqueza, densidade e diversidade de Shannon-Wiener da meiofauna bentônica da antepiraia durante dois anos de monitoramento.

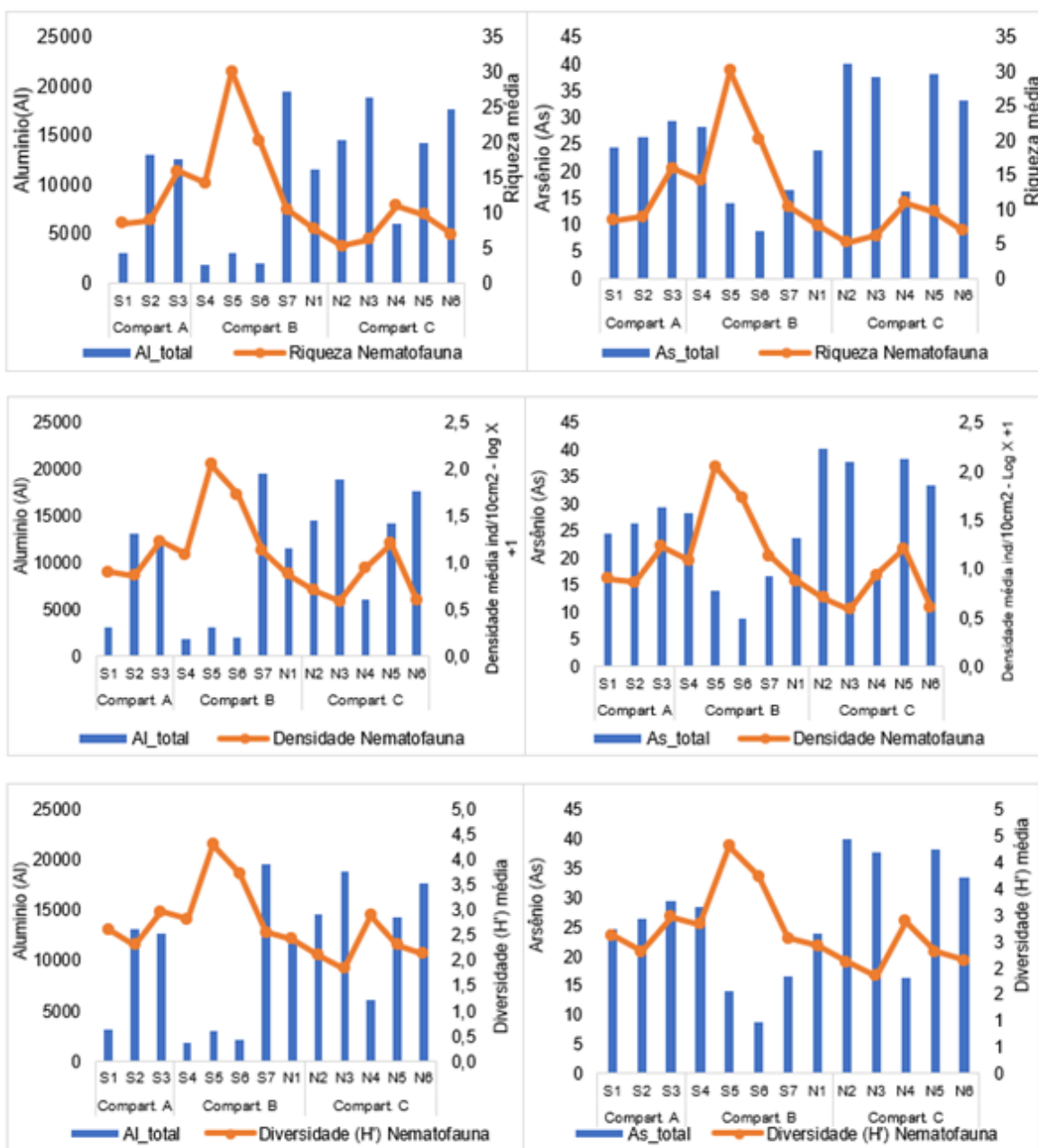
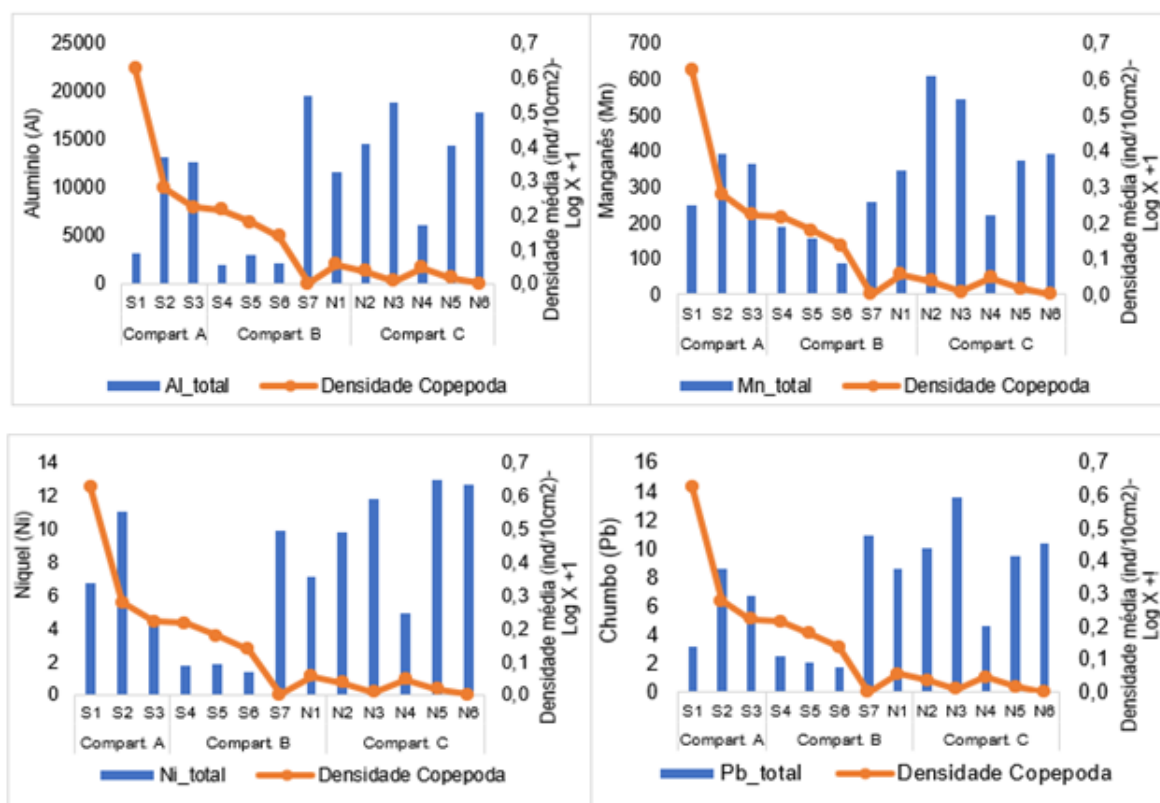


Figura 81: Distribuição do Alumínio (mg/kg), Manganês (mg/kg), Níquel (mg/kg) e Chumbo (mg/kg) e densidade de Copepoda da antepraia durante dois anos de monitoramento



### 1.1.5 Conclusão

O Anexo 4 monitorou a morfodinâmica, a concentração elementar no sedimento e na água e a diversidade da comunidade bentônica, a fim de apontar os possíveis impactos do aporte de rejeitos sobre o ambiente praial e responder algumas questões norteadoras.

Quanto ao alcance espacial dos impactos decorrentes do rompimento da barragem de rejeitos ao longo da costa e os processos morfodinâmicos envolvidos na distribuição desses, verificou-se que os sedimentos são depositados predominantemente na antepraia, onde os agentes de mobilização dos sedimentos, como as ondas e correntes, são menos ativos, quando comparados aos atuantes sobre a praia emersa. Como consequência desse comportamento, o sedimento da antepraia apresentou as maiores concentrações dos elementos químicos, destacando-se Al, Fe e Pb, associados aos rejeitos de mineração. Al e Fe tiveram uma alta biodisponibilidade, o que pode indicar um aporte mais recente desses elementos. No litoral norte, Compartimento C, a deriva litorânea é responsável pelo transporte da maior parte da carga atual do Rio Doce, e os processos morfodinâmicos da praia e grau de exposição permitem a retenção e deposição dos sedimentos, o que resulta em altos teores de lama, elementos químicos e MPS. Junto à desembocadura, os processos deltaicos interagem com a costa permitindo uma segunda área da deposição da lama e elementos químicos associados. No litoral sul,

Compartimento A, há a probabilidade de o material resultante do rompimento da barragem alcançar as praias, por transporte em suspensão e sob condições de ondas de nordeste. Contudo, fontes locais, associadas aos terraços de abrasão da Formação Barreiras e aporte fluvial do rio Piraquê-Açu, se relevam também potenciais para os elementos químicos verificados.

Uma outra questão se refere à possibilidade de os contaminantes atingirem a parte superior da praia, e quais seriam as condições de energia de ondas necessárias para que este processo de transposição das ondas ocorresse. Nas praias estreitas do Compartimento A, associadas aos terraços de abrasão, frequentemente se observa a transposição das ondas sobre a praia, corroborando com a hipótese de alcance de contaminantes na parte superior da praia. Já as praias próximas à desembocadura fluvial, que apresentam as ondas incidentes amortecidas pela presença da lama na antepraia, são mais aplainadas sob maiores alturas de ondas, sofrem inundações e erosões, o que vem permitindo o alcance do espraiamento na berma alta, dunas e cordões sedimentares, onde há o estabelecimento da vegetação de restinga. No sentido norte, as praias mais altas e as dunas funcionam como barreira a transposição das ondas. Vale ressaltar que em condições de maior vazão do Rio Doce, impacta a concentração dos elementos químicos no sedimento e no MPS.

Quanto às características da fauna bentônica nas praias da região e as anomalias encontradas que pudessem ser associadas ao rompimento da barragem, o monitoramento possibilitou identificar diversos indícios, porém de forma heterogênea dependendo da região das praias monitoradas.

A praia emersa sobre condições mais severas de ondas na arrebentação, surfe e espraiamento, apresenta-se mais dinâmica e com maior mobilidade dos perfis praias, que confere maior resiliência e recuperação à chegada de contaminantes do que a antepraia, onde os processos costeiros favorecem a retenção e a deposição da lama. Contudo, a influência geomorfológica, a granulometria das areias e o grau de exposição, entre outros, atuam sobre a capacidade do sistema praial para neutralizar a ação dos contaminantes ao longo do tempo nos sedimentos e na fauna bentônica. A morfologia das praias do Compartimento A favorecem a retenção dos elementos químicos das diversas fontes devido à limitação de trocas transversais imposta pelos terraços de abrasão. A comunidade bentônica é afetada principalmente pela presença dos elementos químicos. Já no Compartimento B, areias grossas, com altas velocidades de percolação e exfiltração na face da praia, são responsáveis pelos baixos teores de elementos químicos na praia emersa e consequente menores evidências de impactos sobre a comunidade bentônica. Observou-se, dessa forma, que os indicativos são associados à tipologia da praia. As relações dos teores de lama e de elementos químicos com os parâmetros da diversidade da comunidade bentônica, como alteração na densidade das espécies/grupos chaves e de todos os componentes bentônicos (macro, meio e nematofauna) ocorreram principalmente no Compartimento C, cuja morfodinâmica facilita a maior retenção da carga do rio trazido pela deriva litorânea. No entanto, em uma análise mais pontual, como foi feita para a estação N2 (Degredo), foi possível observar a instabilidade da fauna, sobretudo, em momentos de chuvas intensas, o que demonstra a importância da continuidade do monitoramento.



## 1.2 RESTINGA

### 1.2.1 Introdução

O monitoramento da vegetação da Restinga realizada no âmbito do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente (PMBA/Fest-RRDM) teve início em outubro de 2018 e continuou até outubro de 2020. Os resultados desses 24 meses serão aqui apresentados, principalmente, pela análise da variação temporal dos resultados obtidos considerando três períodos distintos, que apresentavam condições climáticas particulares e que afetam substancialmente as respostas das plantas e a disponibilidade de contaminantes no ambiente. Cada período citado ao longo deste relatório representa a média de três intervalos: Outubro de 2018 a Março de 2019 - Período 01/19; Abril a Setembro de 2019 - Período 07/19, e Outubro de 2019 a Março de 2020 - Período 01/20.

Do ponto de vista da análise espacial, o Anexo 5 - Restinga está inserido no Ambiente Costeiro e por isso, adota a compartimentação da costa da região compreendida entre os setores dos terraços de abrasão e planície costeira do Rio Doce baseados na tipologia e morfodinâmica das praias: o compartimento C abrange a região entre a Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra e Pontal do Ipiranga (Linhares); o compartimento B abrange a região entre Cacimbas (Linhares) e a Reserva Biológica de Comboios, e o compartimento A restringe-se a estação amostral em Mar Azul, Aracruz (maiores detalhes ver Material Suplementar A5RS1 Tabela 1 e Figura 1).

### 1.2.2 Inventário da Vegetação da Restinga

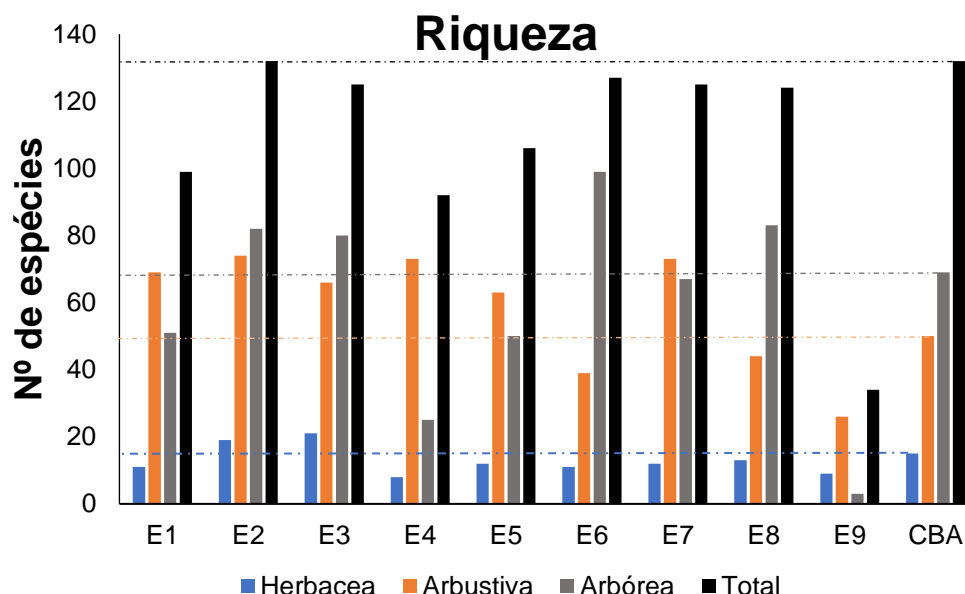
O inventário florístico amostrou, entre outubro de 2018 e outubro de 2020, 1.876 espécimes de angiospermas, coletadas nas nove estações amostrais monitoradas pela Restinga, reunidas em 319 espécies e 79 famílias (Material Suplementar A5RS2, Quadro 1), encontrando-se a maior riqueza reunida nas famílias Fabaceae (46 spp.), Myrtaceae (21 spp.), Asteraceae (18 spp.), Rubiaceae (18 spp.), Poaceae (17 spp.), Apocynaceae (11 spp.), Bromeliaceae (11 spp.) e Malvaceae (10 spp.). No período de outubro de 2019 a março de 2020 foram incluídas 297 espécimes na amostragem, representando um acréscimo de 17,6% em relação ao Ano 1. Entre as espécies amostradas, destaca-se a presença de 16 espécies ameaçadas de extinção (Material Suplementar A5RS2, Quadro 2). Dentre elas, *Rhodostemonodaphne capixabensis* (Lauraceae) e *Exellodendron gracile* (Chrysobalanaceae), considerada rara, coletadas na vegetação arbórea das estações situadas na Reserva Biológica de Comboios (REBIO Comboios).

O inventário nas Unidades de Conservação listou 117 espécies na Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra (APA Conceição da Barra – E1 e E2, Figura 82), correspondendo a 44,8% das espécies inventariadas, das quais 18 são de ocorrência exclusiva para esta unidade e uma endêmica, *Aristolochia zebrina* (Aristolochiaceae). Também foram listadas quatro espécies ameaçadas de



extinção, dentre elas *Neoregelia cruenta* (Bromeliaceae), nova ocorrência para este monitoramento, e oito invasoras, exóticas ou naturalizadas (Figura 83).

Figura 82: Comparação entre a riqueza encontrada nas formações e estações da vegetação de restinga do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I (PMBA/Fest-RRDM) e em estudo pretérito na localidade de Cacimbas (CBA), Linhares (ECOLOGYBRASIL e ECONSERVATION, 2013). As Estações 5, 6 e 9 apresentam dados subamostrados associados à pandemia COVID-19.

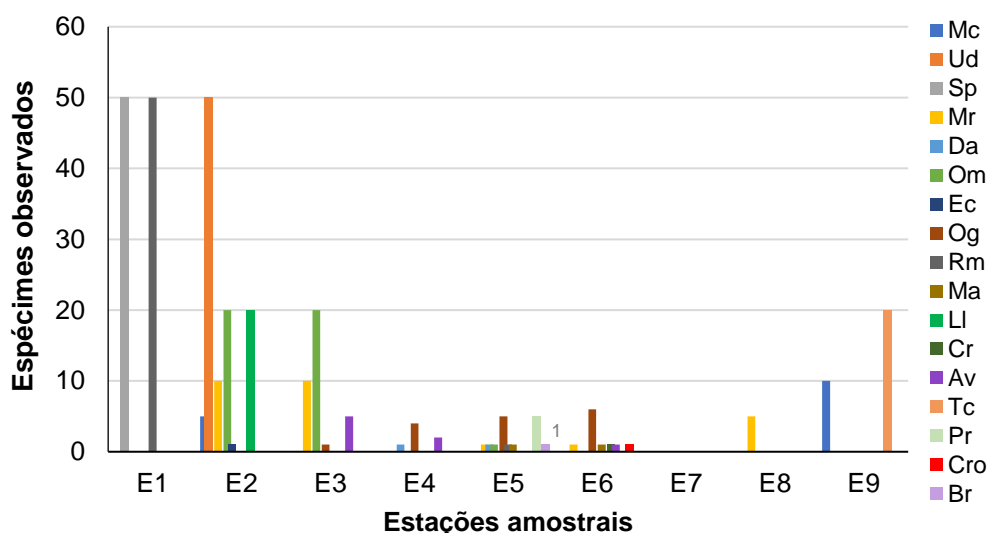


Já na REBIO Comboios (estações amostrais 7 e 8, Figura 82), foram inventariadas 126 espécies (48,3% da riqueza específica total), sendo 34 exclusivas e quatro endêmicas do Espírito Santo: *Eugenia kuekii* (Myrtaceae), *Exellodendron gracile* (Chrysobalanaceae), *Rhodostemonodaphne capixabensis* (Lauraceae) e *Abarema barnebyana* (Fabaceae). Onze espécies inventariadas encontram-se ameaçadas de extinção. É importante ressaltar as valiosas informações levantadas para estas espécies chave, visto que dados ecológicos representam lacunas importantes dentre os critérios para avaliação do estado de conservação das espécies. Estes resultados reforçam a importância da REBIO Comboios como uma área com elevada riqueza florística e com elementos reconhecidos como prioritários para a conservação. Além disso, nesta Unidade de Conservação existe baixa ocorrência de espécies invasoras ou naturalizadas (Figura 83), indicando baixa alteração antrópica.

Entre as nove estações amostrais, a Estação 2 foi a que apresentou maior riqueza específica (diversidade  $\alpha$ ), com 132 espécies (Figura 82), seguida pelas estações 6 (127 spp.) e pelas estações 3 e 7 (125 spp. cada). As estações com menor número de espécies foram E9 (34 spp.), o que pode ser justificado pelo menor esforço amostral, seguidas de E4 (92 spp.) e E5 (106 spp.), sendo as duas últimas áreas com acentuado histórico de perturbações antrópicas. Quando comparado o número total de espécies por estação, os resultados indicam pouca variação com dados pré-rompimento, obtidos em 2013 durante o Estudo de Impacto Ambiental do Mineroduto Morro do Pilar/MG a Linhares/ES e

Porto Norte Capixaba, em vegetação de restinga situada em Cacimbas, Linhares (ECOLOGYBRASIL e ECONSERVATION, 2013) (Figura 82), área próxima à denominada estação 6, Cacimbas, deste monitoramento.

Figura 83: Número de espécies invasoras/exóticas/ruderais distribuídas entre as estações amostrais da Restinga do PMBA/Fest-RRDM. Legenda: Mc = *Mimulus coriacea* (A. DC.) Miq.; Ud = *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster; Sp = *Setaria pumila* (Poir.) Roem. & Schul.; Mr = *Melinis repens* (Willd.) Zizka; Da = *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Willd.; Om = *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl.; Ec = *Eucalyptus citriodora* Hook.; Og = *Ocimum gratissimum* L.; Rm = *Racosperma mangium* Willd; Ma = *Macroptilium atropurpureum* (Sessé & Moc. ex DC.) Urb.; Li = *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit; Cr = *Crotalaria retusa* L.; Av = *Alysicarpus vaginalis* (L.) DC.; Tc = *Terminalia catappa* L.; Pr = *Porophyllum ruderales* (Jacq.) Cass.; Cro = *Catharanthus roseus* (L.) Don; Br = *Barleria repens* Nees.



Quanto à diversidade  $\beta$  (Material Suplementar A5RS2, Tabela 1) o índice de diversidade na formação arbustiva foi maior nas estações da APA Conceição da Barra. As estações da REBIO Comboios foram as que apresentaram os menores valores de diversidade. Esta menor diversidade tem como uma das causas a organização desta formação, apresentando grande extensão no sentido mar-continente, com dominância de uma gramínea (*Axonopus pressus*), podendo limitar o estabelecimento e desenvolvimento de outras espécies (SILVA et al., 2013).

Um total de 17 espécies exóticas invasoras ou naturalizadas foram identificadas (Figura 83), merecendo destaque a estação 1 onde foram encontrados vários indivíduos de *Racosperma mangium* (Fabaceae). Foram encontradas também oito espécies consideradas naturalizadas. Essas espécies ocorrem espontaneamente em áreas naturais, geralmente próximas a regiões com histórico de uso podendo ser consideradas indicadoras de áreas perturbadas. A ocorrência dessas espécies em todas as estações está limitada à borda de trilhas, estradas e onde havia residências, isto é, áreas com maior depósito de argila sobre o sedimento de restinga. A estação amostral 6 (Cacimbas) foi a que apresentou o maior número de espécies indicadoras de áreas perturbadas, com cerca de 20% das espécies inventariadas,

enquanto as estações amostrais com menor número desse tipo de espécie são as 7 e 8, exatamente as localizadas dentro da única Unidade de Conservação de Proteção Integral (REBIO Comboios).

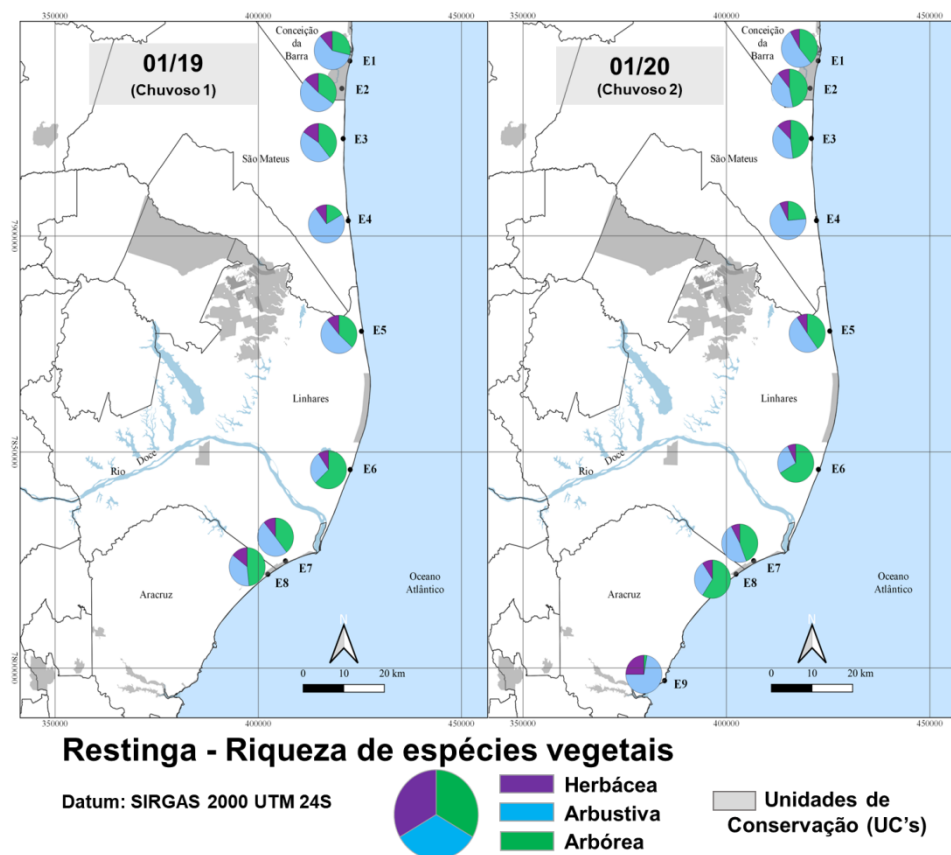
A presença de espécies exóticas até o momento mostrou-se pontual dentro das estações amostradas. Considerando este aspecto, as estações que devem ser monitoradas com maior atenção são as estação 1 e 9 (Figura 83), em razão da presença confirmada dessas espécies dentro de áreas em regeneração natural, além da presença de indivíduos adultos e sua capacidade de dispersão. O trecho do litoral de Mar Azul/ Aracruz (E9) (Compartimento A) possui proximidade com a Formação Barreiras, com presença marcante de traços de argila associados a areia. No entanto, nas outras estações este cenário é distinto, pois ambos os compartimentos do litoral (Compartimento B e C) estão distantes da Formação Barreiras, sendo esperado que alterações de teores de argila estejam exclusivamente associadas a interferências antrópicas.

Observa-se na Figura 84 o acréscimo de espécies nos dois períodos chuvosos avaliados durante o monitoramento. Como esperado, a formação herbácea permaneceu estabilizada ao longo do período por conter riqueza menor e espécies resilientes típicas deste ambiente. As diferenças são mais claras nas formações arbustivas e arbóreas, possivelmente influenciadas por espécies com floração bianual, bem como aquisição de espécies ainda não coletadas no primeiro período chuvoso.

A riqueza da formação arbórea é mais expressiva no Compartimento B, enquanto a formação arbustiva é mais representativa no Compartimento C, onde esta formação é mais desenvolvida (Figura 82 e Figura 84). É necessário salientar que em Mar Azul (E9) a restinga é pouco desenvolvida e está sob influência da aproximação da Formação Barreiras junto à costa, com maior representação da formação arbustiva. A incipiente amostragem na estação 9 levanta a necessidade da continuidade deste monitoramento nesta e nas demais estações da Restinga, pois um monitoramento a longo prazo confirmará se, e quais, as medidas mitigadoras de controle serão necessárias.

Foi realizada a análise da similaridade florística entre formações arbustivas, considerando a comparação entre as estações amostrais definidas neste monitoramento e outras áreas próximas avaliadas: R1 = Regência (BECHARA et al., 2020); R2 = Regência (COLODETE e PEREIRA, 2007); Po = Pontal do Ipiranga (PEREIRA et al., 1998); CB = Conceição da Barra (PEREIRA e GOMES 1993), todas a partir de dados obtidos pré-rompimento. Esta análise permitiu a formação de dois agrupamentos (Material Suplementar A5RS2, Figura 1): o Bloco 1, com as áreas de E7 a R2 e, o Bloco 2, com as estações E1 a E3 e E5. Em ambos os blocos a similaridade é alta, sendo que os agrupamentos se fazem em maior nível em áreas próximas, como sugerido por Monteiro et al., (2014). Em relação a análise destes grupos em função da compartimentação do litoral, a composição florística do Compartimento A e B constitui um bloco florístico meridional distinto do setentrional que caracteriza o Compartimento C. Todavia, esta interpretação é apoiada apenas pela tendência de divisão, visto que estações E6 e E4 se posicionaram à margem dos conjuntos encontrados.

Figura 84: Riqueza de espécies amostradas entre as formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea, na Restinga durante o Ano 1 (01/19 – chuvoso 1) e Período de Transição (01/20 – chuvoso 2) do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I (PMBA/Fest-RRDM).



As análises fitossociológicas forneceram base para o entendimento da organização de cada uma das comunidades, assim como possibilitou selecionar as espécies que estão sendo alvo de estudos ecofisiológicos. As diferenças encontradas entre as áreas amostrais em cada uma das formas biológicas aqui analisadas, não apresentaram indicações de alterações com relação principalmente a mortandade, mesmo na formação herbácea em que há estudos pretéritos desta comunidade ao longo da costa capixaba (THOMAZ e MONTEIRO, 1994; PEREIRA, 1995; PEREIRA et al. 1998; LEMES, 2018)

Além disso, a análise estrutural indica pouca distinção entre as áreas quanto sua composição florística na formação herbácea não inundável e na formação arbustiva, considerado que as curvas de suficiência amostral (Material Suplementar A5RS2, Figura 2A-C) tendem a uma estabilização. O alto valor de  $r^2$  indica uma regularidade ao redor da média, com tendência a esta estabilização. Contudo, na formação arbustiva (Material Suplementar A5RS2, Figura 2B), a curva cumulativa indica um incremento contínuo, apesar de  $r^2$  apresentar valor alto.

### 1.2.3 Valores de Referência Para Elementos Traços no Sedimento

A caracterização das áreas costeiras de Restinga monitoradas pelo PMBA/Fest-RRDM quanto a possíveis contaminações resultantes do Rompimento da Barragem de Fundão utilizou três referências contendo informações norteadoras.

Os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) determinados por Paye et al., (2010) foram usados no Relatório Semestral de Evolução (RSE). Um novo levantamento bibliográfico permitiu encontrar e testar a validade de mais dois estudos, PSG (2013) e Turekian e Wedepohl (1961).

Como principal fonte de referência são usados neste relatório os dados de concentração de elementos minerais presentes no sedimento apresentados no Estudo de Impacto Ambiental do Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro – EIA-Nutripetro, realizado em 2013 (PSG, 2013). Tal escolha se justifica pelo fato deste estudo conter informações pré-rompimento e pela sua localização. Os pontos de coleta de sedimento desse estudo (PSG, 2013) encontram-se a 19 km ao sul da Estação Amostral 8 (E8), 11,5 km ao norte da Estação Amostral 9 (E9) e cerca de 136 km da Estação Amostral 1 (E1) do PMBA/Fest-RRDM, Anexo 5, Restinga. Os valores de referência e os mapas comparativos adicionais encontram-se no Material Suplementar A5RS2 (Tabela 2 e Figuras 3 e 4).

A Figura 85 mostra doze elementos traço presentes no sedimento comparados com os valores de referência (EIA-Nutripetro) e permite a análise comparativa ao longo das estações, à exceção do elemento Sn, sem valor definido pelo estudo norteador.

Os resultados obtidos, quando comparados aos valores pré-rompimento referenciados, mostram que em várias estações amostrais ocorrem elevadas concentrações de As, Co, Cu, Mn, além de Cd, Ni, Pb e Zn em pontos mais isolados (maiores detalhes Material Suplementar A5RS2, Figura 5).

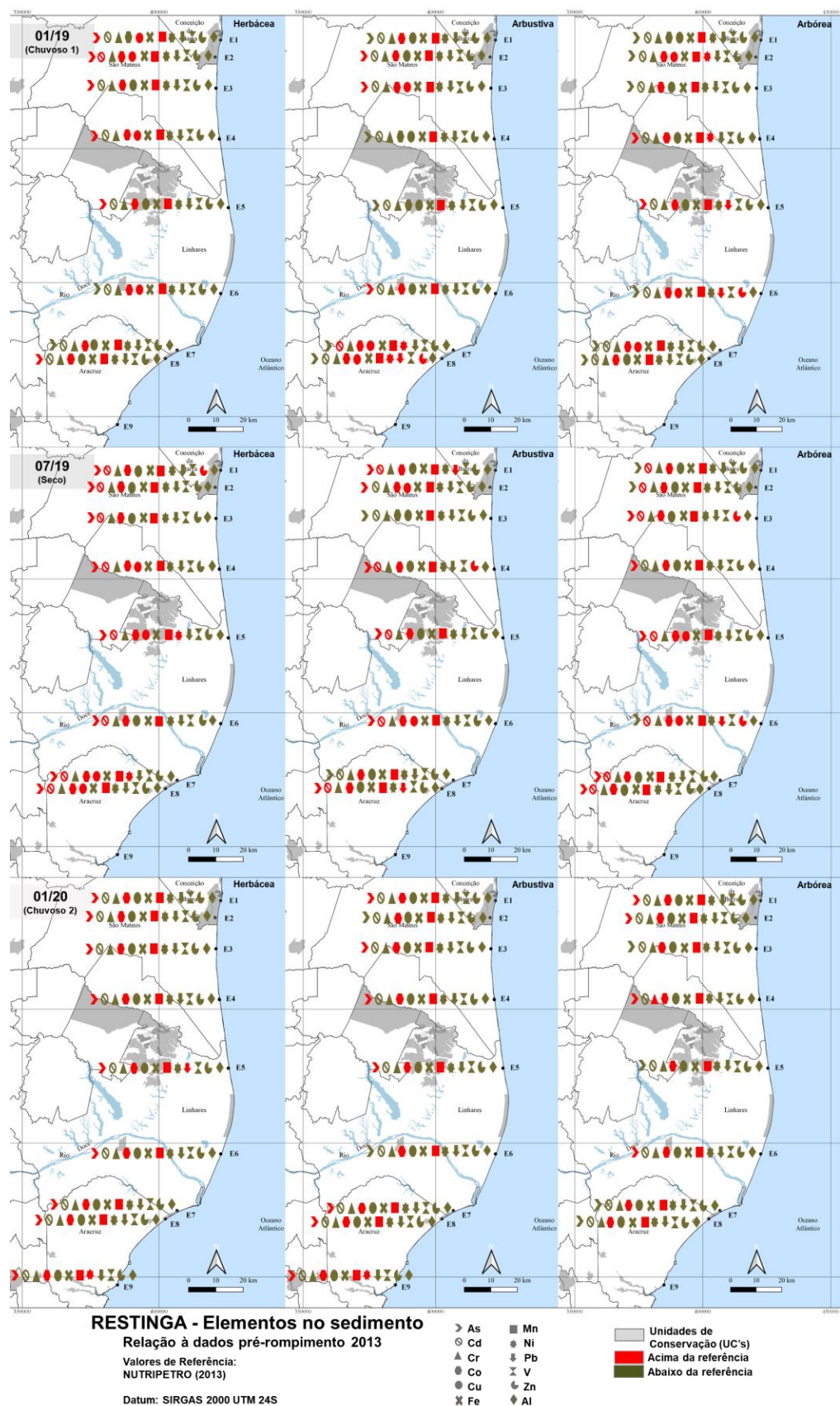
Destaque deve ser dado às altas concentrações de Mn (acima do registrado pelo EIA-Nutripetro - PSG, 2013) em todas as estações e períodos avaliados. Estes resultados confirmam o observado por outros anexos do ambiente costeiro (RSE PMBA/Fest-RRDM - RT35, Apêndice Costeiro, pg. 44 e 111) em relação à concentração deste elemento.

Especialmente se observa um maior número de elementos em elevadas concentrações na região próxima à desembocadura do Rio Doce, compartimento B. Nesse compartimento encontram-se as estações entre Cacimbas e REBIO Comboios (E6, E7 e E8), nas quais mais de 50% dos elementos se encontram acima dos valores de referência.

É interessante destacar que ao se comparar as formações vegetais estudadas observa-se que a distribuição de elementos acima dos valores de referência segue a ordem: Formação Herbácea > Formação Arbustiva > Formação Arbórea.



Figura 85: Elementos traço contidos nos sedimentos das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, coletados em três períodos: 01/19, 07/19 e 01/20 e comparados com valores de referência. Os valores de referência utilizados foram obtidos a partir do EIA-Nutripetro realizado em 2013 (PSG, 2013) localizado em Barra do Riacho, Aracruz.



Esta observação confirma a suscetibilidade das plantas herbáceas ao maior aporte de elementos no sedimento, principalmente por estarem mais expostas aos processos de inundação, o que potencializa a retenção de alguns elementos traço (IMPELLITTERI et al., 2002; SAUVÉ et al., 2000).

Um padrão semelhante de distribuição, com menor número de elementos traço em excesso, foi observado durante os dois períodos chuvosos avaliados (01/19 e 01/20). Por outro lado, no período seco (07/19) elevado número de elementos traço em excesso transcorre toda a extensão da costa.

Esses resultados devem ser analisados com muito cuidado, pois a capacidade de acumular um determinado elemento mineral e os níveis que podem ser considerados tóxicos para as plantas varia muito. Portanto as respostas da biota às variações sazonais no sedimento podem ser atribuídas aos mais diversos fatores (TAM e WONG, 1993; 2000; BERNINI et al., 2010).

A multiplicidade dos resultados reafirma a complexidade da análise de uma vasta gama de metais que, em conjunto, podem influenciar negativamente o equilíbrio do ambiente e as respostas biológicas dos indivíduos.

Além da presença dos metais provenientes da influência antrópica, outros fatores, como a formação geológica podem influenciar a análise dos resultados, como o que é proposto por Mirlean et al., (2013). Neste estudo, sobre o enriquecimento de arsênio em praias e plataformas adjacentes à ocorrência do Grupo Barreiras, os autores apontam a influência do próprio ambiente como fonte natural deste elemento. Os resultados aqui apresentados demonstram que, mesmo em uma pequena extensão, os teores deste metal podem aumentar até cinco vezes em relação ao mínimo encontrado. Dessa forma, vale destacar as influências locais nas concentrações superiores de As no Compartimento A, que correspondem a costa de Mar Azul/Aracruz, quando comparadas aos valores de referência EIA-Nutripetro, visto que esta região se caracteriza pela transição entre praias Quaternárias e formações do Grupo Barreiras, e desta forma a variação pode ser resultado da origem geológica do sedimento.

Diante da multiplicidade de respostas em escala temporal, espacial e específica por formação vegetal, a análise do *pool* de elementos traços se torna mais relevante do que a discussão pontual em termos dos impactos individuais e particulares de cada elemento. Desse modo, a análise integrada da presença dos elementos no ambiente pode fornecer informações mais evidentes acerca do possível impacto dos metais e por consequência a extensão dos danos.

#### **1.2.4 Indicadores Biológicos da Restinga**

Segundo a Resolução CONAMA N° 417/2009, a restinga distribui-se em mosaicos que ocorrem em áreas de grande diversidade ecológica, sendo consideradas comunidades edáficas que dependem mais da natureza do solo do que do clima. Os processos de formação e adaptação das espécies existentes estão muito relacionados com as condições edáficas, como a profundidade, fertilidade e drenagem do solo. Portanto, o estudo de espécies representativas da restinga, em vasta distribuição



na área impactada, busca compreender quais as tendências e associações decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão/MG.

Os elementos minerais essenciais e outros elementos traço interferem nos processos fisiológicos do vegetal. Elementos como cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn) são micronutrientes essenciais necessários para vários processos celulares em plantas, mas podem se tornar citotóxicos em altas concentrações. No entanto, metais como cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) podem ser fitotóxicos mesmo em concentrações muito baixas porque são oligoelementos não essenciais para as atividades metabólicas celulares das plantas (DALCORSO, 2012). Todavia, as respostas às concentrações crescentes no solo e na planta não são lineares e podem ser influenciadas direta ou indiretamente por vários fatores tais como temperatura, pH do solo, aeração do solo, concorrência entre as espécies de plantas, etc. (SOUZA et al., 2018).

Considerando os efeitos individuais dos elementos traço contidos na lama trazida pelo Rompimento da Barragem nos processos fisiológicos, a proposta metodológica do Plano de Trabalho incluiu análises para detecção e acompanhamento de processos metabólicos que poderiam ser alterados pelas concentrações dos elementos minerais. Esse procedimento produziu grande número de dados no Ano 1.

Então, paralelamente à análise dos elementos minerais presentes na biota (sedimento e plantas) foram sugeridos indicadores biológicos responsivos às variações dos teores desses elementos. Estes foram apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020 (RSE PMBA/Fest-RRDM – RT35, Apêndice Costeiro, pg. 59-81).

Também no RSE assumiu-se que a análise individual para cada indicador biótico fosse distribuída em categorias que sugeriam uma situação de risco. A Situação de Risco foi então representada pela variação espacial (entre as estações) e temporal (entre os períodos de coleta) dos valores do parâmetro analisado e distribuída em três categorias distintas: Risco Alto, Risco Moderado e Risco Baixo (para detalhes da metodologia, ver Material Suplementar A5RS1).

Após 24 meses de monitoramento, novas análises integradas permitiram sugerir indicadores que são parâmetros do metabolismo e desenvolvimento vegetal mais representativos e com maior correlação com as variações do aporte de metais ao longo da restinga do litoral do Espírito Santo (Material Suplementar A5RS2, Figura 6 e 7). O Quadro 1 resume os indicadores, estatisticamente selecionados, sugeridos no Ano 1 e agora melhor definidos.

Quadro 1: Indicadores bióticos definidos para o Ano 1 (out/2018 a set/2019) e Período de Transição (out/2019 a out/2020).

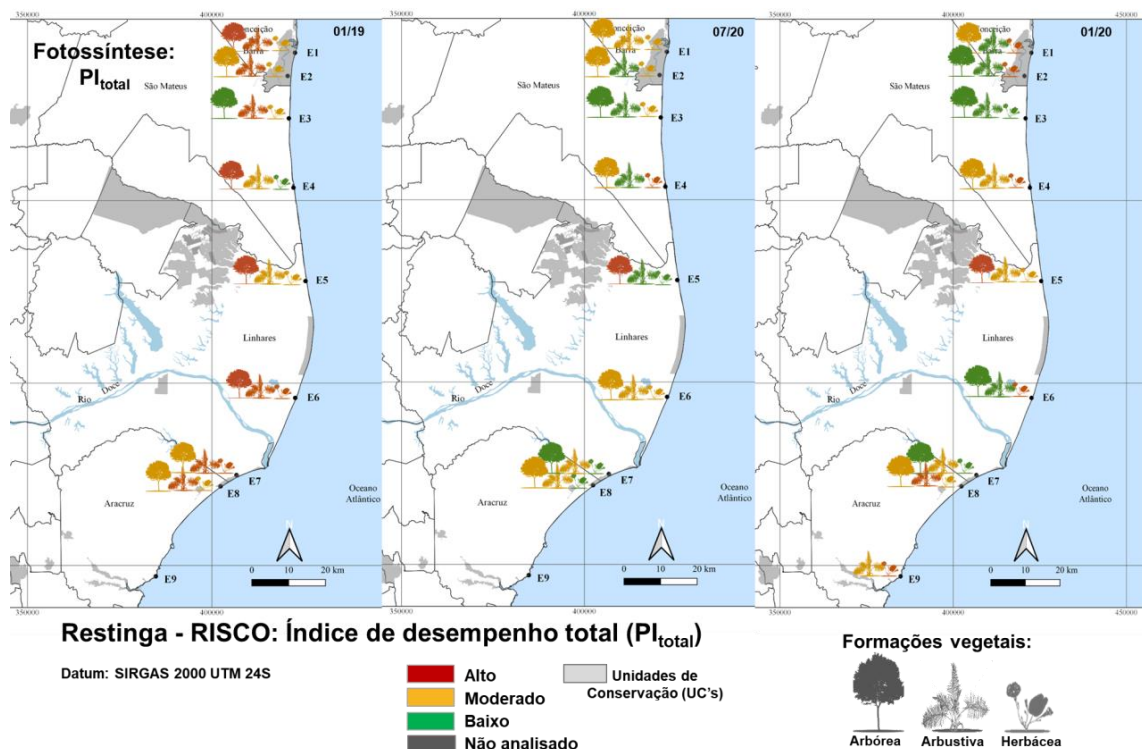
| Indicador                             | Ano 1                                       | Período de Transição |
|---------------------------------------|---|----------------------|
| Fotossíntese                          | Índice de desempenho total ( $PI_{total}$ ) | $PI_{total}$         |
|                                       | Fotossíntese líquida (A)                    | A                    |
| Metabólitos primários                 | Sacarose (Sac)                              | Malato (Mal)         |
| Morfoestrutural                       | Liginina:Hemicelulose (Lig:Hemi)            | -                    |
| Sistema antioxidante e dano oxidativo | Dismutase do superóxido (SOD)               | SOD                  |
|                                       | -   | Carotenoides (Car)   |
|                                       | -   | Malonadeído (MDA)    |
| Fenologia                             | -   | Floração (Flor)      |
| Capacidade de recuperação             | Pólen                                       | -                    |
|                                       | Germinação (Germ)                           | -                    |
|                                       | Unidades formadoras de colônias (UFC)       | -                    |

O primeiro deles é o Índice de Desempenho Total ( $PI_{total}$ ) da cadeia de transporte de elétrons durante a fotossíntese (Figura 86), e representa a capacidade da planta de absorver e processar a energia luminosa (STIRBET e GOVINDJEE, 2011). O índice de desempenho total,  $PI_{total}$ , é calculado como uma equação de Goldman (GOLDMAN, 1943), com três componentes, que representam a densidade de centros de reação, a eficiência de captura da energia luminosa e a eficiência no transporte de elétrons por toda a cadeia de transporte. Por conseguinte, se um estresse afeta quaisquer destes componentes, o efeito será evidenciado no índice de desempenho, que então tem uma sensibilidade mais alta do que aquela alcançada por quaisquer de seus componentes isolados.

Nas formações arbustiva e arbórea no período chuvoso (01/19) observa-se também situações de Risco Alto para o  $PI_{total}$ , com distribuição ampla ao longo de toda a área de amostragem (Material Suplementar A5RS2, Figura 8). Com o progresso do monitoramento, constata-se no período seco (07/19), uma melhoria clara nas situações de risco da vegetação arbustiva no Compartimento C, isto é, entre as localidades de Conceição da Barra e Pontal do Ipiranga (E2 a E5). Entretanto, no período chuvoso seguinte (01/20) houve uma retomada da situação de Risco Alto na formação herbácea, em diversas localidades ao longo da costa.

A tendência à recuperação das formações arbustiva e arbórea se deve ao fato dessas se encontrarem mais afastadas da linha de costa. Por estar sobre um sedimento pobre em nutrientes, o ecossistema Restinga é diretamente dependente da oferta de elementos minerais via aerossol marinho e está sujeito à intensa lixiviação que mesmo com um maior aporte de metais advindos do “spray”, não retém os elementos por tempo prolongado.

Figura 86: Índice de desempenho total da cadeia de transporte de elétrons ( $PI_{total}$ ) obtido em folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga. O  $PI_{total}$  é representado em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e foram determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.



Contatou-se uma correlação negativa do  $PI_{total}$  com os teores de Mn nas folhas, bem como com a Argila e Zn nos sedimentos (Material Suplementar A5RS2, Figura 6 e Figura 7).

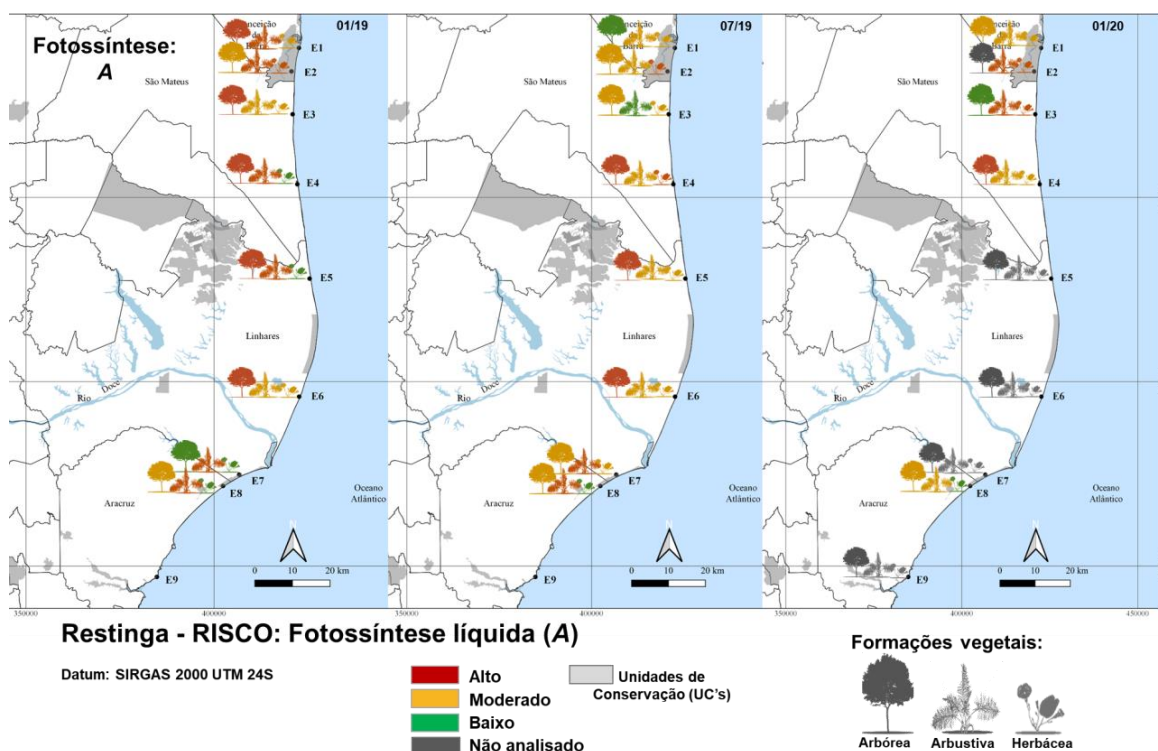
Na análise temporal do risco para o  $PI_{total}$ , importante ressalva deve ser feita para a recém adicionada estação de monitoramento E9, única localizada dentro do compartimento A, na qual as formações monitoradas (apenas herbácea e arbustiva) apresentam risco moderado/alto, comportamento que se repete em outros indicadores a serem discutidos.

A análise deste indicador e sua comprovada relação com os teores de elementos minerais presentes no ecossistema é interessante por ser obtido de forma não destrutiva. Análises da fluorescência transiente da clorofila a permitem a obtenção rápida de informações qualitativas e quantitativas sobre a organização e funcionamento do aparato fotossintético, os níveis de estresse e a dimensão dos danos gerados (AHMED et al., 2012; SHU et al., 2013).

A Fotossíntese líquida ou taxa fotossintética líquida ( $A$ ,  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) representa aqui a etapa bioquímica do processo fotossintético e seu aparecimento como o segundo indicador, atesta a veracidade de ser o aparato fotossintético uma das primeiras vias a ser impactada sob qualquer estresse ambiental (para outros parâmetros de trocas gasosas, ver Material Suplementar A5RS2,

Figura 9). A Figura 87 mostra o risco, relativo a este indicador, da atividade fotossintética nas diferentes formações vegetais ao longo das estações amostrais do PMBA/Fest-RRDM.

Figura 87: Fotossíntese líquida (A) obtida em folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.



A figura aponta para situações de Risco Alto nas formações predominantemente a norte da foz do Rio Doce, o que pode ser observado com maior destaque no período chuvoso (01/19) para a formação arbórea. Nesta formação durante o período seco (07/19) houve diminuição do risco na vegetação das estações mais afastadas da foz, localizadas entre Conceição da Barra e Aldeia dos Cocos (E1 a E3).

No período chuvoso seguinte (01/20), a equipe teve diversos problemas na estabilização do equipamento de medidas e as estações E5, E6 e E7 não puderam ser avaliadas devido a interrupção provocada pela pandemia. Nas estações avaliadas, não foram detectadas alterações relevantes, quando comparadas com a situação de risco do período chuvoso anterior. Como exceção, observa-se que as estações E2 e E3 apresentaram Risco Alto para as formações herbácea e arbustiva.

Vale destacar o padrão de resposta de A da formação arbórea, principalmente nas estações Barra Nova e Ponta do Ipiranga (E4 e E5) e que, igualmente ao que foi demonstrado para  $PI_{total}$ , não apresentou retomada positiva relevante entre os três períodos analisados. Conjuntamente, estes parâmetros relacionados à fotossíntese responderam de maneira síncrona às variações decorrentes dos distúrbios

na costa, correlacionando com a quantidade de argila do sedimento, os teores de As, Zn sedimentares e de Cu, Mn, Zn, Fe, Cr e V foliares (Material Suplementar A5RS2, Figura 6 e Figura 7).

Ambos os indicadores ( $PI_{total}$  e  $A$ ), estatisticamente correlacionados às concentrações de metais, reforçam a importância da análise de parâmetros fotossintéticos pela sua capacidade em detectar pequenas mudanças no ambiente. Os parâmetros de indução da fluorescência da clorofila *a* demonstram serem sensíveis a danos bioquímicos sutis nos centros de reação fotossintética ou até mesmo à presença seletiva de alguns metais no tecido vegetal em uma ampla variedade de espécies (GONZÁLEZ-MENDOZA et al., 2013; HIDALGO et al., 2020). A análise fotossintética, do ponto de vista dos parâmetros relacionados à eficiência do uso da luz, pode gerar resultados relacionados à produção de espécies reativas de oxigênio, independente do aparecimento de danos ao aparato fotossintético (BUAPET et al., 2017; PHANDEE e BUAPET, 2018).

O metabolismo do nitrogênio é diretamente dependente do metabolismo do carbono. Assim, a fim de verificar possíveis alterações no metabolismo de carboidratos e suas possíveis implicações no metabolismo do nitrogênio, também foram avaliados os teores de amido, açúcares e malato (Material Suplementar A5RS2, Figura 10 e 11). Destes metabólitos, o malato, destacou-se estatisticamente como o terceiro indicador biológico responsivo às variações dos teores dos elementos minerais.

A Figura 88 mostra a distribuição de risco para o conteúdo de malato (Mal) encontrado nas espécies de cada formação vegetal nas diferentes estações monitoradas.

No primeiro período avaliado, 01/19, os resultados do indicador malato demonstram situação de Risco Médio a Alto nas plantas das estações mais ao norte, como o observado entre a APA Conceição da Barra e Aldeia dos Cocos (E1 a E3), e tende a se concentrar em Risco Moderado, principalmente para a formação arbórea, ao longo de toda a região da costa avaliada, estendendo-se até as estações do compartimento B, inclusive naquelas presentes ao sul da desembocadura do Rio Doce.

Assim como no período chuvoso (01/19), no período seguinte, seco (07/19), caracterizado por uma redução dos índices pluviométricos, a situação de risco apresentou mudança de nível Moderado para Alto, de maneira muito representativa também para a formação arbórea. Coincidente com essa elevação estão as correlações significativas com teores de Mn, Fe e Zn foliares e argila, Mn e Zn no sedimento (Material Suplementar A5RS2, Figura 6 e Figura 7).

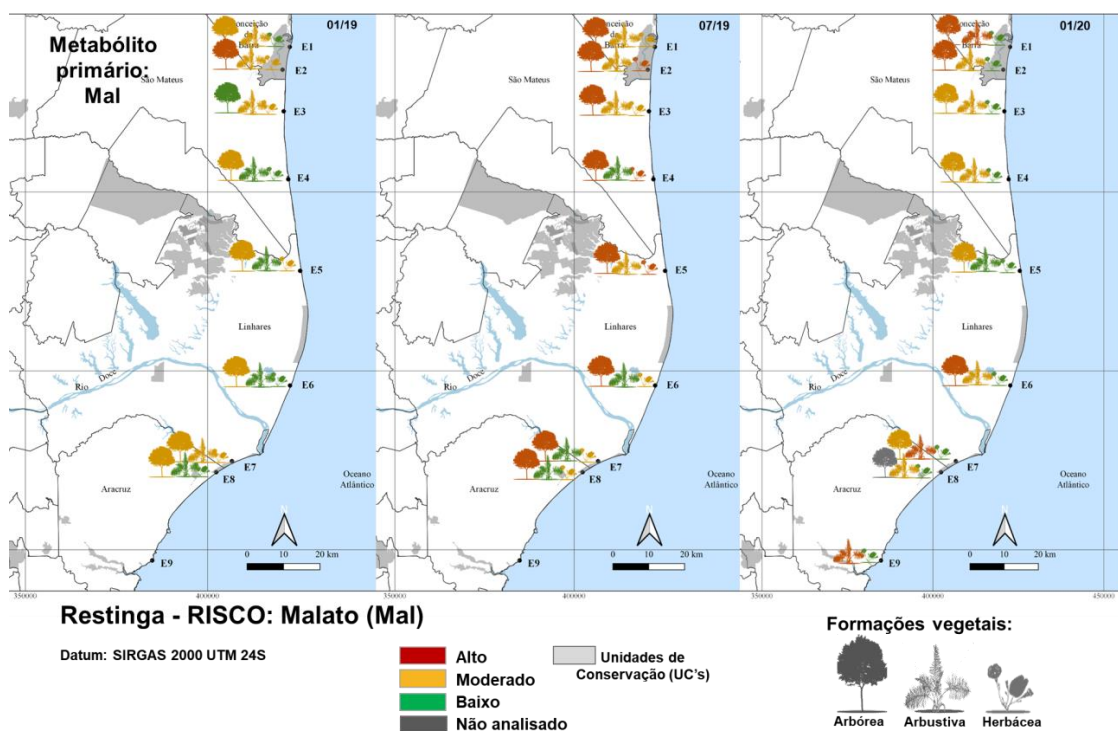
Além dos aminoácidos e carboidratos, os ácidos orgânicos (e. g., malato) também estão envolvidos em mecanismos de tolerância a metais pesados (HAYDON e COBBETT, 2007). Estes metabólitos podem ter um papel de desintoxicação complexando-se com metais e reduzindo sua disponibilidade para a planta (HALL, 2002).

A alta correlação encontrada entre o malato e os teores de elementos minerais, principalmente o Fe, corroborada pelo fato desse ácido orgânico ser um quelante citossólico (DUBEY et al., 2018), além de atuar no balanço iônico e manutenção do pH do apoplasto (KOCHIAN et al., 2015). Observou-se resposta proporcional e direta do malato à concentração de Zn no sedimento, embora sua presença,



acima dos valores de referência, não tenha apresentado alta frequência entre estações amostrais (Figura 85).

Figura 88: Concentração de malato (Mal), metabólito primário, das folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.



Verificou-se um aumento significativo nos teores de malato e, consequentemente na situação de Risco, durante o período de seca nas formações herbáceas e arbóreas (Figura 88). Além de ser considerado um importante osmoprotetor, contribuindo para o controle da abertura estomática, o malato pode também servir como fonte alternativa de carbono, de modo que seus níveis tendem a aumentar em resposta às condições de seca (ARAÚJO et al., 2011; MEDEIROS et al., 2017; OMENA-GARCIA et al., 2019).

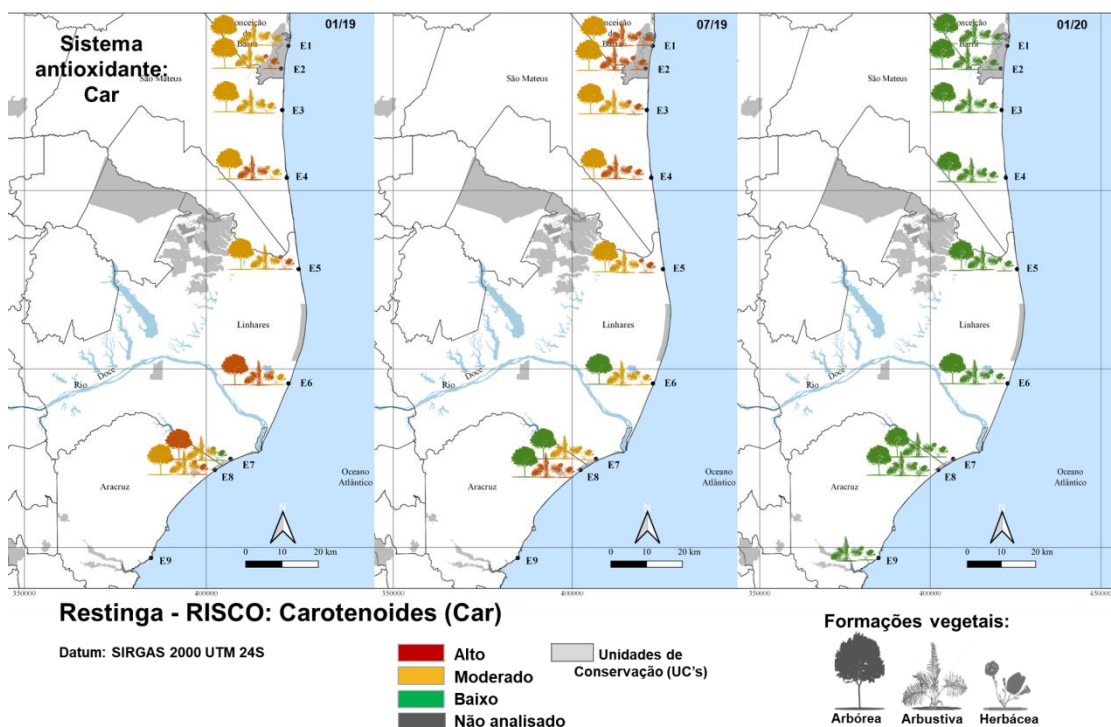
Tomados em conjunto, os dados obtidos permitem sugerir que o malato possa estar envolvido ativamente na manutenção de turgor, protegendo o metabolismo celular durante situações de limitada disponibilidade hídrica. No entanto, as plantas arbustivas apresentaram incrementos significativos durante o período chuvoso (01/20), o que possibilita especular que estas plantas estejam passando por outros estresses, dentre eles o estresse mineral.

As plantas exibem um complexo sistema antioxidante, responsável por controlar os níveis das Espécies Reativas de Oxigênio (EROs), evitando, assim, possíveis danos oxidativos. Entretanto, a exposição a metais pesados pode levar a inúmeros efeitos tóxicos nas plantas pela sua indução, as quais inibem a maioria dos processos celulares (SYTAR et al., 2013).

Quando há limitação na disponibilidade de antioxidantes, podem ocorrer lesões oxidativas de caráter cumulativo (MICHALAK, 2006). Os carotenoides, assim como o ascorbato/dehidroascorbato (Material Suplementar, A5RS2, Figura 12), possuem atividade antioxidante e atuam no sentido de proteger o aparato fotossintético contra danos oxidativos desencadeados seja por excesso de luz, estresse salino ou estresse mineral.

A Figura 89 apresenta a situação de risco para o conteúdo de Carotenoides (Car), o quarto indicador biológico e um importante componente do sistema antioxidante. Os resultados indicam que, à medida que foram observados aumentos nos teores de metais na costa, como corroborados pela análise dos elementos minerais quantificados no particulado depositado sobre as folhas ("Spray") (Material Suplementar, A5RS2, Figura 13), também foram observados aumentos das concentrações foliares de carotenoides. Tais elevações estão significativamente relacionados a aumentos de As foliares e de Ni nos sedimentos.

Figura 89: Concentrações de Carotenoides, Sistema Antioxidante, das folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.



Nas estações amostrais do Compartimento B, pelo menos uma formação vegetal apresentou uma situação de Risco Alto, no período chuvoso (01/19). Os resultados da concentração de carotenoides presentes na folha das plantas da Restinga mostram que, com o progresso do monitoramento, a situação de risco desse indicador diminuiu.



No período seco (07/19), as tendências temporais se diferenciam principalmente no que diz respeito aos compartimentos B e C. Enquanto o primeiro apresentou expressiva melhora, como pode ser visualizado na formação arbórea, nas estações mais ao norte do compartimento C, o risco fez-se elevado, como está representado para as formações herbácea e arbustiva. Essa distribuição variada do risco dos carotenoides pode estar diretamente relacionada ao baixo índice pluviométrico, que pode afetar sensivelmente a concentração e distribuição dos elementos minerais presentes no solo.

Somados a isso, as espécies herbáceas se mostraram afetadas pelo estresse na região entre E1 a E5. Esta formação pode ser mais suscetível aos processos de inundação da praia por ocasião de ondas mais altas, agravado pelas características das praias e restingas da região ao norte do Rio Doce, as quais apresentam naturalmente menores inclinações associadas à sua tipologia.

No período chuvoso 2 (01/20), em todas as estações, o risco foi baixo para a concentração de carotenoides.

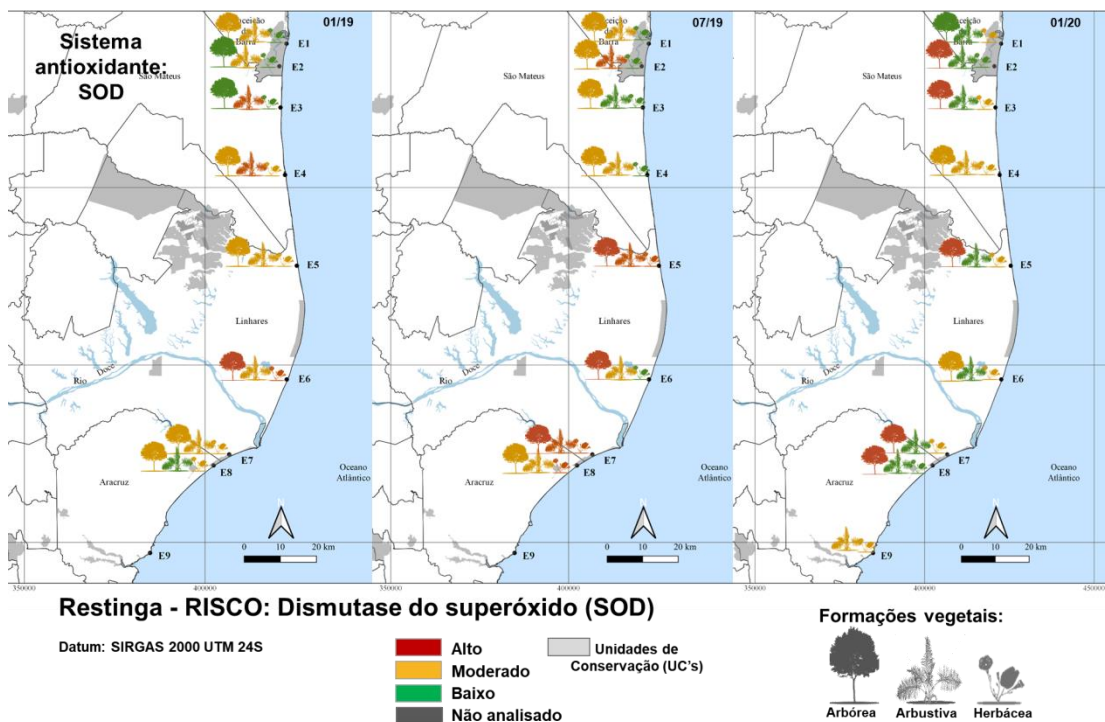
Na análise do quinto indicador, a atividade da enzima Dismutase do superóxido (SOD, EC 1.15.1.1), os resultados apresentados na Correlações significativas da SOD foram observadas para Cu e Mn foliar, Zn e argila no sedimento, reforçando o fato de que os teores desses elementos na planta exercem uma influência sobre o metabolismo antioxidante (Material Suplementar A5RS2, Figura 6 e Figura 7).

Figura 90 sintetizam a situação de risco nas folhas das espécies da restinga nos três períodos de monitoramento.

Como participante do sistema antioxidante das plantas, a SOD é a primeira enzima a participar na transformação do radical superóxido. Esta enzima atua no sistema de defesa de quase todas as células vivas expostas ao oxigênio (HAYYAN et al., 2016). É também o antioxidante enzimático intracelular mais eficaz, presente em todos os organismos aeróbicos e em todos os compartimentos subcelulares propensos ao estresse oxidativo mediado pelas EROs (GILL e TUTEJA, 2010).

Os presentes resultados mostram uma distribuição do risco desse indicador que, temporalmente, representou um aumento da atividade enzimática durante o progresso do período 01/19 para 07/19. Este padrão pode ser bem evidenciado nas estações a norte (E5 e E6) e a sul (E7) da desembocadura do Rio Doce e especificamente, nas formações arbustiva e arbórea (para maiores detalhes, ver Material Suplementar A5RS2, Figura 14) Correlações significativas da SOD foram observadas para Cu e Mn foliar, Zn e argila no sedimento, reforçando o fato de que os teores desses elementos na planta exercem uma influência sobre o metabolismo antioxidante (Material Suplementar A5RS2, Figura 6 e Figura 7).

Figura 90: Atividade da enzima Dismutase do superóxido (SOD) em folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinadas considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.

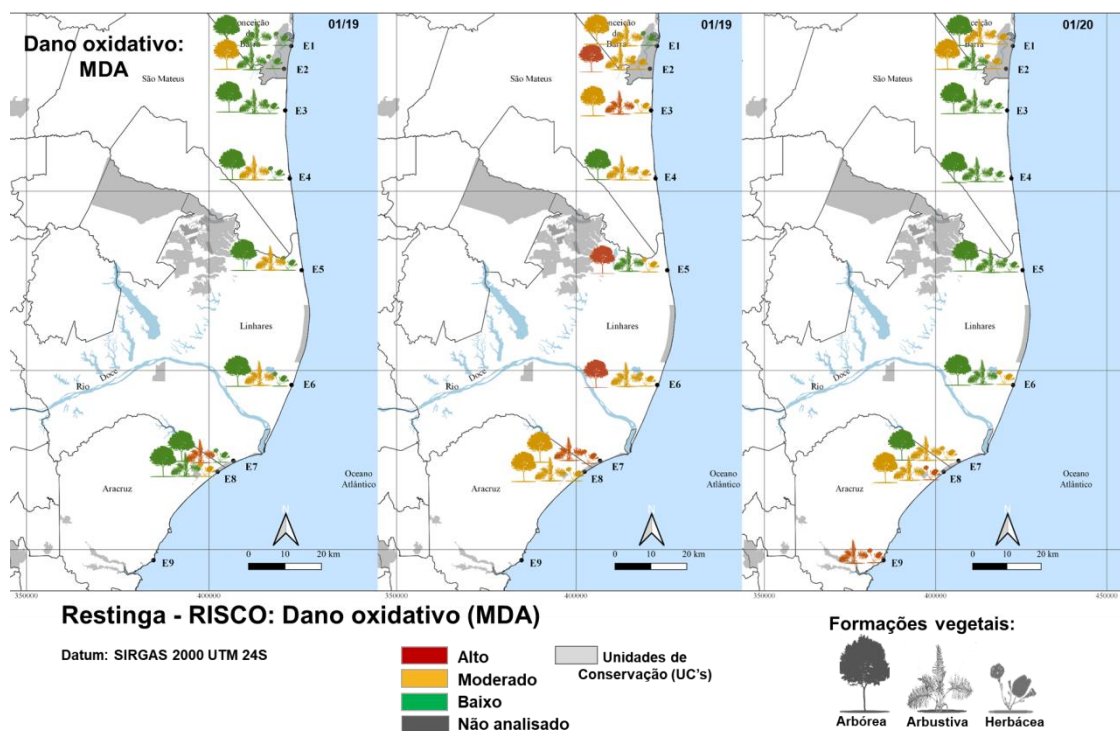


A extensão do dano oxidativo da vegetação da Restinga foi avaliada pelo conteúdo de Malonaldeído (MDA), que aumenta significativamente com a diminuição da capacidade antioxidante (Figura 91). Mudanças em tal parâmetro bioquímico atuando no nível celular são relevantes para o comportamento, sobrevivência, reprodução e crescimento, e a toxicidade induzida em nível celular pode ser usada como um biomarcador precoce dos efeitos em nível de população (HOWCROFT et al., 2009; MILAN et al., 2018).

Este aldeído é resultante das reações de peroxidação lipídica nas membranas e sistemas biológicos (RAEL et al. 2004) e pode ser acumulado à medida que aumentam os teores de alguns metais no tecido (GONNELLI et al., 2001). Dessa forma, a sugestão desse parâmetro como indicador, após as análises estatísticas apontarem correlações do mesmo com teores de metais detectados nas estações amostrais, sugere um potencial impacto sobre a vegetação de restinga.

Os níveis de MDA apresentam diferenças significativas quando comparados os períodos avaliados (Material Suplementar A5RS2, Figura 15). Fica claro que, durante o período chuvoso (01/19), poucas foram as estações e formações que apresentaram médio e alto risco, como os resultados apontados para a formação arbustiva entre as localidades de Barra Nova e REBIO Comboios (E4 a E7). Esse resultado demonstra que no período chuvoso os teores ou a disponibilidade de elementos minerais não provocaram, significativamente, danos celulares nas plantas avaliadas.

Figura 91: Conteúdo de malonaldeído (MDA) em folhas de plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representado em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinados considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.



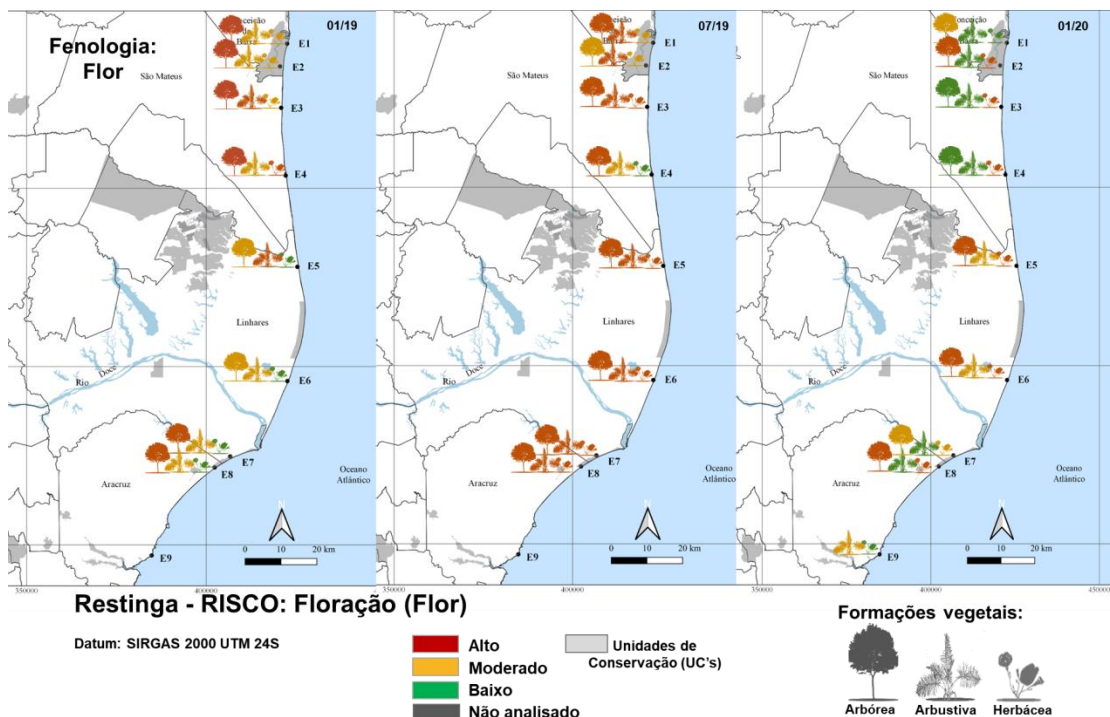
Em contrapartida, durante o período seco (07/19), observa-se um aumento do MDA ao longo de toda a costa, em especial nas espécies arbóreas.

O MDA teve alta correlação com teores de Al, Zn e Mn nas folhas, bem como argila e Zn no sedimento. Esses resultados são bastante semelhantes ao evidenciado pela situação de risco da SOD. A resposta semelhante entre os indicadores do sistema antioxidante e dano celular, principalmente em resposta aos teores de argila no sedimento, podem explicar a importância da granulometria na dinâmica de distribuição dos elementos minerais (GIER e JOHNS, 2000). Os cátions são preferencialmente concentrados nas partículas mais finas do sedimento devido, em parte, à maior superfície de contato específica, melhorando sua capacidade de adsorção e retenção iônica (GAO et al., 2018).

Associados aos aspectos metabólicos em nível de indivíduo, a avaliação das respostas relacionadas aos aspectos reprodutivos das espécies vegetais da Restinga reveste-se de extrema importância, pois seu monitoramento pode indicar alterações futuras na comunidade vegetal.

A floração (Flor) foi outro indicador selecionado e a Figura 92 evidencia sua situação de risco. Respostas antagônicas são visualizadas entre o período chuvoso (01/19) e os períodos seco (07/19) e chuvoso (01/20) seguintes.

Figura 92: Fenologia - Floração (Flor) das espécies da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e determinadas considerando a amplitude de variação dos valores do indicador. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.



É necessário destacar que durante o período chuvoso (01/19) as estações do Compartimento C estavam em situação de Risco Alto, com atenção especial para as espécies arbóreas da APA Conceição da Barra a Barra Nova (E1 a E4).

Por outro lado, no período 07/19 observa-se uma elevação do risco para todas as estações com especial atenção àquelas mais próximas à foz do Rio Doce, tanto a norte quanto sul. Este resultado, além de ser um indicativo da presença de situações de estresse ambiental, pode ser decorrente da redução natural da floração pela sazonalidade reprodutiva inerente das espécies, como registrado na Figura 16 do Material Suplementar A5RS2.

Com o início do período chuvoso, 01/20, a floração apresentou uma expressiva redução do risco para algumas formações, evidenciado nas estações ao norte, entre APA Conceição da Barra e Barra Nova (E1 a E4), bem como na área entre a REBIO Comboios e Mar Azul (E7, E8 e E9). Quando comparadas ao período chuvoso anterior, 01/19, estes resultados indicam que as plantas respondem mais satisfatoriamente às condições do ambiente nesse período.

De forma análoga ao que foi visto para outros indicadores, a Floração apresenta uma tendência de aumento seguido por diminuição do risco com o progresso dos períodos de análise. Esse é um padrão que repetidamente tem-se visualizado para outros indicadores e que claramente está relacionado à concentração dos elementos traço no sedimento. Entretanto, o antagonismo entre o período seco

(07/19) e os chuvosos (01/19 e 01/20) deixa claro que a Floração, como indicador fenológico, necessita de monitoramento em longo prazo.

Os resultados apresentados, principalmente nos períodos chuvosos são ainda mais importantes que o seco, pois esse indicador responde a variações periódicas naturais decorrentes da sua fase reprodutiva.

A redução no número de flores no período chuvoso, como são evidenciados nos pontos indicativos de Risco Alto (vermelhos), demonstram que essa característica fenológica pode ser comprometida pelo estresse mineral. Isso é visualmente detectado principalmente nos resultados representados no período chuvoso (01/19), no qual tanto a formação arbustiva quanto a arbórea apresentaram, em todas as estações amostrais, situação de Risco Médio ou Alto.

Em relação à presença de elementos minerais no ambiente, a floração apresentou relação significativa com as concentrações foliares de Al e Mn, e sedimentares de Zn (Material Suplementar A5RS2, Figura 6 e Figura 7).

A presença de elementos traço em órgãos florais pode ter efeitos não só na redução do número de flores ou no progresso da fase reprodutiva como também indiretamente, caso as flores se mantenham, afetando as interações inseto-planta e consequentemente a associação com os polinizadores, impactando toda uma cadeia alimentar (HLADUN et al., 2016; SØVIK et al., 2015). Deve-se levar em questão também que o sucesso reprodutivo da planta pode ser potencializado pela acumulação de metais nos órgãos florais, favorecendo a defesa contra a herbivoria (NORET et al., 2007).

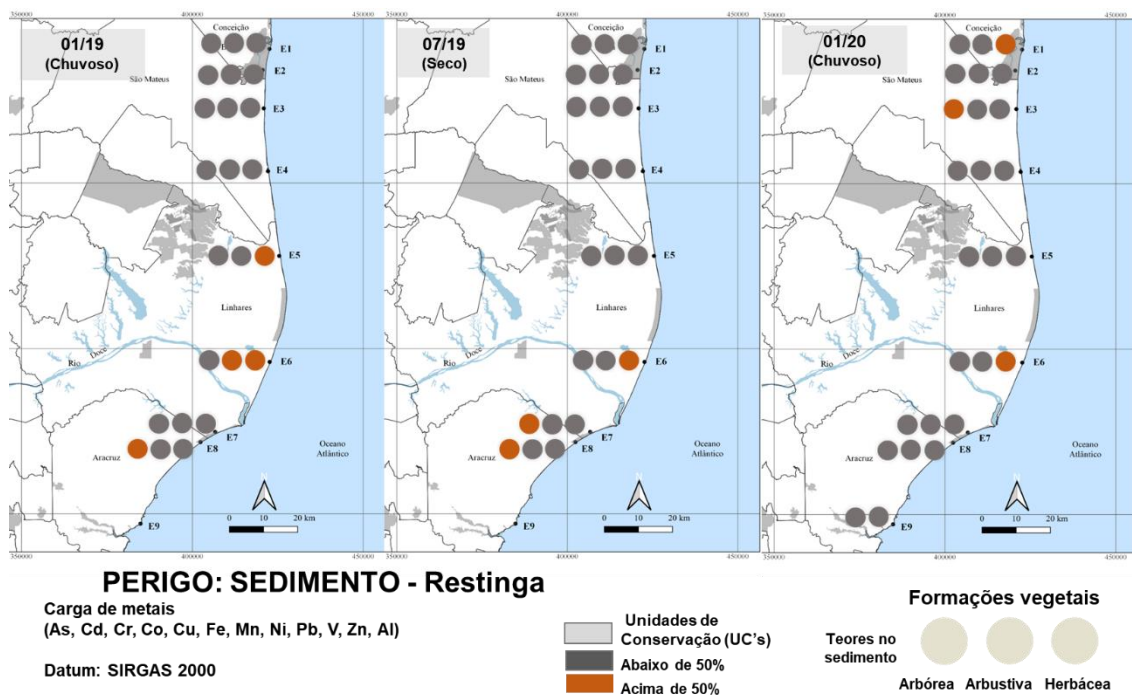
### **1.2.5 Alerta de Perigo para Sedimento**

O Alerta de Perigo, inicialmente apresentado no Relatório Semestral de Evolução (PMBA/Fest-RRDM - RT-35, Apêndice Costeiro), buscou integrar em um único mapa temático os resultados críticos (altas concentrações) de elementos minerais pseudo-totais e biodisponíveis no sedimento de forma a determinar o risco ecológico que cada estação estava submetida (para metodologia detalhada do Alerta de Perigo, ver A5RS1).

Observa-se na Figura 93 que durante o período 01/19 alertas de perigo para as concentrações de elementos no sedimento foram detectados nas estações 5, 6 e 8, nas quais ao menos uma das formações foi afetada pelos altos teores de elementos traços. O sedimento presente na formação herbácea indicou sinais de perigo que se estendeu entre Pontal do Ipiranga e Cacimbas (E5 e E6). Para formação arbustiva este foi o único período em que se observou alerta de perigo, em Cacimbas.



Figura 93: Alerta de perigo de elementos minerais no sedimento das formações herbácea, arbustiva e arbórea nas estações amostrais da Restinga em três períodos de coleta: 01/19, 07/19 e 01/20. Vermelho = valores acima de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em risco em cada estação amostral, Cinza = valores abaixo de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em riscos em cada estação amostral.



Com o progresso para o período 07/19 é notória a redistribuição dos alertas de perigo, estando restritos às área entre Cacimbas e REBIO Comboios (compartimento B - estações 6, 7 e 8), áreas mais próximas da foz do Rio Doce (ao norte e ao sul), essas duas últimas com resultados críticos para o sedimento da formação arbórea. Nesse período, podem estar associados às respostas de perigo o excesso de alguns elementos, principalmente As, Cd, Co e Mn, detectados em altas concentrações nessas áreas, aos quais somam-se as elevadas concentrações de Zn e Cu, em menor proporção (Figura 85).

Já para o período 01/20, período climático com características pluviométricas típicas esperadas, mais acentuadas até que as observadas para o período 01/19, os alertas de perigo foram mais esparsos e distribuíram-se também para as estações ao norte da área de monitoramento (compartimento C), para a formação herbácea na APA Conceição da Barra (E1) e para a formação arbórea na Aldeia dos Cocos (E3). Outro resultado que merece atenção é o alerta de perigo observado no sedimento da formação herbácea em Cacimbas (E6), que perdurou durante todos os períodos avaliados.

### 1.2.6 Índice Integrado de Poluição do Sedimento

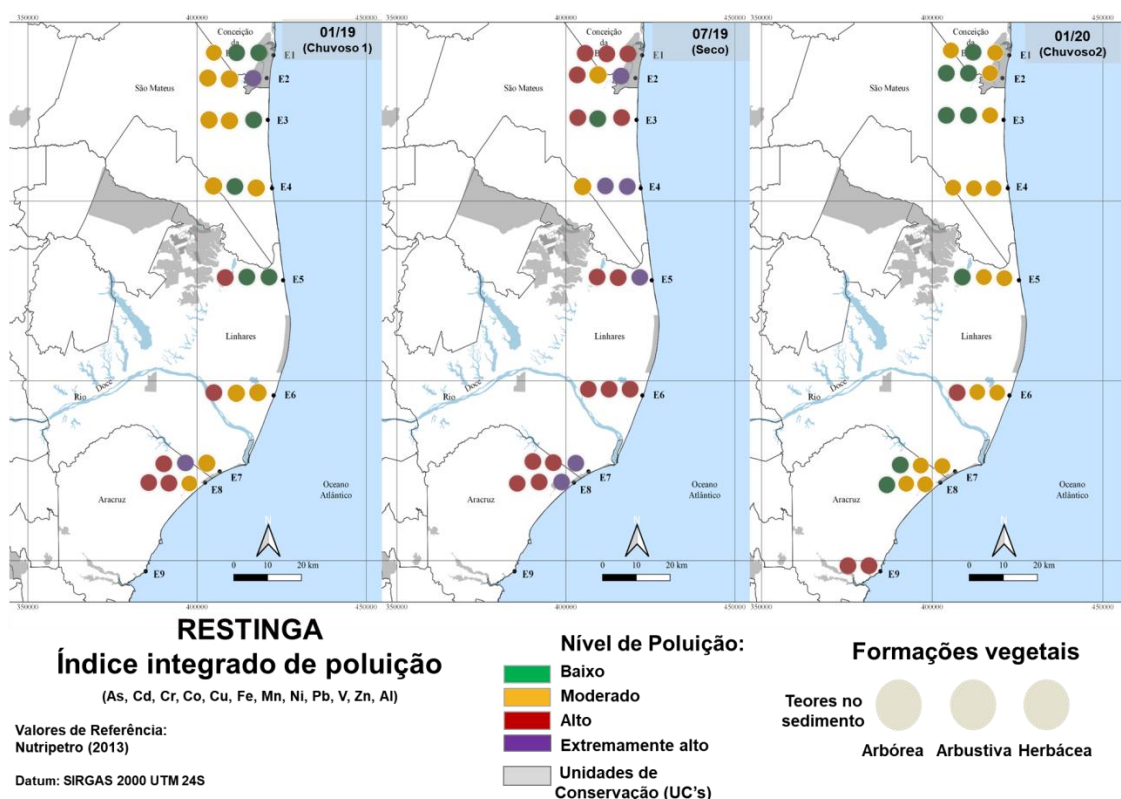
Com o intuito de medir a multiplicidade de respostas do vegetal e a extensão dos possíveis impactos gerados pela presença dos elementos minerais no sedimento, Wei e Yang (2010) sugeriram o uso do

Índice Integrado de Poluição (IPI), que permite indicar áreas que apresentam diferentes níveis de poluição.

Diferentemente do Alerta de Perigo para sedimento, que representa os valores críticos de elementos pseudo-totais e biodisponíveis de forma integrada, o IPI foi adotado a fim de avaliar a magnitude da presença dos elementos minerais no sedimento da Restinga comparado a valores norteadores pré-rompimento. Para este índice também foram utilizados como valores referenciais os resultados do EIA-Nutripetro (PSG, 2013). As concentrações dos metais do sedimento das estações amostrais da Restinga utilizadas na obtenção do IPI estão disponíveis no Material Suplementar A5RS2, Figura 5.

Como é possível observar na Figura 94, uma clara diferença temporal foi detectada entre os níveis de poluição para os períodos 01/19, 07/19, e 01/20.

Figura 94: Índice integrado de poluição (IPI) nos sedimentos da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, utilizando como referência os valores descritos pelo EIA-Nutripetro (PSG, 2003). As categorias de classificação levam em consideração quatro níveis de poluição: Baixo (verde), Moderado (amarelo), Alto (vermelho) e Extremamente alto (roxo) de poluição. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.



De modo semelhante ao observado para o Alerta de Perigo, fica clara a influência da abundância de metais sobre os resultados do Índice Integrado de Poluição (IPI). O Mn, As, Cd e Co apresentaram teores acima dos valores de referência e contribuíram consistentemente para a elevação dos IPIs. Estes altos níveis de poluição podem trazer consequências negativas para o metabolismo da planta. Ressalta-se como exemplo o Cd, um dos mais agressivos e persistentes elementos que, ao estar presente no



ambiente, afeta a fotossíntese, nutrição e o balanço hídrico das plantas (DRAŹKIEWICZ et al., 2005; MISHRA et al., 2006; EKMEKÇI et al., 2008).

Como observado para a presença individual de elementos minerais no sedimento em relação aos dados pré-rompimento (Figura 85), no período 01/19 os níveis de poluição foram mais elevados no Compartimento B, de Cacimbas a REBIO Comboios (E6 a E8), apresentando desde níveis médios (amarelo) até extremamente altos de poluição (roxo).

Durante o período seco (07/19), observa-se níveis de poluição Alto (vermelho) ou Extremamente alto (roxo), em todas as estações amostrais fato que indica que esse período foi notadamente crítico para o acúmulo de metais no sedimento, principalmente no compartimento B. Além disso, o sedimento da formação herbácea também apresentou níveis de poluição extremamente altos no Compartimento C, desde Conceição da Barra até a REBIO Comboios (E2 a E8), confirmando sua maior suscetibilidade à deposição de elementos no sedimento tanto por processos de inundação quanto pela emissão de aerossóis marinhos carreadores de elementos traços.

Em se tratando do período 01/20, observa-se uma tendência à melhora nos níveis de poluição ao longo de toda a extensão da costa, com redução de níveis extremamente altos e altos para médios, em várias estações amostrais. Nota-se uma marcante semelhança entre o Alerta de Perigo do sedimento e o IPI para a formação arbórea na REBIO Comboios (E8), em que a ausência de perigo foi acompanhada de redução dos índices de poluição nos períodos monitorados.

Vale destacar a região de Mar Azul (E9), em que os altos níveis de poluição em ambas as formações foram influenciados pelas altas concentrações de As, Co, Mn e Ni, acima dos valores de referência. Para o Mn, o sedimento da formação herbácea alcançou concentrações três vezes maiores do que os valores de outras estações amostrais.

A deposição de elementos minerais em quantidades que excedem os limites de referência pré-rompimento para a região, levanta questões quanto sua entrada na cadeia trófica, que pode impactar de maneira irreversível o ecossistema (PEJMAN et al., 2015).

Dessa forma, análises de risco como o IPI, combinadas às respostas de indicadores biológicos são eficazes para acessar a oscilação no perfil dos ambientes. Sua análise combinada é uma importante ferramenta para avaliar se o grau de contaminação do sedimento impacta diretamente as comunidades biológicas no ecossistema ou mesmo se há uma tendência ao equilíbrio com o passar do tempo, apesar de possíveis incrementos de agentes poluentes.

A tendência observada explica a necessidade de continuidade de monitoramento de áreas impactadas com o objetivo de entender qual a direção da evolução do ambiente e como essas respostas influenciarão em uma abordagem sistêmica posterior.

### 1.2.7 Bioacumulação na Vegetação

A tolerância das plantas à presença de elementos traço no ambiente deve-se a adaptações biológicas, fisiológicas ou químicas, resultando em redução na absorção de metais, na acumulação nos tecidos ou na sua remobilização para órgãos senescentes. Também dependem da efetividade da atividade de enzimas do sistema antioxidante (FREITAS et al., 2009; OLIVA et al., 2009; SANTOS et al., 2009).

A bioacumulação ocorre quando a concentração no organismo excede a concentração do elemento no ambiente e é expressa quantitativamente como um fator em razão da concentração de metal na planta pela concentração de metal no solo (ZHOU e SONG, 2004). O Fator de bioacumulação (*Bioaccumulation Factor*, BAF) foi utilizado para determinar possíveis contaminantes na vegetação da Restinga (Figura 95).

O fator de bioacumulação é apresentado para os teores de elementos biodisponíveis apenas para os períodos 01/19 e 07/19, visto a ausência dos resultados do período 01/20 para os elementos biodisponíveis nas folhas da vegetação, em função das restrições impostas pela pandemia de COVID19, que inviabilizou a análise das amostras pelo laboratório responsável. Assim, os resultados tanto de Alerta de perigo quanto de BAF para a vegetação não puderam ser apresentados até o momento da elaboração do presente relatório.

Os resultados da análise do BAF para Cu, Mn, Fe e Zn são apresentados individualmente sob a forma de mapas de risco da vegetação da Restinga, uma vez que a situação de Risco Alto é diretamente proporcional à bioacumulação do metal (para aspectos metodológicos, consultar Material Suplementar A5RS1).

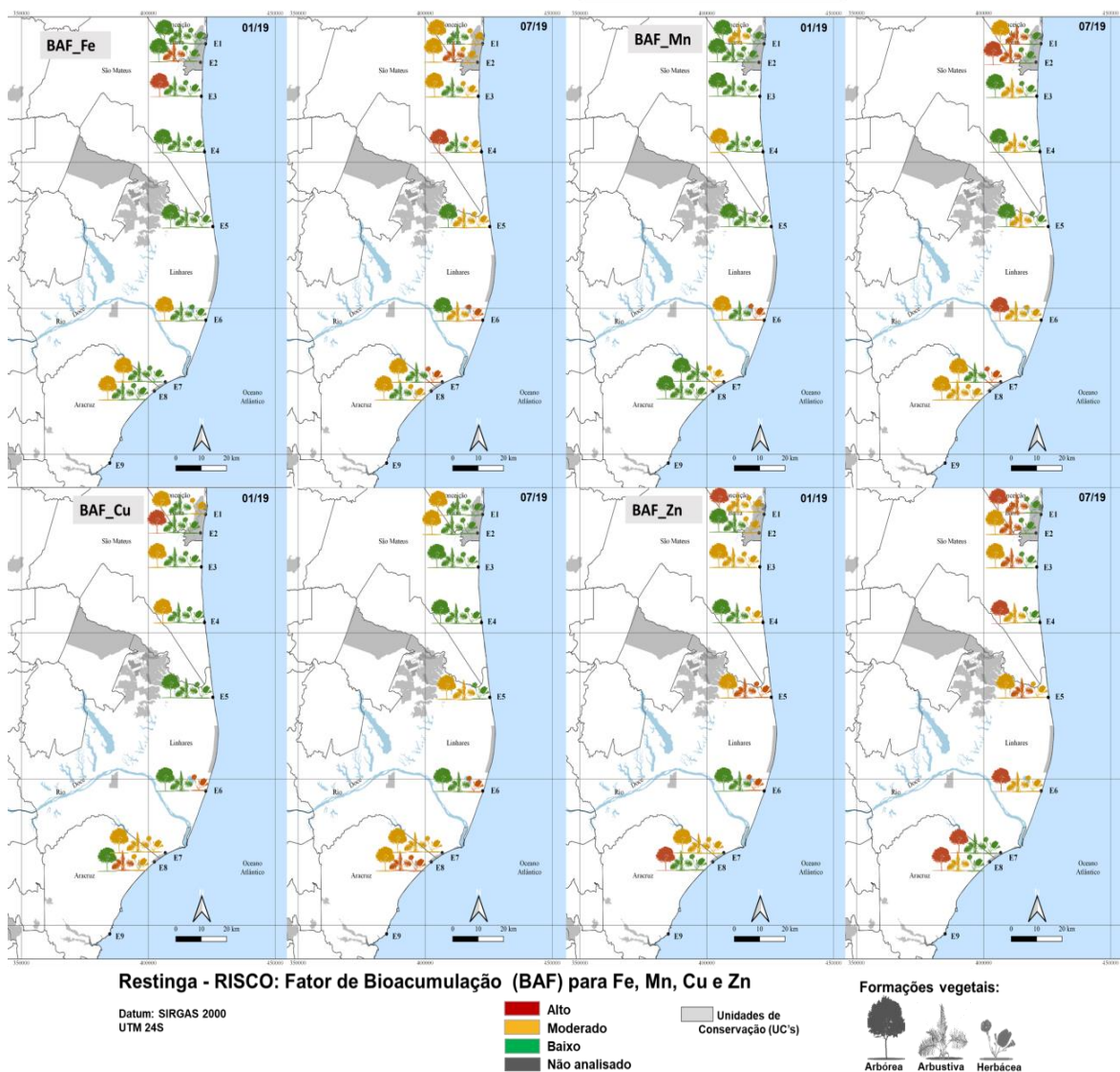
Para os quatro elementos minerais biodisponíveis avaliados, a análise do fator de bioacumulação mostrou que a razão entre os metais na folha e sedimento foi maior ou muito maior que 1. Este resultado indica que as plantas estavam acumulando-os em seus tecidos na seguinte ordem de magnitude: BAF Zn>Cu>Mn>Fe (Material Suplementar A5RS2, Figura 17). Essa variação na absorção dos metais está relacionada a fatores diversos e característicos das espécies, e podem variar conforme sua eficiência de absorção, translocação e contenção dos elementos nos tecidos (COBBETT e GOLDSBROUGH, 2002; KUMAR SHARMA et al., 2007; ZHANG et al., 2010).

Interessante atentar para o fato de que três desses elementos (Cu, Mn e Zn) apresentaram correlações significativas não só com os teores de metais na folha e no sedimento, mas também com os indicadores biológicos, como pode ser observado pela análise dos resultados para PCA e correlação de Pearson (Material Suplementar A5RS2, Figura 6 e 7).

Soma-se a isso, correlação significativa para a bioacumulação de Mn, no tecido vegetal, um elemento essencial (micronutriente) para as plantas, porém, quando em elevadas concentrações no tecido podem levar à distúrbios na fotossíntese em diferentes níveis, estruturais e funcionais (PAUNOV et al., 2018). Assim, observou-se que altos teores desses elementos traço nas folhas resultaram em uma correlação

negativa com o desempenho da cadeia de transporte de elétrons da fotossíntese ( $PI_{total}$ ) e a fotossíntese líquida ( $A$ ) nas plantas avaliadas.

Figura 95: Fator de Bioacumulação: BAF\_Fe, BAF\_Cu, BAF\_Mn e BAF\_Zn em espécies da formação herbácea, arbustiva e arbórea da Restinga. As três categorias: alto (vermelho), moderado (amarelo) e baixo (verde) foram determinadas considerando o potencial máximo para cada formação. Coletas realizadas nos períodos: 01/19, 07/19 e 01/20.



Quando comparados os dois períodos avaliados, observa-se maior risco no período seco (07/19), embora menores variações tenham sido encontradas para o Cu. Por outro lado, o Zn mostrou uma clara variação espacial no período seco (07/19) época que as plantas da formação arbustiva no Compartimento C mostraram risco Alto ao acumular este metal.

Aumentos de bioacumulação de Mn, Cu, Zn, para as plantas da formação herbácea em Cacimbas (E6) e de Zn para a formação arbórea na REBIO Comboios (E8), podem ser associados aos Alertas de perigo do sedimento para estas estações amostrais.

A análise da relação de bioacumulação traz não somente a interpretação voltada para o impacto gerado pela capacidade de acumular esses elementos minerais sem que haja prejuízos no metabolismo dessas espécies, mas também abre a discussão acerca dos processos relacionados à fitorremediação. Segundo Agunbiade et al. (2009) uma das características que define uma planta como fitorremediadora é a sua capacidade em acumular níveis elevados do contaminante.

Dessa forma, com o acúmulo de elementos minerais, os níveis que podem ser considerados tóxicos para as plantas e a capacidade das mesmas em tolerá-los, vai definir o quanto a presença do contaminante é capaz de alterar as respostas biológicas da vegetação.

A bioacumulação é um dos processos mais importantes dentre as diversas consequências da presença de metais nos ecossistemas, pois estes se acumulam nos organismos a partir da exposição direta ao sedimento e progressivamente pela cadeia trófica (VOIGT et al., 2016; GUIMARÃES; SÍGOLO, 2008). Prosseguir com essas análises e poder indicar as espécies bioacumuladoras será o próximo desafio para se sugerir seu o potencial fitorremediador.

### 1.2.8 Alerta de Perigo Para a Vegetação

De posse da análise dos indicadores biológicos sugeridos para os 24 meses de monitoramento, a integração entre os resultados seguiu o proposto no Alerta de perigo apresentado na Figura 96 e descrito no *Material Suplementar A5RS1*.

O Alerta de Perigo para a biota integrou os resultados de sete indicadores em um único mapa temático com o objetivo de visualizar o efeito do alto risco apresentado individualmente pelos indicadores em uma análise da tendência espaço-temporal para as respostas bióticas.

Com o progresso do monitoramento, o período 07/19 mostrou aumentos da frequência dos indicadores biológicos em Situação de risco Alto, o que ocasionou em um aumento na emissão do Alerta de Perigo para várias estações/formações do período.

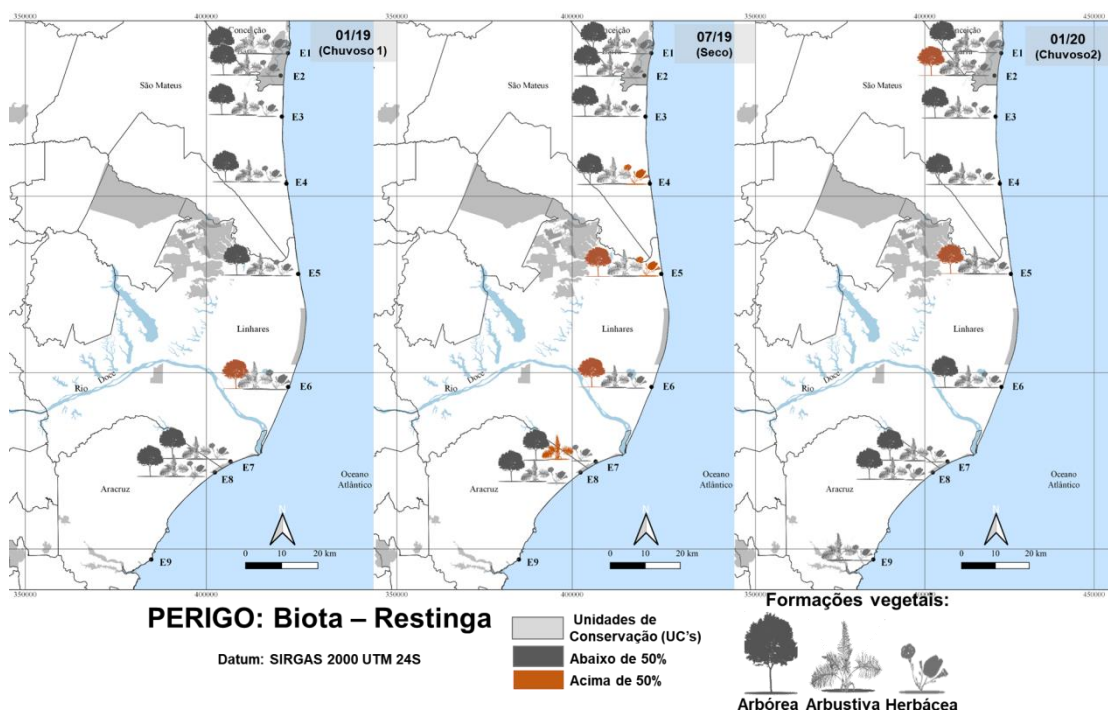
É observado ao menos um ponto de Alerta de perigo por estação entre as localidades de Barra Nova e REBIO Comboios (E4 a E7) neste período em relação ao anterior (01/19), no qual somente a formação arbórea apresentava o alerta em E6, indicando que no período seco, as situações de estresse foram mais prejudiciais às plantas que durante os períodos chuvosos.

Para a vegetação herbácea o sinal de perigo é emitido apenas neste período, em Barra Nova e Pontal do Ipiranga.

Com o início do novo período chuvoso, 01/20, a tendência foi de melhora nos Alertas de perigo que se resumiram novamente à formação arbórea apenas na APA Conceição da Barra (E2) e Pontal do Ipiranga (E5).

Vale ressaltar que, mesmo em locais mais distantes da foz do Rio Doce, nos quais espera-se que a resposta seja característica de uma área menos impactada, a presença de agentes potencialmente estressantes ficou evidenciada pelo Alerta de perigo em E2. Este resultado fica claro não somente para a análise do perigo, mas também para o IPI, indicativo da presença de elementos em quantidades suficientes para determinar desde níveis baixos a extremamente altos de poluição, que refletiram em maiores bioacumulações em plantas arbustivas nesta região, principalmente para Mn e Zn.

Figura 96: Alerta de Perigo para as plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga em três períodos de coleta: 01/19, 07/19 e 01/20. Vermelho = valores acima de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em risco em cada estação amostral, Cinza = valores abaixo de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em riscos em cada estação amostral.



É observado ao menos um ponto de Alerta de Perigo para biota por estação entre as localidades de Barra Nova e REBIO Comboios (E4 a E7) neste período em relação ao anterior (01/19), no qual somente a formação arbórea apresentava o alerta em Cacimbas (E6).

Para esta localidade (E6), os Alertas de Perigo consecutivos para a biota, 01/19 e 07/19, para a vegetação arbórea podem estar relacionados a acúmulos de Mn em suas folhas, como mostrado pelos maiores BAF\_Mn nestes períodos. Somados a isso, os Alertas de Perigo nesta localidade, bem como em Pontal do Ipiranga (E5), chamam a atenção por corresponderem a estações com alta Situação de risco de dano oxidativo, como observado para o indicador MDA em 07/19.



Para a vegetação herbácea o sinal de perigo é emitido apenas no período seco (07/19), em Barra Nova e Pontal do Ipiranga, corroborando o período seco como aquele em que as situações de estresse foram mais prejudiciais às plantas que durante os chuvosos.

Com o início do novo período chuvoso, 01/20, a tendência foi de melhora nos Alertas de perigo que se resumiram novamente à formação arbórea apenas na APA Conceição da Barra (E2) e Pontal do Ipiranga (E5).

Vale ressaltar que, mesmo em locais mais distantes da foz do Rio Doce, nos quais espera-se que a resposta seja característica de uma área menos impactada, a presença de agentes potencialmente estressantes ficou evidenciada pelo Alerta de perigo para a vegetação em E2. Este resultado fica claro não somente para a análise do perigo para a biota, mas também para o IPI, indicativo da presença de elementos em quantidades suficientes para determinar desde níveis baixos a extremamente altos de poluição, que refletiram em maiores bioacumulações em plantas arbustivas nesta região, principalmente para Mn e Zn.

Em termos de formações vegetais, os resultados indicam para a formação arbustiva, os teores de elementos não foram suficientes para que se detectassem situações de perigo em sua distribuição. Com esse resultado é possível inferir que os efeitos do excesso de distribuição de metais no sedimento dessa formação podem estar sujeitos a fatores amenizadores, dentre eles a influência biota ali presente.

Por outro lado, as plantas da formação arbórea mostraram maior frequência de Alertas de Perigo frente ao estresse imposto pelos excessos de elementos minerais, em comparação aos valores referenciais (EIA-Nutripetro), e essa tendência seguiu ao longo de todo o monitoramento.

Embora as espécies arbóreas sejam frequentemente associadas à estratégia de fitoestabilização, sendo a localização de elementos minerais nas raízes e a baixa translocação para a parte aérea relatada como mecanismos de resistência de espécies arbóreas a metais (PULFORD e WATSON, 2003) as espécies dessa formação monitoradas apresentaram acúmulos expressivos de metais em seus tecidos foliares no período seco (07/19).

Esses resultados mostram que a tolerância de espécies arbóreas a metais pesados pode ser questionável, visto que a mesma é induzida ou perdida pelas plantas (PULFORD e WATSON, 2003; MAHAR et al., 2016), evidenciando que a aclimatação das árvores no ambiente contaminado é de fundamental importância e pode ser um fator decisivo no seu desenvolvimento em solos contaminados.

Dentre os indicadores biológicos, os que mais contribuíram para o Alerta de perigo foram  $SOD > Carotenoides > Floração > A = P_{total} > MDA = Malato$ . Os resultados apontam ainda para uma significativa relação entre o Alerta de Perigo dos indicadores bióticos e os teores de Mn, Cu, Zn, presentes no sedimento e nas folhas, bem como a influência dos teores de argila nos sedimentos. Somados a isso, os teores de As e V foliares foram determinantes no comprometimento da vegetação da Restinga.

Em suma, pode-se indicar que o Manganês foi um dos elementos que apresentou maior recorrência de correlação com os indicadores. Este metal apresentou concentrações superiores aos valores de referência pré-rompimento (EIA-Nutripetro) em todas as estações e períodos avaliados. Ressalta-se que as espécies arbóreas apresentaram acúmulos maiores de Mn, o qual, em excesso, pode ocasionar danos nos fotossistemas I e II (FENG et al., 2009) e consequentemente comprometer o processo fotossintético. Este fato foi observado pelos indícios de fotoinibição e pelo estresse oxidativo nas espécies arbóreas, corroborando os alertas de perigo mais frequentes nesta formação.

O resultado integrado do monitoramento da vegetação da Restinga destaca a tendência temporal de variação, na qual o Alerta de Perigo para a biota está presente em maior número de estações e formações no período seco quando comparado a ambos os períodos chuvosos. Esse resultado representa não somente a tendência discutida para os indicadores biológicos, mas também é reafirmada pelo Alerta de Perigo para sedimento, Índice Integrado de Poluição no sedimento (IPI), o Fator de Bioacumulação (BAF) e para os teores de elementos traços no “spray”.

Neste período, a entrada de frentes frias e eventos de tempestades podem ter promovido a ressuspensão de sedimentos próximo à costa, constituindo-se como um fator expressivo para variações nas concentrações de elementos e outras partículas ligadas ao rejeito.

A diminuição considerável da frequência de Alertas de Perigo durante os períodos chuvosos quando comparados com o período seco mostra que a dinâmica de disponibilidade de elementos sofre influência sazonal, podendo ser influenciado por eventos como variações nos índices pluviométricos e consequentes oscilações do volume do Rio Doce, bem como frentes frias e alterações de correntes marítimas.

A análise integrada não substitui a análise individual dos indicadores, ao contrário, ela pode ser utilizada como uma ferramenta de diagnóstico global do status da vegetação frente a uma determinada condição. Por outro lado, individualmente, a análise da Situação de Risco dos indicadores lista possíveis alterações críticas nos processos ecofisiológicos, desde a produção de assimilados até a variação da estrutura e de aspectos reprodutivos da vegetação para uma avaliação direcionada das respostas.

### **1.2.9 Perspectivas Para a Recuperação da Vegetação da Restinga**

A Capacidade do Ecossistema Restinga em se recuperar após os possíveis impactos ocasionados pelo Rompimento da Barragem de Fundão tem sido avaliado sob aspectos reprodutivos e de sobrevivência da vegetação.

Dentre eles estão a determinação dos aspectos relacionados à Viabilidade de pólen (Pólen), Germinação de sementes (Germ), e Microbiota do solo produtora de sideróforos, (Sid<sub>solo</sub>). Devido a limitações logísticas, metodológicas e ao cenário de pandemia da COVID19 que interrompeu as coletas em 17 de março de 2020, bem como as atividades laboratoriais até confecção dos protocolos de segurança para a retomadas das mesmas, estas análises apresentam apenas resultados para coletas



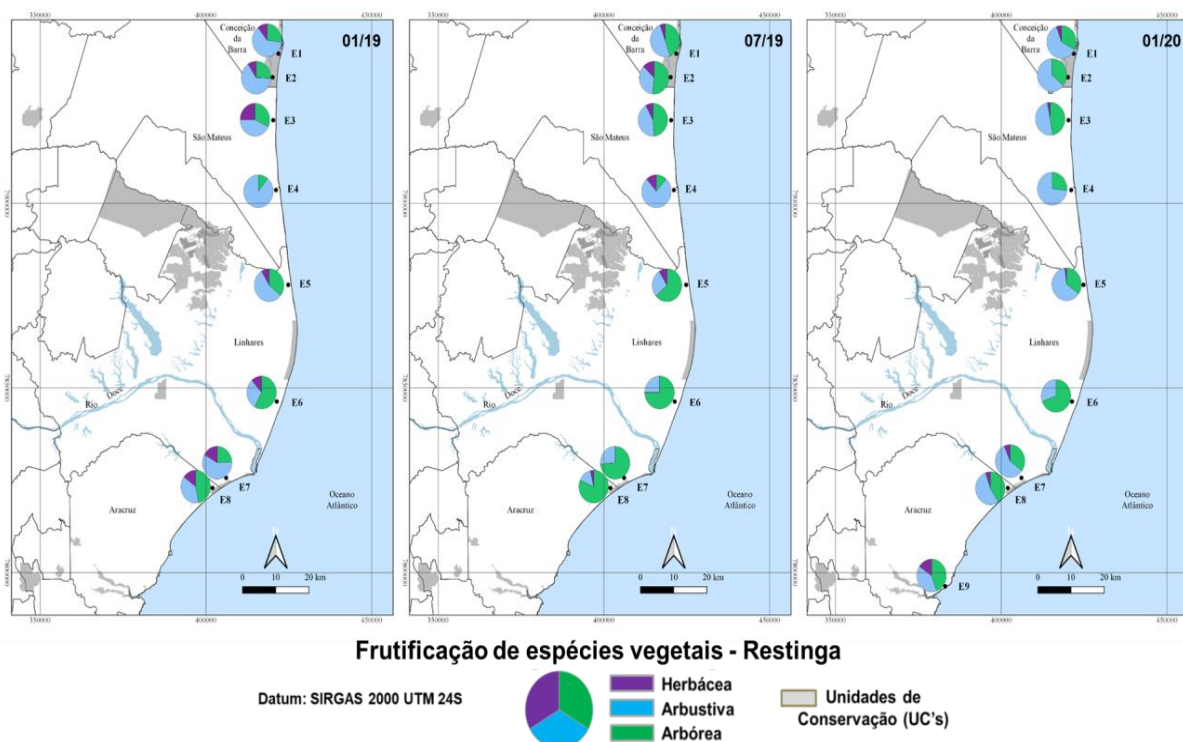
realizadas no Ano 1 (outubro/2018 a março/2019) nas oitos estações amostrais iniciais. Amostragens para o monitoramento da Germinação de sementes e Viabilidade de pólen do Período de Transição foram realizadas, contudo devido as justificativas acima citadas as análises não puderam ser finalizadas.

Como esses resultados foram apresentados sob a perspectiva de recuperação e esta ação deverá ser implementada posteriormente, essa interrupção em nada compromete o Plano de Trabalho nem o cumprimento do TR4, apenas soma-se aos resultados de risco do modo causal e sua relação com as ações de recuperação e mitigação deste ecossistema.

Os resultados obtidos até o momento mostram importantes variações espaciais entre as estações amostrais monitoradas, possibilitando assim o mapeamento dos aspectos que poderão influenciar a sobrevivência da flora deste ecossistema e subsidiar as perspectivas futuras.

As observações fenológicas (Material Suplementar A5RS2, Quadro 3) envolvendo a frutificação indicaram que durante o monitoramento a formação herbácea apresentou queda na produção de frutos entre o primeiro período chuvoso (01/19) e o segundo (01/20), evidente principalmente em E5 e E6 (Figura 97). Constatou-se também o comportamento diferenciado em Barra Nova (E4), que teve concentração de produção de frutos no período seco, 07/19.

Figura 97: Amplitude de frutificação das plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga em três períodos de coleta: 01/19, 07/19 e 01/20.

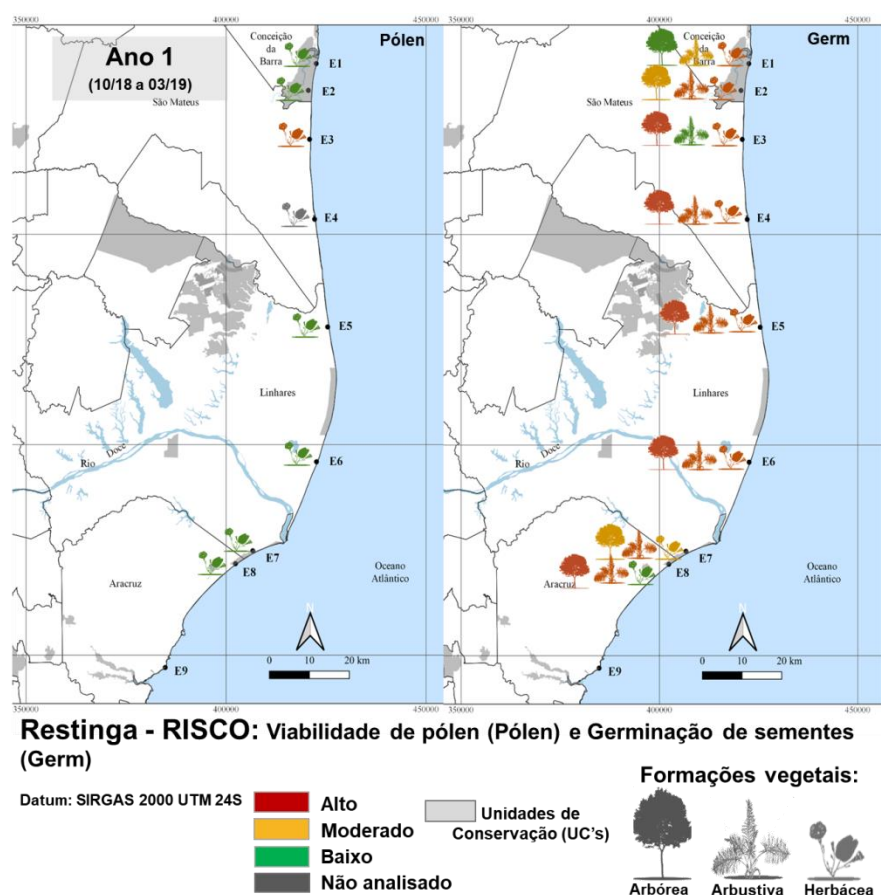


A produção de frutos nas formações arbustivas mostrou-se mais elevada no verão, sem alteração expressiva entre os dois períodos chuvosos (01/19 e 01/20). A taxa de produção de frutos durante o

período seco, 07/19, dentro desta tipologia esteve associada a espécies com dispersão abiótica. O balanço entre a produção de frutos secos e carnosos também influenciou os resultados da formação arbórea, onde a concentração de frutos secos constitui a principal fonte de dispersão desse período.

A fim de monitorar a influência de possíveis impactos sobre a viabilidade das estruturas reprodutoras da vegetação da Restinga buscou-se avaliar a Viabilidade dos grãos de pólen (Pólen) de espécies selecionadas, sendo amostradas aquelas já analisadas quanto aos seus aspectos ecofisiológicos (Figura 98).

Figura 98: Viabilidade dos grãos de pólen (Pólen) e Germinação de sementes (Germ) das espécies da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e foram determinadas considerando o potencial máximo para cada formação vegetal. Coletas realizadas durante o Ano 1 (outubro/18 a março/19).



Dentre as espécies coletadas, prioridade foi dada às espécies que não foram encontradas em algumas das estações amostrais monitoradas, visto o questionamento de possível desaparecimento de espécies como resultado do Rompimento da Barragem. As análises foram iniciadas pela espécie herbácea *Canavalia rosea* (Sw) DC., por sua ausência na Estação 4 (Barra Nova), bem como por uma alta frequência de floração, facilitando o monitoramento espacial e temporal nas estações amostrais em que a espécie se encontra presente.

Dessa forma, dentre as estações monitoradas, a estação 3 (E3) (Aldeia dos Cocos) se destacou como em situação de risco para espécies da formação herbácea quanto ao parâmetro Pólen. Foram

observadas baixas taxas de germinabilidade nas estações ao norte da Foz do Rio Doce, somadas à redução da viabilidade dos grãos de pólen (associado ao extravasamento do conteúdo celular) e ao comprometimento do tecido da antera dessas espécies e indicam uma redução da capacidade reprodutiva (Material Suplementar A5RS2, Figura 18).

O banco de semente tem papel fundamental no equilíbrio dinâmico na floresta, pois é um dos responsáveis pela recolonização da vegetação em um ambiente perturbado (SCHMITZ, 1992).

Embora o banco de sementes apresente baixo potencial para a renovação da riqueza de espécies arbóreas, a germinação de sementes de espécies herbáceas, seguida do estabelecimento de plântulas influenciará positivamente a taxa de substituição de espécies, favorecendo o avanço da sucessão (SAATKAMP et al., 2014). Perturbações no habitat que provoquem alterações nas condições ambientais em nível de temperatura, luminosidade, umidade e disponibilidade de nutrientes no solo podem reduzir a germinação de sementes e o sucesso de estabelecimento das plantas em muitos ecossistemas, influenciando a recomposição de espécies na regeneração após estresses ambientais (DAÏNOU et al., 2011).

A germinação das sementes (Figura 98) evidenciou risco para grande parte das formações em todas as estações avaliadas, com especial atenção para a vegetação entre Barra Nova e Cacimbas (E4 a E6). O aumento das concentrações de metais pode afetar a germinação de sementes por promoverem desbalanço na estabilidade das membranas, alteração no potencial redox de enzimas mitocondriais além do impacto direto também nos processos decorrentes da germinação da semente, como emissão de radícula, alongamento das raízes e o estabelecimento de mudas (SETHY e GHOSH, 2013).

Para as restingas brasileiras, os trabalhos sobre a dinâmica do banco de sementes do solo têm registrado baixos valores de densidade de sementes e riqueza de espécies quando comparados com outros ecossistemas tropicais, mesmo em áreas sem histórico recente de perturbação (PINHEIRO, 2013; BRAZ et al., 2014).

Braz et al., (2014) ao avaliarem o banco de sementes do solo da restinga do Parque Nacional de Jurubatiba, RJ, observaram baixas porcentagens de germinação (acerca de 10%) para amostras germinadas sob condições controladas. Entretanto, no presente monitoramento, a germinação de sementes chegou a apresentar valores menores do que o estudo citado, alcançando porcentagens de cerca de 3,6%, principalmente em Barra Nova (E4) e Pontal do Ipiranga (E5) (Material Suplementar A5RS2, Figura 19).

A composição florística e a distribuição dos propágulos que compõem o banco de sementes são decorrentes tanto das síndromes de dispersão das espécies presentes na área (banco autóctone) quanto daquelas oriundas das áreas adjacentes (banco alóctone) (GASPARINO et al., 2016).

A classificação quanto à síndrome de dispersão evidencia o efeito causado pelo histórico de desmatamento em algumas das estações. As áreas da APA Conceição da Barra (E1) e Barra Nova (E4) mostram a expressiva queda na contribuição da dispersão biótica (Material Suplementar A5RS2, Figura 20).

Inversamente, estações com cobertura vegetal bem preservada (E3, E7 e E8) apresentaram expressiva contribuição de dispersão biótica. Além disso, o padrão de dispersão de diásporos encontrado em cada comunidade analisada demonstrou o predomínio de vetores abióticos na formação herbácea e um predomínio de vetores bióticos nas formações arbustivas e arbóreas.

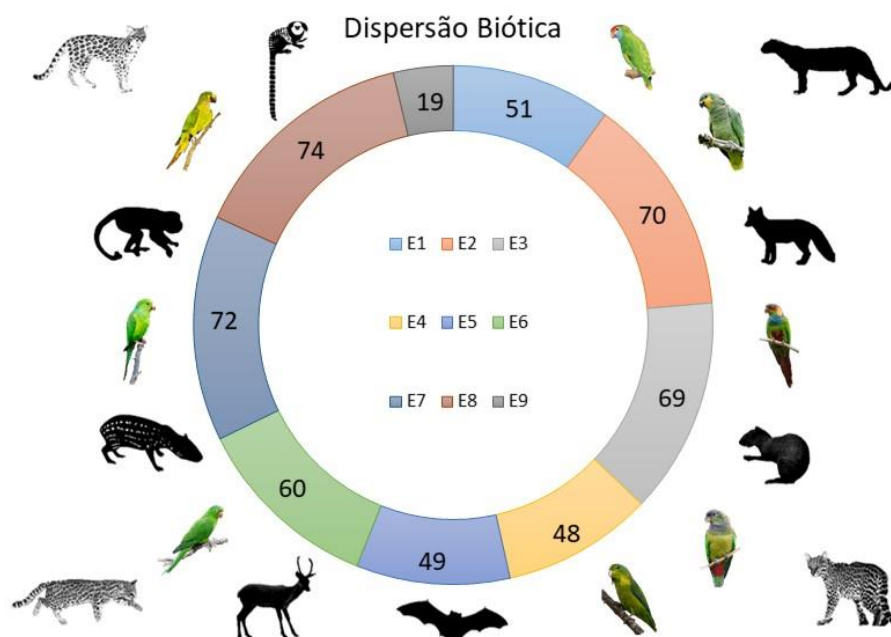
Estudos realizados antes do Rompimento da Barragem indicaram que, mesmo estando inseridas em uma paisagem fragmentada, as interações planta-animal ocorriam naturalmente na região do 'hotspot' sugerida pelo RA2019 do PMBA/Fest-RRDM (ECOLOGYBRASIL & ECONSERVATION, 2013). Essas interações são importantes por indicarem que apesar do formato irregular, tamanho reduzido e isolamento, os fragmentos não sofrem acentuada "síndrome de florestas vazias", onde as interações entre os organismos foram perdidas.

Por exemplo, 15 espécies de aves frugívoras foram relacionadas para a região de Cacimbas, incluindo espécies carismáticas das famílias Psittacidae (7 spp.) e Thraupidae (8 spp.) (Figura 99).

Destaca-se aí a ocorrência do chauá (*Amazona rhodocorytha*) uma espécie de Psittacidae ameaçada de extinção. Mamíferos voadores frugívoros também constituem a principal guilda trófica neste estudo, que também destacou a ocorrência de carnívoros de topo de cadeia. Alterações na produção de frutos como apresentadas neste relatório podem diminuir a oferta de recursos para estas aves e mamíferos e, conseqüentemente, o processo de recrutamento de espécies vegetais. No entanto, a discussão aqui é restrita a fatores que interferem na formação do propágulo e sua disponibilidade para a fauna, já que limitações de dispersão efetiva devem ser consideradas.

Os microrganismos são componentes fundamentais de qualquer ecossistema terrestre devido ao seu papel na decomposição da matéria orgânica, no ciclo de nutrientes e no desenvolvimento da estrutura do solo. Por consequência são essenciais nos processos ecológicos naturais como na germinação de sementes, emergência e desenvolvimento de mudas (ALVES et al., 2007). Além disso, podem se associar à vegetação promovendo alterações na fisiologia e no metabolismo. Bactérias que degradam ou extraem poluentes em solos contaminados e as produtoras de quelantes metálicos possuem potencial relevância de controle da poluição ambiental (GLICK, 1995; TRIPATHI et al., 2017).

Figura 99: Total de espécies com dispersão biótica na vegetação das estações amostrais da Restinga do PMBA/Fest-RRDM. As espécies frugívoras da fauna bem como mamíferos de topo de cadeia relacionadas aqui foram apontadas por Ecology Brasil & Econservation (2013) para a região de Cacimbas, Linhares. Estações amostrais 5 e 6 não foram avaliadas em março/2020 devido a limitações associadas a pandemia COVID-19.



Para a análise da situação de risco para Isolados bacterianos do solo produtores de sideróforos ( $Sid_{solo}$ ), assumiu-se que a redução do parâmetro indica estresse frente ao aumento das concentrações de elementos. Estudos mostram que a presença de alguns microrganismos no solo reduz os efeitos deletérios de metais, pela produção de substâncias com capacidade quelante (BULGARELLI et al., 2013).

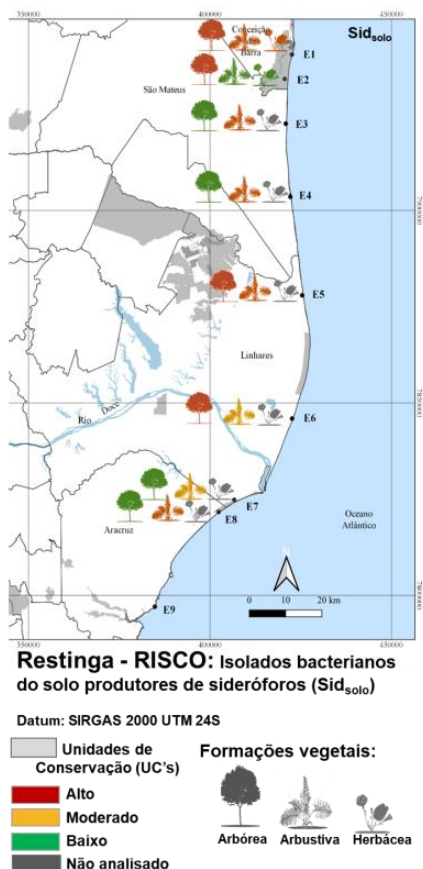
Os resultados de monitoramento indicaram situação de risco para as espécies das formações arbustiva e arbórea ao longo das estações amostrais, com especial destaque para a APA Conceição da Barra (E2) e Pontal do Ipiranga (E5), respectivamente (Figura 100).

A análise desse indicador ( $Sid_{solo}$ ) ressalta a simbiose entre as plantas e as bactérias presentes na rizosfera e a importância dessa associação nos mecanismos de restauração do ecossistema (GAONKAR et al., 2012). Os resultados mostram situação de risco nas estações ao norte e apontam para uma redução da biota do solo produtora de sideróforos.

A capacidade de colonização microbiana produtora de substâncias quelantes de metais do solo e sua associação ao sistema radicular das espécies das formações vegetais, possibilita o estudo de possíveis linhagens de interesse em plantas bioacumuladoras e pode subsidiar sua aplicação em uma fase futura de recuperação da Restinga.



Figura 100: Porcentagem de Isolados bacterianos do solo produtores de sideróforos (Sidsolo) coletados no sedimento e nas raízes de espécies da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, representada em três categorias: Risco Alto (vermelho), Risco Moderado (amarelo) e Risco Baixo (verde) e foram determinadas considerando o potencial máximo para cada formação vegetal. Coletas realizadas no Ano 1.



A utilização de microrganismos do solo associados a espécies vegetais nas áreas atingidas pelo aporte de rejeitos de mineração é uma importante alternativa como medida mitigatória, considerando que esses microrganismos podem agir de diferentes formas, dentre eles destaca-se sua ação no aumento da eficiência da remediação de elementos traço, aumento da tolerância de plantas em solos contaminados com diferentes metais e fitorremediação em plantas nativas acumuladoras (GUO et al., 1996; WU et al., 2006).

### 1.2.10 Considerações Finais

Os dados do monitoramento constituem peça chave para programas de recuperação de área degradada dentro das unidades de conservação e áreas alvo de medidas compensatórias na região. A maioria das estações amostrais está inserida na Região do Quaternário e Foz do Rio Doce, uma área de extrema importância biológica (ESPÍRITO SANTO, 2010 e IPEMA, 2011), que possui como meta principal ações de recuperação ambiental (BRASIL, 2018).



O Governo Federal destinou uma lista de espécies voltadas para recuperação de restinga no Estado do Espírito Santo (BRASIL, 2009; 2012), porém, existem incoerências com o padrão florístico regional apontado por este monitoramento ao longo do período avaliado. As espécies com síndrome de dispersão biótica arbustivo-arbóreas listadas no monitoramento devem ser reconhecidas como espécies chave para programas de recuperação ambiental, tendo em vista que estudos preliminares apontaram o predomínio de espécies herbáceas no banco de sementes desta região (BECHARA et al., 2020).

Além dos indicadores de alterações em nível celular, tais como alterações na atividade fotossintética, dos metabólitos, na reserva de carboidratos e na atividade antioxidante, somam-se as modificações nos processos reprodutivos, relacionados a variações populacionais, como a germinação, a viabilidade de estruturas reprodutoras, mais alteradas nas estações ao norte da foz do Rio Doce, e a floração, que podem afetar a produção de óvulos, grãos de pólen, produção e germinação de sementes de espécies não tolerantes, bem como as interações entre plantas e a fauna.

Os dados obtidos também apontam provável (e desejável) aclimatação de algumas espécies às condições atuais. Essa diversidade de respostas leva novamente para o objetivo principal desse conhecimento que são as ações de recuperação do bioma impactado.

### 1.3 MANGUEZAL

#### 1.3.1 Caracterização da Dinâmica Estuarina nos Rios São Mateus, Mariricu e Piraquê.

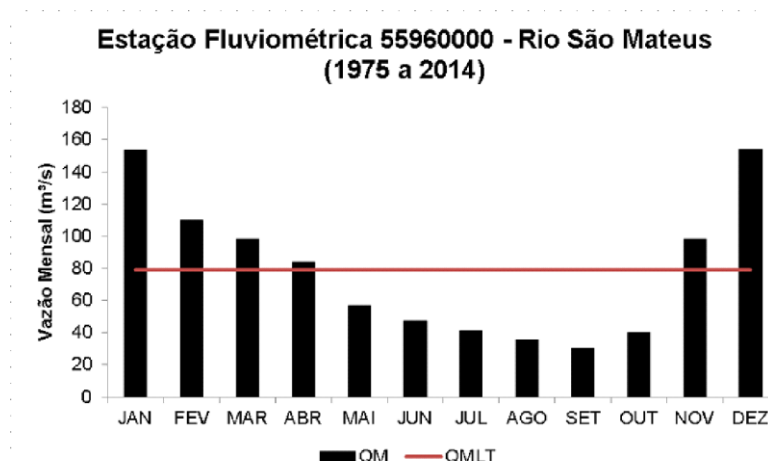
##### 1.3.1.1 Estuário do rio São Mateus (Cricaré)

O estuário do rio São Mateus está localizado à sudeste do município de Conceição da Barra no norte do Espírito Santo. A bacia hidrográfica drena uma área de aproximadamente 13.482 km<sup>2</sup>, com regime hidrológico caracterizado por período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro). O posto fluviométrico 55960000 (Boca da Vala), localizado a jusante da confluência dos principais formadores do rio São Mateus, e a 75 km a montante da foz, apresenta dados consistidos de vazões médias mensais (QM) para o período 1975 a 2014 (Figura 101) (SNIRH, 2019). As máximas vazões médias mensais ocorreram nos meses de janeiro e fevereiro, com valores de 641 m<sup>3</sup>/s e 557 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. As mínimas vazões médias mensais ocorreram em setembro e outubro, com valores de 3,4 m<sup>3</sup>/s e 4,9 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. Para o período de dados disponível, a vazão média mensal de longo termo (QMLT) foi 79 m<sup>3</sup>/s, sendo 109 m<sup>3</sup>/s para o período chuvoso, e 49 m<sup>3</sup>/s para o período seco.

Dados brutos de vazões mensais disponíveis para o posto fluviométrico supracitado, coincidentes com o período monitorado no PMBA, resultaram em vazões muito inferiores às médias mensais de 1975 a 2014 para o período 2018/2019 de monitoramento. No período seco em 2019 as vazões médias mensais foram inferiores a 40 m<sup>3</sup>/s. No período úmido 2019-2020, as vazões de dez/2019 e jan/2020 foram superiores ao valor de QMLT de período chuvoso, porém, a média de seis meses foi 70 m<sup>3</sup>/s. No

período úmido da Transição, a vazão média foi 38 m<sup>3</sup>/s, muito inferior que a QMLT para o mesmo período.

Figura 101: Vazões médias mensais rio São Mateus – Estação Boca da Vala, localizada em São Mateus/ES (a 75 km da foz).  
QM (vazão média mensal), QMLT (vazão média de longo termo).



#### 1.3.1.1.1 Variação temporal de fluxos d'água no estuário do rio São Mateus (Cricaré)

No período das medições, isto é período chuvoso de 2019-2020, os valores máximos de fluxo d'água observados na seção localizada na foz (adcp5) (Figura 1 do Material Suplementar) foram 775 m<sup>3</sup>/s, durante a maré vazante, e 1.073 m<sup>3</sup>/s, durante a maré enchente, em condição de maré de sizígia.

Nas marés de intermediárias, a seção da foz apresentou valores máximos de fluxos de enchente e de vazante muito próximos, 667 m<sup>3</sup>/s, na enchente, e 659 m<sup>3</sup>/s, na maré vazante. Nas campanhas realizadas durante marés de quadratura os valores máximos de fluxo foram 508 m<sup>3</sup>/s, maré vazante, e 543 m<sup>3</sup>/s, maré enchente.

Na seção de montante (adcp4) (Figura 1 do Material Suplementar), o valor máximo foi 475 m<sup>3</sup>/s, em janeiro/2019, durante maré enchente, e 799 m<sup>3</sup>/s, em outubro/2018, na vazante para marés de sizígia.

Nas condições de marés intermediárias, assim como na seção localizada na foz, a seção de montante apresentou valores máximos de fluxos de enchente e de vazante muito próximos, 351 m<sup>3</sup>/s, na enchente, e 386 m<sup>3</sup>/s, na maré vazante. Nas campanhas realizadas na quadratura, essa seção apresentou valores de fluxos máximos de 252 m<sup>3</sup>/s, maré vazante, e 310 m<sup>3</sup>/s, maré enchente.

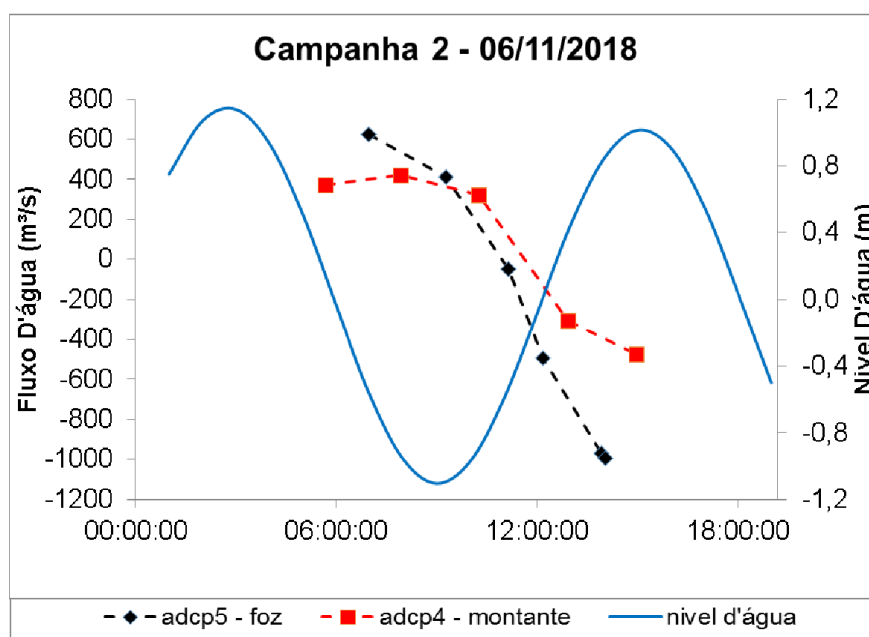
As máximas velocidades médias na seção localizada na foz (adcp5) variaram de 0,63 m/s, na enchente, e 0,62 m/s, na vazante (sizígia). Na maré de quadratura, as máximas velocidades médias variam de 0,47 m/s na maré enchente a 0,32 m/s na vazante.

As máximas velocidades médias na seção localizada a montante (adcp4) variaram de 0,5 m/s, na enchente, e 0,4 m/s, na vazante (sizígia). Na maré de quadratura, as máximas velocidades médias variam de 0,37 m/s na maré enchente a 0,30 m/s na vazante.

Esses são valores de fluxos instantâneos, e indicam a reversão do escoamento provocado pela maré nessas seções, durante o período monitorado.

Considerando os resultados das medições de fluxos e de maré, pode-se afirmar que o trecho do estuário monitorado apresenta dominância de correntes de enchente, com fluxos mais intensos quanto maior é a altura da maré. A Figura 102 exemplifica esse comportamento, observado nas duas seções de monitoramento.

Figura 102: Fluxos d'água medidos no estuário do rio São Mateus (Cricaré) em relação às variações dos níveis d'água. Valores positivos de fluxo indicam escoamento para jusante, valores negativos de fluxo indicam escoamento para montante.



#### 1.3.1.1.2 Avaliação dos gradientes de salinidade e temperatura no estuário do rio São Mateus (Cricaré)

Na campanha de outubro/2018, maré de sizígia, os dois pontos de monitoramento apresentaram águas bem misturadas na vertical. Na seção da foz (adcp5) foi observada apenas água salgada. Na seção de montante (adcp4) foi observada água salobra na maior parte do tempo e salgada durante a maré enchente, contudo sempre misturada verticalmente. A temperatura média da água na seção de montante (27,2°C) foi superior àquela medida na foz (26,4°C).

Nos meses de novembro e dezembro/2018, com vazões maiores do rio e ocorrência de marés de sizígia, houve maior alcance da água doce em direção à foz, visto que foi observada presença de água salobra na seção da foz, com valores médios de salinidade em torno de 12 (Unidade Prática de Salinidade) em novembro e 2 em dezembro. Ainda nessas condições, os pontos de monitoramento apresentaram boa mistura vertical. A temperatura média da água na seção de montante (27,5°C) foi superior àquela medida na foz (26,8°C). Na seção de montante, na campanha de novembro/2018,

houve variação da temperatura de 2°C ao longo do ciclo de maré, enquanto que em dezembro/2018 esse parâmetro não apresentou variação ao longo do período de medição.

O padrão hidrodinâmico se repetiu nas campanhas de janeiro e março/2019, com condição de maré de sizígia, águas bem misturas na vertical e presença de um gradiente horizontal entre os dois pontos monitorados.

Na campanha de fevereiro/2019, em situação de maré de quadratura, foi observada estratificação na seção localizada na foz, durante a maré vazante. A seção de montante manteve-se bem misturada na vertical, contudo com presença de água doce na maior parte do tempo.

Na campanha de abril/2019, os perfis de salinidade apresentaram completa mistura vertical durante maré enchente e estratificação na maré vazante. O ponto de montante apresentou homogeneidade nos perfis de salinidade e temperatura durante o período monitorado.

Nas campanhas de maio/2019 a janeiro/2020, no ponto localizado na foz do rio São Mateus, foi possível observar que os perfis verticais de salinidade apresentaram homogeneidade próximo dos horários de preamar e baixa-mar e fraca estratificação durante as meias marés, quando as correntes de enchente e vazante são de maior magnitude. Os perfis de temperatura não tiveram variação ao longo da vertical, mas somente em relação ao instante de maré, com temperaturas mais elevadas durante as marés vazantes.

Na campanha de fevereiro/2020, na foz do rio São Mateus, os perfis verticais de salinidade apresentaram homogeneidade em todos os momentos monitorados. Os perfis de temperatura não tiveram variação ao longo da vertical.

No ponto localizado a montante (adcp4), os perfis de salinidade e temperatura mantiveram-se homogêneos verticalmente na maior parte do período monitorado. Na campanha de junho/2019, durante a vazante de maré de sizígia, ocorreu fraca estratificação, mas com característica de água salobra. E na campanha de fevereiro/2020 ocorreu forte estratificação, mas em apenas um instante monitorado, durante maré enchente de sizígia.

Considerando a distribuição espacial da salinidade, foi observado um gradiente horizontal entre o ponto localizado na foz (adcp5) e aquele localizado a montante (adcp4), onde este apresentou, em geral, água mais quente e presença de água doce ou salobra. Apenas na campanha de outubro/2018, no ponto de montante, foi observava água com salinidade 35,5, no final da maré enchente, porém com mistura vertical. A temperatura máxima nesta seção ocorreu em fevereiro/2019, quando ocorreu a presença de água doce. De um modo geral, no ponto de montante (adcp4), não houve estratificação entre superfície e fundo.

A Tabela 4 (Material Suplementar) apresenta resumo dos dados medidos no período de outubro/2018 a março/2019. Após esse período, as medições passaram a ser feitas com CTD, sendo os resultados apresentados graficamente (Ver Figuras 4 a 14 do Material Suplementar).

Conforme dados de salinidade obtidos durante o PMBA, o ponto localizado na foz apresentou águas bem misturadas na coluna d'água, nas campanhas realizadas em condições de marés de sizígia. Na maré de quadratura, em fevereiro/2019, ocorreu leve estratificação entre superfície e fundo, durante a maré vazante, devido à influência de água doce oriunda do rio.

Segundo classificação proposta por Pritchard (1955) o estuário do rio São Mateus pode ser classificado como bem misturado. Influenciado por descargas fluviais, que tem maior alcance durante as marés de quadratura. A baixa profundidade e a circulação imposta pela maré são os fatores que mais contribuem para o alto grau de mistura observado.

### 1.3.1.2 Estuário do rio Mariricu (Barra Nova)

O estuário do rio Mariricu está localizado no município de São Mateus, no norte do Espírito Santo. O rio Mariricu é um corpo d'água cuja hidrodinâmica está sujeita à influência de maré, na sua foz junto ao mar na extremidade sul e também contida pelas influências de maré e/ou vazões do rio São Mateus, em sua extremidade norte. (Figura 2 Material Suplementar).

#### 1.3.1.2.1 Variação temporal de fluxos d'água no estuário do rio Mariricu (Barra Nova)

Os valores máximos de fluxo d'água observados na seção localizada na foz (adcp1) foram 100 m<sup>3</sup>/s, durante a maré vazante, e 189 m<sup>3</sup>/s, durante a maré enchente de sizígia. Nas campanhas realizadas na quadratura foram observados valores máximos de 71 m<sup>3</sup>/s, durante a maré enchente, e 62 m<sup>3</sup>/s na maré vazante. Na campanha realizada em condição de maré intermediária, os valores de fluxos d'água foram próximos, 49 m<sup>3</sup>/s, durante a maré enchente, e 58 m<sup>3</sup>/s na maré vazante.

Na seção de montante (adcp3), o valor máximo foi em torno de 38 m<sup>3</sup>/s, para marés de sizígia enchente e vazante. Nas quadraturas, os valores máximos observados foram 23 m<sup>3</sup>/s (enchente) e 52 m<sup>3</sup>/s (vazante), enquanto na situação de maré intermediária os valores foram 18 m<sup>3</sup>/s (enchente) e 31 m<sup>3</sup>/s (vazante). Esses são valores de fluxos instantâneos, e indicam a reversão do escoamento provocado pela maré nessas seções, durante o período monitorado.

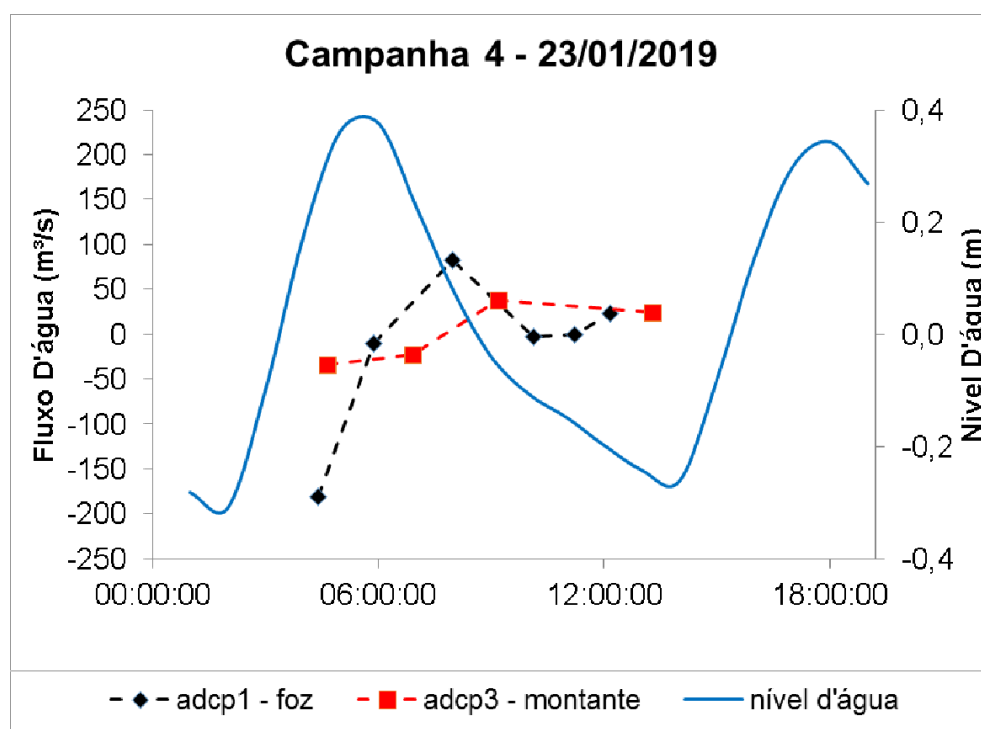
As máximas velocidades médias na seção localizada na foz (adcp1) variaram de 0,29 m/s, na enchente, a 0,16 m/s, na vazante (sizígia). Na maré de quadratura, as máximas velocidades médias foram de 0,18 m/s na maré enchente a 0,14 m/s na vazante.

As máximas velocidades médias na seção localizada a montante (adcp3) variaram de 0,2 m/s, na enchente, e 0,16 m/s, na vazante (sizígia). Na maré de quadratura, as máximas velocidades médias registraram 0,18 m/s na maré enchente a 0,15 m/s na vazante.

Considerando os resultados das medições de fluxos e de maré, pode-se afirmar que o trecho do estuário monitorado apresenta dominância de correntes de enchente, com fluxos mais intensos quanto

maior é a altura da maré. A Figura 103 exemplifica esse comportamento, observado nas duas seções de monitoramento.

Figura 103: Fluxos d'água medidos no estuário do rio Mariricu (Barra Nova) em relação às variações dos níveis d'água. Valores positivos de fluxo indicam escoamento para jusante, valores negativos de fluxo indicam escoamento para montante.



#### 1.3.1.2.2 Avaliação dos gradientes de salinidade e temperatura no estuário do rio Mariricu (Barra Nova)

Considerando a distribuição espacial da salinidade, um gradiente horizontal entre os pontos foi observado, com exceção da campanha de outubro/2018, cuja localização da seção de montante estava mais próxima à foz. Após essa campanha foi possível navegar mais para o interior do rio, sendo estabelecida nova seção de medição de montante. Nessa campanha a temperatura média da água nas duas seções foi cerca de 26,5 °C.

Em novembro/2018 houve estratificação apenas no ponto de montante, durante a maré vazante. Também foi verificado gradiente horizontal entre as duas seções durante todo o período de maré. A temperatura média da água nas duas seções foi em torno de 27,5 °C.

No mês de dezembro/2018, com vazões maiores e ocorrência de maré de sizígia, houve maior alcance da água doce em direção à foz, havendo estratificação nessa seção. A seção de montante apresentou águas salobras (salinidade 2,5) e bem misturadas verticalmente.



Nos meses de janeiro/2019, maré de sizígia, e fevereiro/2019, maré de quadratura, os dois pontos apresentaram leve estratificação e gradiente horizontal acentuado, com temperaturas mais elevadas na seção de montante.

A Tabela 4 (Material Suplementar) apresenta resumo dos dados medidos no período de outubro/2018 a fevereiro/2019. Após esse período, as medições passaram a ser feitas com CTD, sendo os resultados apresentados graficamente. Nas campanhas subsequentes, a seção de montante apresentou águas bem misturadas, com leve aumento de salinidade nas campanhas de junho e julho/2019 e estratificação na campanha de novembro/2019 (Figura 15 a Figura 25 do Material Suplementar). A seção localizada na foz variou de bem misturada (campanhas de abril/2019, agosto a outubro/2019 e janeiro/2020) a fracamente estratificadas nas demais campanhas. Conforme dados obtidos durante o monitoramento do PMBA, o ponto localizado na foz apresentou maiores variações do parâmetro salinidade e sempre com valores superiores ao ponto localizado mais no interior do estuário.

O estuário do rio Mariricu pode ser classificado como bem misturado, com leve estratificação mais próximo de sua embocadura. Influenciado por descargas fluviais, que no período monitorado, em função das baixas vazões do rio São Mateus, provavelmente são oriundas da drenagem de sua própria bacia. A baixa profundidade e a circulação imposta pela maré são os fatores que mais contribuem para o alto grau de mistura observado.

#### 1.3.1.3 Estuário do rio Piraquê (Santa Cruz)

Localizado no município de Aracruz/ES, o Sistema Estuarino do Piraquê Açu e Piraquê Mirim (SEPAM) se apresenta em forma de Y com a bifurcação logo após a barra de entrada. A desembocadura do eixo longitudinal está alinhada na direção OE e os seus braços norte e sul (Piraquê Açu e Piraquê Mirim) alinhados em direção NW e SW, respectivamente (Figura 3 do Material Suplementar). As bacias hidrográficas que compõem esse sistema estuarino têm áreas de 69,4 km<sup>2</sup>, bacia do rio Piraquê Mirim, e 378,6 km<sup>2</sup>, bacia do rio Piraquê Açu (RODRIGUES, 2017). Possui uma das maiores áreas de manguezal do estado, com elevada importância ambiental (BARROSO, 2004), e também se destaca por possuir um grande banco arenoso na desembocadura do estuário (NEVES, 2013). A Tabela 3 (Material Suplementar) apresenta as coordenadas dos locais de monitoramento.

##### 1.3.1.3.1 Variação temporal de fluxos d'água no estuário no Sistema Estuarino Piraquê-Açu-Mirim (Santa Cruz)

No período das medições, os valores máximos de fluxo d'água observados na seção localizada na foz (adcp1) foram 1250 m<sup>3</sup>/s, durante a maré vazante, e 1060 m<sup>3</sup>/s, durante a maré enchente de sizígia. Nas campanhas realizadas durante marés de quadratura, os valores de fluxos foram 689 m<sup>3</sup>/s, durante a maré vazante, e 420 m<sup>3</sup>/s, durante a enchente. Os fluxos máximos foram 861 m<sup>3</sup>/s (vazante) e 731 m<sup>3</sup>/s (enchente) em condições de marés intermediárias.

No ponto adcp2 (Açu) os valores máximos de fluxo d'água observados foram 510 m<sup>3</sup>/s, durante a maré vazante, e 372 m<sup>3</sup>/s, durante a enchente de sizígia. Na maré de quadratura os valores de fluxos foram 219 m<sup>3</sup>/s, durante a maré vazante, e 132 m<sup>3</sup>/s, durante a enchente.

No ponto adcp3 (Mirim) os valores máximos de fluxo d'água observados foram 306 m<sup>3</sup>/s, durante a maré vazante, e 254 m<sup>3</sup>/s, durante a enchente de sizígia. Na maré de quadratura os valores de fluxos foram 199 m<sup>3</sup>/s, durante a maré vazante, e 83 m<sup>3</sup>/s, a maré enchente.

As máximas velocidades médias na seção localizada na foz (adcp1) variaram de 0,7 m/s, na vazante, a 0,54 m/s, na enchente (sizígia). Para maré de quadratura, as máximas velocidades médias variam de 0,24 m/s na maré enchente a 0,4 m/s na vazante.

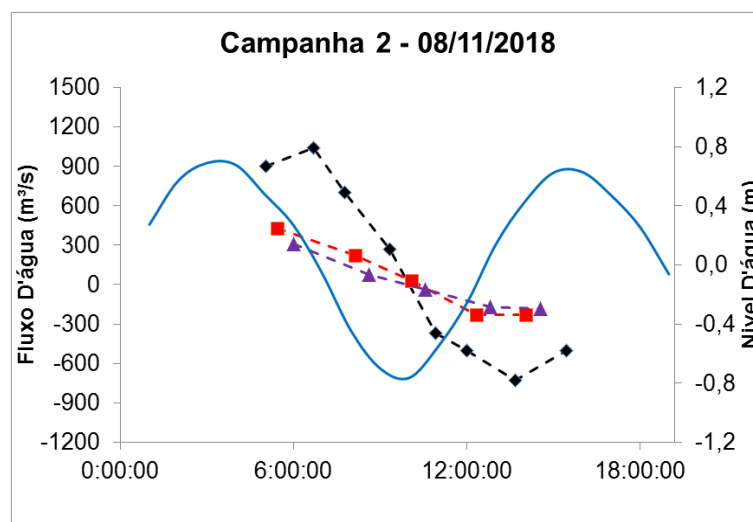
As máximas velocidades médias na seção localizada no Piraquê-Açu (adcp2) variaram de 0,5 m/s, na vazante, a 0,4 m/s, na enchente (sizígia). Para maré de quadratura, as máximas velocidades médias variam de 0,21 m/s na maré enchente a 0,32 m/s na vazante.

As máximas velocidades médias na seção localizada no Piraquê-Mirim (adcp3) variaram de 0,5 m/s, na vazante, a 0,4 m/s, na enchente (sizígia). Para maré de quadratura, as máximas velocidades médias variam de 0,17 m/s na maré enchente a 0,4 m/s na vazante.

Esses são valores de fluxos instantâneos, e indicam a reversão do escoamento provocado pela maré nessas seções, durante o período monitorado.

Considerando os resultados das medições de fluxos e de maré, pode-se afirmar que o trecho do estuário monitorado apresenta dominância de correntes de vazante, com fluxos mais intensos quanto maior é a altura da maré. A dominância de vazante é característica de estuários que têm grandes áreas de manguezal em relação à área dos canais (RIGO, 2004). A Figura 104 exemplifica esse comportamento, observado nas três seções de monitoramento.

Figura 104: Fluxos d'água medidos no sistema estuarino Piraquê-Açu-Mirim (Santa Cruz) em relação às variações dos níveis d'água. Valores positivos de fluxo indicam escoamento para jusante, valores negativos de fluxo indicam escoamento para montante.



#### 1.3.1.3.2 Avaliação dos gradientes de salinidade e temperatura no Sistema Estuarino Piraquê-Açu-Mirim (Santa Cruz)

Na campanha de outubro/2018, os três pontos de monitoramento apresentaram água salgada, bem misturados verticalmente. A temperatura média da água nas duas seções de montante foi em torno de 26,7 °C, enquanto o ponto da foz apresentou água com temperatura menor, média de 25,5 °C.

Em novembro/20018 houve estratificação nos três pontos, durante a maré vazante. Também foi verificado gradiente horizontal de salinidade entre a foz e os pontos de montante. No mês de dezembro/2018, todos os pontos apresentaram mistura vertical durante o período de maré monitorado. Gradiente horizontal de salinidade foi observado, sendo que o ponto localizado no rio Piraquê-Açu apresentou a maior variação de salinidade, mínima de 18,5 e máxima de 30,7. Cabe observar que houve pequena estratificação apenas no final da maré enchente. Em janeiro/2019, a medição de salinidade e temperatura foi feita na foz, que apresentou mistura vertical durante todo o período de monitoramento. No mês de fevereiro/2019 houve estratificação muito fraca em todos os pontos.

Em março/2019 foi observada uma diferença tanto de salinidade quanto de temperatura nas três estações amostradas. Os dados de salinidade medidos no ponto adcp1 (foz) apresentam fraca estratificação com pequena variação de salinidade (30 a 35), da superfície ao fundo, e pequena variação de temperatura ao longo de toda a profundidade. O Piraquê-Açu (adcp2) apresentou um perfil mais estratificado, com salinidade mínima na superfície (25), e máxima de cerca de 35 no fundo. A temperatura permaneceu homogênea ao longo de todo o perfil, cerca de 28°C. No Piraquê-Mirim (adcp3), o perfil esteve bem misturado verticalmente tanto no perfil de salinidade quanto no de temperatura.

Nas campanhas subsequentes, a seção de montante localizada no Piraquê-Mirim apresentou águas bem misturadas, com leve aumento de salinidade nas campanhas de maio e julho/2019, marés de quadratura.

A seção localizada no Piraquê-Açu apresentou pouca estratificação durante as campanhas de abril/maio/julho/2019, em condições de marés de quadratura. Em junho/2018 essa seção apresentou salinidade e temperatura bem misturadas verticalmente. Esse braço do estuário pode ser classificado como fracamente estratificado.

A foz do Piraquê apresentou pequenas variações de salinidade entre a superfície e o fundo, influenciado pelo aporte de água doce oriundo do Piraquê-Açu. Apenas na campanha de dezembro/2019 foi observada estratificação mais acentuada, com salinidade mínima na superfície (12) e máxima no fundo (30), durante baixamar.

A Tabela 6 (Material Suplementar) apresenta resumo dos dados medidos no período de outubro/2018 a março/2019. Após esse período, as medições passaram a ser feitas com CTD, sendo os resultados apresentados graficamente (Figuras 26 a 36 Material Suplementar). O Piraquê-Mirim pode ser caracterizado como bem misturado (verticalmente homogêneo), com aumento de salinidade em direção ao mar.

De acordo com classificação proposta por Pritchard (1955) o Sistema Estuarino Piraquê-Açu-Mirim pode ser classificado como bem misturado. Influenciado por descargas fluviais, que tem maior alcance durante as marés de quadratura, principalmente no trecho do Piraquê-Açu. A baixa profundidade e a circulação imposta pela maré são os fatores que mais contribuem para o alto grau de mistura observado.

### **1.3.2 Caracterização Mineralógica dos Sedimentos**

A partir dos difratogramas de raios-X da fração granulométrica de 63  $\mu\text{m}$ , foram identificadas as assembleias mineralógicas dos sedimentos para os estuários estudados (Figura 105 e Figura 106).

Figura 105: Padrões de raios X de amostras não orientadas (montagem em pó). Vm = vermiculita, VHE = vermiculita com hidroxi-Al entrecamadas, Hn = hornblenda, Mi = mica, Ka = caulinita, An = anatásio, Qz = quartzo, Fd = feldspato-K, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita para os estuários de Barra Nova (BN), Urussuquara (UR), Piraquê Açu (PA) e Caravelas (CR).

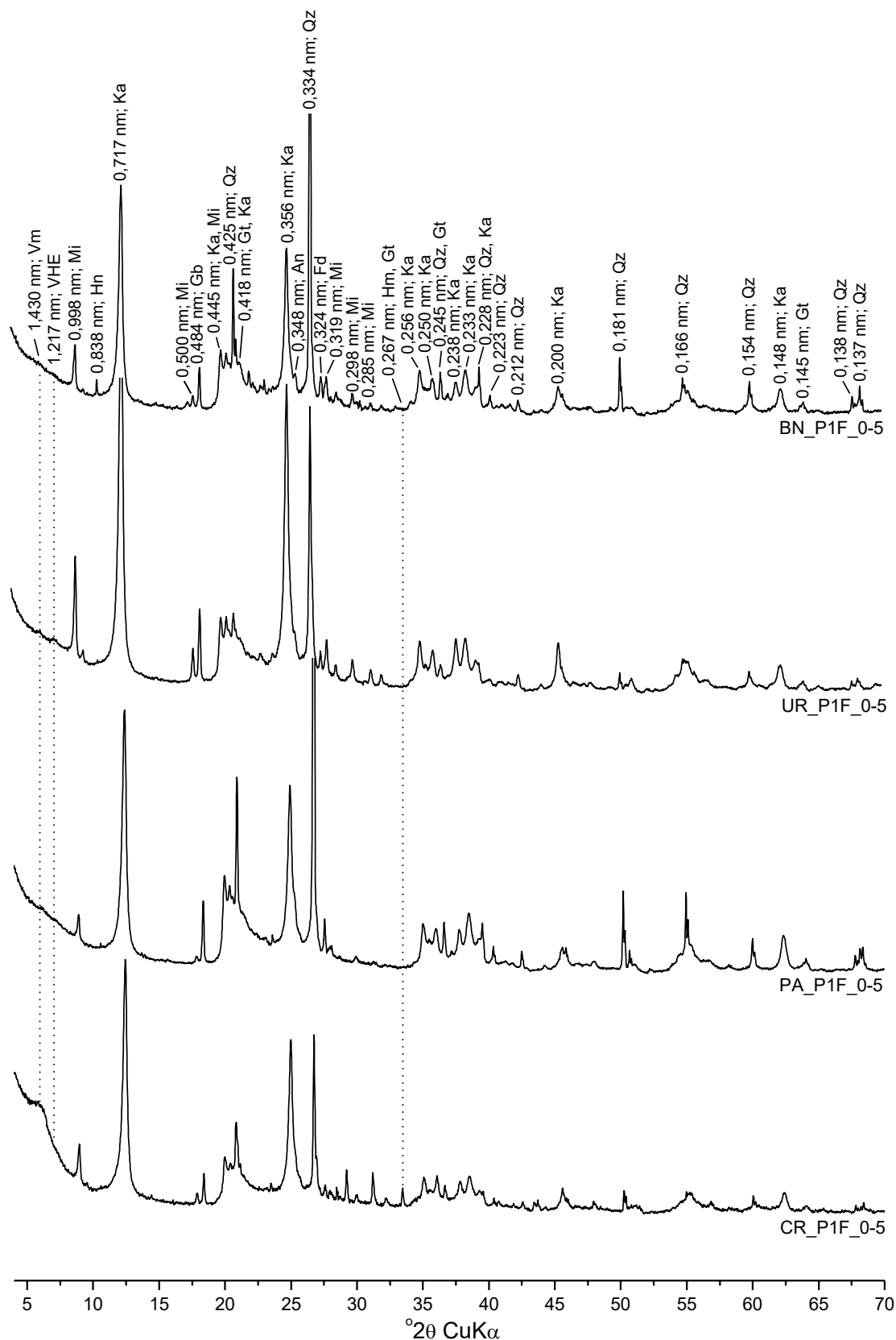
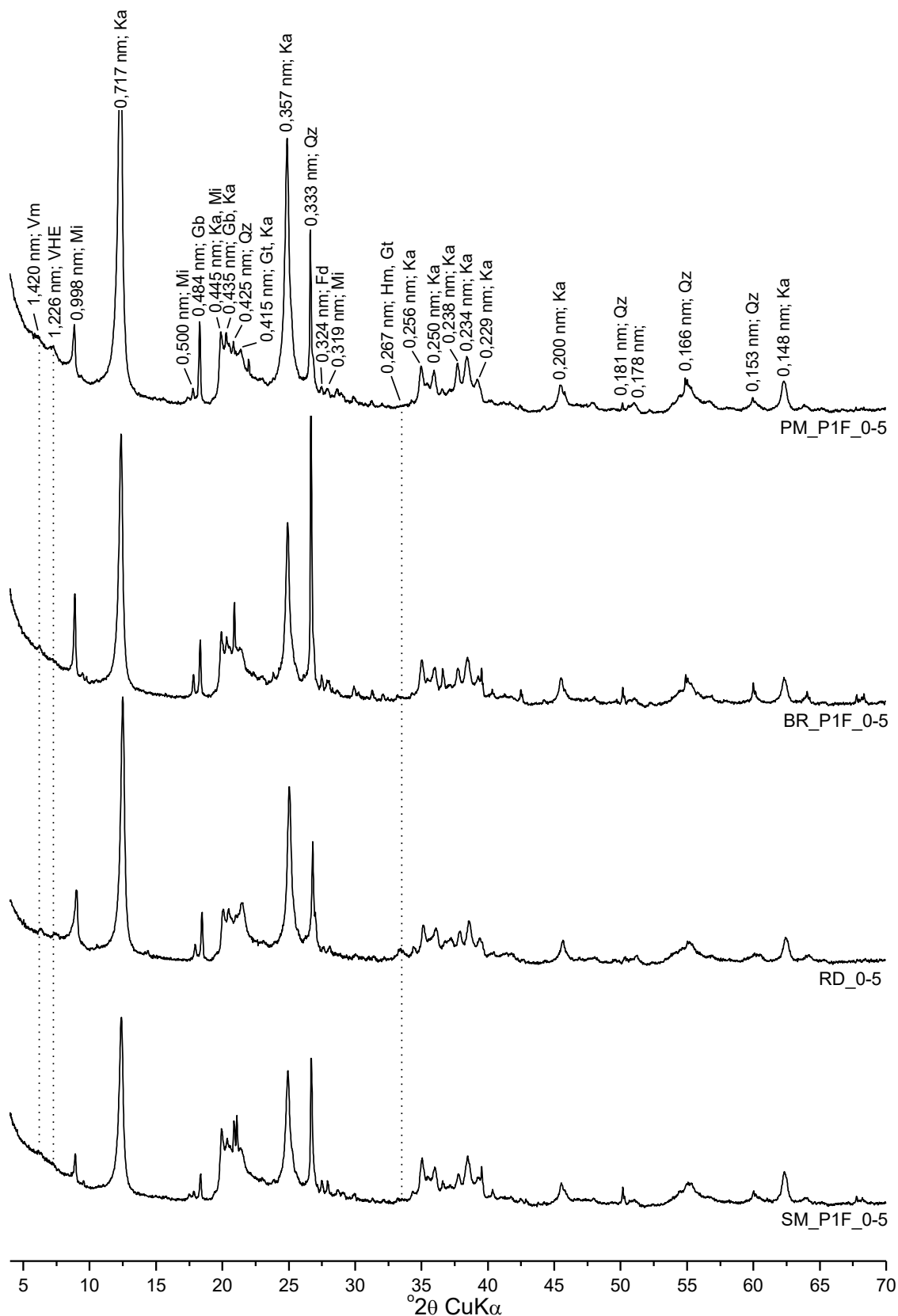


Figura 106: Padrões de raios X de amostras não orientadas (montagem em pó). Vm = vermiculita, VHE = vermiculita com hidroxi-Al entrecamadas, Mi = mica, Ka = caulinita, Qz = quartzo, Fd = feldspato-K, Gb = gibbsita, Gt = goethita, Hm = hematita para os estuários de Piraquê Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD) e São Mateus (SM).





A Difractometria de Raio X (DRX) revelou, embora ocorram discretamente em todas as amostras, resultados onde os picos de baixo ângulo  $2\theta$ , referentes às distâncias basais de 14Å e 12Å, correspondem a vermiculita (Vm) e vermiculita com hidróxi-Al entre camadas (VHE), respectivamente. Houve predominância da presença de caulinita e quartzo para as regiões analisadas. Foram identificados também mica, feldspato, gibsitita, goethita e hematita para todos os estuários estudados na camada de 0-5 cm. Hornblenda e anatásio foram observados nos estuários e Barra Nova, Urussuquara, Piraquê Açu e Caravelas. Schaefer et al. (2016) encontraram quartzo, goethita, hematita e caulinita nos rejeitos de barragens de Germano e Santarém junto à barragem de Fundão. Sílica predomina nas frações de areia e silte (Brandt Meio Ambiente, 2005), que variam de 20 a 90% entre os estuários em estudo. A caulinita corresponde a minerais presentes nas frações silte e argila (SILVA et al., 2016). Desse modo, observa-se uma gama de minerais, desde os menos intemperizados, como os minerais 2:1, vermiculita, minerais com maior grau de intemperismo, como caulinita (argila 1:1) até minerais muito intemperizados como gibsitita e óxidos de Fe, tais como hematita e goethita.

Os minerais presentes na Formação Barreiras incluem monazita, zircão, turmalina, rutilo, silimatita, opala e ilmenita enquanto que nas escarpas rochosas, ambientes de formação de alguns rios do PMBA, são formações compondo granitos e gnaisses que podem apresentar entre os minerais, feldspato e silimatita (ALBINO et al. 2015). Segundo Prakasa & Swamy (1987), a composição mineralógica dos solos nos manguezais apresenta, com frequência, sequências relativas de minerais de argila correspondentes, principalmente, a montmorilonita > caulinita > illita > clorita. Minerais, como o quartzo, halita e jarosita, também podem compor a assembleia mineralógica desses solos (MARIUS e LUCAS, 1991). Outros minerais, como a glauconita (illita dioctaedral com  $Fe^{2+}$  e  $Fe^{3+}$  nas posições octaedrais), podem se formar de acordo com as condições geoquímicas presentes nestes ambientes (FANNING et al., 1989), o que não foi observado nos ambientes monitorados.

A origem dos argilominerais em ambientes costeiros com influência constante dos aportes marinhos e fluviais pode ser de dois tipos: detrítal (alóctone) ou autóctone. Argilominerais de origem detrítal são trazidos de outros ambientes pela ação hídrica e, ou, eólica, enquanto os argilominerais autóctones são formados *in situ*. Estudos realizados por Valeriano et al., (2019) constataram que o material oriundo da barragem de rejeito de Mariana-MG é composto predominantemente por quartzo, hematita, goethita, magnetita e caulinita. A análise dos Elementos Terras Raras (Relatório Anual 2019, Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica) nos sedimentos na zona costeira, para associar os sedimentos naturalmente depositados daqueles com origem nos rejeitos, descreve anomalias similares àsquelas do rejeito nas campanhas do período chuvoso de 2018-2019 (menor evidência em janeiro de 2019) e seco de 2019 no setor norte do litoral capixaba (Compartimento C).

Na Tabela 6 são apresentadas as correlações entre os atributos avaliados no sedimento. As correlações principais são entre a matéria orgânica, areia, silte, argila e carbonato de cálcio com os metais avaliados. Não houve correlação entre a matéria orgânica e os metais. O mesmo observou-se para o carbonado de cálcio. Por outro lado, as frações granulométricas apresentaram correlação com diversos metais, principalmente a fração argila que apresenta maior atividade no solo, devido seu

tamanho coloidal proporcionar sítios de ligação com os metais. Observou-se correlação positiva da fração argila com Fe ( $r = 0,75$ ;  $p < 0,05$ ), Mn ( $r = 0,76$ ;  $p < 0,05$ ), Co ( $r = 0,79$ ;  $p < 0,05$ ), Ni ( $r = 0,84$ ;  $p < 0,05$ ), Cu ( $r = 0,79$ ;  $p < 0,05$ ), Pb ( $r = 0,88$ ;  $p < 0,01$ ), Cr ( $r = 0,89$ ;  $p < 0,01$ ), Al ( $r = 0,74$ ;  $p < 0,05$ ), e Zn ( $r = 0,78$ ;  $p < 0,05$ ), tornando clara a interação da argila com os elementos em questão por meio de mecanismos de sorção/desorção nas cargas desenvolvidas por essa fração granulométrica. Esta associação com a fração argila é explicada pela pequena dimensão dos oxi-hidróxidos de ferro que resultam numa alta taxa na relação superfície/volume e, conseqüentemente, são facilmente associadas com as partículas minerais na fração argila (SOUZA JUNIOR et al., 2007). Estas correlações entre os metais no sedimento descrevem associações negativas dos elementos Pb e Zn (Tabela 1) com o Co, diferindo em outros manguezais, onde o Zn e Co apresentaram correlação positiva com este último elemento associado negativamente ao pH do solo (MARCHAND et al. 2016). Por outro lado, o Fe naquele estudo não apresentou correlação significativa com nenhum dos outros metais avaliados (Ni, Co, Cu, Zn e Mn) apesar de ocorrer em elevadas concentrações.

Além da questão da granulometria do sedimento e sua associação com os elementos observados em maior concentração nas amostras, o Fe, juntamente com o sulfeto, facilita a precipitação nos sedimentos do manguezal dos metais tóxicos (TAM e WANG, 1999). Correlações significativas e positivas deste elemento são formadas com os metais pesados tóxicos Mn, As, Cd, Pb, e Cr (Tabela 6). Para o Zn, Pb e Cd, os manguezais são considerados como sumidouros permanentes (LACERDA et al. 1983; TAM e WANG, 1999). Entretanto, conforme pode ser avaliado nos resultados referentes aos metais nas folhas neste monitoramento, há transferência e acúmulo destes elementos tóxicos do sedimento para as mesmas, conforme será apresentado adiante neste relatório.

Estudos com moluscos (bivalves e gastrópodes) identificaram forte correlação entre Fe e os metais Pb, As e Cr depositados nas conchas destes animais quando presentes em locais contaminados (meio aquático e sedimento) e associação positiva também entre Fe e Cd. Por outro lado, Mn teve correlação positiva com Cd e Pb e negativa com As e Cu. Algumas espécies estudadas não apresentaram variação na concentração do elemento em relação a contaminação das áreas, mas houve distinção quanto ao tipo de contaminante, entretanto, poucas foram consideradas como bioacumuladoras (EL-SOROGY e YOUSSEF, 2015). Desta forma, as áreas monitoradas durante estes dois anos apresentaram concentrações elevadas de Fe, Mn, Cr e Pb nas diferentes parcelas em todos os estuários, indicando potencial contaminação na biota de filtradores ainda que não interfiram na riqueza das espécies que estão mais condicionadas na sua distribuição em relação a carga de sedimentos em suspensão, salinidade e período de submersão/emersão.

Em relação aos metais que também são considerados como nutrientes, Alongi (2009) relata a dificuldade que existe em se estabelecer um padrão para os manguezais. Isto decorre, principalmente, pelo fato do solo nos manguezais ter sua origem sob diferentes matrizes geológicas, formando aluviões que se caracterizam por apresentar sedimentos provenientes da bacia de drenagem no sistema ao qual está inserido (atuais e pretéritos), assim como por sedimentos com origem na zona costeira.

Tabela 6: Correlação de Pearson dos atributos do sedimento: fração granulométrica areia, silte e argila); matéria orgânica (MO); carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) e metais no sedimento. Referente a terceira coleta, outubro de 2019, época chuvosa.

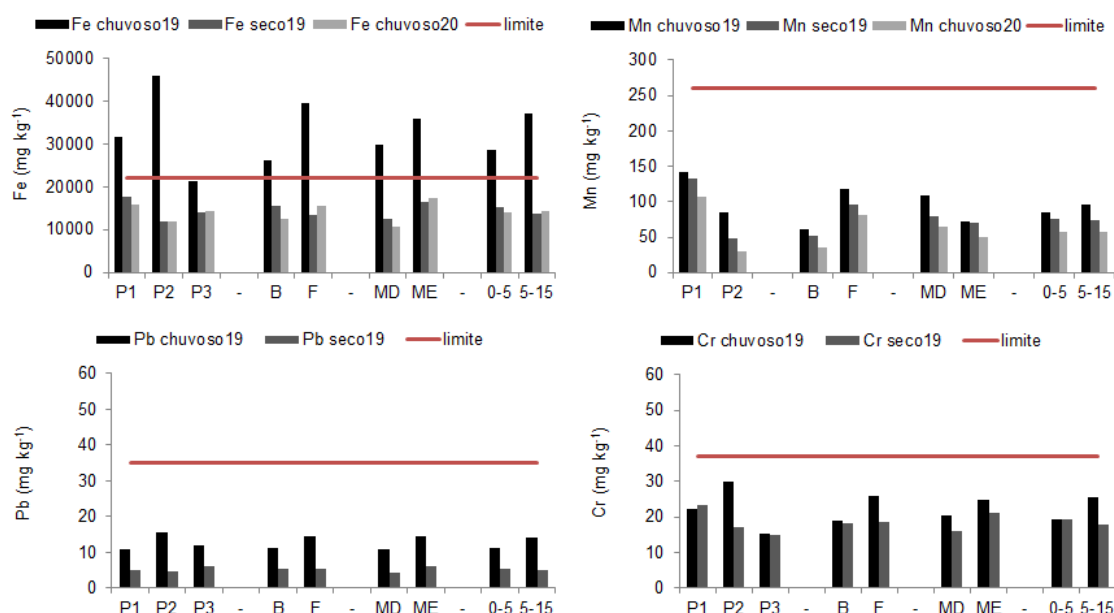
|                   | MO | Areia  | Silte    | Argila   | CaCO <sub>3</sub> | Fe     | Mn      | V      | Co      | Ni      | Cu      | As     | Ag      | Cd       | Ba       | Pb       | Cr      | Al      | Zn       | Hg     |
|-------------------|----|--------|----------|----------|-------------------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|--------|---------|----------|----------|----------|---------|---------|----------|--------|
| MO                | 1  | -0,541 | 0,534    | 0,404    | -0,0448           | 0,262  | 0,0943  | 0,545  | 0,334   | 0,419   | 0,373   | -0,140 | 0,566   | -0,198   | 0,347    | 0,458    | 0,527   | 0,430   | 0,285    | 0,650  |
| Areia             |    | 1      | -0,990** | -0,971** | 0,446             | -0,677 | -0,656  | -0,635 | -0,705  | -0,760* | -0,709  | -0,166 | -0,432  | 0,607    | -0,704   | -0,805*  | -0,817* | -0,697  | -0,710*  | -0,535 |
| Silte             |    |        | 1        | 0,941**  | -0,499            | 0,600  | 0,588   | 0,528  | 0,645   | 0,697   | 0,641   | 0,0460 | 0,333   | -0,564   | 0,642    | 0,747    | 0,752   | 0,612   | 0,636    | 0,452  |
| Argila            |    |        |          | 1        | -0,341            | 0,745* | 0,764*  | 0,697  | 0,793*  | 0,842*  | 0,786*  | 0,343  | 0,431   | -0,700   | 0,797    | 0,882**  | 0,888** | 0,740*  | 0,777*   | 0,514  |
| CaCO <sub>3</sub> |    |        |          |          | 1                 | -0,382 | -0,327  | -0,212 | -0,384  | -0,372  | -0,418  | 0,168  | -0,192  | 0,286    | -0,378   | -0,366   | -0,369  | -0,320  | -0,380   | -0,253 |
| Fe                |    |        |          |          |                   | 1      | 0,960** | 0,863* | 0,964** | 0,967** | 0,986** | 0,757* | 0,579   | -0,834*  | 0,988**  | 0,954**  | 0,955** | 0,968** | 0,986**  | 0,567  |
| Mn                |    |        |          |          |                   |        | 1       | 0,772* | 0,991** | 0,982** | 0,982** | 0,792* | 0,405   | -0,927** | 0,993**  | 0,973**  | 0,952** | 0,895** | 0,968**  | 0,373  |
| V                 |    |        |          |          |                   |        |         | 1      | 0,778*  | 0,817*  | 0,842*  | 0,711  | 0,882** | -0,598   | 0,934**  | 0,798*   | 0,857*  | 0,943** | 0,872*   | 0,829* |
| Co                |    |        |          |          |                   |        |         |        | 1       | 0,995** | 0,990** | 0,731  | 0,413   | -0,935** | 0,999**  | 0,986**  | 0,972** | 0,935** | 0,983**  | 0,380  |
| Ni                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         | 1       | 0,990** | 0,709  | 0,470   | -0,912** | 0,994**  | 0,996**  | 0,991** | 0,953** | 0,988**  | 0,448  |
| Cu                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         | 1       | 0,741  | 0,526   | -0,901** | 0,999**  | 0,978**  | 0,975** | 0,972** | 0,998**  | 0,490  |
| As                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         | 1      | 0,446   | -0,699   | 0,786    | 0,670    | 0,663   | 0,739   | 0,751    | 0,311  |
| Ag                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         |        | 1       | -0,190   | 0,810    | 0,448    | 0,541   | 0,708   | 0,569    | 0,959  |
| Cd                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         |        |         | 1        | -0,952** | -0,909** | -0,863* | -0,802* | -0,884** | -0,112 |
| Ba                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         |        |         |          | 1        | 0,988    | 0,973** | 0,989** | 0,998**  | 0,652  |
| Pb                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         |        |         |          |          | 1        | 0,991** | 0,938** | 0,975**  | 0,444  |
| Cr                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         |        |         |          |          |          | 1       | 0,962** | 0,979**  | 0,533  |
| Al                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         |        |         |          |          |          |         | 1       | 0,975**  | 0,667  |
| Zn                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         |        |         |          |          |          |         |         | 1        | 0,529  |
| Hg                |    |        |          |          |                   |        |         |        |         |         |         |        |         |          |          |          |         |         |          | 1      |

\*: significativo a 5%; \*\*: significativo a 1% pelo teste t.

Optou-se por estabelecer os teores médios de forma mais detalhada dos metais Fe, Mn, Pb e Cr para os estuários monitorados, por serem os elementos cujo aumento de concentração foi destacado em relatórios prévios da área atingida pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão (BASTOS et al, 2017). Nas Figura 107 a Figura 112 são apresentados os teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr dos estuários monitorados: Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, São Mateus, Caravelas, Barra Nova e Urussuquara nos pontos amostrados em relação à distância da foz de cada estuário (P1, P2 e P3), nos bosques (franja e bacia), nas margens amostradas (margem direita e margem esquerda) e nas profundidades de amostragem (0-5 e 5-15 cm). Ressalta-se que a descrição dos pontos e das nomenclaturas empregadas estão descritas no Relatório Semestral (RRDM, 2019 RT 21 Anexo Manguezal) e no Relatório Anual (RRDM, 2019, RT 21, Anexo Manguezal, Metodologia Estrutura, páginas 66 a 67). Foi realizada ainda a comparação das médias por época de amostragem (período chuvoso de 2018/2019, período seco de 2019 e período chuvoso de 2019/2020) visando verificar a evolução temporal dos metais no sedimento. Os dados foram balizados nos limites estabelecidos por Buchman (1999).

No estuário de Piraquê-Açu, os teores de metais no período chuvoso de 2018-2019 foram maiores que os períodos seguintes, seco de 2019 e chuvoso de 2020 (Tabela 7, Figura 107). Com exceção do Fe no primeiro período, todos os outros elementos apresentaram teores abaixo dos limites estabelecidos nesse monitoramento.

Figura 107: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm). Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Piraquê-Açu.



Dados pretéritos são apresentados para o estuário do Piraquê-Açu (COSTA et al., 2016) e indicam teores de ferro variando de 40.500 a 60.800 mg kg<sup>-1</sup>, com média de 54.800 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 7). Os autores concluem que os sedimentos foram depositados antes de qualquer ação humana e que,

portanto, trata-se de deposição geológica de forma natural. Esses teores registrados em estudo pretérito ao rompimento da barragem de Fundão são superiores àqueles observados nos três períodos de monitoramento, sendo 32.948, 14.540 e 13.890 mg kg<sup>-1</sup> de média para os períodos chuvoso 2019, seco 2019 e chuvoso 2020, respectivamente. Costa et al. (2016) coletaram o sedimento em fevereiro de 2010, período esse equivalente ao verão (chuvoso), desse modo, o maior teor de ferro avaliado no período chuvoso de 2019 no monitoramento foi de 130.495 mg kg<sup>-1</sup>, valor este duas vezes acima do limite superior pretérito. Desta forma, entende-se que houve aporte adicional de ferro no ambiente. Ressalta-se que os valores máximos observados foram nas amostras de sedimento coletadas na superfície (0 a 5 cm) para floresta de franja. No período chuvoso de 2020, teores de Fe foram abaixo dos dados pretéritos (COSTA et al., 2016), demonstrando tendência de declínio deste elemento nos sedimentos dos manguezais neste estuário.

Quanto ao manganês, os dados pretéritos demonstram valores consideravelmente maiores que as médias encontradas nos três períodos monitorados no PMBA, indicando não ter ocorrido aporte adicional de manganês nesse estuário, apesar de ter havido incremento nos valores máximos deste elemento no inverno (período seco de 2019), aproximando-se daquele observado para os dados obtidos em 2010 (COSTA et al., 2016). O mesmo se aplica ao chumbo (Pb) e cromo (Cr), no qual identifica-se também maiores valores médios nos dados pretéritos (Tabela 7) comparados aos dois períodos iniciais (chuvoso 2018-2019 e seco 2019). Essas informações são corroboradas pelos dados da Figura 107, no qual observa-se teores de Mn, Pb e Cr abaixo do limite considerado pela NOAA (BUCHMAN, 1999). Nas campanhas realizadas na zona costeira, o Mn aparece elevado na forma dissolvida na coluna d'água no mês de janeiro de 2019, sem intercorrências de elevação crônica em nenhuma das amostragens ao longo de 2019 (Relatório Anual 2019, Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica). Aspecto contrário foi observado para o Fe, com aumento da concentração deste elemento nas formas dissolvidas, adsorvida a MPS e nas águas de fundo no mês de julho (campanha 10) que é o período seco de amostragem para os manguezais.

Valores de referência globais, como o NOAA - *National Oceanic and Atmospheric Administration* descritos por Buchman (1999), foram utilizados para comparação entre os ambientes sedimentares, que são entendidos como Nível Limite de Efeito (TEL) e Nível Provável de Efeito (PEL) nocivo ao ecossistema.

Tabela 7: Dados comparativos dos teores (mg kg<sup>-1</sup>) dos elementos ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cromo (Cr), em valores mínimo (Min), médio e máximo (Max) com os dados pretéritos existentes (Costa et al, 2016) e os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020 para o Rio Piraquê-Açu.

|    | Costa et al. (2016)             |        |        | Chuvoso 2018-2019 |        |         | Seco 2019 |        |        | Chuvoso 2019-2020 |        |        |
|----|---------------------------------|--------|--------|-------------------|--------|---------|-----------|--------|--------|-------------------|--------|--------|
|    | ----- mg kg <sup>-1</sup> ----- |        |        |                   |        |         |           |        |        |                   |        |        |
|    | Min.                            | Média  | Máx.   | Min.              | Média  | Máx.    | Min.      | Média  | Máx.   | Min               | Média  | Máx    |
| Fe | 40.500                          | 54.800 | 60.800 | 43.767            | 32.948 | 130.495 | 2.540     | 14.540 | 32.628 | 1.825             | 13.890 | 28.191 |
| Mn | 105,46                          | 270,81 | 333,16 | 8,59              | 90,30  | 301,61  | 7,88      | 74,55  | 316,86 | 3,0               | 58,22  | 274,34 |
| Pb | 13,74                           | 18,83  | 23,50  | 2,31              | 12,74  | 30,13   | 1,39      | 5,32   | 9,66   | -                 | -      | -      |
| Cr | 40,25                           | 79,65  | 95,32  | 5,75              | 22,47  | 62,49   | 5,40      | 18,5   | 42,83  | -                 | -      | -      |

\*- dados não realizados.

Milazzo (2011), em seu estudo sobre biodisponibilidade e bioconcentração sazonal (seco e chuvoso) de metais no estuário do rio São Paulo-BA, concluiu que os índices pluviométricos têm um papel decisivo na biodisponibilidade de metais nas águas superficiais e nos sedimentos. A diferença nos índices pluviométricos entre a estação seca e chuvosa foram fundamentais para que houvesse uma diferença entre as médias dos níveis de biodisponibilidade dos elementos estudados. O mesmo pode ser observado entre as épocas chuvoso 2018-2019 e seco 2019, sendo que as maiores médias foram registradas na estação chuvosa. Para os dados do período chuvoso de 2019-2020, de modo geral, ocorreu os menores teores de metais nos sedimentos. Isto pode ser correlacionado com a inversão da pluma de sedimentos do Rio Doce que neste período climático está direcionada para o norte em função da mudança no regime de ventos (ALBINO et al., 2018; OLIVEIRA e QUARESMA, 2020). Por outro lado, o fato de neste período ter sido observado valores médios ainda elevados acima do NOAA pode-se deduzir que as influências costeiras, como observado nos dados de hidroquímica, foram atuantes sobre o sistema, descartando contaminação via terrestre.

É importante salientar que não somente a pluviosidade interfere na concentração/disponibilidade de metais no ecossistema, mas que o tipo de argila, a temperatura, regime de marés também exercem forte controle sobre a distribuição e concentração de metais. Desse modo, estudos sazonais entre períodos secos e chuvosos tornam-se importantes no conhecimento dos padrões de comportamento para cada sistema (NIZOLI e LUIZ-SILVA, 2009). O ferro e outros metais são reconhecidos por sua tendência em apresentar diferentes níveis de incorporação por sulfetos metálicos cristalinos mais estáveis, formando pirita e por sulfetos amorfo, pouco cristalizados, portanto, condições oxi-redução influenciam a disponibilidade desse elemento (TWILLEY e RIVEIRA-MONROY, 2009).

O estuário de Piraquê-Mirim registrou preteritamente teores médios para ferro, manganês, chumbo e cromo (COSTA et al., 2016) acima daqueles coletados nos diferentes períodos do PMBA para as três regiões estuarinas estudadas (Tabela 8, Figura 108). Com destaque para os elementos manganês e cromo que reportaram, naquele estudo, valores médios superiores aos maiores teores observados no atual monitoramento (Tabela 7). De modo similar ao encontrado em Piraquê-Açu, o maior teor de ferro amostrado no período chuvoso de 2018-2019 foi de 128.373 mg kg<sup>-1</sup>, sendo acima do limite superior identificado nas amostras coletadas por Costa et al. (2016). Consequentemente, entende-se para este



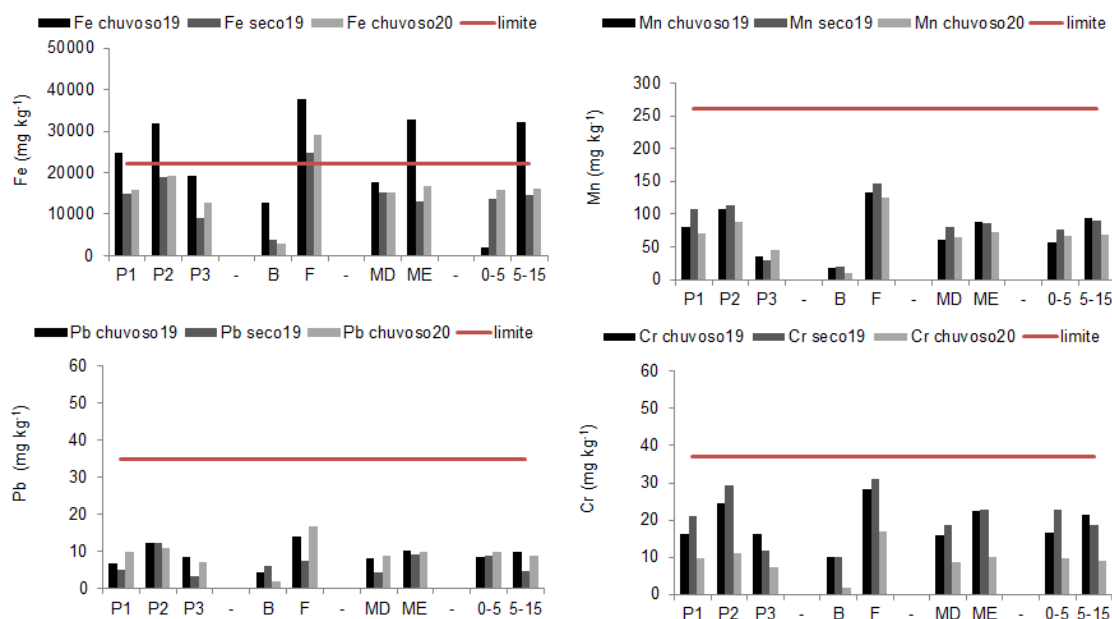
estuário que houve aporte externo de ferro a partir de 2010, respondendo ao impacto da pluma de rejeitos do rompimento da barragem de Fundão. Costa et al. (2016) relatam que a fonte de contaminação de Fe neste estuário tem sua origem na mobilização pela dinâmica estuarina, por sedimentação e acumulação dos metais nos sedimentos e não de fontes antropogênicas.

Tabela 8: Dados comparativos dos teores (mg kg<sup>-1</sup>) dos elementos ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cromo (Cr), em valores mínimo (Min), médio e máximo (Max) com os dados pretéritos existentes (Costa et al, 2016) e os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020 para o Rio Piraquê-Mirim.

|    | Costa et al. (2016)             |        |         | Chuvoso 2018-2019 |        |         | Seco 2019 |        |        | Chuvoso 2019-2020 |        |        |
|----|---------------------------------|--------|---------|-------------------|--------|---------|-----------|--------|--------|-------------------|--------|--------|
|    | ----- mg kg <sup>-1</sup> ----- |        |         |                   |        |         |           |        |        |                   |        |        |
|    | Min.                            | Média  | Máx.    | Min.              | Média  | Máx.    | Min.      | Média  | Máx.   | Mín               | Média  | Máx    |
| Fe | 37.300                          | 56.600 | 105.700 | 780               | 25.250 | 128.373 | 59        | 14.236 | 45.706 | 935               | 15.923 | 60.298 |
| Mn | 123,34                          | 475,28 | 1017,47 | 3,50              | 75,0   | 544,27  | 2,72      | 83,24  | 415,11 | 2,99              | 67,45  | 296,27 |
| Pb | 8,95                            | 16,57  | 62,27   | 1,85              | 9,26   | 27,78   | 0,77      | 6,86   | 54,02  | 0,13              | 1,82   | 5,95   |
| Cr | 47,78                           | 85,79  | 181,66  | 3,40              | 19,07  | 70,08   | 1,69      | 20,63  | 54,72  | 1,32              | 9,81   | 32,74  |

Cabe ressaltar que um estudo de assinatura geoquímica, comparando a proporção de elementos químicos no rejeito de minério oriundo do rompimento da barragem, ocorrido dia 05 de novembro de 2015, com a proporção de elementos químicos dos sedimentos estudados poderá gerar mais informações que embasarão um diagnóstico mais preciso. O monitoramento destes dois estuários é importante de ser continuado, pois as praias defronte a foz deste sistema são compostas por fragmentos de organismos com deposições calcáreas externas, contribuindo com material para a plataforma interna. Os estudos de Grilo et al. (2020) discutem os processos de adsorção e dessorção dos óxidos e hidróxidos de Fe com os minerais na fração argilosa em relação as variações no pH, isto contribui para a hipótese levantada no relatório anual (RRDM, 2019, RT 21, Anexo 5 Manguezal, Discussão) que os rejeitos da barragem de Mariana podem estar adentrando neste estuário ainda que haja baixa possibilidade de depósito nos terraços de abrasão e que a mineralogia dos sedimentos da Formação Barreiras apresente minerais ricos em óxidos de ferro. Pode-se aventar um transporte transversal destes óxidos de ferro que ao entrarem em contato com as condições anóxicas e ácidas dos sedimentos das florestas de manguezal promovam a precipitação deste elemento, incorporando-o no ciclo sedimentar do manguezal, tornando-se em longo prazo um problema crônico amplificado pela própria mineralogia local. Esta hipótese, levantada por ocasião do relatório anual de 2019, apresenta sustentação nos resultados obtidos no relatório de Hidroquímica (Relatório Semestral 2019, Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica) que reporta associação dos sedimentos de depositados nos lateritos durante a campanha 10 (julho de 2019) possuem assinatura compatível com aquela observada nos rejeitos e que os ventos do quadrante sul provocam maior energia no sistema causando ressuspensão de sedimentos, explicariam o aumento do Fe na forma dissolvida, lábil e adsorvido à MPS observado nesta ocasião.

Figura 108: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Piraquê-Mirim.



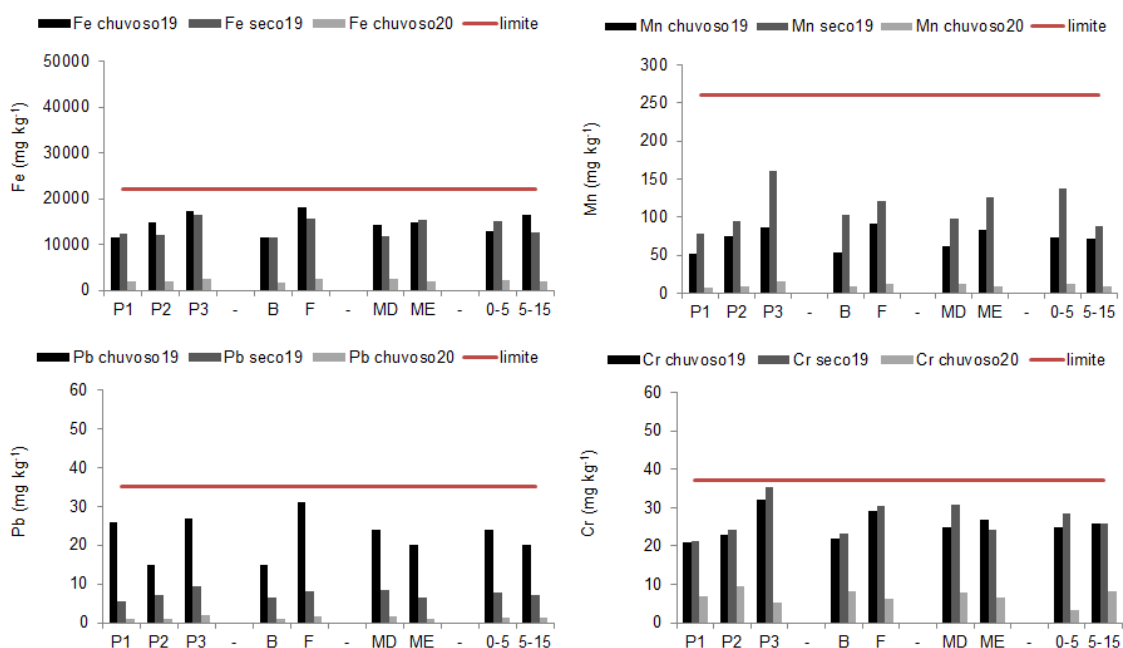
Dados apresentados por Instituto LATEC (2020) avaliaram os manguezais no sistema estuarino do Piraquê-Açú e Mirim e em Barra Nova, não categorizando ocorrência de dano haja vista a coleta ter sido realizada dois anos após o evento. Entretanto, destaca-se que este estudo avaliou somente duas áreas de manguezal nestes estuários localizadas nas proximidades da desembocadura dos rios. Destacamos que os metais serão mais fortemente depositados nos locais com maior concentração de matéria orgânica com reportados nos resultados deste Anexo e que a localização as parcelas amostradas por aqueles pesquisadores se encontram nas áreas de maior velocidade de correntes onde há tendência de eliminação dos contaminantes. Além disso, as maiores deposições nos estuários ocorrem nas áreas de mistura que irão variar de acordo com a amplitude de maré, vazão de água doce ao longo do estuário e de forma sazonal, uma vez que a quantidade de material precipitado aumenta com a salinidade da mistura (BOYLE et al., 1977), sendo o limite de 10 psu ponto determinante para haver maior precipitação do ferro.

Estes resultados são preocupantes (Figura 108), uma vez que a contaminação por Pb e Cr, ainda que não ultrapasse os limites de toxicidade da NOAA, está ocorrendo um aumento de área estuarina contaminada neste rio. Uma vez que o manguezal perca sua capacidade de incorporação por atingir sua capacidade de saturação, como no caso do Mn em situações de pH abaixo de 6 haverá solubilidade deste elemento, tornando-o disponível para a biota. Efeito diferente ocorre com o Zn, quando o sedimento atinge sua capacidade de saturação, este elemento não será mais tamponado no sedimento dos manguezais, permanecendo solúvel na coluna d'água como um contaminante. Em relação ao Cu, os manguezais podem ser sumidouros permanentes dada sua capacidade em reter este elemento (TAM e WANG, 1999).

Na Figura 109 são apresentados dados do estuário de São Mateus. Destaca-se o baixo teor na terceira amostragem, período chuvoso de 2019-2020. Para este estuário, principalmente para as duas primeiras amostragens, é possível observar com todos os elementos apresentados que há maiores valores na floresta de franja quando comparado com a bacia, devido à contribuição do curso d'água associada aos elementos em questão. E, com exceção do Pb, os elementos tem seu teor aumentado à medida que o ponto de amostragem se distancia da foz do rio,  $P1 < P2 < P3$ , confirmando o efeito da salinidade sobre a precipitação dos elementos no estuário. O aumento da concentração do Fe no ponto 1 e do Mn no período seco pode ser resposta aos aumentos de concentração observados nos períodos de janeiro a abril de 2019 nas estações de coleta nos rios Itaúnas e na região de Barra Nova observada nas amostragens do Anexo 3 (Relatório Anual 2019, Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica). Neste período, os resultados obtidos para esta região no litoral norte para vários elementos, entre eles o Fe, Mn, Pb e Cr estavam elevados, com os dois primeiros em concentrações aquelas observadas para o ano de 2016, logo após a chegada dos rejeitos na área.

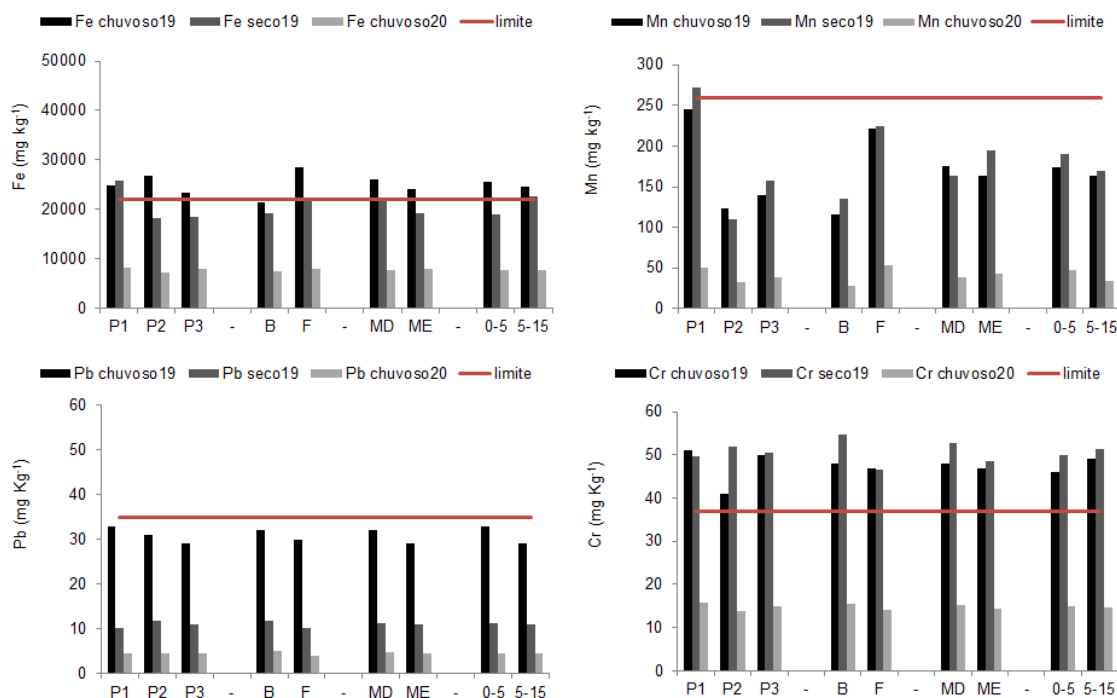
Figura 109: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020.

Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de São Mateus.



O estuário de Caravelas (Figura 110) foi o que apresentou maior frequência de valores que extrapolaram os limites tidos como valores de referência, que classificam a potencialidade tóxica dos metais, principalmente para Fe no período chuvoso de 2018-2019 e para Cr nos dois primeiros períodos monitorados, chuvoso de 2018-2019 e seco de 2019. O limite NOAA utilizado foi o TEL (*Thresholds Effects Levels*) e representa a concentração abaixo da qual os efeitos adversos são raramente esperados, ou seja, valores abaixo não apresentam toxicidade capazes de causar efeitos adversos.

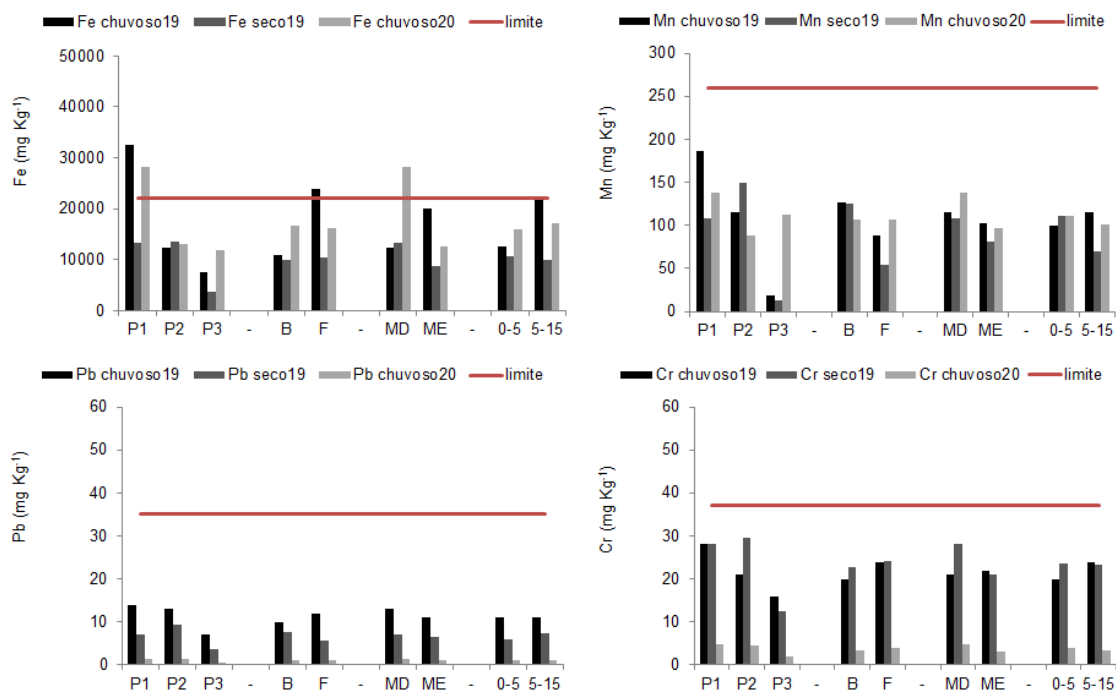
Figura 110: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Caravelas.



Na Figura 111 são apresentados dados do estuário de Barra Nova. Para os dados monitorados, somente os teores de Fe no ponto 1 (P1) e na região da franja para o período chuvoso 2018-2019 e ponto 1 (P1) e margem direita do período chuvoso de 2020 ultrapassaram o limite estabelecido. Para este estuário, é possível observar, para todos os elementos apresentados, que há uma escala decrescente de valores do ponto 1 para o ponto 3 (observado praticamente nos três períodos avaliados), ou seja, à medida que se distancia da foz do estuário, observa-se menores teores dos elementos. Isto deve-se as características deste estuário em termos de circulação, ficando somente a região mais próxima à foz com valores mais elevados de salinidade.

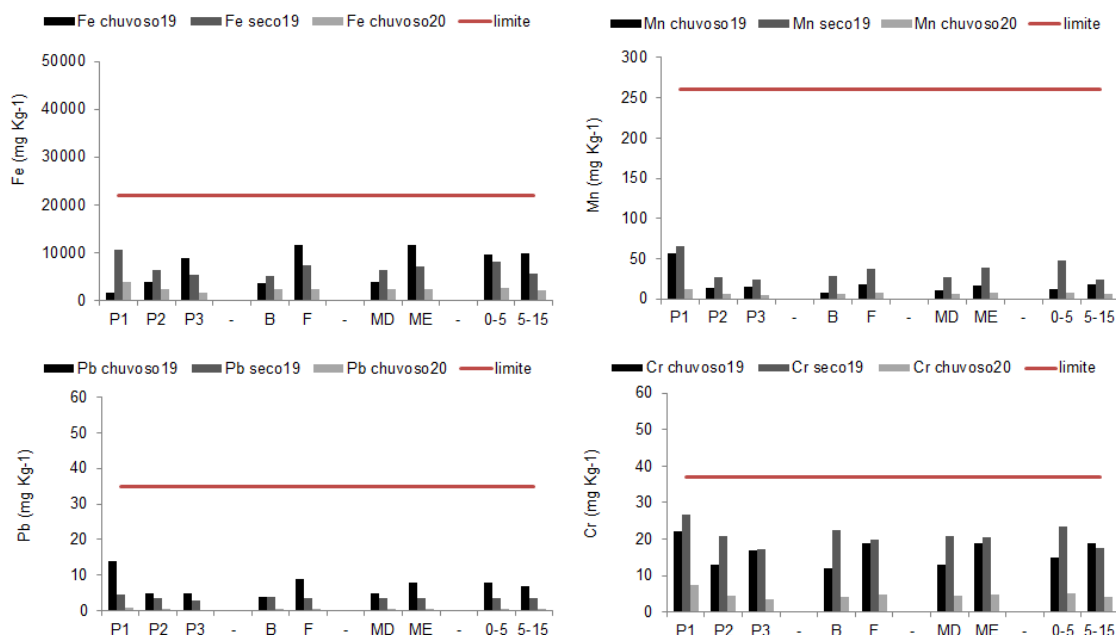
Figura 111: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020.

Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Barra Nova.



O estuário de Urussuquara (Figura 112) foi aquele que apresentou menores teores de metais dentre os estuários estudados, com todos os metais estudados abaixo do limite principalmente no período chuvoso de 2020. Reforçamos as características de tamanho da abertura da foz deste estuário ao longo do monitoramento que pode acarretar em menor exposição ao dano.

Figura 112: Teores médios de Fe, Mn, Pb e Cr, em mg kg<sup>-1</sup>, por ponto amostral (P1, P2 e P3), bosque (franja e bacia), margem (esquerda e direita) e profundidades (0-5 e 5-15 cm), para os períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999). Dados de Urussuquara.

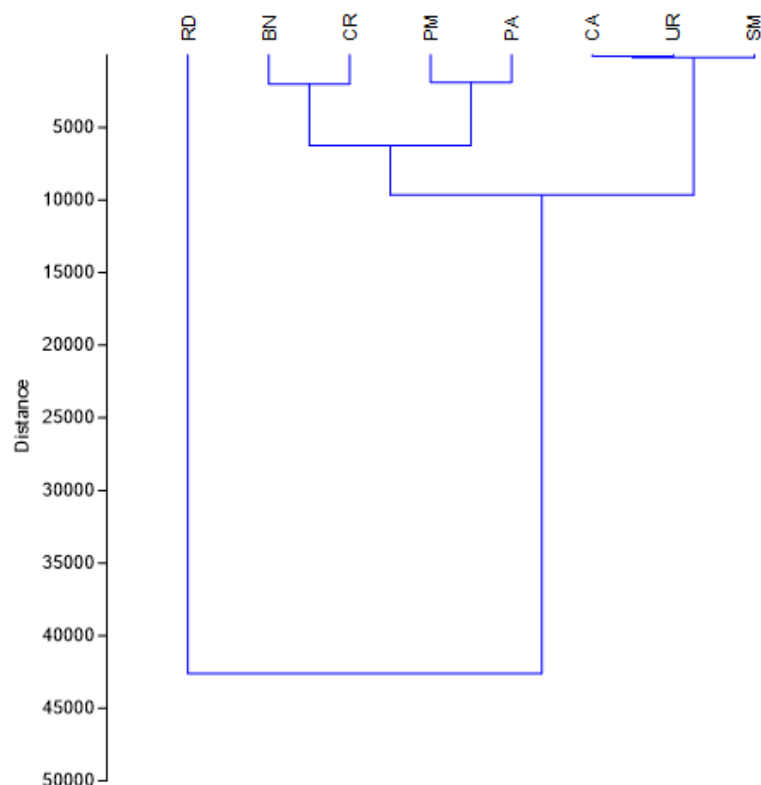


Quanto às análises multivariadas, foram realizadas Análise de Agrupamento de Cluster e Análise de Componentes Principais (PCA) (Legendre e Legendre, 1998). A análise de componentes principais (PCA) (Figura 113 e Figura 114) envolvendo os resultados da granulometria do sedimento, da matéria orgânica, dos carbonatos e de Fe e Mn são explicadas em 65,55 % de sua variabilidade pela primeira componente (PC1), enquanto que a segunda (PC2) explica 16,08 %.

Os dados são referentes à 3ª amostragem, realizado em outubro de 2019 (denominado chuvoso 2019-2020), correspondente ao início do período chuvoso. Observa-se claramente que o estuário do Rio Doce se destaca dos demais, agrupando-se separadamente. O que se deve à deposição mais pontual do material em suspensão e pelas características físico-químicas do sedimento desse local, já que nesse local não possui manguezal como nos outros estuários. Outro grupo de similaridade é composto por Costa das Algas, Urussuquara e São Mateus. Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim apresentam similaridade observadas no dendograma (Figura 113) e Barra Nova e Caravelas do mesmo modo.

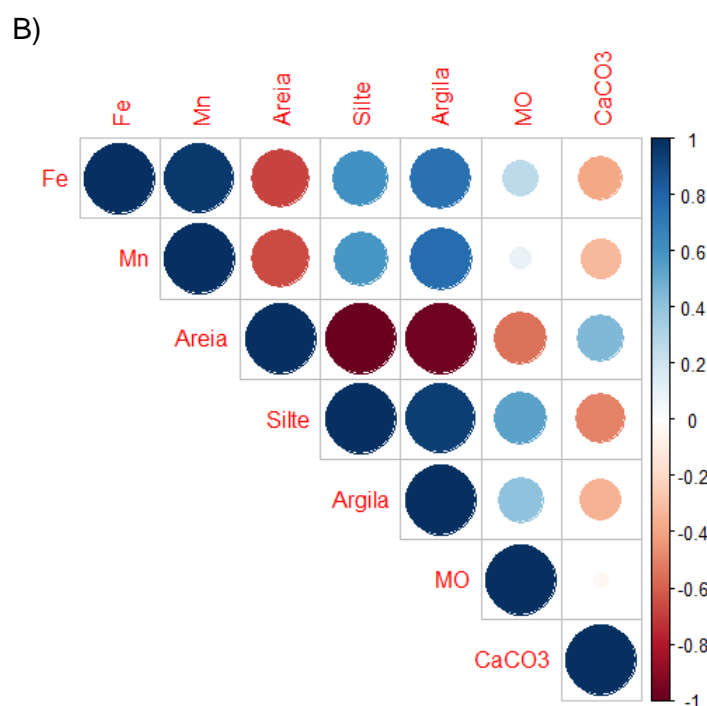
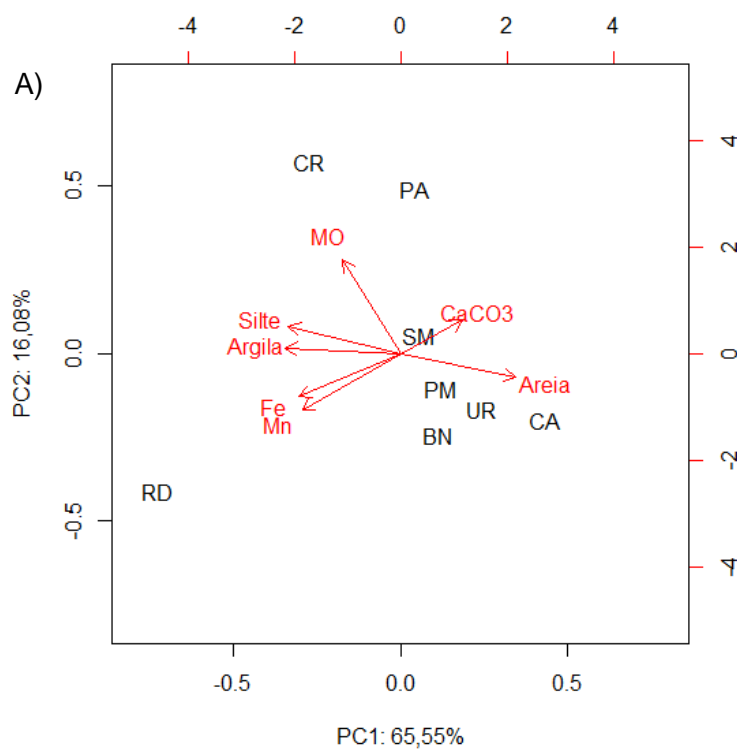


Figura 113: Análise de Cluster (dendograma) considerando os atributos do sedimento: dados de matéria orgânica, granulometria, carbonato de cálcio, teor de Fe e Mn. Referente aos períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Piraquê-Açú (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM), Caravelas (CR).



De acordo com a PCA (Figura 114) correspondente ao período chuvoso de 2019-2020, observa-se correlação positiva entre Fe e Mn com os teores de argila, como esperado. Observa-se também grupos de similaridade entre os estuários monitorados, com destaque para o Rio Doce não agrupado com os demais, informação está corroborada pelo dendograma da Figura 113. O estuário do Rio Doce (RD) não é caracterizado como manguezal, apresenta solo argiloso e aluviais como o Neossolo Flúvico (Embrapa, 2018), que corresponde, em grande parte, aos solos mais recentes dos canais principais do Rio Doce (Vilarinho, 2005), com vegetações de Mata Atlântica e espécies de áreas paludais como aninga (*Montrichardia linifera*) e hibisco-do-mangue (*Talipariti pernambucense*). Pela análise do PCA pode-se ver a confirmação dos dados de metais nos sedimentos para esta etapa do monitoramento com decaimento das concentrações mais elevadas em praticamente quase todos os estuários, exceto no Rio Doce que há contaminação persistente, comprovada pelo isolamento desta área. Outro ponto relevante a ser destacado é em relação ao rio São Mateus onde há uma forte associação com o carbonato de cálcio, evidenciando a influência marinha sobre este estuário. Este aspecto confirma a influência da zona costeira e, conseqüentemente, dos metais remobilizando no setor norte adentrando nestes estuários nos períodos de janeiro e julho de 2019.

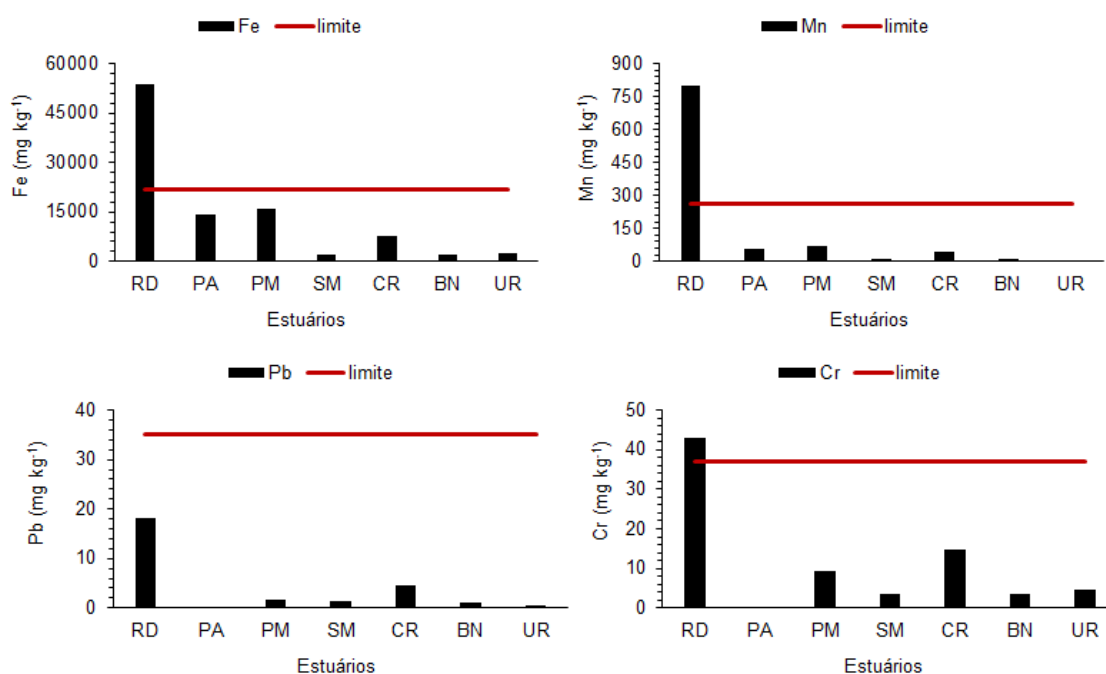
Figura 114: Análise de componentes principais (PCA) baseada na correlação entre os dados de matéria orgânica, granulometria, carbonato de cálcio, teor de Fe e Mn nos estuários estudados da amostragem nos períodos chuvoso 2018-2019, seco 2019 e chuvoso 2019-2020. Piraquê-Açú (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM), Caravelas (CR). A) PCA e B) correlação.



Visando dar maior destaque à diferença encontrada nas análises multivariadas (Figura 113 e Figura 114), optou-se por apresentar os teores de Fe, Mn, Pb, e Cr entre os estuários dos dados da 3ª coleta realizada em outubro de 2019, denominada de período chuvoso de 2019-2020 (Figura 115), bem como os gráficos de granulometria (Figura 116), matéria orgânica (Figura 117) e carbonato de cálcio (Figura 118).

Observa-se que os teores de Fe, Mn, Pb e Cr no Rio Doce foram mais elevados que a média dos outros estuários, cerca de 630, 2300, 870 e 500 % (Figura 115), respectivamente. E, principalmente para Fe e Mn, os teores ultrapassam em grande proporção os limites estabelecidos por Buchman (1999). Este fato ocorre devido ao recebimento direto dos rejeitos nesse local e também às características granulométricas desse estuário (Figura 116). A proporção entre os metais e sua distribuição espacial é apresentada na figura 18, que constitui o mapa temático do período chuvoso de 2019-2020.

Figura 115: Teores dos metais ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cromo (Cr) da época chuvoso 2019-2020 (outubro de 2019) dos estuários de Rio Doce (RD), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR). Em vermelho, limite estabelecido por Buchman (1999).



O Rio Doce apresenta composição granulométrica diferenciada quando comparada aos demais rios (Figura 116). Observa-se teor de areia inferior aos outros estuários (Figura 116) e, conseqüentemente, elevados teores de silte mais argila, fato este que influencia a sorção/dessorção dos metais, alterando sua dinâmica. A diminuição da vazão do rio durante o ano de 2019 explica o aumento dos sedimentos na fração fina (OLIVEIRA e QUARESMA, 2020). Algo similar é observado para carbonato de cálcio (Figura 117), onde este elemento tem menor teor no Rio Doce é menor que nos outros estuários, deixando claro o domínio fluvial sobre o sistema, diferente dos outros estuários onde há domínio de marés (Piraquê-Açu e Mirim) e de ondas e marés nos demais sistemas. Já os teores de matéria

orgânica (Figura 118), registrados para o Rio Doce foram equivalentes aos outros estuários não apresentando, portanto, uma influência diferenciada deste componente sobre os teores de metais encontrados.

Figura 116: Fração granulométrica areia, silte e argila da época chuvoso 2019-2020 (outubro de 2019) dos estuários de Rio Doce (RD), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR).

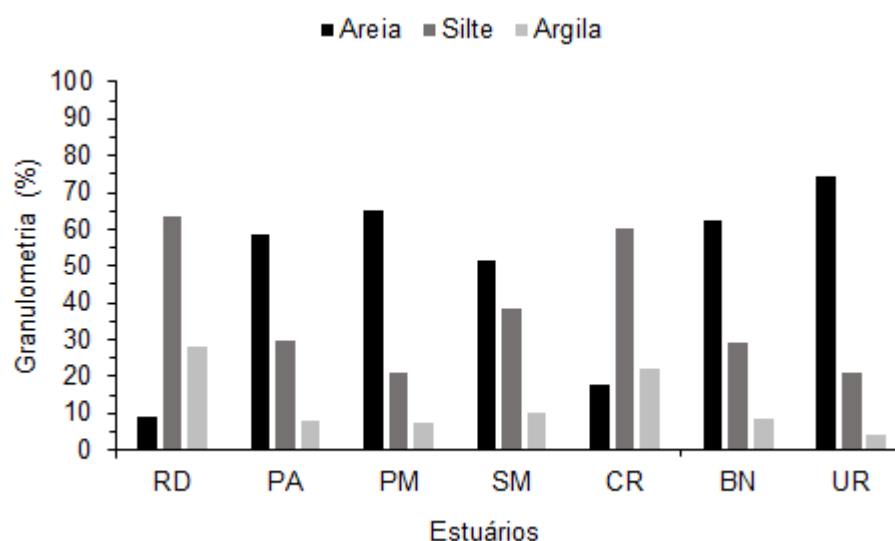
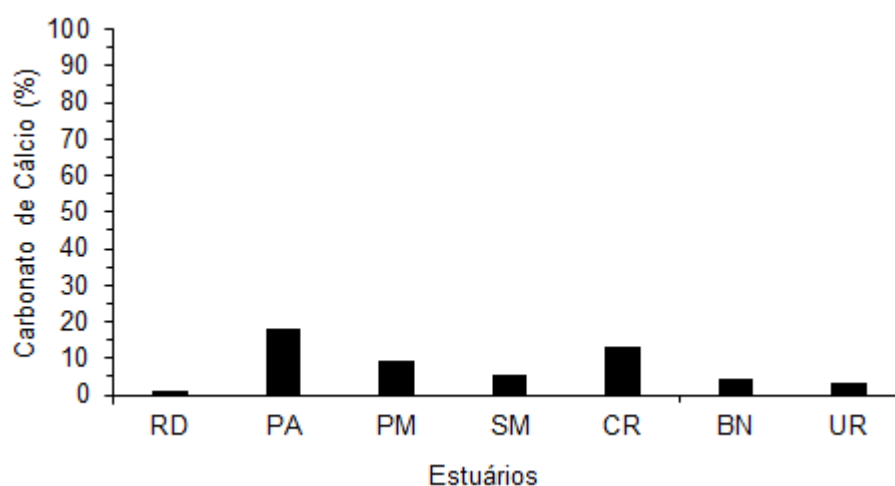


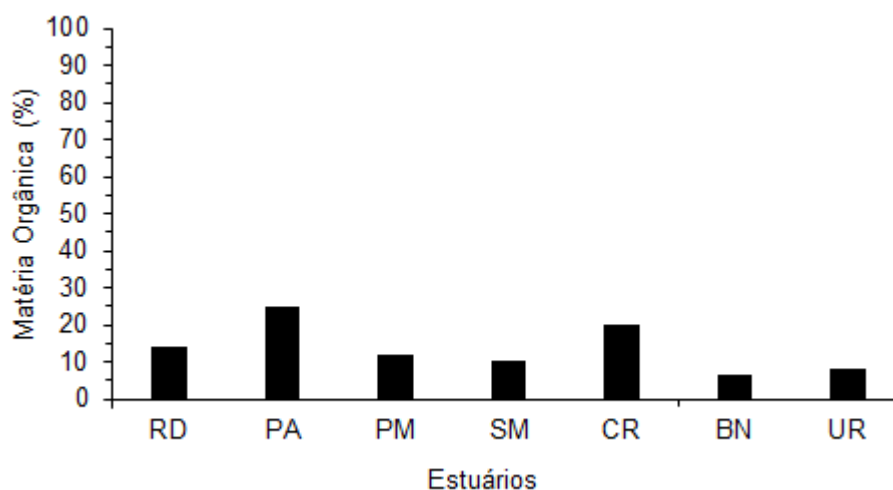
Figura 117: Percentagem de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) da época chuvoso de 2019-2020 (outubro de 2019) dos estuários de Rio Doce (RD), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR).



Os percentuais de MO variaram de 3,0% a 20%. A relação entre MO e a granulometria dos solos pode ser explicada pela velocidade de deposição similar entre as partículas orgânicas e os grãos minerais finos, como silte e argila. Dessa forma, os locais de baixa hidrodinâmica favorecem a deposição de solos finos e de material orgânico.

Solos predominantemente arenosos caracterizam-se por apresentarem reduzida concentração de matéria orgânica, ao contrário de partículas finas compostas por argila e silte, que apresentam maior teor de composto orgânico. Assim, há uma maior tendência de adsorção de compostos orgânicos hidrofóbicos e de metais nos locais com maior teor de argila (Cruz et al., 2013). Não é o que ocorre no estuário de Piraquê-Açu (PA), que apresenta alto teor de areia e de MO, mas é observado claramente para os estuários do Rio Doce (RD) e de Caravelas.

Figura 118: Percentagem de matéria orgânica (MO) da época chuvoso/20 (outubro de 2019) dos estuários de Rio Doce (RD), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR).



Os resultados obtidos neste monitoramento em associação com os demais resultados de hidroquímica costeira e de descrição geomorfológica dos estuários e da dinâmica oceanográfica em pequena escala (transporte de sedimentos pela deriva continental) e de larga escala (influência da ACAS sobre a zona costeira), que serão discutidos mais adiante com maior detalhamento para explicar as ocorrências de espécies de decápodes no Rio Doce, indicam contaminação dos estuários pelos rejeitos da Barragem de Fundão e que este material persiste e continuará influenciando os manguezais por longo tempo. Os sedimentos dos manguezais recebem aporte de contaminantes tanto via fluvial/terrestre quanto marinha. Entretanto, não se pode deixar de considerar esta fonte recente de contaminação como sendo a mais plausível para as contaminações observadas no PMBA, inclusive porque é clara a associação dos pulsos de contaminação, mesmo com análises ocorrendo quatro anos após o evento. Destacamos ainda que a contaminação registrada em diferentes pontos dos estuários e entre diferentes estuários mesmo três anos após o desastre é de grande significado e importância tendo em vista os problemas ambientais tanto em nível abiótico quanto biótico que são relatados para os manguezais do litoral capixaba e em Caravelas. Observações pontuais (fotográficas), limitadas em termos de extensão espacial (poucos pontos e em áreas de foz), sem escala temporal razoável (mesmo que sazonal) e sem considerar todas as variáveis que regulam o ecossistema manguezal são incapazes de diagnosticar o dano e sua extensão, tendo que se ter cuidado com estas análises. Nossa recomendação é de

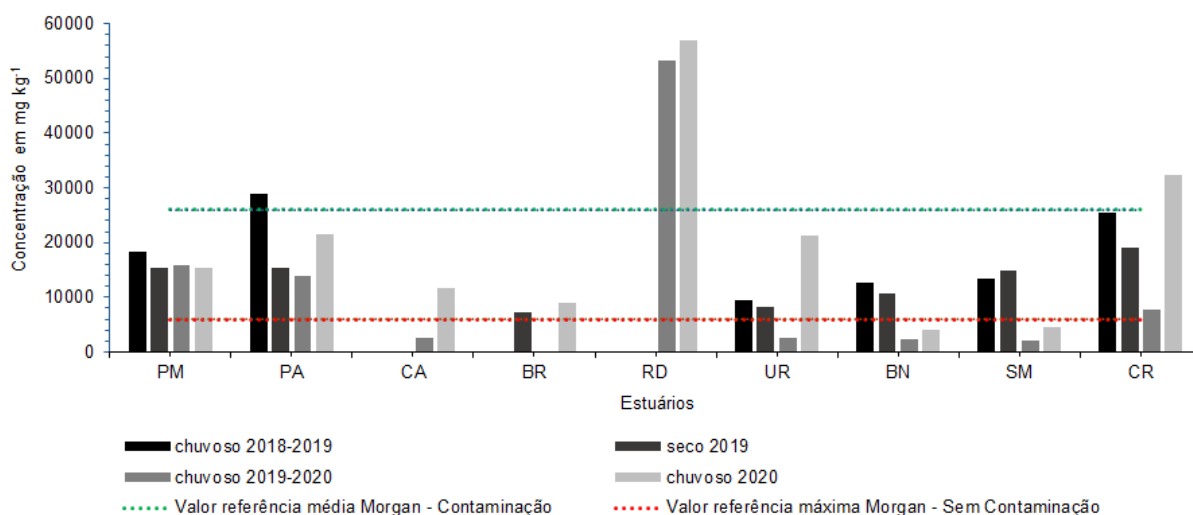
monitoramento em longo prazo, inclusive para cobrir boa parte do tempo de vida das espécies de interesse comercial e que são de extrema importância social.

Estudos desenvolvidos na Austrália, comparando o concentração de Fe reativo em solos de manguezal com coletas realizadas em pontos distantes da fonte emissora e tendo área sem emissão de Fe como controle, reportam valores na ponto mais próximo da emissão valores mínimos de 11.555 mg kg<sup>-1</sup>, média de 26.412 mg kg<sup>-1</sup> e máximo de 69.135 mg kg<sup>-1</sup>. Conforme houve distanciamento da emissão, os valores de Fe reativo também declinaram assim como o pH do sedimento, registrando valores mínimos de 313 mg kg<sup>-1</sup>, média de 1345 mg kg<sup>-1</sup> e 6062 mg kg<sup>-1</sup> (MORGAN et al. 2016). Nenhuma das áreas monitoradas no PMBA registrou teores em Fe similares aos mínimos avaliados pelos autores na área controle, mas os valores máximos reportados são comuns em vários locais e períodos amostrados.

Dados coletados em todas as parcelas por período foram plotados para estimar as médias do estuário de acordo com o padrão climático regional (Figura 119). Supondo que se possa esperar padrões similares de Fe tendo como referência o valor mais elevado observado por Morgan et al. (2016) para áreas de manguezal não contaminada, isto é 6.000 mg kg<sup>-1</sup>, entendemos que as áreas do monitoramento onde num dos períodos houve registro de valores aproximados a este, não tem o Fe originado da bacia de drenagem. O aumento deste elemento nestes estuários decorre da contaminação persistente dos rejeitos no ambiente marinho e validados pelos resultados e diagnóstico de contaminação dos Anexos 1, 3 (Relatório Anual 2019, Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica e dinâmica oceanográfica) e 4 (Relatório Anual 2019, Anexo 4 - Geomorfologia das praias), além da composição mineralógica dos sedimentos reportada inicialmente. Com isto, podemos afirmar que os manguezais da Costa das Algas, de Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova e São Mateus são categoricamente impactados pelos rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão. Piraquê-Açú e Mirim possuem excesso de Fe em decorrência da matriz geológica local, mas tem sua concentração aumentada em decorrência de eventos periódicos que possibilitam a remobilização de sedimentos contaminados na plataforma interna na APA Costa das Algas. Caravelas é uma situação peculiar, apresentando momentos de matriz baixa em Fe e outras ocasiões com concentração mais elevada, dificultando a afirmação de contaminação causada pelos rejeitos do rompimento da Barragem de Fundão. Entretanto, dada a particularidade deste estuário e sua importante conectividade com os recifes de corais em Abrolhos, não se pode descartar a preocupação com esta área e indicar manutenção do monitoramento.

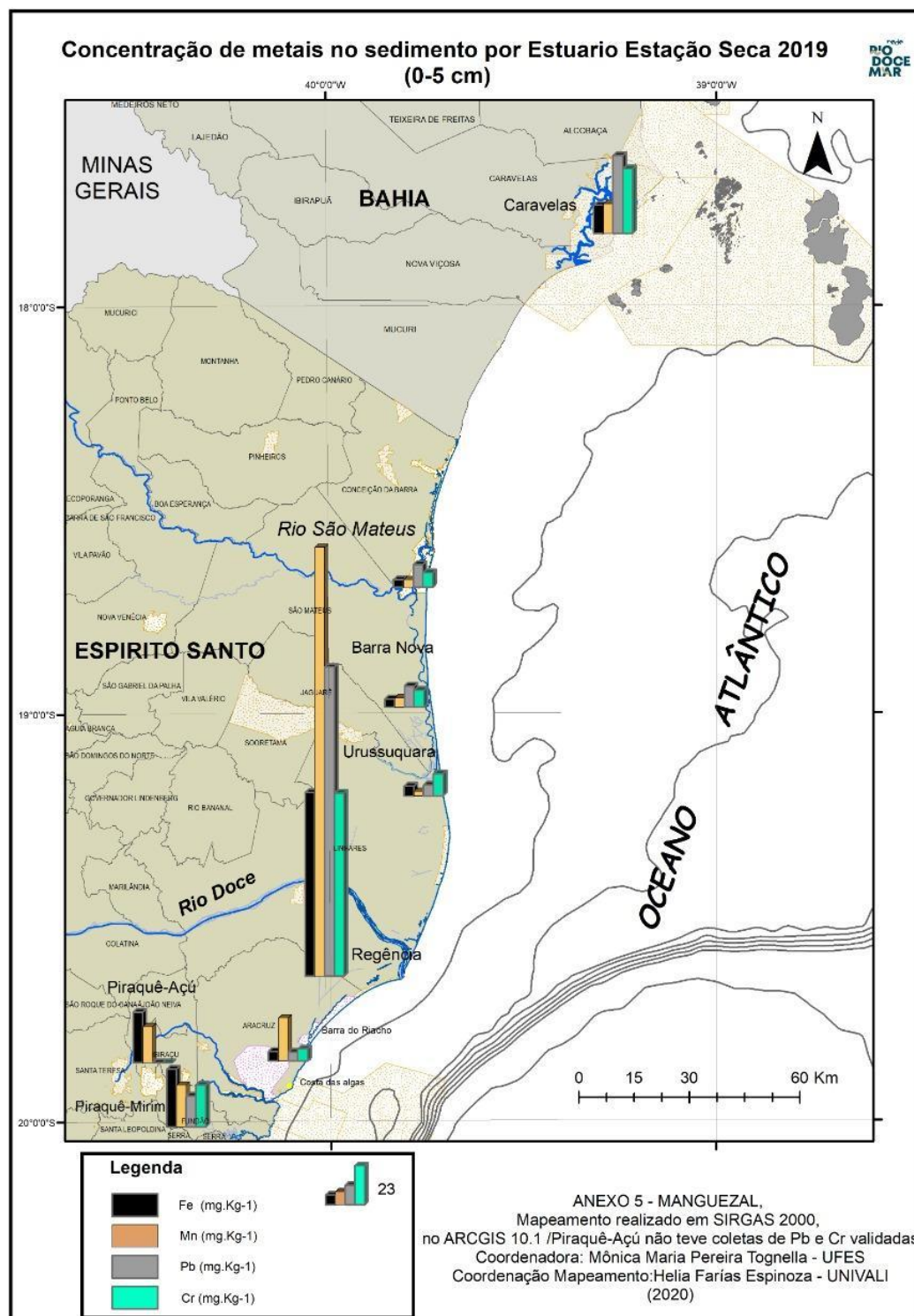


Figura 119: Valores de referência para Ferro (Fe) de Morgan et al. (2016) para os períodos chuvoso de 2018-2019 (outubro 2018), seco 2019 (junho 2019), chuvoso de 2019-2020 (outubro de 2019) e chuvoso de 2020 (janeiro e fevereiro 2020), para os estuários de Piraquê-Mirim (PM), Piraquê-Açu (PA), Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR).



Por fim, é importante ressaltar, Fe, Mn, Pb e Cr encontrados no Rio Doce permanecem elevados e acima dos limites estabelecidos pela NOAA (Figura 120).

Figura 120: Mapa temático representando o teor de metais no sedimento do período chuvoso de 2019-2020, 3ª coleta realizada em outubro de 2019. Fe: ferro, Mn: manganês, Pb: chumbo, Cr: cromo.



### 1.3.3 Efeitos da Concentração de Metais no Tecido Foliar Sobre a Fotossíntese, a Concentração de Clorofila e Estresse Oxidativo

Neste item serão apresentados parâmetros de fluorescência da clorofila *a*, assimilação de carbono, concentração de clorofila e de metais nos tecidos foliares, produção e acúmulo de espécies reativas de oxigênio-EROs ( $O_2^{\cdot-}$ ,  $OH^{\cdot}$  e  $ROO^{\cdot}$ ) e atividade antirradicalar [via atividade sequestradora do radical livre DPPH $^{\cdot}$  (2,2-difenil-1-picril-hidrazila)] para *Talipariti pernambucense* presente na foz do Rio Doce e para as três espécies de mangue (*Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*) distribuídas nos estuários avaliados. Os parâmetros selecionados são reconhecidos na literatura como indicadores de distúrbios fisiológicos em plantas resultantes da ação de metais tóxicos. Além disso, eles vêm sendo apresentados de forma consistente e informativa sobre alterações no processo funcional da fotossíntese em escala espacial e temporal nos relatórios produzidos pelo Anexo 5 – Manguezal ao longo dos dois anos do PMBA (RRDM, 2019 RT 21 e 2020 RT35, Anexo 5 Manguezal).

Nesta análise inicial, em que se considera todos os estuários, espécies e campanhas realizadas ao longo do monitoramento, os dados foram correlacionados visando identificar interferências gerais do Fe, Mn, Cu, Zn e Pb sobre os processos funcionais da fotossíntese, incluindo a formação de EROs relacionadas ao estresse oxidativo bem como a capacidade antioxidante das espécies monitoradas (Tabela 9).

A correlação negativa obtida entre a assimilação de carbono (*A*) das plantas e a concentração de Fe ( $r = -0,26$ ;  $p < 0,05$ ), Mn ( $r = -0,35$ ;  $p < 0,01$ ), íon superóxido ( $O_2^{\cdot-}$ ) ( $r = -0,22$ ;  $p < 0,05$ ), hidroxil ( $OH^{\cdot}$ ) ( $r = -0,24$ ;  $p < 0,05$ ) e peróxido ( $ROO^{\cdot}$ ) ( $r = -0,37$ ;  $p < 0,01$ ) evidencia a interferência desses metais acumulados nos tecidos foliares no ganho de carbono das comunidades vegetais monitoradas (Tabela 9). Alterações dos processos fotossintéticos resultantes do excesso de Fe foram descritos por Chatterjee et al. (2006) e estão relacionadas com a potencialização do estresse oxidativo como consequência do aumento do acúmulo de EROs nos tecidos foliares (ROBELLO et al., 2007).

De acordo com Gill e Tuteja (2010), o maior sítio celular de produção de EROs é o cloroplasto, especificamente o lado aceptor de elétrons do fotossistema I ligado às membranas dos tilacóides, e, em condições de superredução da cadeia de transporte de elétrons fotossintéticos resultante de distúrbios fisiológicos, uma parte do fluxo de elétrons é desviado da ferredoxina para átomos de  $O_2$ , reduzindo-os a  $O_2^{\cdot-}$  via reação de Mehler (WISE e NAYLOR, 1987; ELSTNER, 1991; GILL e TUTEJA, 2010). Íons  $O_2^{\cdot-}$  podem doar elétrons para o  $Fe^{+3}$  para produzir a forma reduzida  $Fe^{+2}$ , o qual, por sua vez, reduz  $H_2O_2$  produzido como resultado da ação dismutase do  $O_2^{\cdot-}$  para  $OH^{\cdot}$  catalisada pela enzima superóxido dismutase (SOD) (GILL e TUTEJA, 2010). Neste sentido, distúrbios no fluxo de transporte de elétrons fotossintéticos, o qual, numa situação de normalidade, levaria à redução do  $NADP^+$  a NADPH, que, ao entrar no Ciclo de Calvin, reduz o  $CO_2$  à carboidratos (ADAMSKI et al., 2011), causam aumento no estresse oxidativo.

De maneira geral, a correlação negativa observada entre o índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I ( $PI_{total}$ ) e o

conteúdo de  $O_2^{\cdot-}$  ( $r = -0,71$ ;  $p < 0,01$ ) corroboram a ocorrência de estresse oxidativo nas espécies monitoradas, sendo reforçada pela baixa atividade antioxidante, haja vista a ausência de correlação entre  $PI_{total}$  e a atividade antirradicalar- DPPH $^{\cdot}$  ( $r = 0,01$ ;  $p > 0,05$ ), bem como, entre  $A$  e DPPH $^{\cdot}$  ( $r = 0,09$ ;  $p > 0,05$ ) (Tabela 9).

Quando se analisou o comportamento fotoquímico das plantas, o Fe e Mn acumulado nos tecidos foliares influenciaram negativamente  $PI_{total}$  das plantas ( $r = -0,12$ ;  $p < 0,01$  e  $r = -0,50$ ;  $p < 0,05$ , respectivamente), muito embora uma correlação positiva tenha sido obtida entre os valores de Fe foliar e de clorofila  $a$  (Chla) ( $r = 0,51$ ;  $p < 0,01$ ). Essa correlação reflete uma das atuações do Fe como elemento essencial, já que faz parte de enzimas responsáveis pela biossíntese de clorofila (Tabela 9). Na ausência de Fe, é verificado o acúmulo de pigmentos carotenoides, especialmente xantofilas e carotenos (DECHEN e NACHTIGALL, 2006) como mecanismo de ajuste para a assimilação e dispersão de calor (LARCHER, 2000).

Por outro lado, a interferência negativa do Mn em excesso nos tecidos foliares na síntese e no acúmulo de Chla ao longo do monitoramento ( $r = -0,58$ ;  $p < 0,05$ ) evidencia os danos causados pelo metal sobre as moléculas de clorofila ao deslocar o magnésio do anel tetrapirrólico da molécula, resultando em perda da atividade do pigmento (MARSCHNER, 1995; ASRAR et al., 2005).

Ao contrário dos elementos anteriores,  $A$ ,  $PI_{total}$  e Chla foram positivamente correlacionados com a concentração de Zn ( $r = 0,39$ ,  $r = 0,38$  e  $r = 0,47$ ;  $p < 0,01$ , respectivamente) e Cu foliar ( $r = 0,40$ ,  $r = 0,36$  e  $r = 0,44$ ;  $p < 0,01$ , respectivamente) sem efeitos gerais significativos do Pb sobre o processo funcional da fotossíntese. Em termos gerais, o acúmulo dos metais Fe, Mn, Zn, Cu e Pb nos tecidos foliares não teve influência sobre a síntese e acúmulo de Chlb (Tabela 9).

Porém, a correlação positiva entre a concentração de Pb foliar e a produção de íon superóxido ( $O_2^{\cdot-}$ ) ( $r = 0,87$ ;  $p < 0,05$ ) e Fe foliar com a produção de  $OH^{\cdot}$  ( $r = 0,48$ ;  $p < 0,05$ ), evidencia redução da atividade de transporte de elétrons fotossintéticos resultando em menor disponibilidade de ATP e NADPH para as reações bioquímicas de assimilação do  $CO_2$  nos cloroplastos (ADAMSKI et al., 2011), como evidenciado pelas correlações negativas entre esses metais e  $A$  e  $PI_{total}$  (Tabela 9). Os processos fotossintéticos são influenciados negativamente pelo acúmulo de metais tóxicos, dependendo da concentração, sugerindo que a fotossíntese é um indicador temporal da toxicidade por metal pesado (CHENG et al., 2017).

Este fato resulta em dois problemas ambientais significativos. O primeiro envolve a própria vegetação, onde o impacto crônico destes elementos por remobilização do sedimento depositado na zona costeira (RRDM, 2019 RT 21 e 2020 RT35, Anexo 3 Hidrogeoquímica) e por aporte sistemático daqueles depositado nas margens e calha do Rio Doce podem levar em longo prazo a redução da produtividade das florestas com perdas na capacidade reprodutiva (decréscimo de fertilidade e aumento na taxa de mortalidade de recrutas), diminuindo produtividade pesqueira nos manguezais e na área costeira conectada a estes estuários (LOVELOCK et al., 2006; RIBEIRO et al., 2019). O segundo problema envolve a biota que se alimenta das folhas de mangue contaminadas com estes metais, principalmente

aqueles classificados como tóxicos. Presença de excesso de Pb já foi detectada na fauna associada aos manguezais nas áreas monitoradas, com variabilidade sazonal entre os estuários ao norte (compartimento C), aqueles ao sul (compartimento A) e na própria foz do Rio Doce (RRDM, 2019 RT 21 e 2020 RT35, Anexo 1 Ecotoxicologia)

Tabela 9: Correlação linear de Pearson, realizada sem distinção entre estuários ou espécies avaliadas. Área de coleta de dados, compreendida entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia: Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Dados coletados entre dezembro/2018 e fevereiro/2020 em *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *Talipariti pernambucense*. Legenda: A ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) - assimilação de carbono; A/gs ( $\mu\text{mol mol}^{-1}$ ) - eficiência no uso da água; Pltotal (unidade relativa) – índice de performance; Chla ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) – clorofila a; Chlb ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) – clorofila b; Fef, Mnf, Znf, Cuf, Pbf (mg kg<sup>-1</sup>); – ferro, manganês, zinco, cobre, chumbo folia; O<sub>2</sub><sup>•-</sup> (%) - superóxido; OH<sup>•</sup> (%) - radical hidroxil; ROO<sup>•</sup> (%) - radical peroxil; DPPH<sup>•</sup> (%) - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila.

|                              | A          | A/gs      | Pltotal    | Chla      | Chlb     | Fef        | Mnf        | Znf       | Cuf      | Pbf      | O <sub>2</sub> <sup>•-</sup> | OH <sup>•</sup> | ROO <sup>•</sup> | DPPH <sup>•</sup> |
|------------------------------|------------|-----------|------------|-----------|----------|------------|------------|-----------|----------|----------|------------------------------|-----------------|------------------|-------------------|
| A                            | 1          |           |            |           |          |            |            |           |          |          |                              |                 |                  |                   |
| A/gs                         | 0.3466 **  | 1         |            |           |          |            |            |           |          |          |                              |                 |                  |                   |
| Pltotal                      | 0.3589 **  | 0.2577 *  | 1          |           |          |            |            |           |          |          |                              |                 |                  |                   |
| Chla                         | 0.2403 *   | -0.1797 * | 0.1738 *   | 1         |          |            |            |           |          |          |                              |                 |                  |                   |
| Chlb                         | -0.2444 *  | -0.2026 * | -0.2519 *  | 0.5238 ** | 1        |            |            |           |          |          |                              |                 |                  |                   |
| Fef                          | -0.2688 *  | -0.1322   | -0.1269 ** | 0.5177 ** | 0.0981   | 1          |            |           |          |          |                              |                 |                  |                   |
| Mnf                          | -0.3578 ** | -0.2476 * | -0.5094 ** | -0.5829 * | 0.1618   | -0.3370 ** | 1          |           |          |          |                              |                 |                  |                   |
| Znf                          | 0.3996 **  | 0.0558    | 0.3895 **  | 0.4745 ** | 0.0276   | 0.7278 **  | -0.3749 ** | 1         |          |          |                              |                 |                  |                   |
| Cuf                          | 0.4084 **  | 0.0282    | 0.3687 **  | 0.4428 ** | 0.0216   | 0.3905 **  | -0.2631 *  | 0.6829 ** | 1        |          |                              |                 |                  |                   |
| Pbf                          | -0.0795    | -0.1350   | 0.1539     | -0.0194   | -0.1641  | 0.0268     | 0.0299     | -0.0285   | 0.0933   | 1        |                              |                 |                  |                   |
| O <sub>2</sub> <sup>•-</sup> | -0.2265 *  | -0.0856   | -0.7198 *  | -0.0726   | 0.0530   | 0.1168     | 0.0131     | 0.1352    | 0.1285   | 0.8754 * | 1                            |                 |                  |                   |
| OH <sup>•</sup>              | -0.2451 *  | -0.0653   | 0.0225     | -0.0300   | -0.0175  | 0.4824 *   | 0.1152     | 0.0290    | -0.0057  | -0.1586  | 0.8042 **                    | 1               |                  |                   |
| ROO <sup>•</sup>             | -0.3775 ** | -0.1164   | -0.1025 *  | -0.1843   | -0.0190  | 0.0989 *   | 0.1278     | -0.0192   | -0.0942  | -0.1505  | 0.8231 **                    | 0.8946 **       | 1                |                   |
| DPPH <sup>•</sup>            | -0.0909    | -0.2764 * | 0.0192     | 0.3186 ** | 0.2457 * | -0.0613    | 0.0155     | 0.0837    | 0.3597 * | 0.0033   | -0.1252                      | -0.0409         | -0.0956          | 1                 |

(\*\*) – p < 0,01; (\*) – p < 0,05 de significância pelo teste t



Uma vez que as análises de correlação geral demonstraram efeitos significativos da maior parte dos metais avaliados nos tecidos foliares sobre os parâmetros biológicos (Tabela 9), procedeu-se à comparação desses efeitos entre os estuários monitorados em razão do aporte diferencial da lama de rejeitos provenientes da barragem de Fundão (RRDM, 2020 RT35, Anexo 4 Praias).

Portanto, tendo em vista a necessidade de comparar os indicadores mensurados pelo Anexo 5 entre as áreas avaliadas no PMBA, construiu-se o mapa temático apresentado na Figura 121, representando a proporção entre as áreas para a concentração de metais no tecido foliar e parâmetros fotossintéticos. Deve-se destacar que o mapa apresentado contém todos os dados coletados ao longo do monitoramento, independente da espécie amostrada. Além disso, no material suplementar (Material Suplementar A5MS1, Figura 48) é apresentada uma análise estatística para cada parâmetro.

No mapa abaixo (Figura 121), observa-se tendência de aumento da concentração de Fe, Zn e Cu no tecido foliar ao norte do Rio Doce, com valores médios iguais a 268,15 mg kg<sup>-1</sup>, 7,97 mg kg<sup>-1</sup> e 3,19 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente, com destaque para a vegetação de Urussuquara. Estes dados estão correlacionados com os diagnósticos realizados na zona costeira indicando aumento destes elementos na coluna d'água no final do período chuvoso 2018-2019 e seco de 2019, correspondendo às campanhas 4 e 10 do Anexo 3 – Hidrogeoquímica (RRDM, 2019 RT 21, Anexo 3 Hidrogeoquímica). Importante destacar que os resultados obtidos para os metais nas folhas de mangue já descrevem o processo de transferência dos contaminantes para a biota, causando injúrias metabólicas. A contaminação persistente na biomassa foliar já indica a biomagnificação dos poluentes para os demais elos da teia alimentar (TAM e WONG, 1999) tornando os sedimentos destes manguezais também fonte de poluentes, uma vez que as variações do potencial redox com a mobilização pelas marés vão alterar a solubilidade destes elementos (TAM e WONG, 1999; EL-SOROGY e YOSSEUF, 2015; MORGAN et al., 2016).

Cuzzuol e Campos (2001) definem que concentrações de Fe foliar acima de 92,6 mg kg<sup>-1</sup> indicam contaminação. Neste contexto geral de contaminação por metais, pode-se indicar os estuários de Piraquê-Açu, Costa das Algas, Rio Doce, Urussuquara, Barra Nova e São Mateus como apresentando concentrações acima dos valores reportados na literatura. Apesar de muitos serem elementos essenciais para o desenvolvimento das plantas, com seu acúmulo no sedimento podem se tornar um elemento tóxico (EL-SOROGY e YOSSEUF, 2015).

De maneira geral, a concentração de Mn foliar foi maior na vegetação do estuário do rio São Mateus seguido de Caravelas (239,20 e 198,50 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente). O valor médio para os demais estuários foi de 125,93 mg kg<sup>-1</sup>. Estes valores mais elevados para os estuários ao norte do Rio Doce estão de acordo com os dados obtidos na zona costeira durante as campanhas de janeiro de 2019, após elevada precipitação e com o ciclone Iba (RRDM, 2019 RT 21, Anexo 3 Hidrogeoquímica). Com os estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas mostrando concentração intermediária de Mn (em média 148,60 mg kg<sup>-1</sup>). Em detrimento da correlação negativa descrita entre o Mn foliar e parâmetros fotossintéticos (Tabela 9), a concentração de Mn nos tecidos foliares das espécies

monitoradas, quando consideradas em conjunto, encontra-se abaixo da faixa referenciada para contaminação por Cuzzuol e Campos (2001) (Tabela 10).

Houve tendência de maior acúmulo de Pb nos estuários próximos ao Rio Doce (Costa das Algas, Barra do Riacho e Urussuquara) e, também, Piraquê-Açu, com média igual a  $10,49 \text{ mg kg}^{-1}$ , valor acima do limite de contaminação descrito para angiospermas, segundo Kabata-Pendias (2011). De forma geral, a vegetação do Rio Doce (*T. pernambucense*) mostrou maior concentração de  $11,17 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb, indicando contaminação pelo metal. Os eventos climáticos associados ao 2019 provocaram remobilização dos sedimentos de fundo na zona costeira em algumas épocas do ano e estes tiveram assinatura dos elementos terras raras similar àquela obtida para os rejeitos, desta forma, vários elementos entre eles o Pb apresentaram em janeiro de 2019 e no período seco de 2019 concentrações similares àquelas avaliadas em 2016, conforme já explicado anteriormente (RRDM, 2019 RT 21, Anexo 3 Hidrogeoquímica).

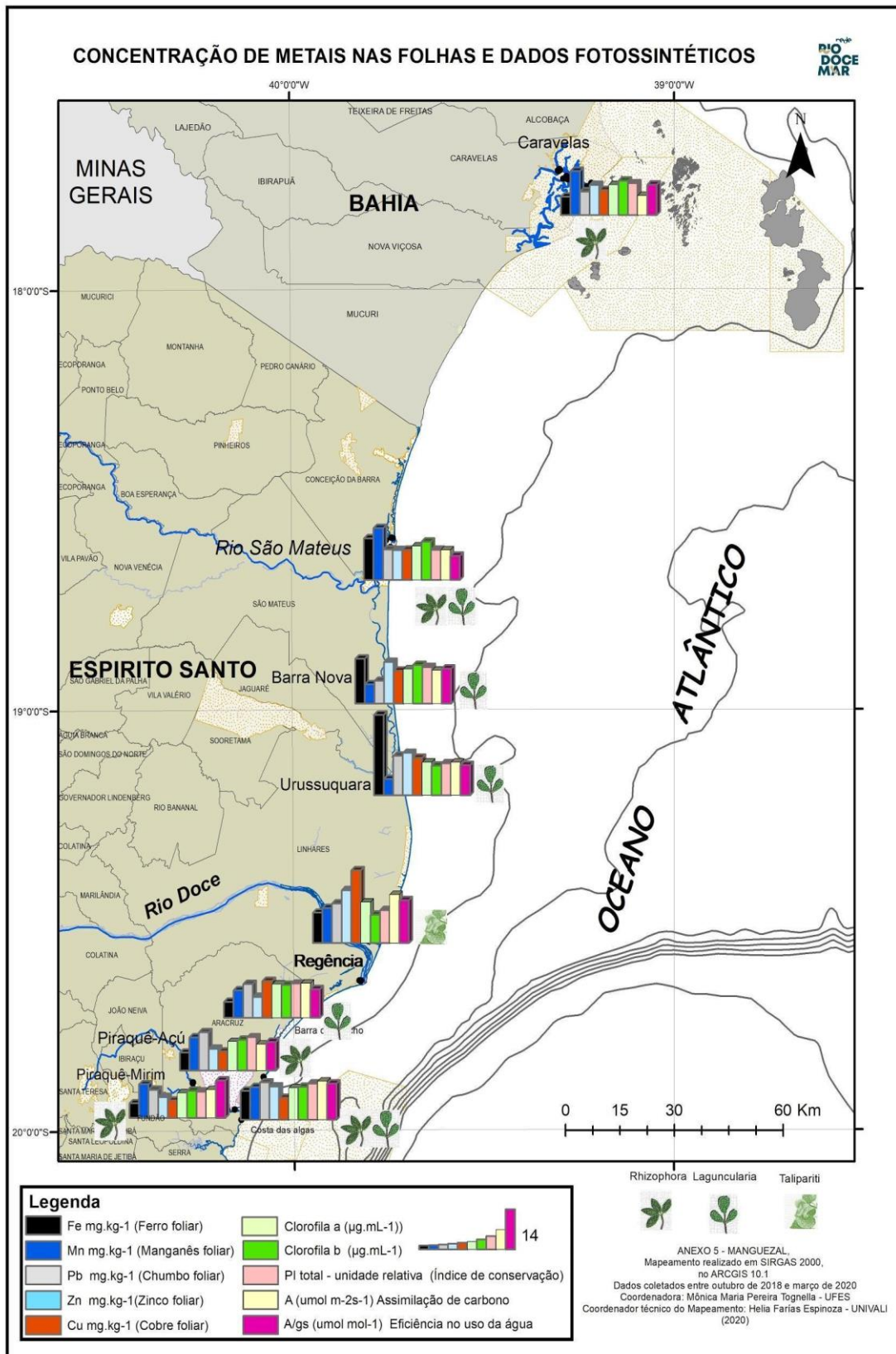
Muito embora tenha sido observada correlação positiva entre a concentração de Cu e Zn foliar e parâmetros fotossintéticos (*A*,  $PI_{\text{total}}$ , e *Chla*), se forem considerados seus níveis de concentração de forma isolada, pode-se identificar contaminação. Assim, tendo por referência que concentrações de Cu acima de  $2,0 \text{ mg kg}^{-1}$  são indicadoras de contaminação para espécies de manguezal (CUZZUOL e CAMPOS, 2001), todos os estuários monitorados, com exceção do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim ( $1,81$  a  $1,98 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu, respectivamente) estão contaminados pelo metal, em especial *T. pernambucense* na foz do Rio Doce, com  $7,71 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu nos tecidos foliares.

Em relação ao Zn, ao considerarmos os dados gerais, é clara o maior acúmulo do metal nos estuários ao norte do Rio Doce (Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas), com valores médios de  $7,94 \text{ mg kg}^{-1}$ , considerados acima do valor limite para a espécie *R. mangle* (CUZZUOL e CAMPOS, 2001). Entretanto, é preciso ressaltar que estes estuários são formados por bosques mistos, com ocorrência também da espécie *L. racemosa*, para a qual, concentrações foliares de Zn entre  $10,2$  a  $15,2 \text{ mg kg}^{-1}$  foram previamente registrados para áreas não contaminadas, como apresentado na Tabela 10, dificultando, em princípio a identificação de contaminação por Zn. Entretanto, apesar deste elemento ser necessário para a divisão celular dos organismos, seu excesso pode comprometer o desenvolvimento dos organismos (EL-SOROGY e YOSSEUF, 2015).

Em termos de atividade biológica, quando se considera as áreas dominadas por espécies de manguezal, há uma tendência de maiores valores de *Chla*,  $PI_{\text{total}}$  e *A* nos estuários próximos à foz do Rio Doce, em detrimento aos maiores acúmulos de metais nessas áreas. Dentre os parâmetros biológicos, destacam-se os maiores valores de *Chla*, *A* e *A/gs* para *T. pernambucense*. Esta espécie possui comportamento fisiológico distinto da vegetação classificada como mangue *stricto sensu*, sendo a espécie que apresenta menor capacidade de habitar locais com elevada salinidade, pois seu mecanismo de atenuar os efeitos deletérios do  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  é por meio da suculência. Desta forma, possui dependência maior de água doce para diluir o conteúdo em sais no vacúolo celular (TOMLINSON, 1986).

Cabe destacar que esta comparação geral dos dados entre os estuários monitorados, que não leva em consideração a estação de amostragem, o distanciamento da a foz dos rios, a espécie avaliada e a sazonalidade, revela grande distinção dos estuários dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, formados por florestas com domínio de *R. mangle*, quando comparado aos demais, com maior redução nos valores de Chla e b foi relacionada com as menores taxas de assimilação de carbono ( $5,47 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), de  $\text{Pl}_{\text{total}}$ , Fe, Zn e Cu.

Figura 121: Mapa temático representando a proporção de metais no tecido foliar e parâmetros fotossintéticos entre os estuários avaliados no PMBA. Dados coletados entre outubro de 2018 a março de 2020 em *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *Talipariti pernambucense*. Fe: ferro, Mn: manganês, Pb: chumbo, Zn: zinco e Cu: cobre.



Além das variáveis em escala temporal (sazonalidade dos ventos, correntes e eventos estocásticos, por exemplo) e da própria configuração dos estuários explicando suas distinções em termos de contaminação pelos metais do rejeito da Barragem de Fundão, há mecanismos dentro dos sistemas estuarinos induzidos por diferenças locais (microescala) como frequência de inundação, pH, Eh, conteúdo de oxigênio, matéria orgânica, porosidade entre outros parâmetros (biológicos, químicos e físicos) que afetam a concentração e biotoxicidade dos metais (CHAI et al., 2015). Assim como observado neste monitoramento, as espécies vegetais e animais apresentam comportamento distinto para um mesmo metal, demonstrando a dificuldade de se caracterizar o grau de contaminação ou de toxicidade de um elemento no ecossistema.

Para *R. mangle*, por ser a espécie comum a todos os estuários analisados, foi feita uma análise comparativa em separado da atividade fotossintética e da concentração de metais foliares entre estuários (Figura 122 e Material Suplementar A5MS1, Figura 49). Esta análise teve como prerrogativa a absorção diferencial de nutrientes, como o Fe, Mn e Zn, já bem conhecida entre *R. mangle* e *L. racemosa* (Tabela 10) e para *T. pernambucense*, o que pode mascarar os resultados descritos para a primeira espécie, considerando que a ocorrência de *L. racemosa* ao norte do Rio Doce é expressiva.

Tabela 10: Faixa de absorção de macro e micronutrientes ( $\text{g kg}^{-1}$  e  $\text{mg kg}^{-1}$ , respectivamente) para *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* baseada no trabalho de Cuzzuol e Campos (2001) com valores de concentração máxima e mínima.

| Espécie            | $\text{g kg}^{-1}$ |      |      |      |      |      | $\text{mg kg}^{-1}$ |        |        |       |
|--------------------|--------------------|------|------|------|------|------|---------------------|--------|--------|-------|
|                    | N                  | P    | K    | Ca   | Mg   | S    | Cu                  | Fe     | Mn     | Zn    |
| <i>R. mangle</i>   | 12,1-              | 0,7- | 3,0- | 5,5- | 4,3- | 2,0- | 2,0                 | 72,0-  | 738,4- | 5,0   |
|                    | 13,1               | 1,1  | 5,0  | 8,3  | 6,8  | 3,0  |                     | 92,6   | 929,6  |       |
| <i>L. racemosa</i> | 9,2-               | 1,0- | 2,8- | 4,5- | 2,8- | 1,9- | 2,0                 | 523,3- | 79,9-  | 10,2- |
|                    | 12,2               | 1,8  | 6,0  | 6,0  | 4,4  | 2,8  |                     | 655,1  | 112,4  | 15,2  |

Fonte: Adaptado de Cuzzuol e Campos (2001).

Nos estuários analisados, as concentrações de ferro foliar em *R. mangle* variaram de 83,92 a 147,95  $\text{mg kg}^{-1}$ , com a maior concentração obtida em Costa das Algas, seguida de Barra Nova, São Mateus e Piraquê-Açu e a menor concentração registrada no Piraquê-Mirim (Figura 122). O valor máximo observado no PMBA está muito acima daquele descrito por Cuzzuol e Campos (2001) para a espécie. Similarmente ao apresentado na descrição geral dos dados, em que todas as espécies foram consideradas, as concentrações de manganês nos tecidos foliares de *R. mangle* estão muito abaixo daqueles reportados na literatura, variando de 126,83 (Barra do Riacho) a 296,61 (São Mateus)  $\text{mg kg}^{-1}$  com valor médio de 180,25  $\text{mg kg}^{-1}$ .

As concentrações foliares de Cu mostraram a mesma tendência observada quando todas as espécies foram consideradas em conjunto, com aumento de concentração nos estuários próximos à foz do Rio Doce em direção ao norte, com valor máximo descrito para Barra do Riacho [3,63  $\text{mg kg}^{-1}$ , aproximadamente 80% maior do valor reportado na literatura para a espécie por Cuzzuol e Campos (2001)]. Este elemento encontrou-se em concentrações elevadas durante o período chuvoso de 2018-



2019 e, principalmente naquelas amostras correspondentes ao período seco de 2019 na região da foz do Rio Doce (RRDM, 2019 RT 21, Anexo 3 Hidrogeoquímica).

Em relação ao Zn, muito embora se tenha observado maior acúmulo do metal em *R. mangle* em Costa das Algas, acima daquele reportado por Cuzzuol e Campos (2001), os valores não diferiram significativamente ( $p > 0,05$ ) entre os estuários com valores mínimos e máximos iguais a 4,50 e 6,25 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Por outro lado, estão abaixo dos valores mínimos e máximos (9,1 e 32,5 µg g<sup>-1</sup>) reportados por Marchand et al. (2016), explicados pela maior afinidade deste elemento concentração deste elemento na forma orgânica, tornando-o mais biodisponível e apresentar maior mobilidade nas plantas de mangue. Valores elevados de Zn dissolvido ocorreram durante a campanha do mês de janeiro de 2019 e a partir desta até abril de 2019 para as amostras de sedimento de fundo na região. Nesta região reforça-se que as concentrações de Fe foram elevadas tanto na superfície quanto no fundo em pelos menos 25% das coletas, chegando em alguns locais com contaminação em 75% das coletas (RRDM, 2019 RT 21, Anexo 3 Hidrogeoquímica). Nas análises de sedimento deste anexo o Zn apresentou correlação positiva e fortemente significativa com o Fe.

O Cu e o Zn possuem importante papel no metabolismo das plantas, sendo componentes de significantes enzimas. Dentre os diferentes metais analisados nos sedimentos dos manguezais e nas folhas, estes elementos foram aqueles que apresentaram maior bioacumulação em relação às concentrações do solo indicando que podem ser mais facilmente biodisponíveis para a vegetação de mangue (MARCHAND et al., 2016), principalmente para o gênero *Avicennia*.

Uma característica importante a destacar foi o elevado acúmulo de Pb registrados nos tecidos foliares de *R. mangle* para os estuários ao sul da foz do Rio Doce, com valor médio atingindo 10,00 mg kg<sup>-1</sup>. Da mesma forma, o padrão de acúmulo de Pb seguiu aquele observado para o conjunto de espécie e, nesse sentido, é possível inferir que as menores concentrações de Pb (aqui consideradas como sendo < 10 mg kg<sup>-1</sup>, dada a indisponibilidade de dados referenciais) descritas para os estuários ao norte da foz do Rio Doce devam-se à capacidade diferencial de absorção, mobilização e compartimentalização dos metais entre as diferentes espécies ocorrentes nesses estuários. De acordo com MacFarlane et al. (2007), metais essenciais, como o Cu e Zn, por exemplo, apresentam maior mobilidade do que metais não essenciais, como o Pb, que, geralmente, é excluído do tecido foliar independentemente das concentrações ambientais. Neste sentido, as espécies típicas de manguezais podem ser classificadas como excludentes de metais não essenciais e reguladoras de metais essenciais.

Após a comparação do acúmulo dos metais Fe, Mn, Cu, Zn e Pb entre estuários levando-se em consideração o conjunto de espécies numa primeira análise e, de forma isolada, em *R. mangle*, verificou-se padrões de acumulação muito similares entre os gêneros e famílias, como previamente reportado por MacFarlane et al. (2007). O gênero *Rhizophora* demonstrou elevada taxa de transferência do Mn do sedimento para as folhas, indicando requerimento metabólico distinto do gênero *Avicennia* no que diz respeito a incorporação deste elemento (MARCHAND et al., 2016), uma vez que possuem papel relevante nas plantas terrestres envolvendo reações enzimáticas e a hidrólise da água junto ao FSII (McEVOY e BRUNDTVIG, 2006). Em relação ao Fe, estudos comprovam a contaminação deste



macronutriente quando em excesso, identificando reduções na fotossíntese, aumento do estresse oxidativo, além de danos às membranas, DNA e proteínas (NAGAJYOTI et al., 2010). Para o Cu, Marchand et al. (2016) relatam que este elemento teve elevado acúmulo nas raízes que foram transferidas para as folhas de *Salicornia* e de *Avicennia*, não sendo observada a mesma incorporação para o gênero de *Rhizophora* estudado. Os autores discutem que, além das questões relativas à capacidade reguladora distinta entre as espécies, a localização das mesmas no estuário avaliado pode explicar a baixa assimilação foliar de *Rhizophora*, haja vista que este gênero ocorre nos locais mais inundados gerando condições mais anóxicas o que pode ter resultado em menor bioacumulação do Cu por ter maior concentração na forma refratável ou associado aos carbonatos.

Estas distinções de comportamento fisiológico das espécies e de características dos fatores abióticos que podem explicar as diferentes formas destes elementos, isto é, dissolvidos (troçáveis), formas ácidas solúveis, em estado redutível e refratário (MARCHAND et al., 2016) observados para as concentrações nas folhas entre os estuários podem contribuir para explicar as diferenças observadas entre estuários e entre períodos de amostragem no PMBA.

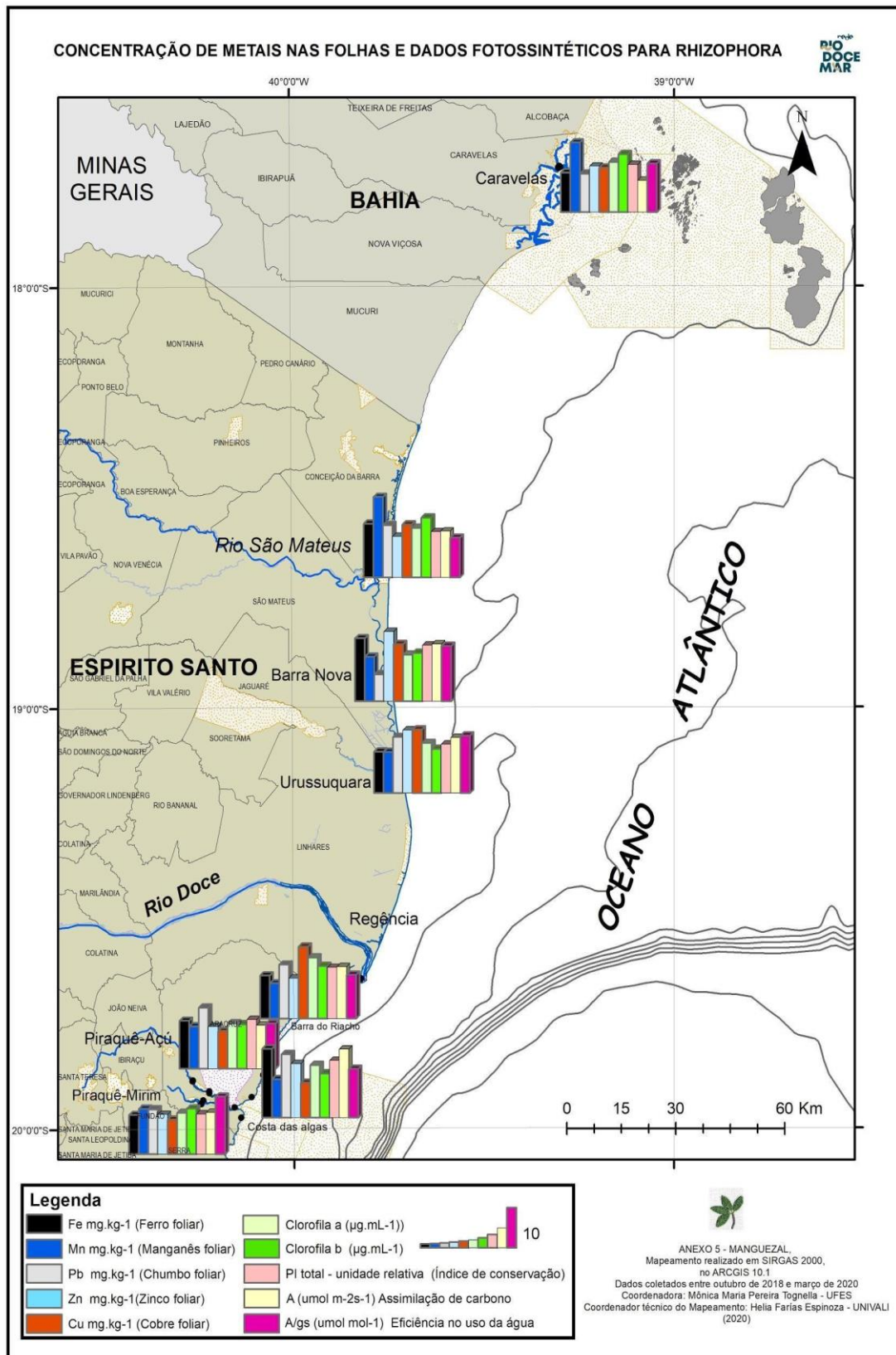
A concentração de Chla variou de 97,77 a 67,44  $\mu\text{g mL}^{-1}$  no estuário do rio Barra do Riacho e do Piraquê-Mirim, respectivamente (Figura 122 e Material Suplementar A5MS1, Figura 49). A concentração de Chla nas folhas de *R. mangle* monitoradas no estuário do Piraquê-Mirim só não difere daquela registrada em Costa das Algas e Urussuquara. Além disso, a concentração de Chla não diferiu entre os estuários do Piraquê-Açu, Barra do Riacho, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Maior concentração de clorofila *b* foi registrada no estuário do rio São Mateus (101,51  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ), diferindo estatisticamente daquela registrada para os estuários do Piraquê-Açu (83,55  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) e do Piraquê-Mirim (72,10  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ), sendo este último a menor concentração registrada entre todas as estações monitoradas. As diferenças observadas para a concentração de clorofila *a* e *b* no rio Piraquê-Mirim e Costa da Algas pode ser explicada pelo maior domínio marinho que acaba interferindo na disponibilidade de nitrogênio e fósforo na água de mar, onde se comportam como elementos não conservativos e em baixa turbidez e alta luminosidade serão utilizados pelo fitoplâncton, sendo a contribuição destes elementos via fluvial/terrestre mais reduzida nestas localidades (AIDAR et al., 1993).

Houve tendência para maiores taxas de assimilação de carbono em *R. mangle* nos estuários próximos à foz do Rio Doce (Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova), com um máximo de 7,79  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  em Costa das Algas e mínimo em Caravelas (3,61  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). Valores intermediários de assimilação foram registrados em Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e São Mateus (em média 4,98  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), similarmente ao descrito para o conjunto de espécies. Este aspecto pode ser explicado pois os estuários com as menores taxas de assimilação são aqueles que apresentam o maior número de áreas contaminadas quando se consideram os pontos e as florestas em cada um, independente do período amostral.

Em relação ao  $\text{PI}_{\text{total}}$  e  $A/g_s$ , a tendência de maiores valores nos estuários próximos à foz do Rio Doce (Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova) persiste, com valor

médio igual a 16,22 e 42,06  $\mu\text{mol mol}^{-1}$ , respectivamente. Maiores valores de  $PI_{\text{total}}$  foram medidos em Piraquê-Açu, Costa das Algas e Barra Nova e os menores em Piraquê-Mirim e Caravelas (em média 13,5). Os menores valores reportados para o rio Piraquê-Açu podem estar associados às menores concentrações de clorofila, já para Caravelas pode ser explicado pela temperatura ambiental média mais elevada.  $A/g_s$  foi menor em *R. mangle* nos estuários do Piraquê-Açu (36,54  $\mu\text{mol mol}^{-1}$ ) e São Mateus (32,26  $\mu\text{mol mol}^{-1}$ ), como mostram a Figura 122 e Material Suplementar A5MS1, Figura 49, indicando que esta espécie nestes locais está menos limitada em termos de transpiração (SOARES et al., 2015).

Figura 122: Mapa temático representando a proporção de metais no tecido foliar e parâmetros fotossintéticos entre os estuários avaliados no PMBA. Dados coletados entre outubro de 2018 a março de 2020 em *Rhizophora mangle*. Fe: ferro, Mn: manganês, Pb: chumbo, Zn: zinco e Cu: cobre.



Considerando as características ecofisiológicas de cada uma das espécies de mangue avaliadas no PMBA, a Tabela 11 tem como objetivo examinar, de forma geral, o comportamento ecofisiológico das espécies entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia em um contexto ambiental de contaminação por metais. A Tabela 11 apresenta os dados biológicos e a concentração dos principais metais nos tecidos foliares das espécies de mangue e em *T. pernambucense* avaliadas ao longo de dois anos de monitoramento.

Nesta análise comparativa entre as espécies típicas de manguezal, observou-se diferenças no processo funcional da fotossíntese entre *R. mangle* e *L. racemosa*, com menores valores de  $A$ ,  $PI_{total}$ ,  $Chla$  e  $Chlb$  ( $p < 0,05$ ) para a *R. mangle*, dominante nos estuários avaliados. As análises sazonais, que verificam as variações dos teores de metais e da atividade fotossintética ao longo do monitoramento, confirmam a maior sensibilidade da espécie. No entanto, a espécie apresentou maiores valores de eficiência no uso da água ( $A/g_s$ ,  $p < 0,05$ ) ao longo do monitoramento. Os menores valores de  $A/g_s$  foram descritos para *L. racemosa* (Tabela 11), ao passo que, para *A. schaueriana*, valores intermediários de  $A$ ,  $A/g_s$ ,  $Chla$  e  $Chlb$  ocorreram ao longo do monitoramento. A explicação para a menor taxa de  $A/g_s$  para *L. racemosa* dá-se pelo tipo de habitat, estudos nos manguezais capixabas descrevem a ocorrência da espécie em florestas com sedimentos mais arenosos e no tipo fisiográfico bacia (ZAMPROGNO et al., 2016), aspecto corroborado pelos dados de estrutura das áreas do PMBA e de granulometria dos sedimentos (RRDM, 2019 RT 21 e 2020 RT35, Anexo 5 Manguezal). Estes ambientes são menos inundados, com maior evaporação da água durante os processos de inundação, tornando-se mais salinos em algumas situações ou com lençol freático mais profundo, diminuindo a disponibilidade de água doce para a vegetação, o que pode explicar menor taxa.

Quando a comparação do processo funcional da fotossíntese ocorre entre as espécies características de manguezais e a espécie facultativa de áreas associadas *T. pernambucense*, dominante na foz do Rio Doce, verificou-se maior  $A$ ,  $PI_{total}$  e  $Chla$  para esta espécie, além de valores intermediários de  $A/g_s$ . Este resultado positivo para os parâmetros de produtividade primária é explicado pela menor salinidade nos sítios onde a espécie ocorre (máxima salinidade de 7), baixa competição interespecífica com outros vegetais (ausência de concorrentes), fonte de nitrogênio e fósforo de origem fluvial. Em relação à taxa de economia hídrica ( $A/g_s$ ), os valores intermediários podem ser explicados como um mecanismo de dissipação da temperatura da folha (SOARES et al., 2015). A concentração de  $Chlb$  foi similar entre *A. schaueriana*, *R. mangle* e *T. pernambucense* e menor comparativamente à obtida para *L. racemosa* (Tabela 11). Maior concentração de  $Chl\ b$  desta espécie pode ser explicada pelo habitat novamente e pela morfologia da copa que requer menor sobreposição entre as folhas. Esta estratégia amplia a superfície exposta para a captação de luz, mas aumenta a temperatura interna da folha, funcionando a  $Chlb$  como um dreno ao excesso de luz (KALAJI et al., 2011).

Com relação aos metais foliares, a comparação da concentração de Fe e Mn foliar entre as espécies típicas de manguezal revelou maior concentração de Fe em *L. racemosa* e de Mn em *R. mangle*, como previamente descrito por Cuzzuol e Campos (2001). Além disso, *R. mangle* mostrou concentração de Zn foliar aproximadamente 50% menor quando comparada às demais espécies avaliadas, incluindo-se

*T. pernambucense*, a qual também acumulou altos valores de Cu e Pb ( $p < 0,05$ ) (Tabela 11). Conforme já reportado anteriormente, estes dois elementos quando em fase orgânica podem ser facilmente assimilados pela vegetação e possuem alta mobilidade tornando o vegetal um bioacumulador para os mesmos (MARCHAND et al., 2016). Outro fator que deve ser levado em consideração quando se compara as espécies é o mecanismo utilizado para lidar com a salinidade no ambiente, uma vez que espécies secretoras, acumuladoras e sal excludentes mostram comportamento distinto quanto à absorção, translocação e secreção de metais e dos nutrientes (PARIDA e JHA, 2010; MADI et al., 2015). Rodrigues e Roquetti-Humaytá (1988) já haviam concluído em seus estudos que os teores dos metais Pb, Cu e Zn, dentre outros, foram maiores e muito variáveis nos tecidos foliares de *A. schaueriana*. Por outro lado, *R. mangle* e em *L. racemosa* mostraram os menores acúmulos, independente da concentração dos metais registrada nos sedimentos. Estas espécies são consideradas sal excludentes e sal acumuladoras, respectivamente. Somado a isso, *L. racemosa* também pode realizar secreção de sal (TOMLINSON, 1986; BALL, 1988; PARIDA e JHA, 2010).

A capacidade de bioacumulação observada nas diferentes espécies de mangue e em *T. pernambucense* e com distintos metais podem tornar este ambiente um estoque temporário da contaminação e atuarem em escala anual como origem de contaminação com a decomposição desta matéria orgânica ou sua exportação para áreas costeiras adjacentes. Os resultados obtidos nestas avaliações de incorporação dos metais nos tecidos foliares já descrevem que os manguezais podem atuar como sumidouros temporários de contaminantes e não exclusivamente como armazenadores de poluentes em larga escala. A bioacumulação ocorre em nível de raízes assimiladoras e principais além das folhas e o acúmulo nos diferentes órgãos estão relacionados a concentração do elemento no sedimento, mas também na sua mobilidade química no vegetal com variações entre os elementos e as espécies vegetais (MARCHAND et al., 2016).

Esse padrão de comportamento intermediário no acúmulo de metais descrito para *A. schaueriana* se repete também quando se avalia a produção e acúmulo de espécies reativas de oxigênio. Não foram observadas diferenças na produção e acúmulo de  $O_2^{\cdot -}$  e  $OH^{\cdot}$  entre as espécies avaliadas, mas a produção do radical  $ROO^{\cdot}$  foi maior em *R. mangle* e *A. schaueriana*, com grande variação dos valores para esta última espécie, posicionando-a como intermediária entre *R. mangle* e *L. racemosa* (Tabela 11). Os metais podem ser excretados juntamente com o excesso de sal pelas glândulas secretoras de *A. schaueriana* e *L. racemosa*.

Em termos de atividade antirradicalar, realizada por meio do método de captura do radical livre DPPH $^{\cdot}$ , as espécies que apresentaram maior acúmulo do radical  $ROO^{\cdot}$  mostraram, também, menor atividade antirradicalar ou antioxidante, haja vista os maiores valores de DPPH $^{\cdot}$ .

É importante ressaltar a relação observada entre a maior produção e acúmulo do radical  $ROO^{\cdot}$  com a redução da atividade antirradicalar, da assimilação de  $CO_2$  e de  $PI_{total}$ , mostrando que a redução da atividade fotossintética pode ser relacionada ao estresse oxidativo resultante do efeito tóxico dos metais ao longo do monitoramento, como já apresentado.



Tabela 11: Diferenças das concentrações de metais no tecido foliar e parâmetros fotossintéticos para as espécies *Avicennia schaueriana* (Av), *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *Talipariti pernambucense* avaliadas no PMBA. Dados médios, seguidos do erro padrão ( $\pm$ ), de assimilação de carbono ((A)  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ); eficiência no uso da água (A/gs ( $\mu\text{mol mol}^{-1}$ )) e Índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I (Pl<sub>total</sub> (unidade relativa)); clorofila a ((Chla)  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) e clorofila b (Chlb)  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ); metais foliares Fe: ferro, Mn: manganês, Pb: chumbo, Zn: zinco e Cu: cobre ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); superóxido ((O<sub>2</sub>•<sup>-</sup>) %); radical hidroxil ((OH•) %); radical peróxil ((ROO•) %) e 2,2-difenil-1-picrilhidrazila ((DPPH•) %), coletados no período de outubro de 2018 a março de 2020 nos manguezais do rio Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Barra do Riacho (Aracruz), em Urussuquara Barra Nova (São Mateus), São Mateus (Conceição da Barra) e Caravelas (Caravelas - Bahia). Diferenças entre as espécies são apresentadas em letras maiúsculas para as espécies de mangue. Letras minúsculas incluindo *Talipariti pernambucense*. Letras indicam diferença entre as espécies ( $p < 0,05$ ).

| Parâmetros/Espécies                        | <i>Avicennia schaueriana</i>      | <i>Laguncularia racemosa</i>     | <i>Rhizophora mangle</i>        | <i>Talipariti pernambucense</i>  |
|--|-----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|
| A ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) | 5,56 $\pm$ 0,51 <sup>ABbc</sup>   | 6,56 $\pm$ 0,31 <sup>Ab</sup>    | 5,03 $\pm$ 0,09 <sup>Bc</sup>   | 9,95 $\pm$ 0,66 <sup>a</sup>     |
| A/gs ( $\mu\text{mol mol}^{-1}$ )          | 46,58 $\pm$ 5,44 <sup>ABac</sup>  | 33,28 $\pm$ 1,15 <sup>Bc</sup>   | 39,45 $\pm$ 0,70 <sup>Aa</sup>  | 42,08 $\pm$ 14,84 <sup>b</sup>   |
| Pl <sub>total</sub> (unidade relativa)     | 12,70 $\pm$ 0,65 <sup>Bc</sup>    | 16,26 $\pm$ 0,61 <sup>Ab</sup>   | 14,37 $\pm$ 0,18 <sup>Bc</sup>  | 23,31 $\pm$ 1,48 <sup>a</sup>    |
| Chla ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ )             | 78,93 $\pm$ 2,82 <sup>ABbc</sup>  | 86,27 $\pm$ 1,77 <sup>Ab</sup>   | 72,41 $\pm$ 1,06 <sup>Bc</sup>  | 101,48 $\pm$ 4,63 <sup>a</sup>   |
| Chlb ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ )             | 93,20 $\pm$ 4,64 <sup>ABab</sup>  | 100,76 $\pm$ 2,91 <sup>Aa</sup>  | 86,38 $\pm$ 1,55 <sup>Bb</sup>  | 77,71 $\pm$ 4,55 <sup>b</sup>    |
| Fef ( $\text{mg kg}^{-1}$ )                | 157,30 $\pm$ 12,47 <sup>Bb</sup>  | 406,32 $\pm$ 20,63 <sup>Aa</sup> | 96,10 $\pm$ 2,04 <sup>Cc</sup>  | 175,20 $\pm$ 21,64 <sup>b</sup>  |
| Mnf ( $\text{mg kg}^{-1}$ )                | 128,95 $\pm$ 8,01 <sup>Ba</sup>   | 50,62 $\pm$ 2,41 <sup>Cb</sup>   | 194,15 $\pm$ 4,27 <sup>Aa</sup> | 158,12 $\pm$ 5,99 <sup>a</sup>   |
| Znf ( $\text{mg kg}^{-1}$ )                | 10,10 $\pm$ 0,61 <sup>Aa</sup>    | 10,77 $\pm$ 0,33 <sup>Aa</sup>   | 4,89 $\pm$ 0,10 <sup>Bb</sup>   | 12,65 $\pm$ 0,54 <sup>a</sup>    |
| Cuf ( $\text{mg kg}^{-1}$ )                | 2,75 $\pm$ 0,19 <sup>Abc</sup>    | 3,69 $\pm$ 0,12 <sup>Ab</sup>    | 2,31 $\pm$ 0,04 <sup>Bc</sup>   | 7,72 $\pm$ 0,32 <sup>a</sup>     |
| Pbf ( $\text{mg kg}^{-1}$ )                | 6,54 $\pm$ 0,92 <sup>Aab</sup>    | 8,09 $\pm$ 0,79 <sup>Ab</sup>    | 8,63 $\pm$ 0,42 <sup>Ab</sup>   | 11,17 $\pm$ 1,45 <sup>a</sup>    |
| O <sub>2</sub> • <sup>-</sup> (%)          | 65,69 $\pm$ 6,51 <sup>Aa</sup>    | 59,59 $\pm$ 1,92 <sup>Aa</sup>   | 57,83 $\pm$ 1,06 <sup>Aa</sup>  | 56,14 $\pm$ 3,24 <sup>a</sup>    |
| OH• (%)                                    | 85,40 $\pm$ 9,63 <sup>Aa</sup>    | 65,28 $\pm$ 1,86 <sup>Aa</sup>   | 68,83 $\pm$ 1,01 <sup>Aa</sup>  | 71,76 $\pm$ 3,38 <sup>a</sup>    |
| ROO• (%)                                   | 43,96 $\pm$ 6,21 <sup>ABab</sup>  | 31,81 $\pm$ 0,94 <sup>Bb</sup>   | 35,10 $\pm$ 0,53 <sup>Aa</sup>  | 35,37 $\pm$ 1,62 <sup>ab</sup>   |
| DPPH• (%)                                  | 94,11 $\pm$ 13,60 <sup>ABab</sup> | 103,50 $\pm$ 10,85 <sup>Bb</sup> | 104,65 $\pm$ 3,49 <sup>Aa</sup> | 120,22 $\pm$ 24,39 <sup>ab</sup> |

Com o intuito de verificar a relação entre as diferenças interespecíficas observadas no processo funcional da fotossíntese com a sazonalidade, os dados foram analisados levando-se em consideração a diferença de precipitação ocorrida ao longo do ano para da região norte do Espírito Santo e sul da Bahia (RRDM, 2019 RT 21, Anexo 5 Manguezal), com período chuvoso e o seco ocorrendo entre os meses de outubro a março e de abril a setembro, respectivamente. Esta periodicidade permite melhor avaliar a variação das características fisiológicas das espécies vegetais (*R. mangle*, *L. racemosa*, *A. schaueriana* e *T. pernambucense*) em uma escala temporal, considerando que já é bem estabelecido na literatura de que as diferenças em precipitação influenciam nas respostas fisiológicas e estruturais das plantas.

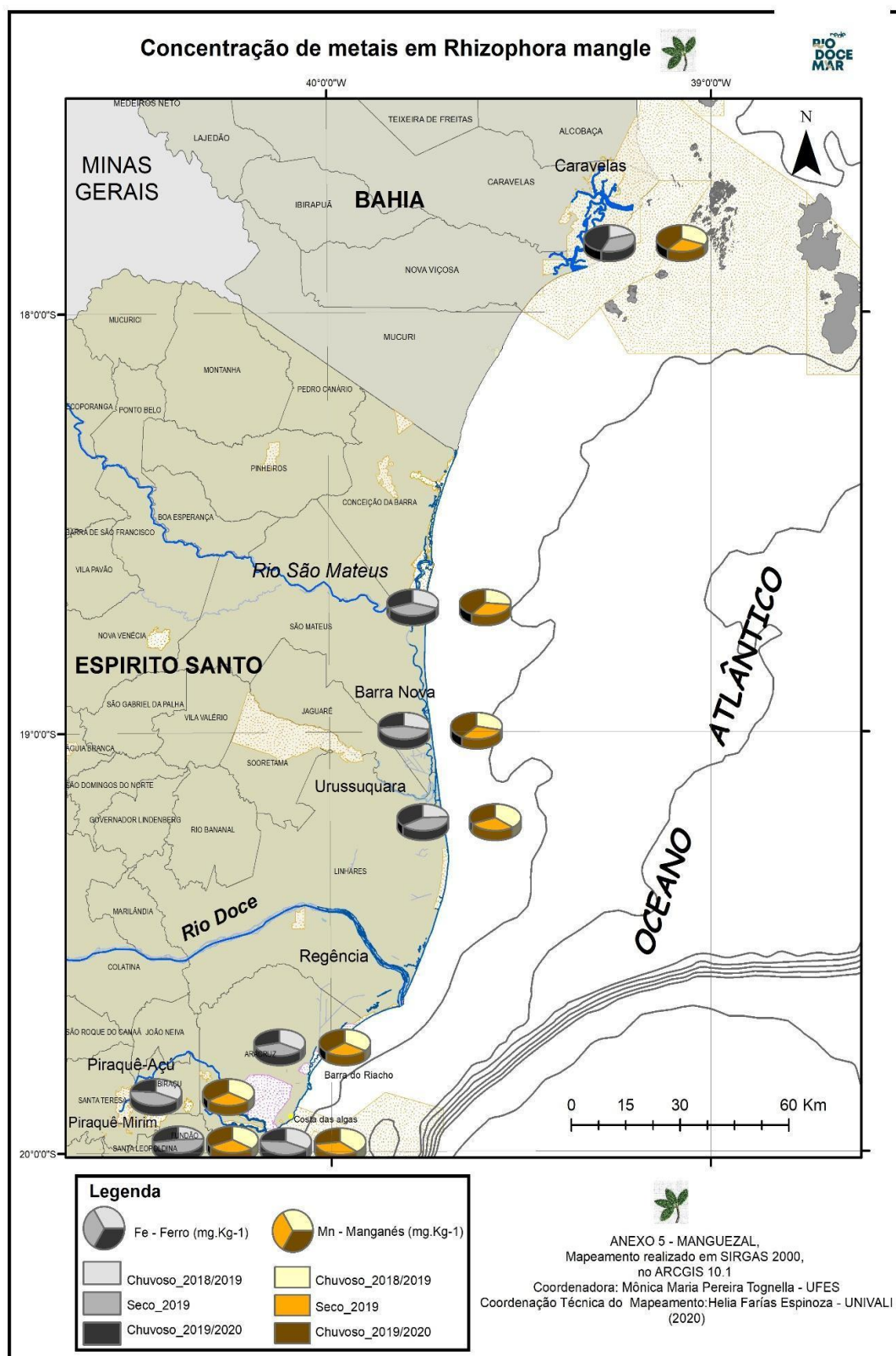
A análise da influência da sazonalidade (chuvoso\_19, seco\_19 e chuvoso\_20) sobre os dados funcionais da fotossíntese e o acúmulo de metais nos tecidos foliares da espécie *Rhizophora mangle* em cada estuário monitorado é apresentado nas Figura 123 a Figura 125 e no material suplementar (Material Suplementar A5MS1, Figura 50 a 57).



Para todos os estuários, a concentração de Zn foliar diminuiu ao longo do monitoramento (Material Suplementar A5MS1, Figura 50 a 57) e a de Mn permaneceu sem alteração, exceto para São Mateus (Figura 123 e Material Suplementar A5MS1, Figura 50 a 57). Entretanto, nos sedimentos estes padrões não ficaram claros, principalmente para os rios Piraquê e Caravelas, estando os resultados do sedimento regulados pela maré (velocidade de correntes de enchente e vazante, frequência e amplitude), vazão de água do sistema e precipitação, bem como salinidade, fatores fortemente regidos pelo clima. Destaca-se que a incorporação dos metais pelos vegetais encontra-se defasada na escala temporal em relação à incorporação no sedimento. Entretanto, nos estuários próximos à foz do Rio Doce, observa-se redução ou invariabilidade na concentração de Pb foliar, mas, nos estuários mais afastados da foz ao sul e ao norte (Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Caravelas), a concentração de Pb foliar aumentou significativamente ( $p < 0,05$ ) (Material Suplementar A5MS1, Figura 50 a 57).

Os dados obtidos também mostraram que os níveis de precipitação influenciam a absorção e acúmulo de Fe nos tecidos foliares de *R. mangle* para a maioria dos estuários avaliados, com acréscimo da concentração de Fe foliar ( $p < 0,05$ ) no período de menor precipitação (período seco) (Figura 123). Para Caravelas, a concentração de Fe foliar aumentou ao longo do monitoramento, similarmente ao incremento relatado para o Pb foliar (Material Suplementar A5MS1, Figura 50 a 57). Em relação ao Cu foliar (Material Suplementar A5MS1, Figura 50 a 57), para os estuários ao sul da foz do Rio Doce observou-se influência da sazonalidade na absorção do Cu, seguindo o padrão observado para o Fe foliar. Entretanto, para os estuários ao norte, observou-se redução do acúmulo de Cu na vegetação de Caravelas e uma tendência à invariabilidade nos tecidos foliares de *R. mangle* nos demais estuários ao norte do Rio Doce. Contudo, nota-se a tendência de aumento de Cu foliar nos estuários de Urussuquara e Barra Nova. Este aspecto está correlacionado com o aumento da concentração do Cu em 50% no setor costeiro compreendido entre Barra Nova e Itaúnas durante o período de janeiro a abril de 2019, por alterações meteoceanográficas (RRDM, 2019 RT 21, Anexo 3 Hidrogeoquímica).

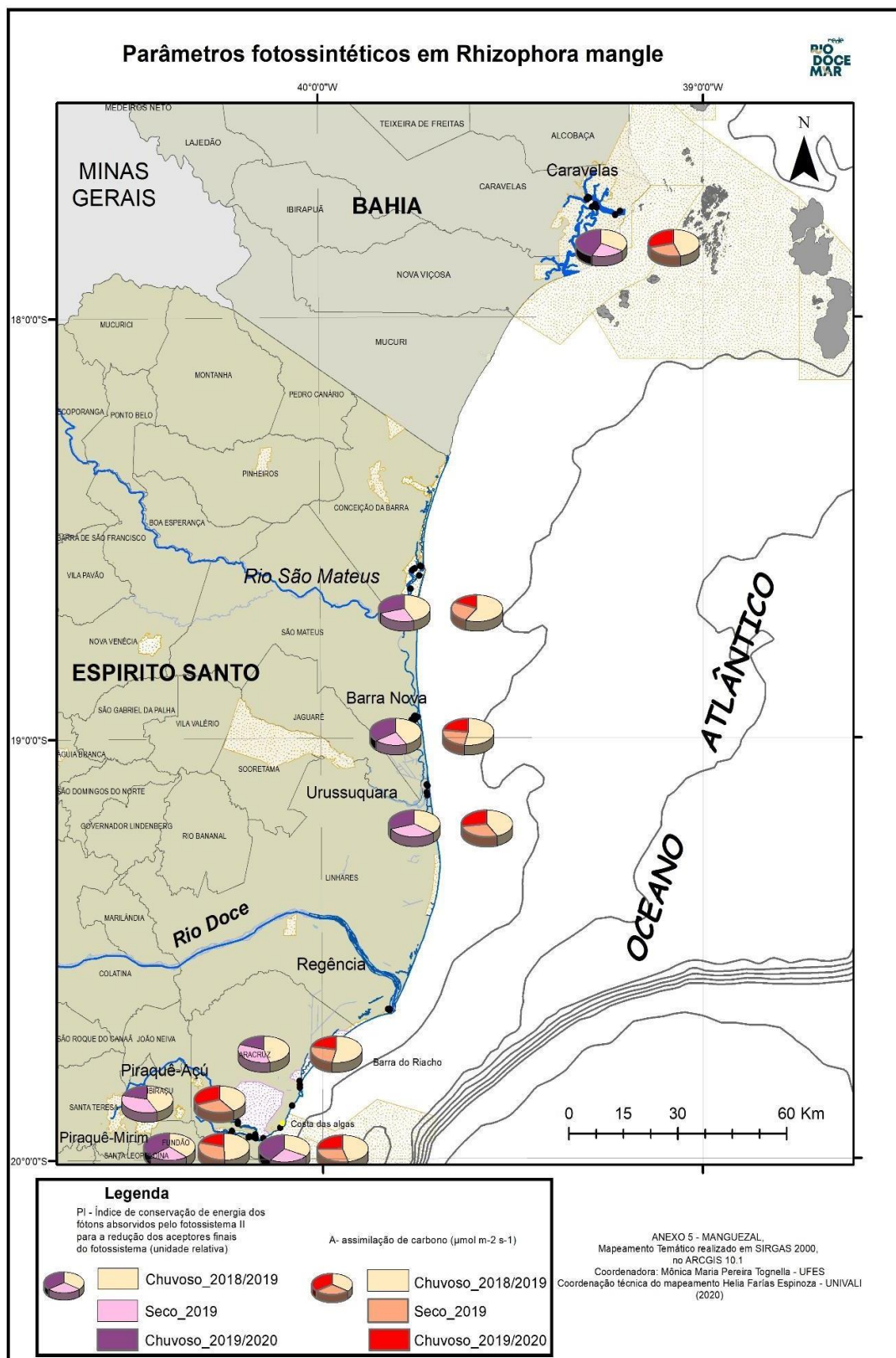
Figura 123: Distribuição espacial e temporal da proporção de metais no tecido foliar de *Rhizophora mangle* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Piraquê-Açu, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Fe: ferro, Mn: manganês.



De maneira geral, as análises dos dados funcionais da fotossíntese revelaram reduções significativas ( $p < 0,05$ ) na taxa de assimilação de carbono ( $A$ ) em todos os estuários (exceto para Urussuquara, onde não houve variação de  $A$  com a sazonalidade) (Figura 124, Material Suplementar A5MS1, Figura 50 a 57). Além da variação sazonal, notou-se redução de  $A$  ao longo do monitoramento, ou seja, a queda na assimilação de carbono no período seco é mantida no período chuvoso seguinte. Aspecto não esperado e que pode refletir diminuição na produtividade primária por aumento dos tensores ambientais, fato corroborado com o aumento do estresse oxidativo em nível celular.

No geral, o índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I ( $PI_{total}$ ) não variou nos estuários próximos à foz do Rio Doce (Costa das Algas, Urussuquara e Barra Nova) (Figura 124). Para Barra do Riacho, ao sul da foz, localizado entre Costa das Algas e Urussuquara,  $PI_{total}$  reduziu ao longo do monitoramento. À medida que se afasta da foz do Rio Doce, tanto para o sentido norte quanto para o sul, os valores de  $PI_{total}$  são influenciados pela sazonalidade, com decréscimos em  $PI_{total}$  no período seco, seguindo o maior acúmulo de Fe foliar.

Figura 124: Distribuição espacial e temporal da proporção dos parâmetros fotossintéticos de *Rhizophora mangle* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Piraquê-Açu, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas.



Com relação à concentração de pigmentos fotossintéticos, no geral, observa-se uma tendência ao aumento em Chla e Chlb nos tecidos foliares de *R. mangle* ao sul da foz do Rio Doce, com maior teor de Chla ( $p < 0,05$ ) no período seco e aumento de Chlb ao longo do monitoramento, em detrimento à redução observada em *A* ao sul. Por outro lado, para os estuários ao norte, nos quais *A* reduziu com o tempo ou foi invariável como em Urussuquara, a concentração de Chla e Chlb foi, de forma geral, significativamente menor ao longo do monitoramento ( $p < 0,05$ ) (Figura 125, Material Suplementar A5MS1, Figura 50 a 57). O aumento de Chlb nos estuários ao sul pode indicar um mecanismo de ajuste das plantas para evitar a dispersão de energia luminosa, uma vez que este ajuste indica uma resposta fisiológica para maximizar a eficiência fotossintética, em detrimento da redução da assimilação de  $\text{CO}_2$  nestes estuários. Para *R. mangle* a eficiência no uso da água ( $A/g_s$ ) apresentou comportamento sazonal, com redução no período seco, exceto em São Mateus, para o qual, reduções em  $A/g_s$  foram descritas ao longo do monitoramento (Figura 126).



Figura 125: Distribuição espacial e temporal da proporção de clorofila em *Rhizophora mangle* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Piraquê-Açu, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas.

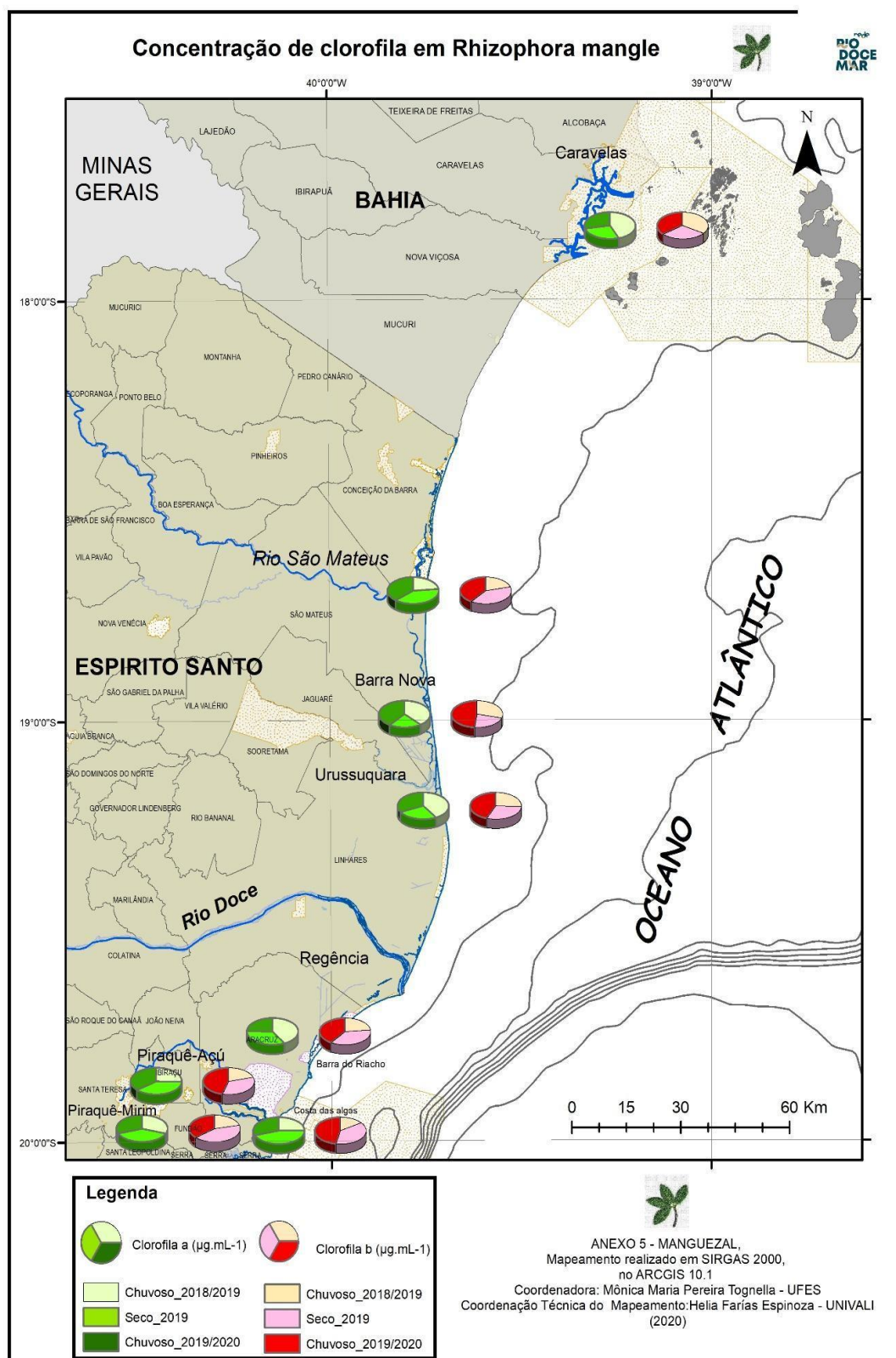
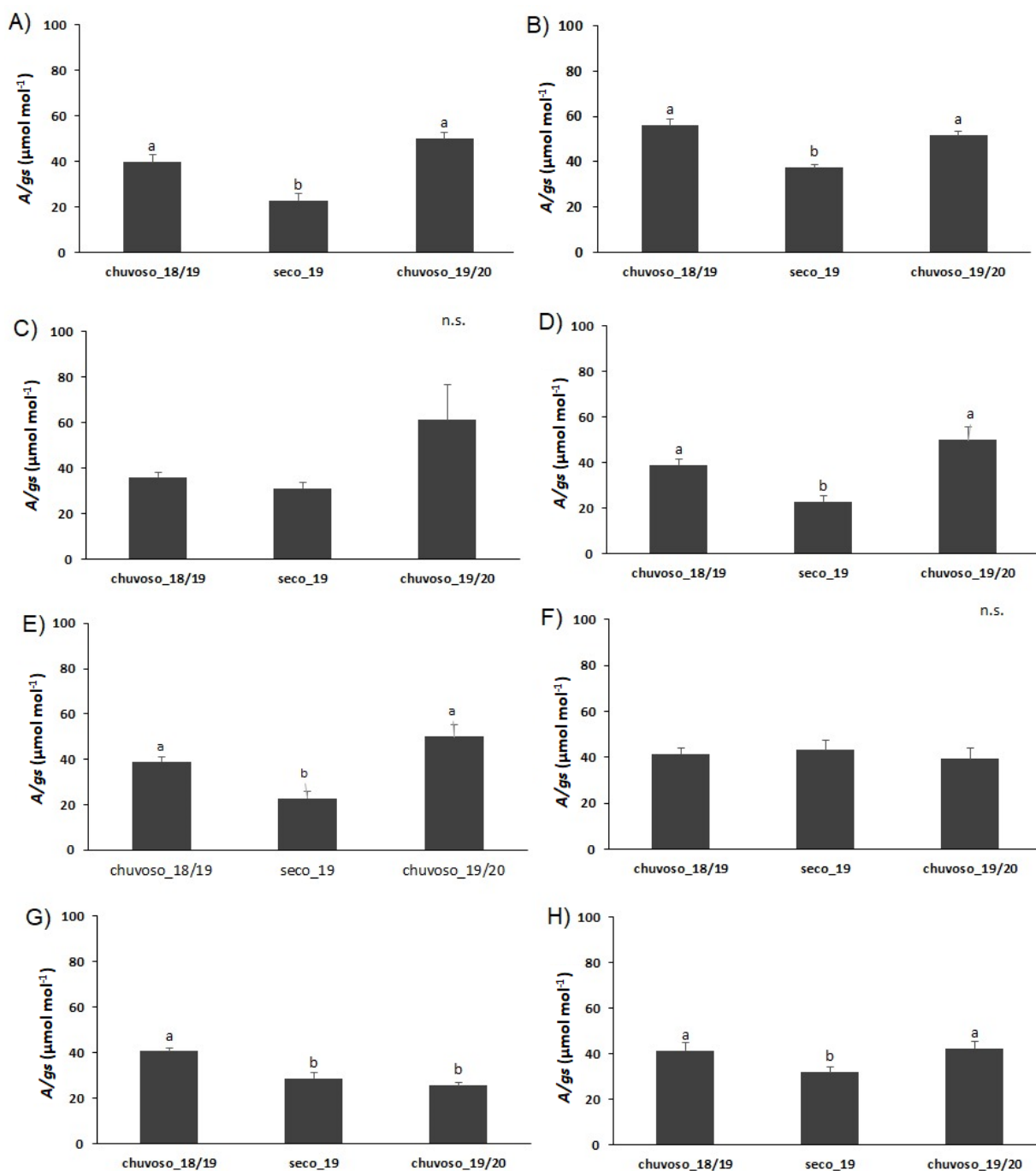




Figura 126: Dados médios e erro padrão ( $\pm$ ) de eficiência no uso da água (A/g<sub>s</sub>) coletados em *Rhizophora mangle* no período chuvoso/19 (outubro/18 a março/19), seco/19 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso/20 (outubro/19 a março/20). A: Piraquê-Açu, B: Piraquê-Mirim, C: Costa das Algas, D: Barra do Riacho, E: Urussuquara, F: Barra Nova, G: São Mateus e H: Caravelas. Letras indicam diferença entre os períodos ( $p < 0,05$ ).

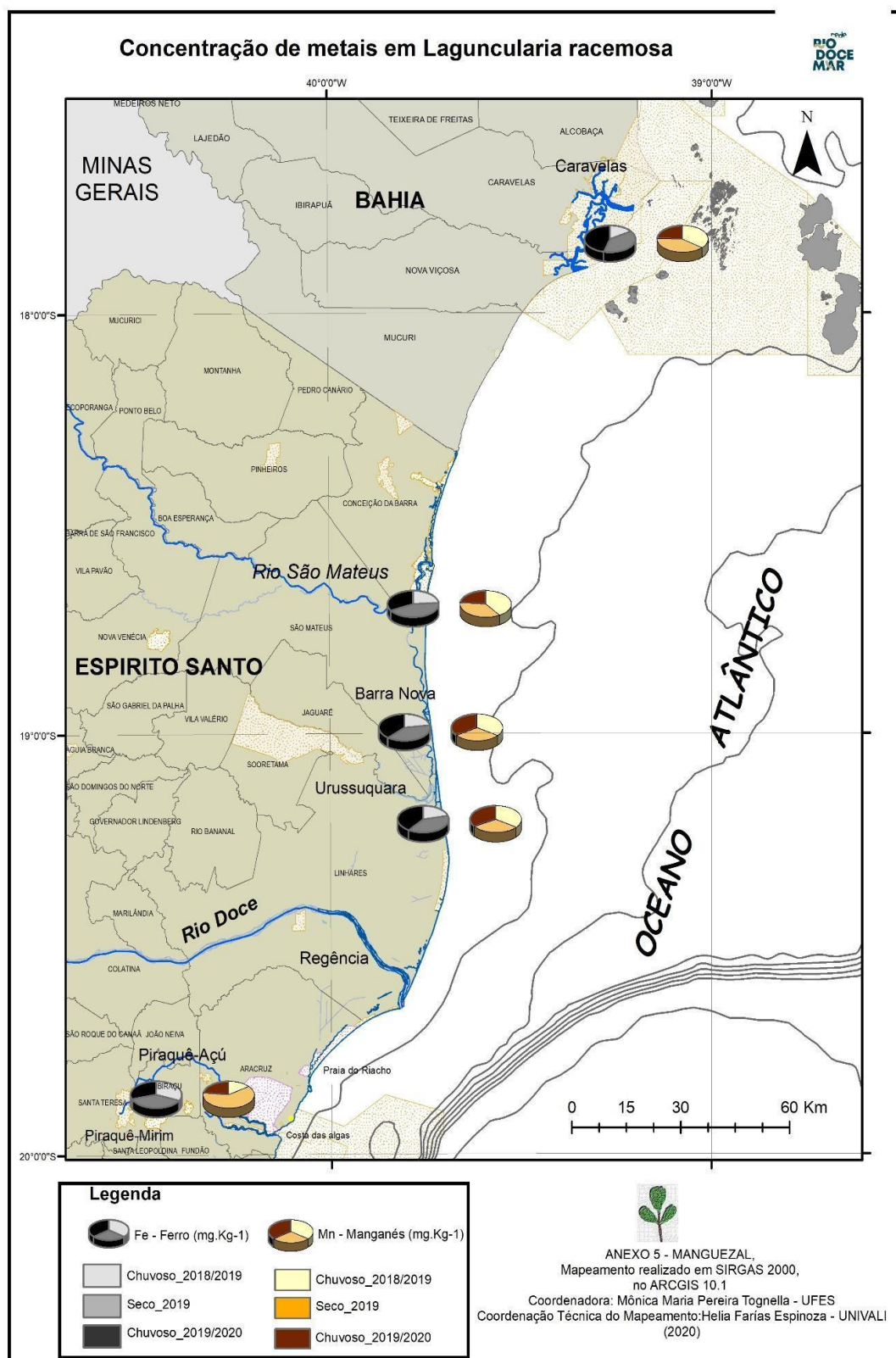


Para a espécie *L. racemosa*, foi observado aumento na concentração de Pb para todos os estuários onde esteve presente (Piraquê-Mirim, Urussuquara, Barra Nova e Caravelas), exceto São Mateus, onde o Pb foliar não variou ao longo do monitoramento, com média equivalente a  $6 \text{ mg kg}^{-1}$ . Ao final do monitoramento, a concentração de Pb foliar ultrapassou  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ , atingindo  $18 \text{ mg kg}^{-1}$  nos tecidos

foliares de *L. racemosa* no estuário de Urussuquara, ao norte da foz do Rio Doce (Material Suplementar A5MS1, Figura 58 a 62). Novamente, estes dados para a vegetação estão corroborando as observações pretéritas ocorridas na zona costeira no início de 2019. Reforçamos o aspecto da vegetação de mangue se tornar uma nova fonte de poluição ao longo dos anos, principalmente no que se refere ao Pb que é um metal extremamente tóxico e que tem capacidade de biomagnificação na cadeia alimentar.

Em 60% dos estuários onde ocorre a espécie, isto é, em Urussuquara, São Mateus e Caravelas a concentração de Fe foliar em *L. racemosa* aumentou ao longo do monitoramento, sem variação nos demais (Figura 127). Similarmente à *R. mangle*, o Zn foliar foi reduzido com o monitoramento e pouca variação foi observada para Mn e Cu (variação ocorreu em 40% dos estuários de ocorrência da espécie). Mas, é importante ressaltar que os valores de Cu foliar estão acima daqueles reportados na literatura para a espécie (Material Suplementar A5MS1, Figura 58 a 62), sendo este outro elemento tóxico.

Figura 127: Distribuição espacial e temporal da proporção de metais no tecido foliar de *Laguncularia racemosa* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Fe: ferro, Mn: manganês.



A análise dos dados biológicos mostrou que, no geral, a assimilação de carbono é reduzida ao longo do monitoramento simultaneamente ao aumento de clorofila b, com pouca influência dos níveis de precipitação sobre os dados fotossintéticos (Figura 128 e Figura 29). Ao contrário de *R. mangle*, a eficiência no uso da água para *L. racemosa* não variou de forma sazonal, com tendência ao aumento da variável ao longo do monitoramento em Barra do Riacho e São Mateus (Figura 130). Esta tendência da espécie já foi observada em manguezais brasileiros (SOARES et al., 2015) e atribui-se este comportamento ao fato de ocorrer em habitat mais arenosos onde a permeabilidade é mais elevada resultando em baixo potencial hídrico de água intersticial (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990).

Figura 128: Distribuição espacial e temporal da proporção dos parâmetros fotossintéticos de *Laguncularia racemosa* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas.

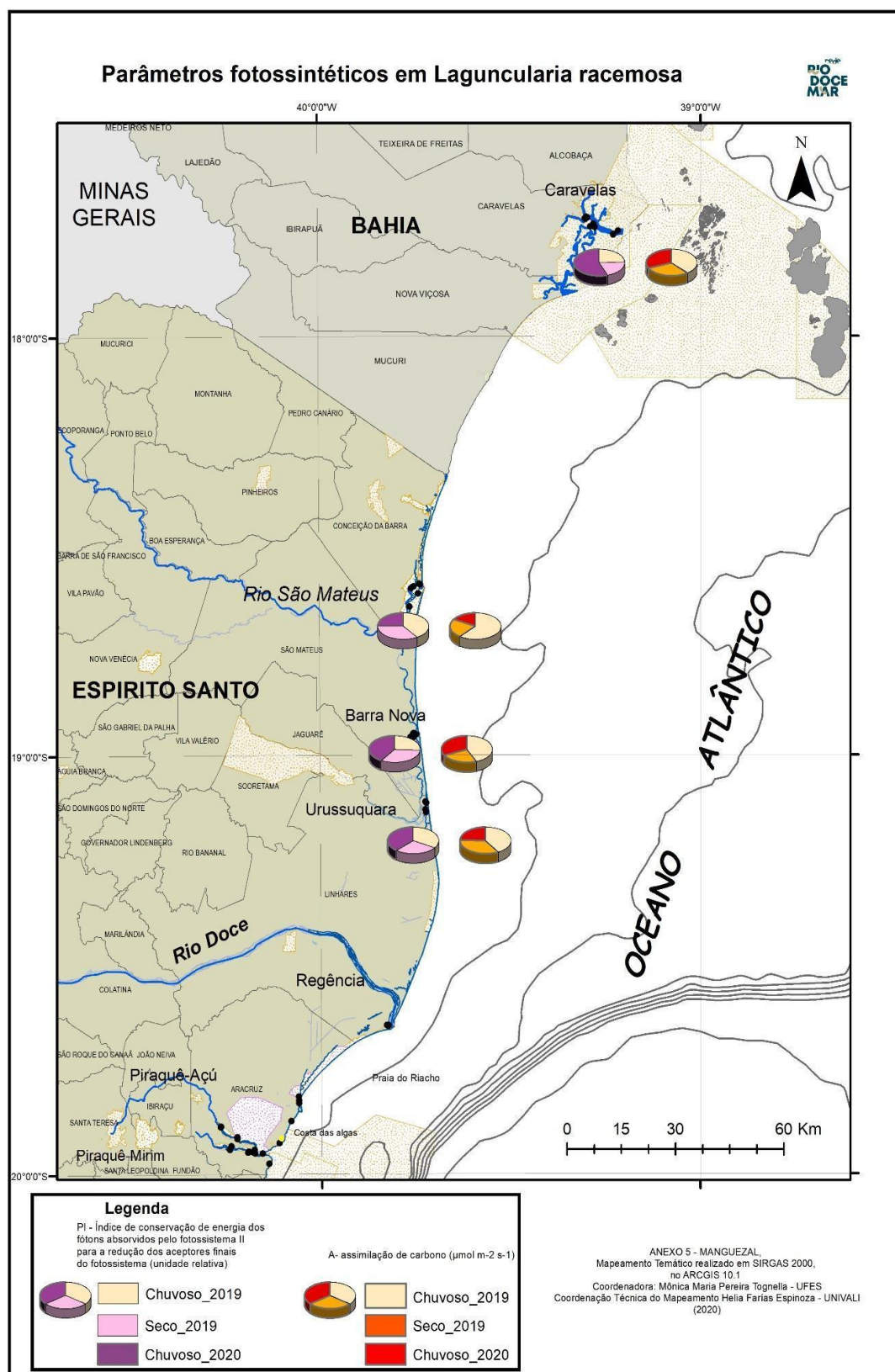




Figura 129: Distribuição espacial e temporal da proporção de clorofila em *Laguncularia racemosa* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Piraquê-Mirim, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas.

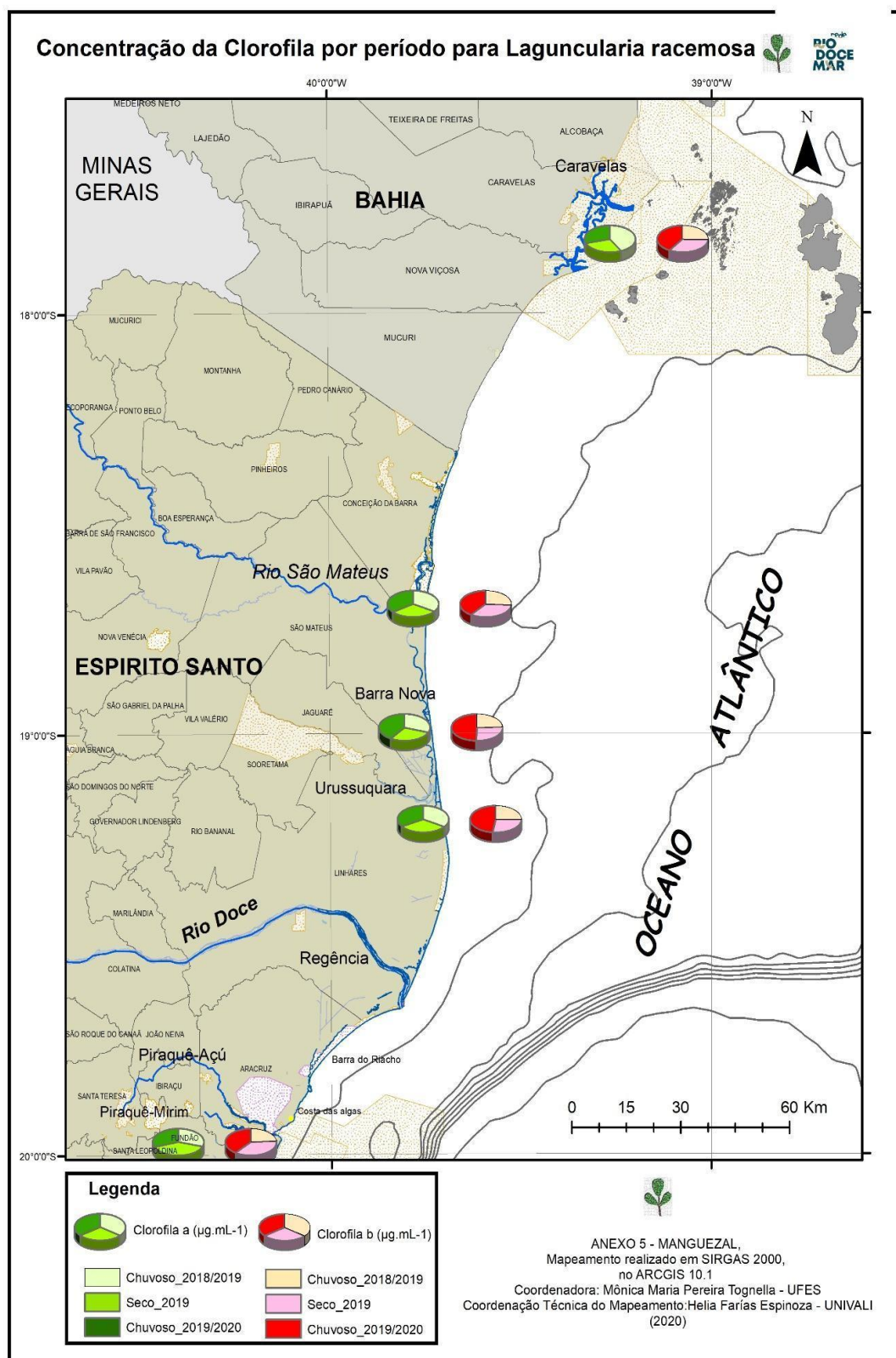
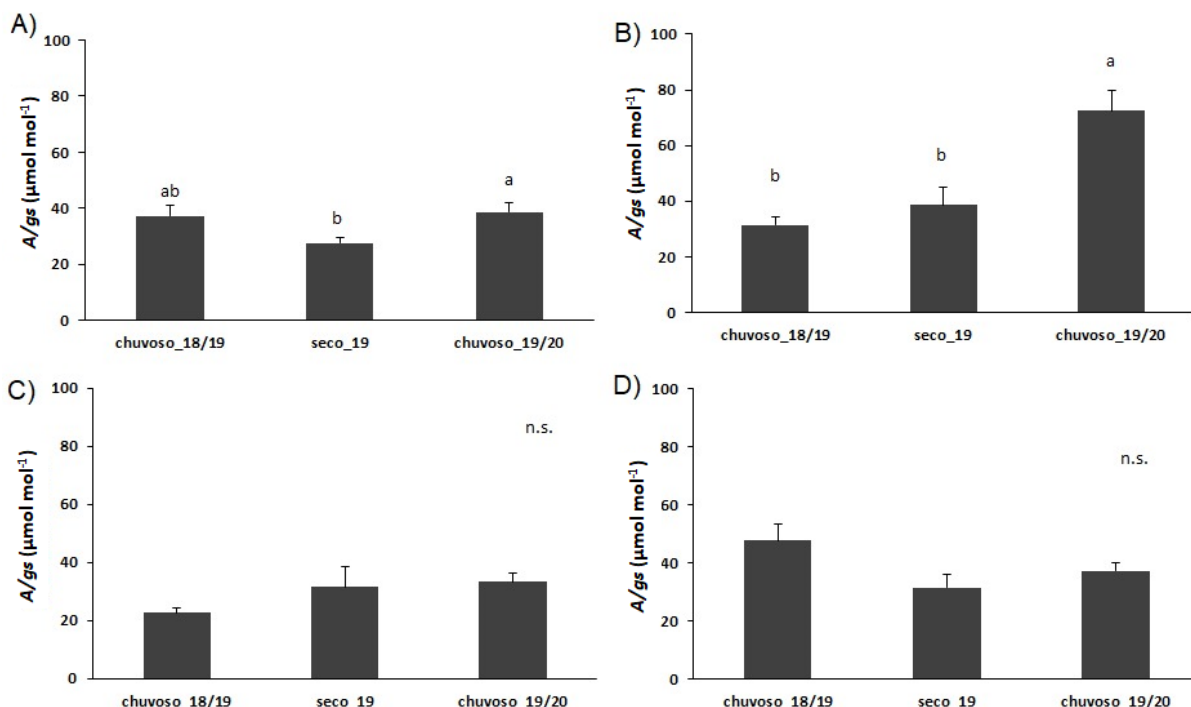




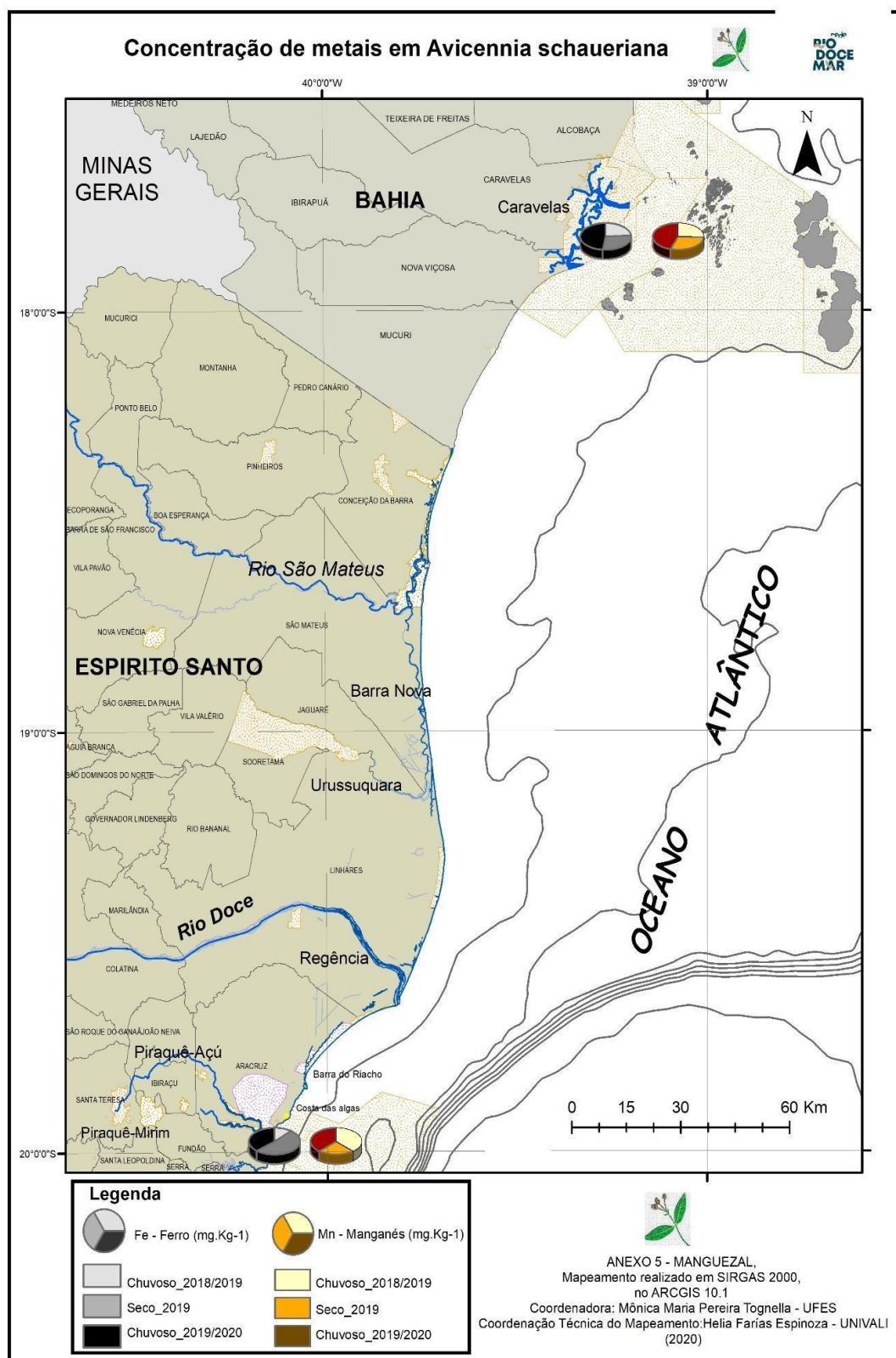
Figura 130: Dados médios e erro padrão ( $\pm$ ) de eficiência no uso da água (A/g<sub>s</sub>) coletados em *Laguncularia racemosa* no período chuvoso/19 (outubro/18 a março/19), seco/19 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso/20 (outubro/19 a março/20). A: Urussuquara, B: Barra Nova, C: São Mateus e D: Caravelas. Letras indicam diferença entre os períodos ( $p < 0,05$ ).



Para os estuários de Costa das Algas e Caravelas, *A. schaueriana* descreve redução na concentração de Zn e aumento de Fe nos tecidos foliares sem variação no acúmulo de Mn foliar, similar ao observado para *R. mangle* nestes estuários (Figura 131 e Material Suplementar A5MS1, Figura 63 e 64).

Em relação ao Pb em Costa das Algas, observou-se o mesmo padrão daquele descrito para *R. mangle* no mesmo estuário, ou seja, redução do Pb foliar ao longo do monitoramento. O aumento do Pb foliar seguiu o padrão observado para *R. mangle* e *L. racemosa* para o estuário de Caravelas, com redução em A e na concentração de Chla e b (Figura 132 e Figura 133).

Figura 131: Distribuição espacial e temporal da proporção de metais no tecido foliar de *Avicennia schaueriana* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Costa das Algas e Caravelas. Fe: ferro, Mn: manganês.



De acordo com os resultados descritos, a absorção de metais em *A. schaueriana* não foi influenciada por variações na precipitação nestes estuários, muito embora tenha sido registrada menor eficiência do uso da água ( $A/g_s$ ) no período de menor precipitação para ambos os estuários, ao passo que, em Costa das Algas, a menor precipitação também influenciou os valores de  $A$  (Figura 132, Figura 133 e Figura 134 e Material Suplementar A5MS1, Figura 58 a 62). Isto pode ser atribuído ao comportamento da espécie de sal excludente tendo menor restrição no uso da água e, conseqüentemente, dependendo da concentração dos metais em nível celular estes podem ser excretados juntamente com solução de NaCl, formando cristais de sais sobre as folhas.

Figura 132: Distribuição espacial e temporal da proporção dos parâmetros fotossintéticos de *Avicennia schaueriana* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Costa das Algas e Caravelas.

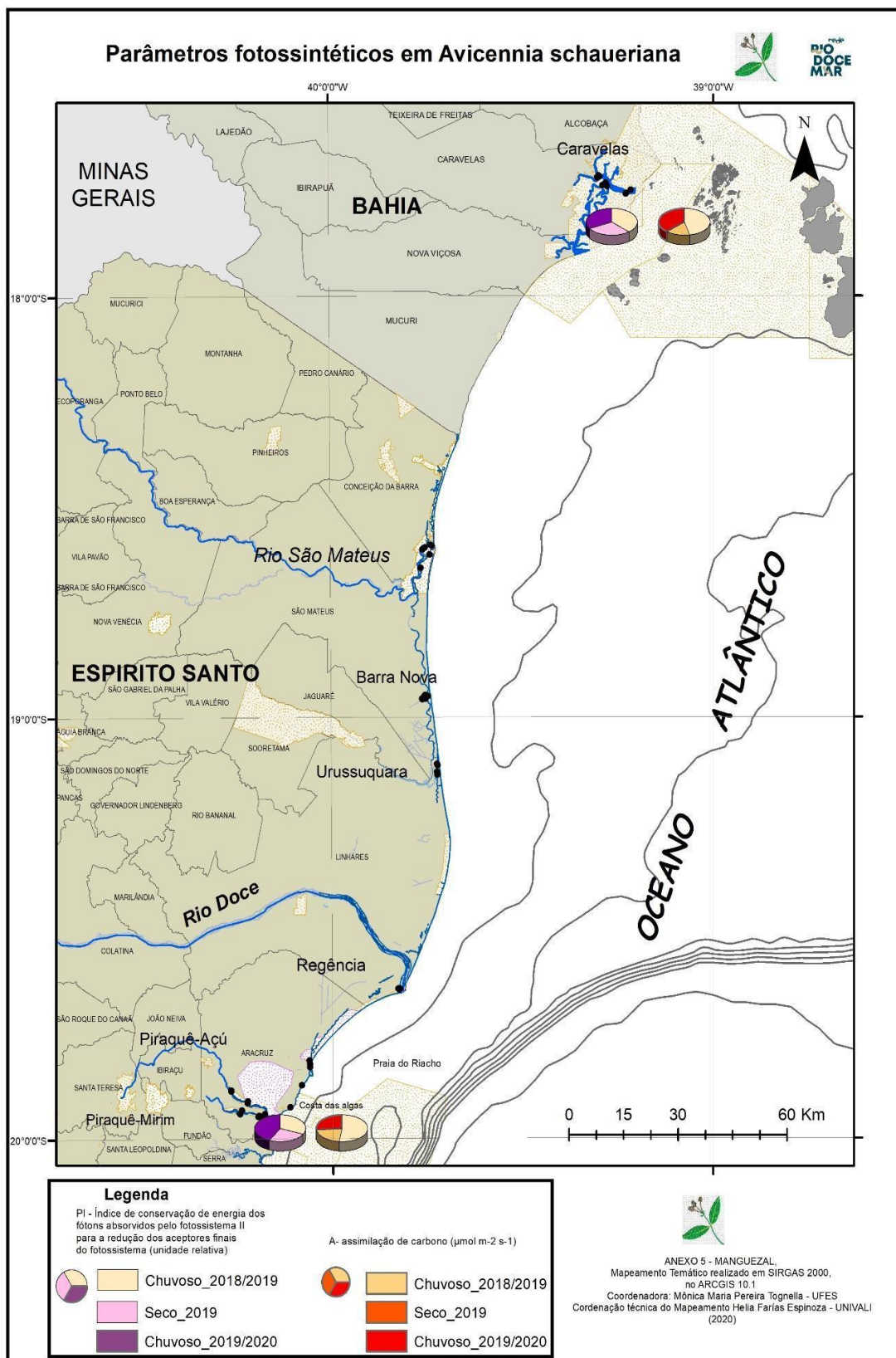




Figura 133: Distribuição espacial e temporal da proporção de clorofila em *Avicennia schaueriana* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20). Dados coletados nas áreas representadas no mapa de sul para norte: Costa das Algas e Caravelas.

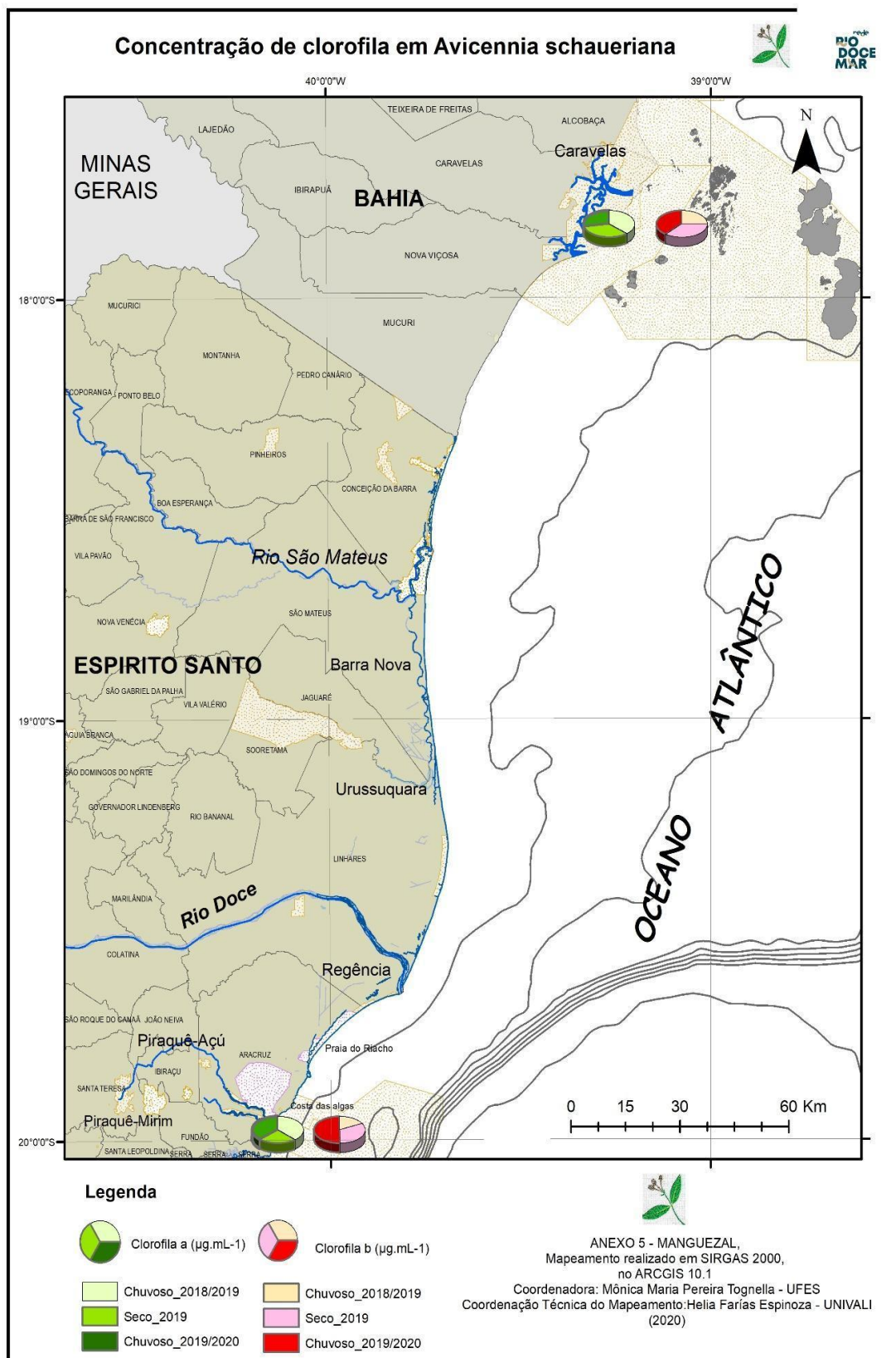
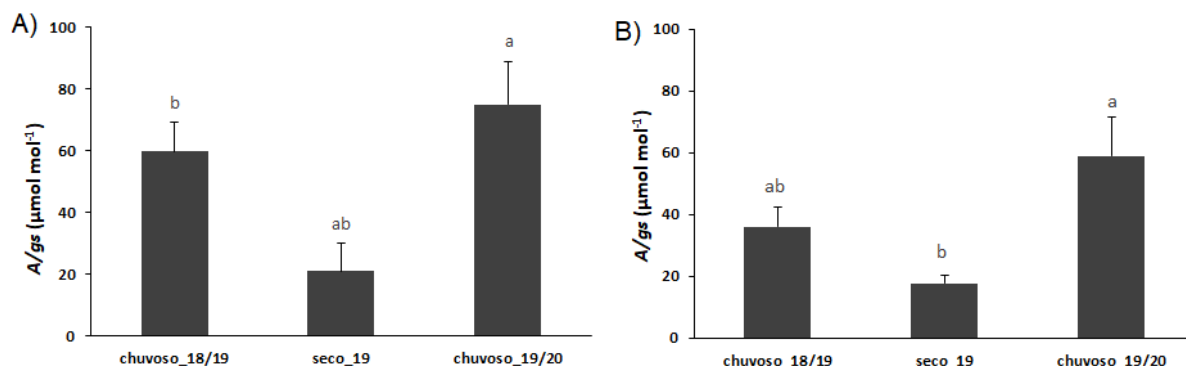


Figura 134: Dados médios e erro padrão ( $\pm$ ) da eficiência no uso da água ( $A/g_s$ ) coletados em *Avicennia schaueriana* no período chuvoso/19 (outubro/18 a março/19), seco/19 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso/20 (outubro/19 a março/20). A: Costa das Algas e B: Caravela. Letras indicam diferença entre os períodos ( $p < 0,05$ ).



Para *Talipariti pernambucense*, espécie presente na região da foz do Rio Doce, houve redução da concentração de Pb foliar, similar à *R. mangle* e *A. schaueriana* em estuários próximos à foz do Rio Doce. A redução no acúmulo de Zn em *T. pernambucense* seguiu o mesmo padrão observado para todas as espécies, com redução do Zn foliar ao longo do monitoramento (Material Suplementar A5MS1, Figura 65).

O aumento de Fe, Mn e Cu nos tecidos foliares de *T. pernambucense* foi acompanhado pela redução na assimilação de  $\text{CO}_2$  e incrementos em pigmentos fotossintéticos ao longo do monitoramento (Figura 135, Figura 136 e Figura 137 e Material Suplementar A5MS1, Figura 65). Estes resultados mostram que a absorção e acúmulo de metais não foram influenciados por diferenças em precipitação na região, como descrito para *R. mangle*. Mas, é importante ressaltar que, muito embora o índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I ( $PI_{\text{total}}$ ) tenha-se reduzido, a eficiência do uso da água ( $A/g_s$ ) aumentou em *T. pernambucense* no período de menor precipitação (Figura 138).



Figura 135: Distribuição espacial e temporal da proporção de metais no tecido foliar de *Talipariti pernambucense* entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20) na foz do Rio Doce. Fe: ferro, Mn: manganês.

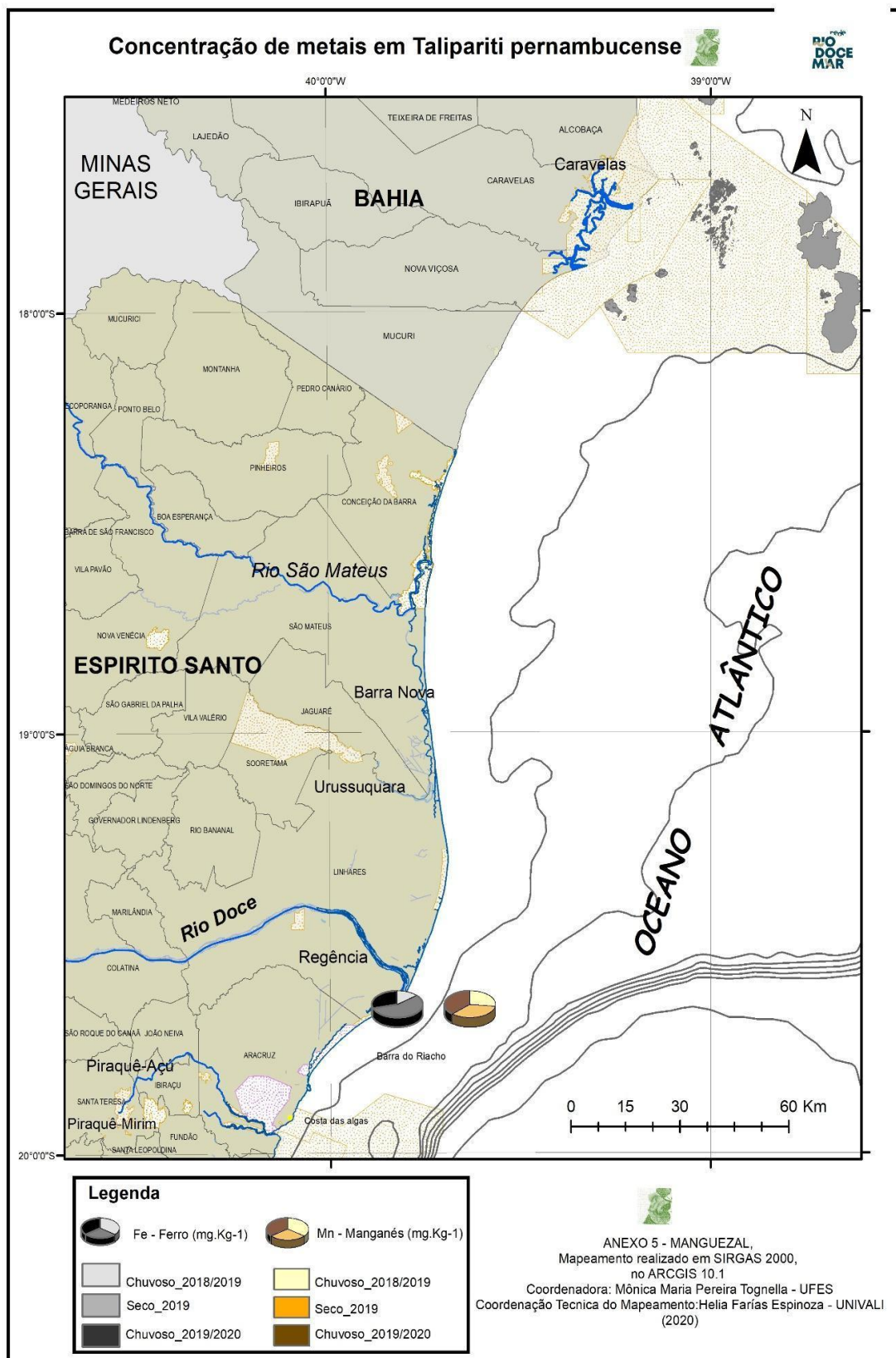


Figura 136: Distribuição espacial e temporal da proporção dos parâmetros fotossintéticos de Talipariti pernambucense entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20) na foz do Rio Doce.

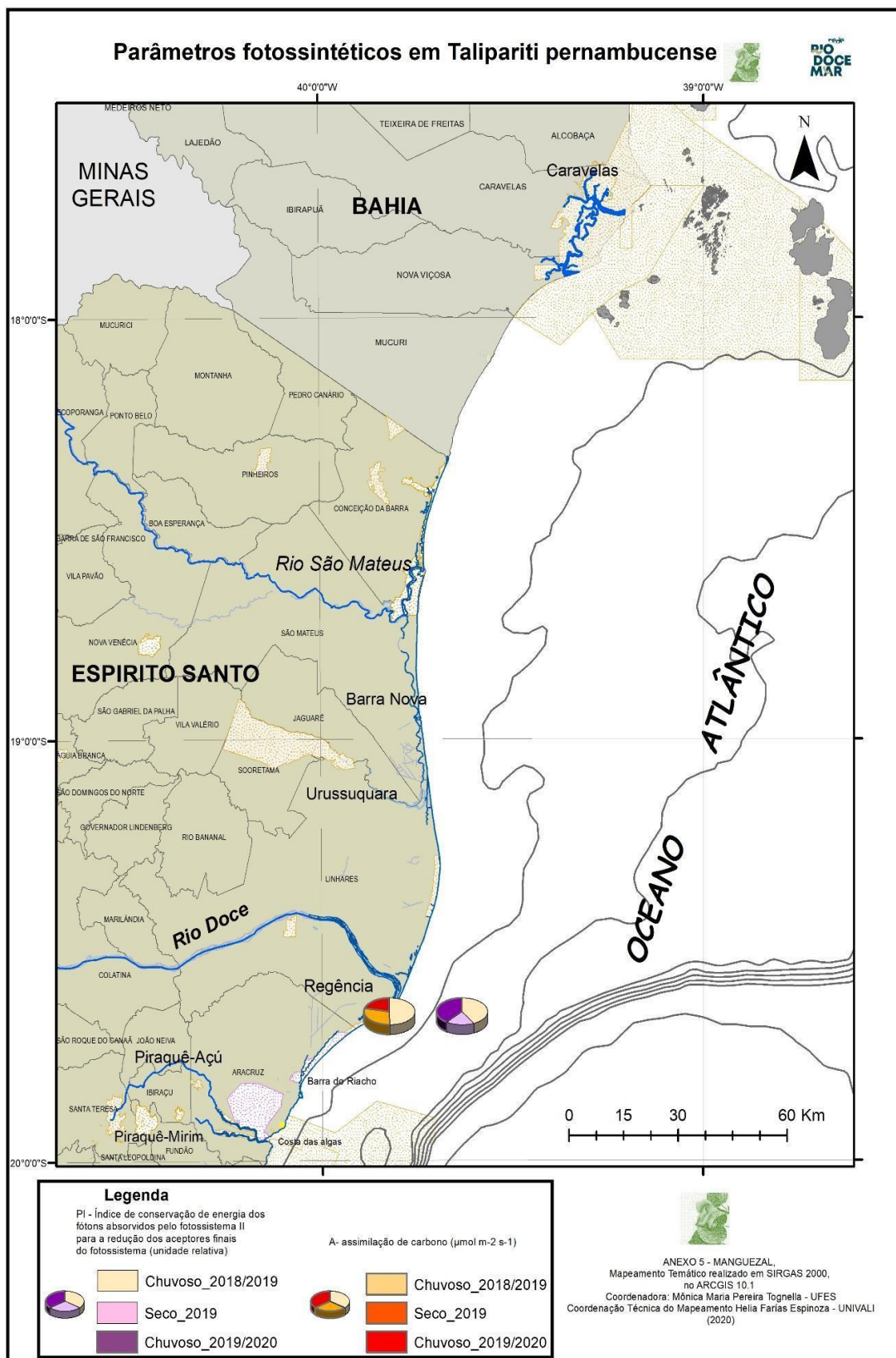


Figura 137: Distribuição espacial e temporal da proporção de clorofila em Talipariti pernambucense entre os períodos chuvoso\_2018/2019 (outubro/18 a março/19), seco\_2019 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso\_2019/2020 (outubro/19 a março/20) na foz do Rio Doce.

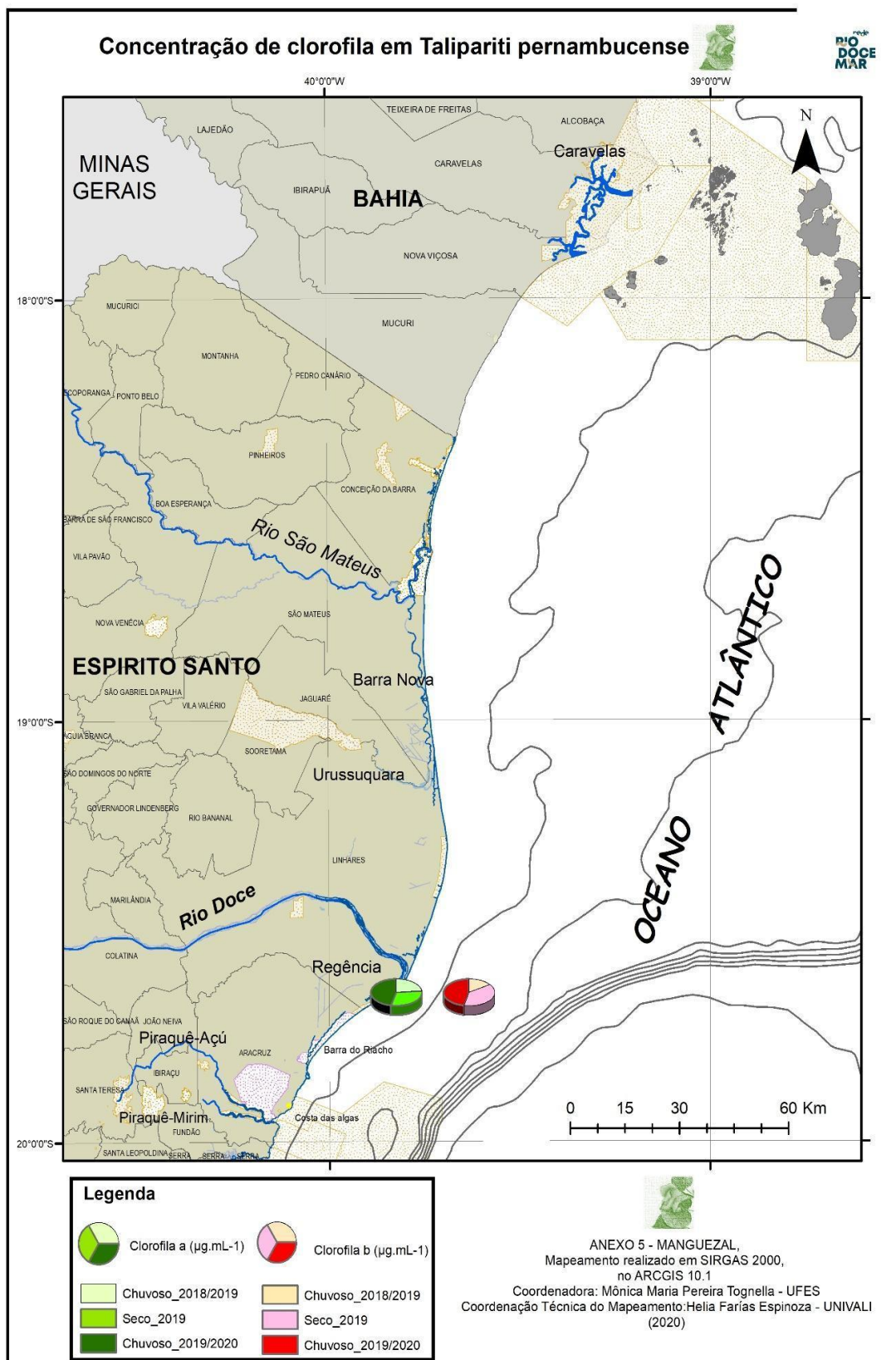
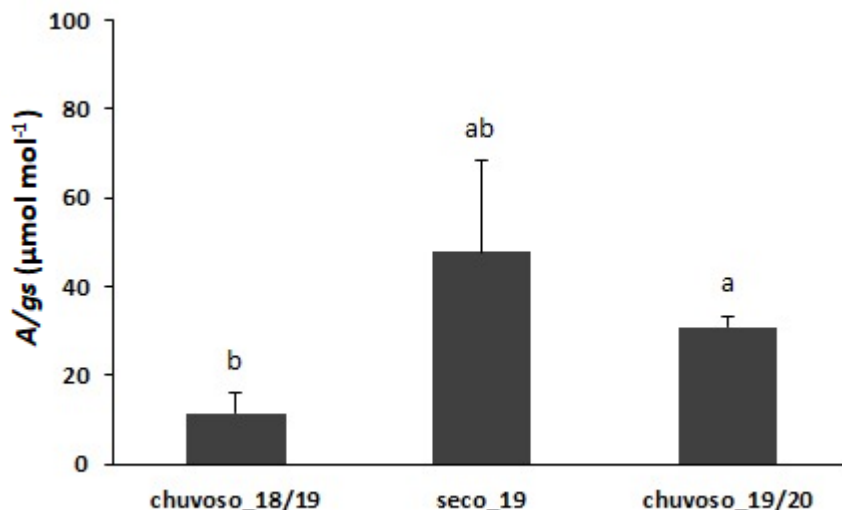




Figura 138: Dados médios e erro padrão ( $\pm$ ) de eficiência no uso da água (A/g<sub>s</sub>) coletados em Talipariti pernambucense na foz do Rio Doce no período chuvoso/19 (outubro/18 a março/19), seco/19 (abril/19 a setembro/19) e chuvoso/20 (outubro/19 a março/20). Letras indicam diferença entre os períodos ( $p < 0,05$ ).



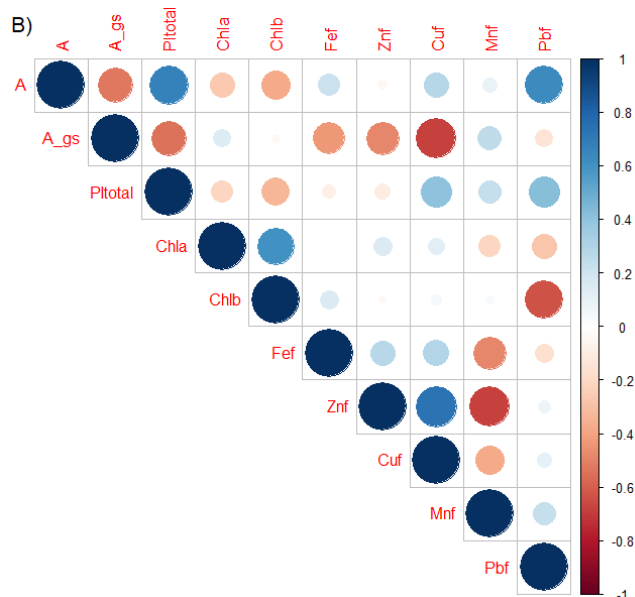
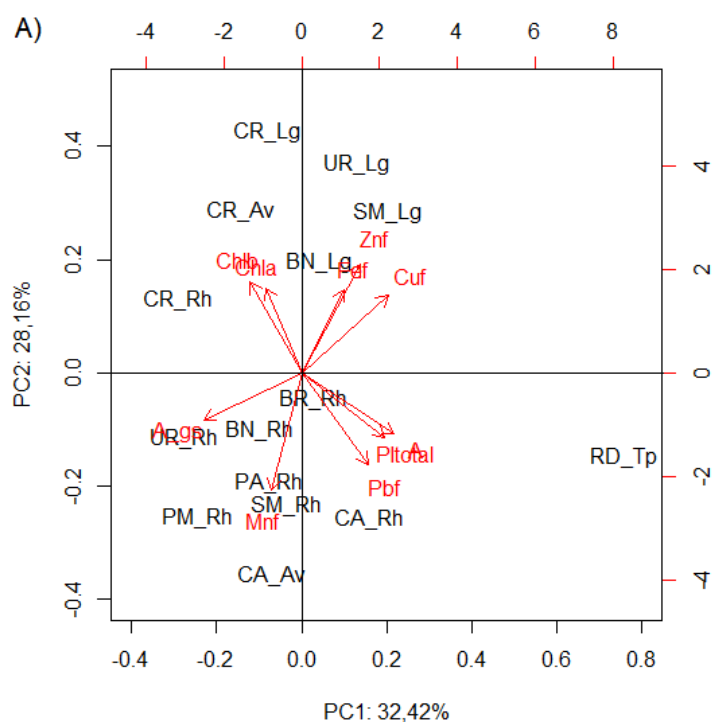
Os parâmetros fotossintéticos, a concentração de clorofila *a* e *b*, metais nos tecidos foliares, a produção de íon superóxido ( $O_2^{\cdot-}$ ) e a atividade antirradicalar nas diferentes áreas de manguezal e espécies foram avaliados de forma integrada por meio da Análise de Componentes Principais (PCA).

De acordo com a PCA correspondente ao período chuvoso de 2019, verificou-se a formação de um agrupamento envolvendo os valores da concentração de Chla e Chlb, teor de ferro, zinco e cobre foliar associados à espécie *L. racemosa* (Figura 139). Por outro lado, o teor de Mn foliar foi associado negativamente com a concentração de Chla em *R. mangle* e *A. schaueriana* nos estuários do rio Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, São Mateus e Costa das Algas.

A análise da PCA evidenciou correlação forte e positiva entre a assimilação fotossintética de carbono (*A*) e  $PI_{total}$  ( $r = 0,67$ ;  $p < 0,01$ ) e entre *A* e Pb foliar ( $r = 0,63$ ;  $p < 0,01$ ), o qual correlacionou-se negativamente com a concentração de clorofila *b* ( $r_{Chlb \times Pb} = -0,63$ ;  $p < 0,01$ ). *T. pernambucense* e *R. mangle* presentes no Rio Doce e em Costa das Algas e Barra do Riacho, respectivamente, mostraram o melhor desempenho fotossintético (Figura 139).

A assimilação de  $CO_2$  não foi influenciada pelos metais avaliados considerando os valores da correlação de Pearson entre *A* e a concentração de Fe ( $r = 0,21$ ;  $p > 0,05$ ), Zn ( $r = -0,04$ ;  $p > 0,05$ ), Cu ( $r = 0,28$ ;  $p > 0,05$ ) e Mn ( $r = 0,09$ ;  $p > 0,05$ ).

Figura 139: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação entre os parâmetros avaliados para o período chuvoso de 2019. Legenda: PA: Piraquê-Açú, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, RD: Rio Doce, UR: Urussuquara, BN: Barra Nova, São Mateus, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados em *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *T. pernambucense* no período de outubro/2018 a março/2019. Pltotal: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO<sub>2</sub>, A/gs: eficiência no uso da água, Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar), O<sub>2</sub>•- - superóxido. A: PCA e B) correlação.



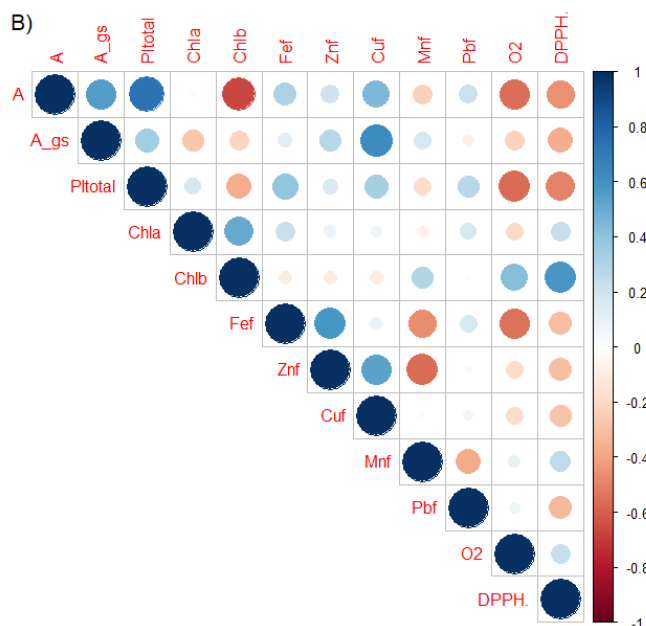
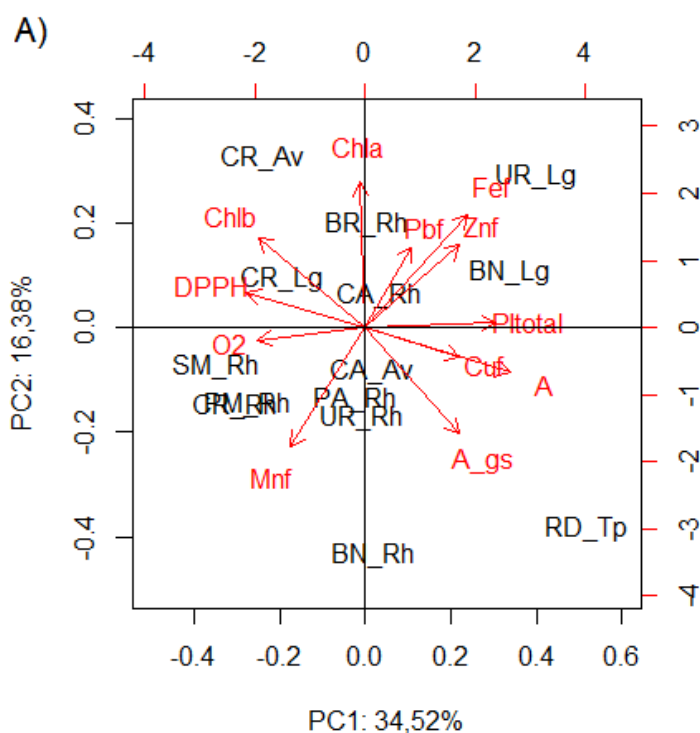
A correlação positiva entre  $A$  e  $PI_{total}$  ( $r = 0,73$ ;  $p < 0,01$ ) persistiu no período seco de 2019, os quais foram relacionados a concentração de Cu foliar, embora sem significância estatística. No período seco, *L. racemosa* foi a espécie que mostrou melhor desempenho fotossintético na maioria dos estuários nos quais ela ocorre (Figura 140).

A concentração de Chlb e de DPPH<sup>•</sup> mostraram padrão oposto àquele obtido para  $A$  e  $PI_{total}$  ( $r_{A \times Chlb} = -0,67$ ;  $p < 0,01$ ), com correlação positiva entre si ( $r_{DPPH^{\bullet} \times Chlb} = -0,59$ ;  $p = 0,02$ ). A correlação negativa entre  $A$  e  $O_2^{\bullet-}$  ( $r = -0,55$ ;  $p < 0,05$ ) e entre  $PI_{total}$  e  $O_2^{\bullet-}$  ( $r = -0,56$ ;  $p < 0,05$ ) seguida da correlação negativa entre  $PI_{total}$  e DPPH<sup>•</sup> ( $r = -0,49$ ;  $p < 0,05$ ) mostram que a produção de EROs associada à menor atividade antirradicalar é associada aos sítios de menor assimilação de CO<sub>2</sub> e menor índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I ( $PI_{total}$ ). De forma geral, maiores valores de  $O_2^{\bullet-}$  e DPPH<sup>•</sup> ocorreram em Caravelas, em sítios dominados por *L. racemosa* e em São Mateus, com domínio de *R. mangle*, como previamente descrito (Figura 140).

Em relação à eficiência no uso da água ( $A/g_s$ ), identificou-se, no período chuvoso de 2019, correlação negativa entre esse parâmetro e  $A$  ( $r_{A \times A/g_s} = -0,52$ ;  $p = 0,04$ ),  $PI_{total}$  ( $r_{PI_{total} \times A/g_s} = -0,54$ ;  $p = 0,03$ ) e Cu no tecido foliar ( $r_{Cuf \times A/g_s} = -0,68$ ;  $p < 0,01$ ). Porém, no período seco de 2019,  $A/g_s$  foi positivamente correlacionada com  $A$  ( $r_{A \times A/g_s} = 0,55$ ;  $p = 0,03$ ) e Cuf ( $r_{Cuf \times A/g_s} = 0,62$ ;  $p = 0,01$ ), identificando a influência da água sobre a atividade fotossintética, sua eficiência e o papel de diluição dos contaminantes para amenizar as interferências sobre o metabolismo celular. *T. pernambucense* é associada ao maior uso da água (Figura 139 e Figura 140), aspecto observado como normal, uma vez que a água tem importante papel na diluição de sais no vacúolo destas plantas para maximizar sua eficiência em locais com variações salinas (TOMLINSON, 1986; LARCHER, 2000).



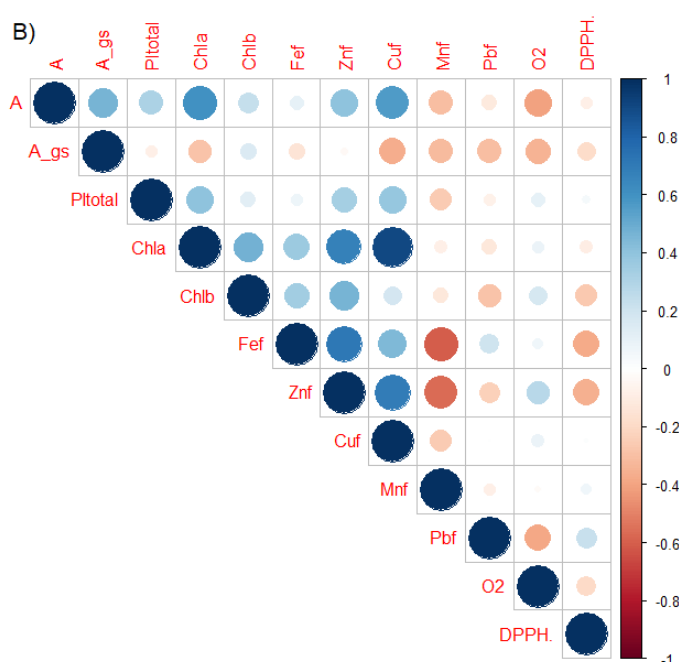
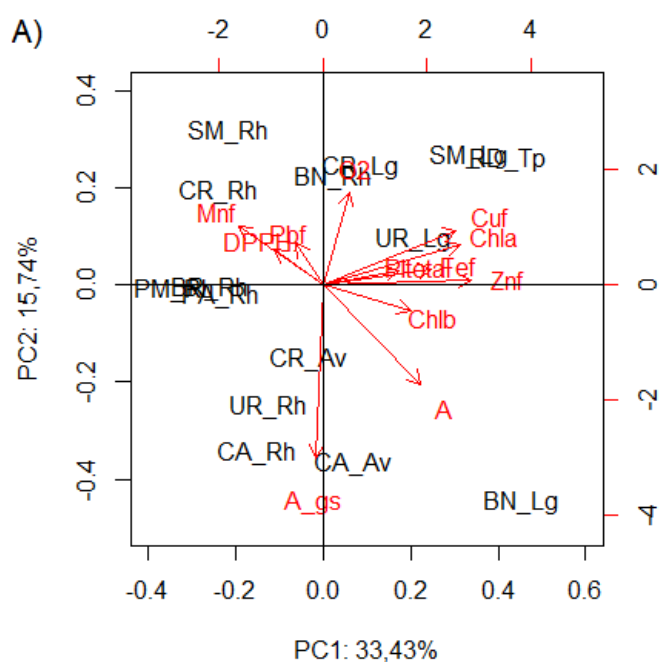
Figura 140: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação entre os parâmetros avaliados para o período seco de 2019. Legenda: PA: Piraquê-Açú, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, RD: Rio Doce, UR: Urussuquara, BN: Barra Nova, São Mateus, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados em *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *T. pernambucense* no período de abril/2019 a setembro/2019. Pltotal: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO<sub>2</sub>, A/gs: eficiência no uso da água, Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf - manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla - clorofila a, Chlb - clorofila b, DPPH• - 2,2-difenil-1-picrilhidrazila (atividade antirradicalar), O<sub>2</sub>• - superóxido. A: PCA e B) correlação.



No período chuvoso de 2020, houve associação entre  $A$  e  $Chla$  ( $r_{A \times Chla} = 0,60$ ;  $p = 0,01$ ), e entre  $A$  e  $Cu$  foliar ( $r_{A \times Cuf} = 0,56$ ;  $p = 0,02$ ), fato que indica interferência deste metal sobre a fotossíntese. A concentração de  $Chla$  foi positivamente influenciada pela concentração de  $Zn$  ( $r_{Chla \times Zn} = 0,67$ ;  $p < 0,01$ ) e  $Cu$  ( $r_{Chla \times Cuf} = 0,90$ ;  $p < 0,01$ ), corroborando o efeito positivo desses metais já previamente descrito nas doses em que se encontram nos tecidos foliares das espécies avaliadas, especialmente em *L. racemosa* e *T. pernambucense*, como observado nos quadrantes do lado direito da PCA (Figura 141). Neste período, observa-se associação oposta entre  $Mn$  foliar e clorofila  $b$  (Figura 141), aspecto que descreve a competição deste elemento como manganês na formação do anel pirrólico da clorofila. No período chuvoso de 2020, diferentemente dos outros períodos avaliados, houve um desacoplamento entre  $PI_{total}$  e  $A$ , acompanhado pela associação de  $PI_{total}$  com  $DPPH^{\bullet}$  (Figura 141), provavelmente indicando maior estresse para as espécies devido aos tensores crônicos no ambiente.

O aumento da precipitação ameniza os efeitos de EROs sobre a assimilação de carbono, como pode ser observado pela correlação fraca e não significativa entre  $A$  e  $O_2^{\bullet-}$  ( $r = -0,40$ ;  $p > 0,05$ ), entre  $PI_{total}$  e  $O_2^{\bullet-}$  ( $r = 0,10$ ;  $p > 0,05$ ), entre  $A/gs$  e  $O_2^{\bullet-}$  ( $r = -0,34$ ;  $p > 0,05$ ). Como consequência, correlações não significativas entre os parâmetros fotossintéticos e a atividade antirradicalar via atividade sequestradora do radical livre  $DPPH^{\bullet}$  foram registradas.

Figura 141: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação entre os parâmetros avaliados para o período chuvoso de 2020. Legenda: PA: Piraquê-Açú, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, RD: Rio Doce, UR: Urussuquara, BN: Barra Nova, São Mateus, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados em *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *T. pernambucense* no período de outubro/2019 a março/2020. Pltotal: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO<sub>2</sub>, A/gs: eficiência no uso da água, Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf - manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla - clorofila a, Chlb - clorofila b, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar), O<sub>2</sub>•- - superóxido. A: PCA e B) correlação.



De maneira geral, os resultados obtidos mostram a interferência dos metais Fe e Mn sobre o ganho de carbono e sobre a atividade fotoquímica, avaliada, aqui, por meio do índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I ( $PI_{total}$ ) das comunidades vegetais monitoradas. Além disso, houve a ocorrência de estresse oxidativo, dado o acúmulo de espécies reativas de oxigênio-EROs ( $O_2^{\cdot-}$ ,  $OH^{\cdot}$  e  $ROO^{\cdot}$ ) e a baixa atividade antirradicalar via atividade sequestradora do radical livre DPPH $^{\cdot}$  (2,2-difenil-1-picril-hidrazila). O estresse oxidativo foi potencializado pelo aumento da concentração de Pb, embora este elemento não tenha influenciado diretamente os processos fotossintéticos. O conteúdo de pigmentos fotossintéticos foi influenciado pelos metais, com reduções da concentração de Chla resultante do acúmulo de Mn nos tecidos foliares. Por outro lado, correlação positiva foi obtida entre Fe foliar e Chla.

Numa análise inicial, na qual todos os estuários, espécies e campanhas foram consideradas em conjunto, pouca influência dos metais avaliados foi observada sobre a concentração de Chlb. A presença de Cu e Zn incrementou o ganho de carbono,  $PI_{total}$  e a concentração de Chla.

A comparação entre estuários revelou diferenças quanto à concentração foliar de Fe, Cu e Pb, com maior acúmulo (acima dos valores de referência na literatura) naqueles próximos à foz, isto não foi observado em relação ao sedimento, mas nos permite aferir que esta região sob maior influência de maré pode ter maior concentração destes elementos na forma solúvel e sendo incorporado pelas raízes e armazenados nas folhas. Por outro lado, a comparação entre estuários mostrou ausência de contaminação tecidual por Mn e Zn e maior atividade fotossintética nos estuários próximos à foz. O comportamento de *R. mangle*, espécie comum a todos os estuários analisados, com relação aos padrões de acúmulo de metais nos tecidos foliares e atividade biológica é similar às demais espécies.

Quando as espécies foram comparadas entre si, *R. mangle* foi caracterizada por apresentar concentração de Zn foliar aproximadamente 50% menor, bem como os menores valores de A,  $PI_{total}$ , Chla e Chlb ( $p < 0,05$ ) e maior A/gs ao longo do monitoramento. As análises sazonais confirmam a maior sensibilidade da espécie. A espécie *L. racemosa* apresentou menor A/gs ao passo que valores intermediários de A, A/gs Chla e Chlb ocorreram em *A. schaueriana*. O padrão de resposta observado para as espécies quanto ao uso eficiente da água está de acordo com estudos recentes realizados em manguezais brasileiros (LARCHER et al., 2016). *T. pernambucense*, espécie da foz do Rio Doce, quando comparada às espécies típicas de manguezais, apresentou maior acúmulo de Pb e Cu, mas manteve maiores A e  $PI_{total}$ , provavelmente atribuído à maior capacidade da espécie em sintetizar Chl a. Porém, em termos da eficiência do uso da água, valores intermediários de A/gs foram registrados em *T. pernambucense*. Menor atividade antirradicalar em *R. mangle* e *A. schaueriana* confirmam a maior sensibilidade das espécies, especialmente *R. mangle*.

Os padrões de sazonalidade obtidos para *R. mangle* em cada estuário refletem o resultado apresentado na Tabela 10 e o complementa. Na Tabela 10, *R. mangle* mostrou menor capacidade fotossintética e maior estresse oxidativo em relação à *L. racemosa* e esse comportamento foi agravado ao longo do monitoramento como visto pela redução contínua da assimilação e, em alguns casos, do  $PI_{total}$ , refletindo em menor produtividade primária líquida com influência significativa dos níveis de

precipitação. Nos meses que compreendem o período seco, o aumento na concentração de Fe foliar observado para todos os estuários (e também Cu e Pb para alguns estuários) refletiu em menor eficiência do uso da água ( $A/g_s$ ) como resultado da redução do fluxo de transporte de elétrons fotossintéticos (avaliado, aqui, como  $PI_{total}$ ), que levaria à produção de poder redutor (NADPH) para a fixação de  $CO_2$  no Ciclo de Calvin. Para *A. schaueriana* foi identificado comportamento intermediário entre as espécies de mangue quanto à capacidade fotossintética (Tabela 10), com pouca variação sazonal dos parâmetros biológicos. Porém, as reduções de  $A/g_s$  também ocorreram no período seco para *A. schaueriana* e foram associadas à redução de  $A$  similarmente à *R. mangle*. O aparente efeito sazonal sobre o uso da água ( $A/g_s$ ) observado para *R. mangle* e *A. schaueriana* reflete um efeito sinérgico entre sal e excesso de metais para aquisição de água na assimilação de carbono.

Apesar de *L. racemosa* exibir melhor desempenho fotossintético entre as três espécies de mangue (Tabela 10) e responder em menor intensidade às variações sazonais, o aumento de metais, como o Pb e Fe, ao longo do monitoramento é acompanhado simultaneamente pela redução da assimilação de carbono, mas sem alterações em  $A/g_s$ . Muito embora maior capacidade fotossintética tenha sido descrita para *T. pernambucense* dentre as espécies avaliadas no monitoramento (Figura 121 e Tabela 10), na avaliação sazonal a precipitação teve pouca influência sobre os parâmetros avaliados, com redução da atividade fotossintética ao longo do monitoramento e aumento na concentração de clorofila, provavelmente resultado da exposição contínua aos metais.

Por fim, é importante ressaltar, de maneira geral, a ocorrência de forte associação entre maior estresse oxidativo (produção dos radicais  $O_2^{\cdot-}$ ,  $OH^{\cdot}$  e  $ROO^{\cdot}$ ) com a redução da precipitação, que, por sua vez, levou a flutuações dos níveis de metais em folhas, especialmente Fe. A correlação negativa e significativa entre  $O_2^{\cdot-}$  e a assimilação de carbono e  $PI_{total}$ , seguida da correlação negativa entre  $PI_{total}$  e DPPH $^{\cdot}$  mostraram que a produção de espécies reativas de oxigênio nos tecidos foliares das espécies monitoradas associada à menor atividade antirradicalar (ou seja, maior acúmulo de DPPH $^{\cdot}$ ) é associada aos sítios de menor assimilação de  $CO_2$  e menor índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I ( $PI_{total}$ ).

#### 1.3.4 Diagnóstico Sobre a Fauna do Manguezal, Compartimento Caranguejos.

Em nível populacional, duas espécies conhecidas como os caranguejos do mangue da Ordem Decapoda e Infraordem Brachyura (MELO, 1996; NG et al., 2008), isto é, o caranguejo-uçá - *Ucides cordatus* (família Ucididae) e o guaiamum - *Cardisoma guanhumi* (família Gecarcinidae) foram escolhidas como indicadoras no PMBA. Ambas apresentam importância social e econômica, particularmente para populações tradicionais (DIELE et al., 2005; NASCIMENTO et al., 2017), o que torna o monitoramento da sua dinâmica e estrutura populacional imprescindível para avaliar e quantificar danos causados pelos rejeitos de mineração que atingiram a zona costeira e os manguezais nos seus estuários.

Além do contexto social e econômico, destaca-se a importância ecológica dessas espécies, pois são consideradas engenheiras do ambiente (TOGNELLA et al., 2019), uma vez que a escavação das suas galerias no sedimento, modifica, mantém e cria habitats para outros organismos (JONES et al., 1997; SCHMIDT, 2012) e a bioturbação causada proporciona aeração e drenagem do sedimento (JONES, 1984; SMITH et al., 1991) influenciando inclusive nos ciclos biogeoquímicos (ALLER e ALLER, 1998; MCHENGA e TSUCHIYA, 2008).

Apesar do habitat menos inundado, ressalta-se que o monitoramento do *C. guanhumi* é justificado pelo ciclo de vida destas espécies que tem algumas das suas etapas de desenvolvimento ocorrendo na zona costeira, valendo também para *U. cordatus* (HILL, 2001). *C. guanhumi* habita faixa supralitoral e cava suas galerias em solo hidromórfico, ou seja, solo capaz de manter reservas de água em baixa profundidade (TAISSOUN, 1972). Além disso, as fêmeas em período de desova migram para os corpos hídricos (gamboas, canais de maré no interior do manguezal e margens dos estuários) para liberarem os ovos fecundados que são transportados pelas correntes de maré para a zona costeira com menor variabilidade salina para completar as etapas de desenvolvimento larval e retornam para o estuário em estágio pós-larva, quando recrutam as zonas inundadas nas marés de sizígia (TAISSOUN, 1972; ANGER, 2003). Embora o indivíduo adulto habita zona supralitoral, a fase larval e juvenil da espécie está em contato direto com a zona costeira e estuarina, além da remobilização do sedimento nestes ambientes, já identificados como estando contaminados pelos rejeitos de minério (MAGRIS et al., 2019; LONGHINI et al., 2020). O contato dos estágios larvais vai implicar, em longo prazo, no aumento da mortalidade natural esperada nestas etapas e podem refletir em alterações na estrutura e dinâmica populacional das espécies.

O indicador biológico de alterações na estrutura populacional dos decápodes do manguezal, densidade dos indivíduos, foi estimado com base no número de galerias abertas e fechadas com evidências de presença das espécies no ambiente, consistindo em prática expedita para processos de monitoramento, pois permitem a estimativa de alguns parâmetros populacionais de forma indireta sem a necessidade de captura dos indivíduos, viabilizando amostragem mais imediata com menor interferência no habitat e diminuição de situações de estresses para os organismos, sendo técnica amplamente utilizada (SCHMIDT et al., 2009; CONTI e NALESSO, 2010; GOES et al., 2010; SANDRINI-NETO e LANA, 2012; OLIVEIRA et al., 2013; PINHEIRO e ALMEIDA, 2015; SANTOS et al., 2016; PINHEIRO et al., 2018). Em longo prazo, este indicador corrobora alterações nos processos reprodutivos da espécie e no uso do seu habitat, uma vez que seu acompanhamento permite avaliar o estoque do recurso.

Com a análise química dos metais no sedimento dos manguezais, identificou-se que algumas estações amostradas apresentaram concentração de ferro e manganês superior ao limite estabelecido pela NOAA, respectivamente, 22.000 mg kg<sup>-1</sup> e 260 mg kg<sup>-1</sup> (BUCHMAN, 1999), tanto no período chuvoso quanto seco no primeiro ano de monitoramento.



#### 1.3.4.1 Densidade e estrutura populacional

A densidade média de *U. cordatus* (indivíduos m<sup>-2</sup>) por estuário foi avaliada com base em todas as amostragens/parcelas considerando período chuvoso e seco e, de forma comparativa, determinou-se a densidade média daquelas áreas que exibiram concentração de Fe e Mn superior ao estabelecido pela NOAA, cuja análise demonstrou comportamento distinto para os dois elementos por estuário e por período climático (Figura 142). A densidade média da espécie para os rios Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM) e São Mateus (SM) estão próximas àquelas registradas em cada localidade destes rios com concentração de ferro no sedimento acima do limite no período chuvoso (Figura 142a). Destaca-se que a análise de dados deste período ocorre simultaneamente com a época de maior pressão por captura deste recurso, o que pode significar que tanto as áreas contaminadas quanto aquelas não contaminadas estão fornecendo recursos para a população. Entretanto, duas das estações mais contaminadas neste estuário (PA1BD e PA2FE) apresentaram contaminação nos dois períodos com comportamentos em relação a densidade populacional distintos. A PA2FE descreve um processo de contaminação crônica, uma vez que a densidade de indivíduos permanece similar entre os dois períodos, identificando situações distintas do esperado para o comportamento da espécie, isto é, aumento da densidade após o período reprodutivo, ainda que a região no estuário e o tipo de floresta de mangue possam ser consideradas como fonte de adultos (PIOU et al., 2009; WUNDERLICH e PINHEIRO, 2013; SANTOS et al., 2016; PINHEIRO et al., 2018). Este comportamento esperado é observado na PA1BD que apresenta maior densidade após o período reprodutivo.

Caravelas apresentou maior densidade nas estações contaminadas em relação à média do estuário, entretanto, no período chuvoso, mais de 50% das parcelas estudadas encontravam-se com elevadas concentrações de Fe no sedimento. O mesmo comportamento foi observado no período seco tanto nesta área quanto em São Mateus (Figura 142b). Por outro lado, a concentração média de Fe no rio São Mateus descreveu tendência de aumento entre os meses chuvosos e secos analisados para o primeiro ano de monitoramento, indicando que há variabilidade sazonal de contaminação em função da dinâmica oceanográfica, conforme já reportado na análise por ambientes no relatório anual referente ao período 2018/2019 (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal). O estuário do rio Urussuquara apresentou densidade inferior na estação UR1FE em comparação com a média do sistema, cuja análise de Fe resultou em valores sete vezes acima da estação com menor concentração deste elemento no período chuvoso e no período seco duas vezes, uma vez que a concentração nas áreas não contaminadas os valores de Fe se elevaram e neste ponto houve uma redução em 50% do valor inicial observado.

Para o rio Piraquê-Mirim, no período seco, houve aumento das áreas contaminadas para o elemento Fe com alteração dos pontos do rio demonstrando a influência da maré sobre a circulação neste estuário em função da baixa vazão desta bacia. Os pontos mais internos (2 e 3) com maior concentração no período seco, ainda que não contaminados no período chuvoso, já demonstravam uma tendência de maior acúmulo quando comparados com as áreas onde os valores de Fe foram

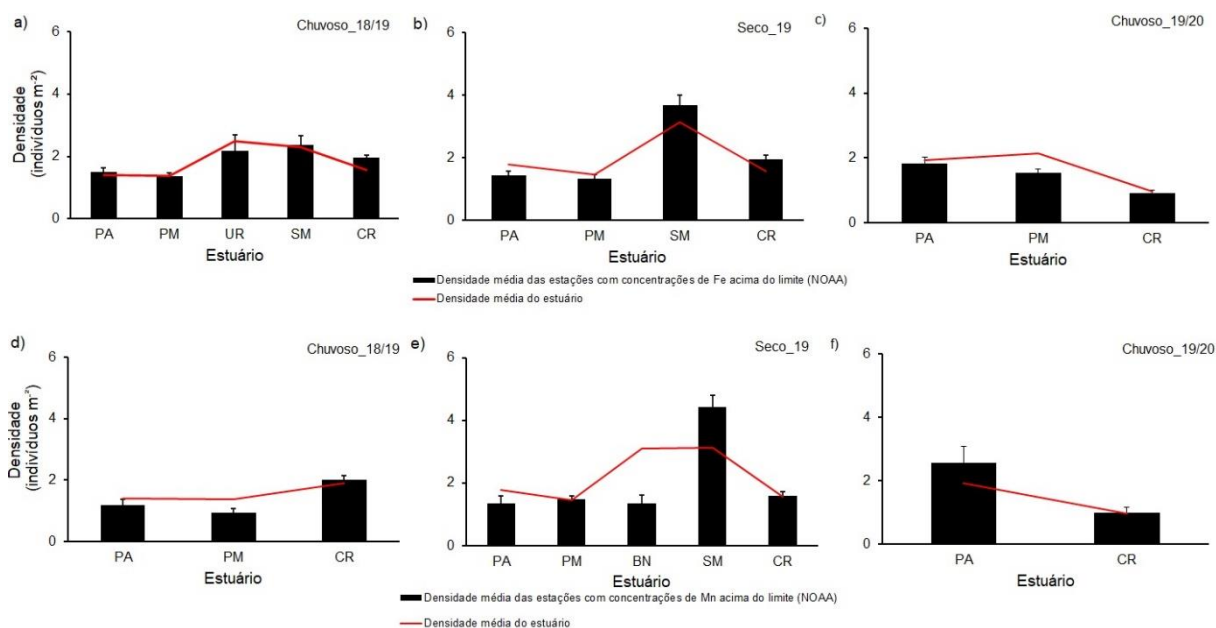
menos significativos. O aporte crônico de Fe neste estuário já se faz observar nos dados de densidade da espécie (Figura 142a, b e c), indicando alterações na estrutura populacional.

Em relação a concentração de Mn no sedimento, o rio São Mateus destacou-se dos demais por apresentar densidade média nas estações com concentrações acima do limite da NOAA superior à média do estuário (Figura 142e). Estes resultados, obtidos para o primeiro ano e período de transição de avaliação dos impactos sobre a biota para estes dois elementos predominantes nos rejeitos da mineração (GOLDER, 2016a RT\_023-159-515-2282\_00-J; GOLDER, 2016b RT\_003-159-515-2282\_02-B), reiteram a importância de monitorar a densidade da espécie em longo prazo, uma vez que é bioindicadora de ambientes contaminados por metais pesados (PINHEIRO et al., 2012; PINHEIRO et al., 2013; DUARTE et al., 2016; ORTEGA et al., 2016). Reforçamos que os dados de densidade envolvem, além das questões de variabilidade espacial dos fatores ambientais e também a variabilidade sazonal em função do ciclo de vida da espécie, reflexos da pressão de captura sobre o recurso. O que torna fundamental o acompanhamento do recurso e análises sobre sua estrutura e fecundidade em longo prazo, uma vez que as coortes atuais indicam respostas de curto prazo após o rompimento da barragem em novembro de 2015.

Salienta-se que concentrações de Fe e Mn no sedimento, considerando que os metais traços são bioacumulativos nos tecidos (HARRIS e SANTOS, 2000; PINHEIRO et al., 2012), ingressam no indivíduo por meio de diferentes vias metabólicas como respiração, ingestão de água e alimentos e por adsorção na superfície dos órgãos como as brânquias (ZHOU et al., 2001). Como reportado na literatura, *U. cordatus* apresenta alterações em diferentes parâmetros fisiológicos quando avaliados em locais contaminados com metais tóxicos podendo afetar o *fitness* da população, conduzindo possivelmente a redução na taxa de crescimento e baixa fecundidade (HARRIS e SANTOS, 2000). A relação de alguns metais com a espécie é apresentada na literatura como, por exemplo, o manganês, que assim como o cobre e cromo, é considerado metal essencial para o metabolismo do organismo, embora em elevada concentração pode ser tóxico para a espécie (CORRÊA JR. et al., 2005; DUARTE et al., 2017). Em relação ao ferro, elevadas concentrações nos tecidos dos organismos podem ocasionar a formação de espécies reativas de oxigênio (ERO) levando ao estresse oxidativo (HALLIWELL, 2009) que por sua vez também provoca modificações no *fitness* da população.

Associados aos metais presentes nas áreas de estudos, outro componente que apresenta alta variabilidade é a salinidade que acaba sobrecarregando as trocas hídricas em nível de brânquias quando as oscilações entre os valores mínimos e máximos observados nas galerias são amplos como ocorre nos manguezais do Piraquê-Açú (Ponto 1  $\Delta$  = 17 a 45; Ponto 2  $\Delta$  = 10 a 37; e Ponto 3  $\Delta$  = 3 a 29) e Mirim (Ponto 1  $\Delta$  = 17 a 50; Ponto 2  $\Delta$  = 16 a 46; e Ponto 3  $\Delta$  = 12 a 45), por exemplo. Esta variabilidade contribui para menor eficiência nas trocas promovidas pelas brânquias que são reguladas pelas bombas de Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> nas ATPases (LEONE et al., 2020) e, conseqüentemente, estes aspectos podem somatizar os efeitos deletérios do Mn e Fe sobre estes organismos.

Figura 142: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos  $m^{-2}$ ) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos estuários onde as florestas apresentaram no sedimento concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn), em  $mg\ kg^{-1}$ , acima do limite estabelecido pela NOAA (BUCHMAN, 1999). As colunas representam a densidade média (indivíduos  $m^{-2}$ ) nas áreas com concentrações de Fe ( $mg\ kg^{-1}$ ) acima do limite para os períodos chuvoso\_18/19 (a), seco\_19 (b) e chuvoso\_19/20 (c). Para as concentrações de Mn ( $mg\ kg^{-1}$ ) nos períodos chuvoso\_18/19 (d), seco\_19 (e) e chuvoso\_19/20 (f). A linha vermelha representa a densidade média (indivíduos  $m^{-2}$ ) do estuário. PA: Piraquê-Açu; PM: Piraquê-Mirim; BN: Barra Nova; SM: São Mateus e CR: Caravelas.



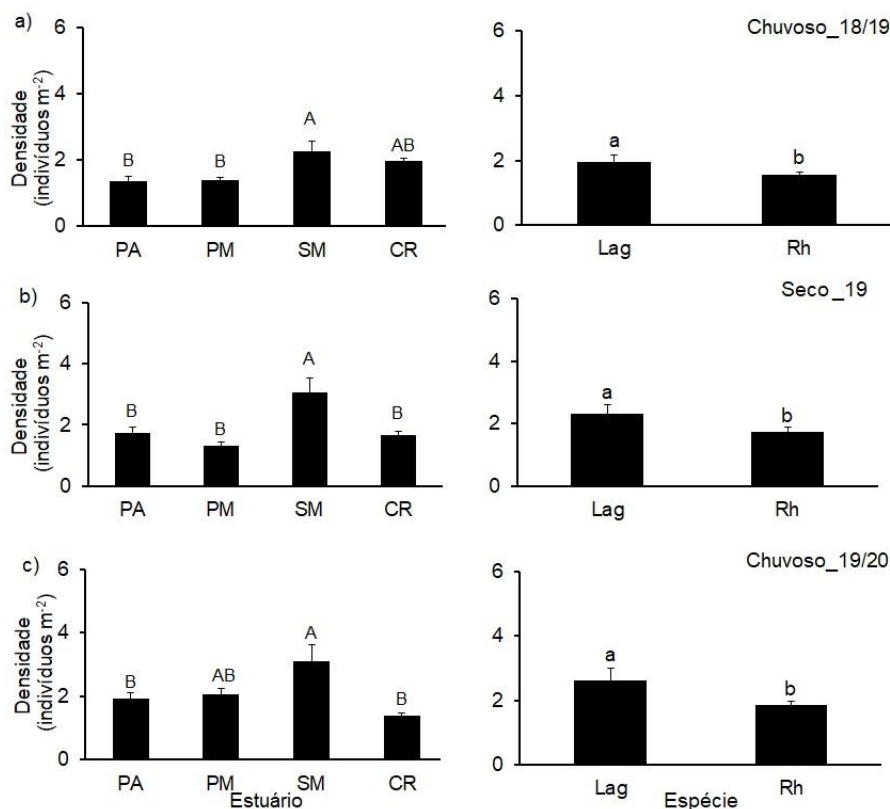
Dentre os estuários monitorados, quatro (Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, São Mateus e Caravelas) foram inseridos nas análises de variâncias (ANOVA) bifatoriais para integrar as amostragens dos parâmetros populacionais (densidade e largura do cefalotórax) de *U. cordatus* nos bosques mais representativos de *R. mangle*, que apresentam predomínio dos indivíduos em tamanho comercial (largura do cefalotórax  $\geq 60\ mm$ , BRASIL, 2003) e *L. racemosa*, onde concentram-se mais indivíduos recrutas e jovens, realizadas durante o ano 1 e período de transição do PMBA. Nestas análises, os estuários e as espécies vegetais dominantes por floresta foram considerados como fatores e a densidade populacional (indivíduos  $m^{-2}$ ) e largura do cefalotórax (mm) como variáveis dependentes. Em função do número reduzido de estações com as espécies vegetais dominantes, isto é, codominância de *L. racemosa* e *R. mangle* ou somente estações com *L. racemosa*, os demais estuários - Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova - foram agrupados para comparação das variáveis dependentes em cada período amostrado (chuvoso e seco do ano 1 e chuvoso do período de transição).

O indicador biológico de densidade de *U. cordatus* foi variável em função das áreas de estudo durante o PMBA (Figura 143) ao comparar os quatro estuários (PA, PM, SM e CR), em cada período (chuvoso e seco/ano 1 e chuvoso/ano 2), conforme esperado, uma vez que os estuários apresentam condições oceanográficas e geomorfologia diferenciada, assim como Caravelas possui distinta influência meteorológica (ALVARES et al., 2013; ALBINO et al., 2006, SCHETTINI e MIRANDA, 2010). A

densidade média diferiu significativamente entre os estuários e tipos de bosques, mas não houve interação significativa entre esses fatores (Figura 142) (Material Suplementar A5RAS1, Tabela 16). Os resultados indicaram variação em escala espacial e temporal da densidade. Nos três períodos avaliados, a população com maior densidade de caranguejos registrada ocorreu no manguezal do estuário do rio São Mateus. No período chuvoso do período de transição (Figura 143c), a densidade da espécie neste estuário foi similar ao Piraquê-Mirim, situado no setor A, ao sul da foz do Rio Doce, e Caravelas apresentou relativamente o menor valor, mas estatisticamente similar ao Piraquê-Mirim e Piraquê-Açu.

A densidade de *U. cordatus* foi sempre superior nos bosques de *L. racemosa* em relação aos de *R. mangle*, considerando todos os estuários, em todos os períodos (Figura 143, b, c) e teve correlação negativa e significativa com a salinidade (Spearman,  $r = -0,36$  e  $p < 0,05$ ,  $r = -0,22$  e  $p < 0,05$  no período chuvoso\_18/19 e seco\_19, respectivamente). Esta heterogeneidade espacial da espécie é registrada na literatura científica (SCHMIDT et al., 2009; PINHEIRO et al., 2018) e pode ser comprovada com base no domínio da vegetação nas florestas, uma vez que as duas plantas tendem a colonizar áreas distintas em termos de granulometria do sedimento, teor de matéria orgânica e frequência de inundação (CUNHA et al., 2006; LIMA e TOGNELLA, 2012; ZAMPROGNO et al., 2012; TOGNELLA et al., 2020). Isto significa que as populações destes decápodos podem responder de forma distinta aos impactos dos rejeitos no ambiente, uma vez que os manguezais apresentam variáveis estruturais e características sedimentares peculiares como já apresentadas nos relatórios anteriores (RRDM, 2019 RT21 e 2020 RT35, Anexo 5 Manguezal). Variáveis abióticas (por exemplo, granulometria e frequência de inundação), estrutura e complexidade das florestas de mangue podem influenciar os padrões de distribuição e densidade deste decápodo (PIOU et al., 2009; PINHEIRO et al., 2018). E, no presente monitoramento, podem indicar diferenças na contaminação dos indivíduos na população como um todo. Os relatórios referentes ao primeiro ano de monitoramento (RRDM, 2019 RT09 e RT21, Anexo 5 Manguezal) descrevem a presença de concentração mais elevada de manganês associado às florestas de *L. racemosa* e de Fe nas áreas com domínio de *R. mangle*. Destaca-se a menor variabilidade sazonal na densidade registrada para as florestas de *R. mangle* (Figura 2a, b, c). Estas áreas são aquelas onde há predomínio de indivíduos adultos da população de *U. cordatus* (SCHMIDT et al., 2009; BROMENSCHENKEL, 2016). Estas observações fazem parte também do etnoconhecimento dos catadores que intensificam seus esforços de captura em áreas com domínio de *R. mangle* (HATTORI, 2006) e que consideram as áreas de *L. racemosa* como berçários da espécie, uma vez que apresentam domínio de indivíduos de menor tamanho de carapaça, sendo manipuladas em último caso (FIRMO et al., 2017).

Figura 143: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos  $m^{-2}$ ) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos estuários do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) e por florestas de *Laguncularia racemosa* (Lag) e *Rhizophora mangle* (Rh) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. Médias seguidas por letras maiúsculas (estuários) e minúsculas (espécies) iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.



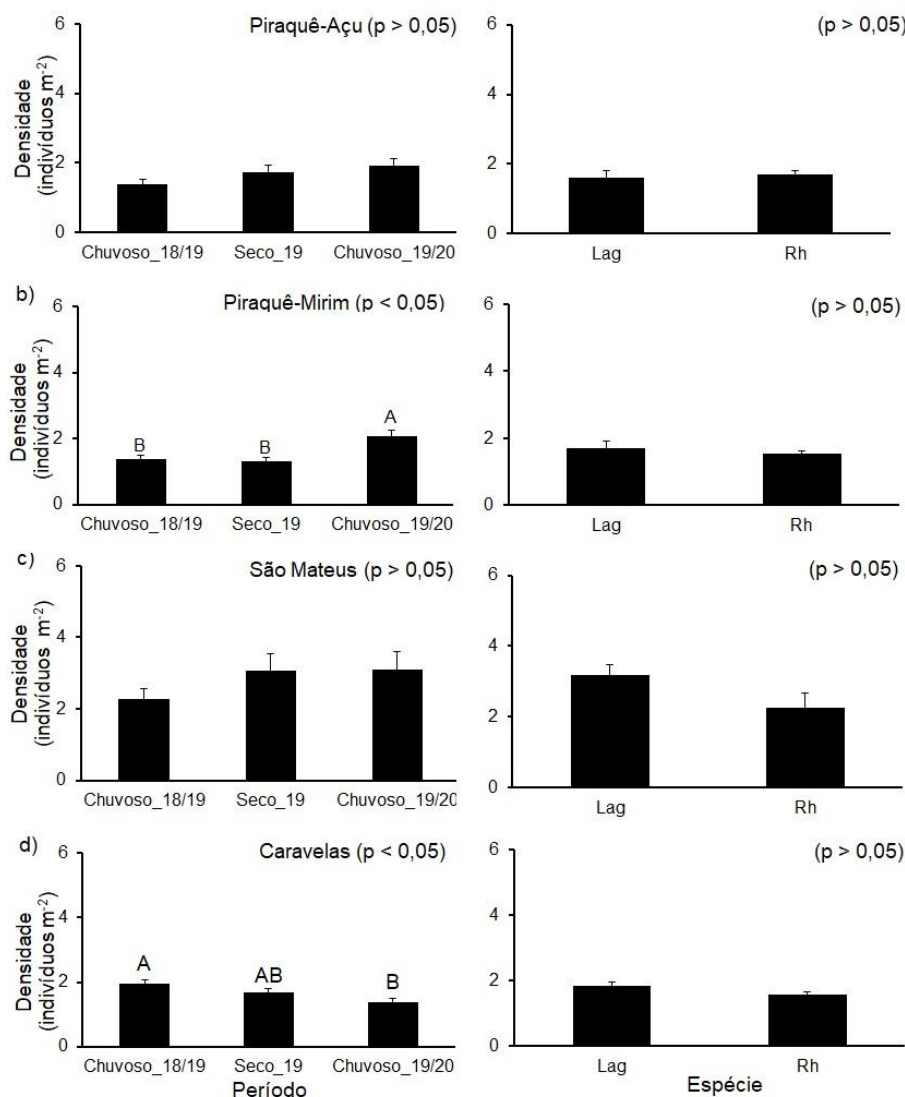
A Figura 144 apresenta a densidade de *U. cordatus* durante os períodos (chuvosos e seco) e por domínio de espécies nas florestas para cada estuário, não houve interação entre os fatores (período e tipo de bosque). Variação temporal não foi registrada nos estuários do Piraquê-Açu e São Mateus. Affonso (2014) observou variabilidade sazonal na densidade de indivíduos somente para as florestas de franja (com domínio de *R. mangle*) para o rio São Mateus. A densidade média populacional no Piraquê-Açu registrada por Conti e Nalesso (2010) com base em dados coletados entre setembro/2004 e agosto/2005 foi 2,5 indivíduos  $m^{-2}$ . Posteriormente, Bromenschenkel (2016) registrou dados para o período seco de 2015, anteriores ao impacto causado pelo rompimento da Barragem de Fundão, onde a densidade média para este estuário era de 0,7 (indivíduo  $m^{-2}$ ). Os dados obtidos pelo monitoramento tanto no período chuvoso quanto seco são superiores aqueles de Bromenschenkel (2016) que foram obtidos na estação seca, mas ainda abaixo da estimativa de Conti e Nalesso (2010) que são anteriores à doença do caranguejo letárgico (DCL) que atingiu diversas localidades no litoral brasileiro, inclusive o capixaba (BOEGER et al., 2007). Em São Mateus, a densidade média aumentou em relação aos valores estimados por Porto (2016) em 2015 e 2016 ( $< 1$  indivíduo  $m^{-2}$ ) sendo estes similares aqueles de Affonso (2014) para os anos de 2013 e 2014. A densidade aumentou no Piraquê-Mirim, inclusive

quando comparados com os dados pretéritos de Bromenschenkel (2016) ( $0,8$  indivíduos  $m^{-2}$ ) e declinou em Caravelas quando avaliado os períodos. Em 2003/2004 foi registrado  $1,31$  indivíduos  $m^{-2}$  neste estuário (SCHMIDT et al., 2009).

A densidade nos bosques dominados por *L. racemosa* e *R. mangle* foram similares em todos os estuários, diferente da expectativa esperada para a espécie, isto é, maior densidade nas áreas de *L. racemosa*. Geralmente, a menor densidade populacional em bosques bem desenvolvidos de *R. mangle* é reflexo da competição entre indivíduos de grande porte por recursos e condições (SCHMIDT, 2006; NORDHAUS et al., 2009; SCHMIDT, 2012). Este resultado distinto do esperado, que se concretizou na análise em escala regional, permite inferir que as similaridades observadas em pequena escala para os estuários e no longo prazo (monitoramento) são reflexos da migração de indivíduos jovens, a partir dos bosques de *L. racemosa* para bosques de *R. mangle*, equilibrando a densidade populacional entre as florestas ao longo do ano. Isto significa que as diferenças entre florestas são observadas apenas quando avaliadas em escala regional como apresentado na Figura 143. Ressaltamos que aumento em densidade pode indicar problemas no estoque populacional de adultos, estando o rio Piraquê-Mirim mais comprometido entre eles, apresentando tendência de elevação na densidade ao longo do monitoramento.



Figura 144: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos  $m^{-2}$ ) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) e florestas de *Laguncularia racemosa* (Lag) e *Rhizophora mangle* (Rh) para os estuários dos rios: (a) Piraquê-Açu (PA); (b) Piraquê-Mirim (PM); São Mateus (SM); e Caravelas (CR) durante o PMBA. Médias seguidas por letras maiúsculas (períodos) e minúsculas (espécies) iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.

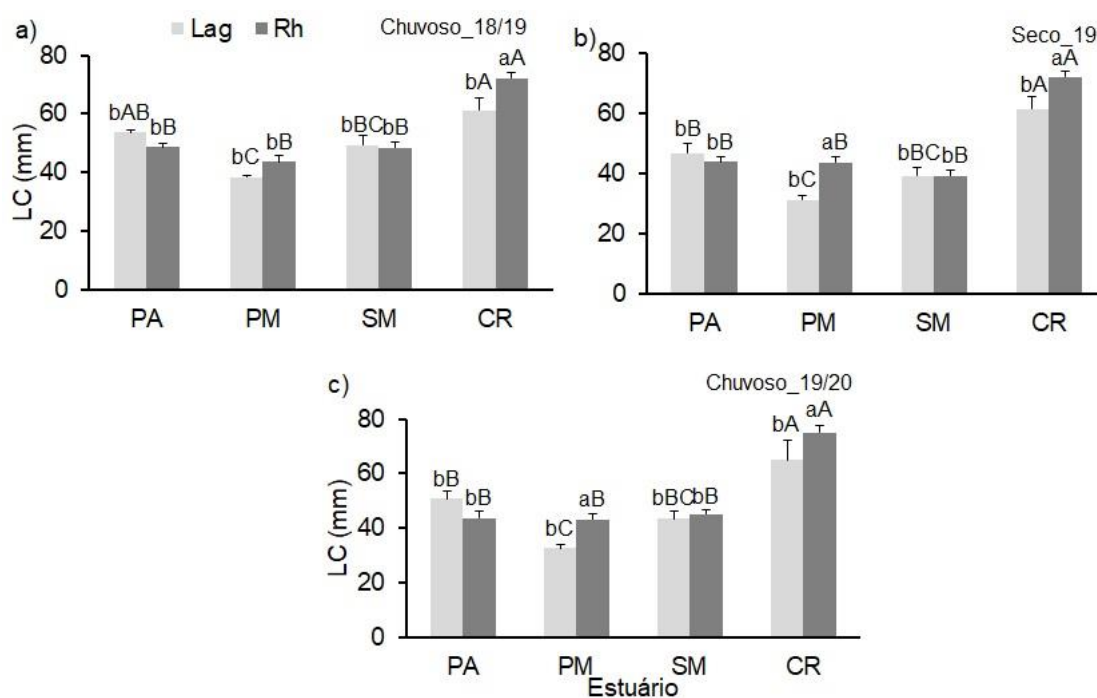


Para avaliar o impacto sobre a população em curto prazo, o indicador biológico de tamanho (Largura do cefalotórax) dos indivíduos descreve variações entre os estuários e tipos de bosques, dependendo do período avaliado, e a interação entre estes dois fatores foi significativa (Figura 145 e Material Suplementar A5RAS1, Tabela 16). No período chuvoso do primeiro ano em Caravelas (Figura 145a), indivíduos com maior tamanho médio ( $72,15 \pm 2,15$  mm) foram registrados para as florestas de *R. mangle* e para *L. racemosa*, o tamanho médio máximo observado foi de  $61,22 (\pm 4,10)$  mm). Nos demais estuários não houve diferenças estatísticas significativas do tamanho médio entre os bosques. Caravelas apresentou os maiores indivíduos nas zonas com predomínio de *R. mangle* em relação a todos estuários e, em florestas de *L. racemosa*, seus valores foram próximos apenas daqueles do

Piraquê-Açu durante o período chuvoso no primeiro ano de monitoramento. A partir do período seco, as áreas de *L. racemosa* no Piraquê-Açu apresentaram declínio na largura da carapaça principalmente nas florestas de franja, corroborados com aumento em densidade, e associadas ao incremento em salinidade nestes locais, cujo valores no período chuvoso do ano 1 eram inferiores a 15 psu.

No período seco relativo ao ano 1 e chuvoso do período de transição (Figura 145b, c), as diferenças entre os bosques foram observadas tanto para o Piraquê-Mirim quanto para Caravelas, entretanto, no rio Piraquê-Mirim os valores médios de LC permaneceram similares entre os períodos. Por sua vez, estes resultados evidenciaram novamente o predomínio de indivíduos adultos e acima do tamanho comercial para os dois tipos de bosques apenas em Caravelas e os demais apresentaram médias inferiores a 60 mm. Resultados do Projeto Caranguejo (DOXSEY, 2007), dados de 2002 e janeiro de 2003, reportam para Aracruz (os rios Piraquê, Barra do Riacho e demais localidades) densidade média de 2,1 indivíduos m<sup>-2</sup> ( $\pm 2,97$ ). A alta variabilidade observada neste estudo deve-se às diferenças existentes entre os diferentes sistemas de manguezais do município que inclui 4 áreas monitoradas no PMBA.

Figura 145: Média (e erro padrão) da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), para os estuários dos rios Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) e por florestas de *Laguncularia racemosa* (Lag) e *Rhizophora mangle* (Rh) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. Médias seguidas por letras maiúsculas (espécie entre estuários) ou minúsculas (espécies em cada estuário) iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.



A análise sazonal, realizada para os estuários (Figura 146) em relação ao tamanho dos indivíduos (LC), indica variação somente para os rios Piraquê-Açu e São Mateus (Figura 146a, c) onde a época chuvosa

do período de transição apresentou comportamento intermediário aos dois períodos anteriores. A estabilidade no tamanho da carapaça entre um ano e outro observada nos demais locais (Figura 146b e d) sugere que as coortes estão conseguindo manter em equilíbrio as taxas de mortalidade natural e a imposta pelo esforço pesqueiro com a natalidade. O que leva a diagnosticar os estuários dos rios Piraquê-Açu e São Mateus como os mais preocupantes quanto à manutenção do estoque pesqueiro deste recurso, uma vez que a elasticidade (capacidade de ajuste) da população é rompida após sucessivos danos ou sob tensões crônicas (ALLEN e HOLLING, 2010). Diversos estudos relacionados à dinâmica populacional identificaram que alterações no tamanho médio da população são reflexos das diferenças entre as taxas de nascimento e mortalidade, onde o declínio no tamanho médio e na densidade de adultos reprodutivos é um diagnóstico negativo para a gestão e manejo da espécie (GLAZER e DIELE, 2004; PINHEIRO e FISCARELLI, 2009). Sem contar que o ciclo de vida (LEITE et al., 2014) da espécie já induz uma série de drenos energéticos (i. e., mudança de carapaça, produção de tecidos reprodutivos, entre outros) que em sintonia com os distúrbios sazonais alterando condições e recursos (GLAZER e DIELE, 2004) amplificam o sinergismo dos impactos ambientais, levando a depleção dos recursos.

Por outro lado, o rio São Mateus foi o único sistema com similaridade por tipo de florestas para o tamanho médio da carapaça, com dados similares para *L. racemosa* ( $LC = 43,95 \pm 1,92\text{mm}$ ) e *R. mangle* cuja largura média da carapaça foi de  $43,83 \text{ mm} (\pm 1,50)$ . Já, os maiores tamanhos registrados foram em bosques dominados por *R. mangle* tanto para o rio Piraquê-Mirim quanto em Caravelas (Figura 146b, d). Destaca-se que indivíduos jovens ( $LC < 45 \text{ mm}$ ), conforme Conti e Nalesso (2010), predominaram nos rios Piraquê-Mirim e São Mateus (Figura 146b e c). O rio Piraquê-Mirim ainda apresentou diferença significativa entre as florestas quanto ao tamanho médio da população, o que não ocorre para o São Mateus, que tem comportamento diferente do esperado para a população em outros manguezais, nos quais indivíduos adultos e com tamanho comercial habitam zonas de *R. mangle* (DIELE et al., 2005; SCHMIDT, 2006; PIOUS et al., 2007; SCHMIDT, 2012). Este domínio de indivíduos adultos nas florestas de *R. mangle* ocorre porque *U. cordatus* tem preferência alimentar por folhas e propágulos desta espécie, uma vez que possui maior teor de nitrogênio que aquelas de *L. racemosa* ou *A. schaueriana* (NORDHAUS et al., 2009), além da facilidade de construção de galerias pelos adultos nos manguezais com sedimentos mais fluidos (PINHEIRO et al., 2018). Os valores de nitrogênio foliar analisados com base nas coletas por estações de amostragens nos estuários descreveram diferença significativa entre todos eles, entretanto, na avaliação média entre as concentrações por estuário, Piraquê-Mirim, São Mateus e Caravelas apresentaram valores mais próximos, sendo o menor para Caravelas com média de  $13,13 \text{ mg kg}^{-1}$ . Em relação as espécies, todas são diferentes significativamente em relação ao nitrogênio foliar, com *A. schaueriana* apresentando a maior média de concentração ( $16,83 \pm 2,17 \text{ mg kg}^{-1}$ ), seguida por *R. mangle* ( $13,30 \pm 1,90 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e depois por *L. racemosa* ( $12,52 \pm 1,72 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

No Piraquê-Açu (Figura 146a), a população adulta ( $LC \geq 45 \text{ mm}$ ) foi maior e dominante nas zonas de *L. racemosa* ( $50,41 \pm 1,65 \text{ mm}$ ), diferente do comumente observado e registrado para o rio Piraquê-Mirim e em Caravelas. Destacamos que as florestas dominadas por *R. mangle* no Piraquê-Açu

apresentaram as maiores concentrações em Fe tanto para o período chuvoso e seco primeiro ano (RRDM, 2019 RT09, RT21 e 2020 RT35, Anexo 5 Manguezal), o que pode sugerir interferências no desenvolvimento metabólico da espécie com consequências sobre o incremento em tamanho, conforme destacado por Harris e Santos (2000). Além desta divergência em domínio por tipo fisionômico da floresta, durante o PMBA, a média do tamanho da carapaça no estuário (PA) foi 46,07 mm ( $\pm 1,00$ ), inferior ao valor médio de 48,90 mm registrado durante o monitoramento anual (2006) da população de *U. cordatus* (CONTI e NALESSO, 2010) e, também, aquele registrado por Bromenschenkel (2016) em 2015 de 55,48 mm, com coletas realizadas durante o período seco. Isto sugere que a população no Piraquê-Açu, após a DCL, demonstrou capacidade de recuperação como observado em 2015 e com os distúrbios recentes houve novo processo de redução. Estas descontinuidades estruturais através de escalas temporais e espaciais é uma forma de auto organização da população para se manter conservativa (ALLEN e HOLLING, 2010).

Apesar dos metais serem excretados pelo hepatopâncreas e intestino médio dos decápodos (HOPKIN e NOTT, 1979 *apud* HARRIS e SANTOS, 2000), eles podem ser captados e estocados por absorção pela cutícula (CHAN e RAINBOW, 2004) ainda que com baixa efetividade (HARRIS e SANTOS, 2000). O processo crônico destes metais no ambiente ou biodisponível para o organismo, apesar da capacidade de excreção, pode levar em longo prazo a disruptura no funcionamento celular, uma vez que seu excesso se torne metabolicamente disponível. Os sinergismos de vários metais presentes no sedimento podem também causar efeitos deletérios mesmo quando ocorrem em baixas concentrações (BRYAN e LANGSTON, 1992 *apud* HARRIS e SANTOS, 2000). Estudos comparativos entre manguezais impactados com os metais Fe, Zn, Cu e Cd identificaram que a espécie *U. cordatus* e *Callinectes danae*, outro importante recurso econômico e de subsistência, diminuem seu *fitness* e podem reduzir suas taxas de crescimento e de reprodução (HARRIS e SANTOS, 2000). Desta forma, estes tensores somatizados podem levar à perda de autoajuste da população (ALLEN e HOLLING, 2010). Dados relativos à ecotoxicologia de *U. cordatus* e reportados no relatório do Anexo 1 do PMBA (RRDM, 2019 RT17, Anexo 1 Ecotoxicológico, página 638 a 653) indicaram contaminação com Fe para a espécie aumentando do período seco (set/out de 2018) para o chuvoso em 2019 (jan/fev). Este aspecto é preocupante tendo em vista que a concentração de Fe nas brânquias foi sete vezes superior no período chuvoso e para o hepatopâncreas, dobrou em relação à primeira análise. Este material biológico é coletado no ponto de confluência dos dois estuários e situado próximo aos pontos 1 de ambos, sendo áreas com elevada concentração de Fe no sedimento (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal, páginas 144 a 174). Reforçamos as consequências negativas dos excessos de metais tanto na porção abiótica do ambiente (sedimento e água das galerias) quanto na porção biótica (folhas) no *fitness* da espécie. Estudos desenvolvidos para análise da concentração de metais nos tecidos de *U. cordatus* indicaram rotas metabólicas secundárias para evitar o aumento da concentração destes elementos, principalmente, nos tecidos, além de mecanismos associados ao hepatopâncreas (HARRIS e SANTOS, 1993; HARRIS e SANTOS, 2000). Entretanto, estes processos alternativos para evitar o aumento de concentração de metais nos tecidos levam à redução na capacidade de hiporregulação em salinidades acima de 34 psu (HARRIS e SANTOS, 2000). Estudos recentes avaliaram perda de

capacidade de regulação em salinidades abaixo de 18 psu para esta espécie (LEONE et al., 2020), desta forma, os extremos em salinidade observados nos estuários (diferenças entre os pontos 1 e 3) tornam as populações mais susceptíveis.

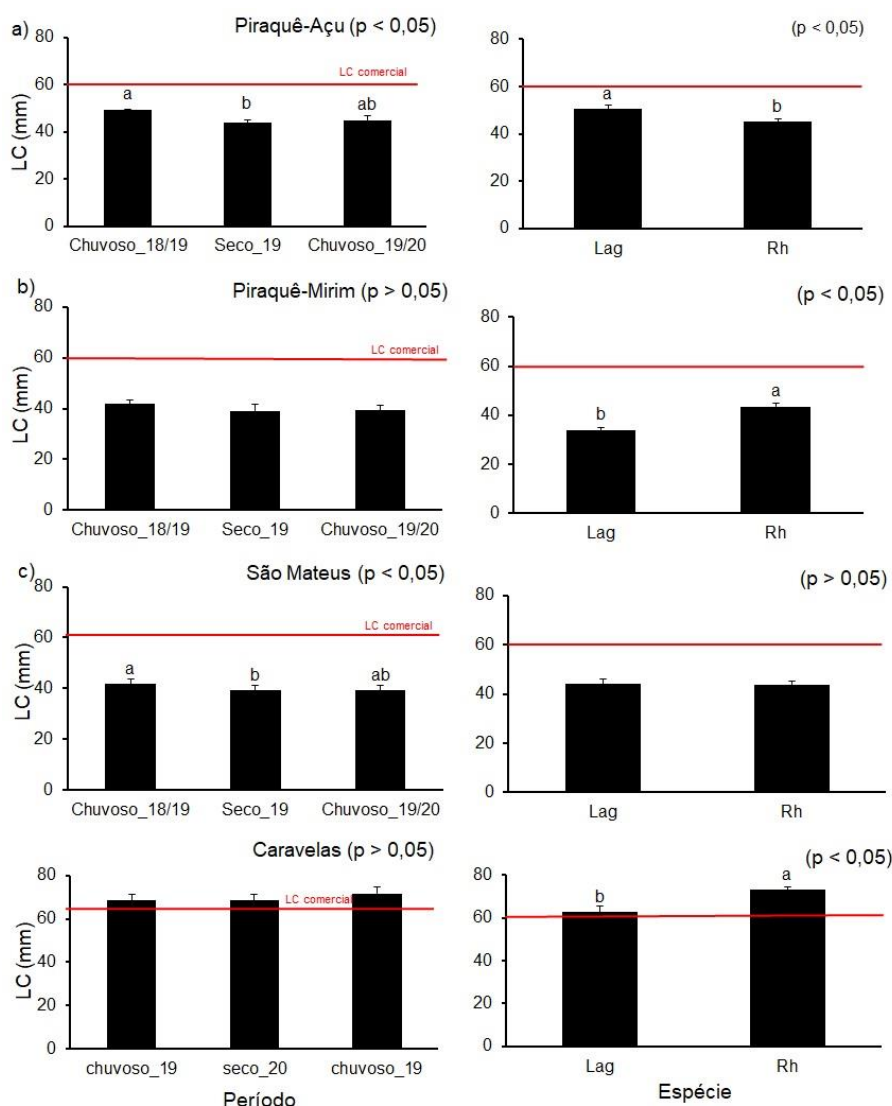
O tamanho médio dos indivíduos no Piraquê-Mirim (Figura 146b), isto é, 40,05 mm ( $\pm 1,17$ ) também foi inferior aos dados de Bromenschenkel (2016) cuja média era 52,46 mm. Este ajuste decadal no tamanho médio é uma propriedade emergente da população, indicando sua capacidade de resiliência (MORAES et al., 2015) uma vez que sob diferentes impactos já impostos ao recurso (DCL, metais e óleo e derivados), o estoque populacional ainda consegue se recompor. Entretanto, como qualquer sistema resiliente, há pontos de não reversão às condições originais ou de recomposição populacional (HOLLING, 1978) podendo levar a extinção do recurso por sobreposição de tensores.

Destacamos que os estuários dos rios São Mateus e Piraquê-Mirim possuem florestas de mangue dominadas por *R. mangle* com maior concentração em Fe. Este metal associado ao sedimento pode comprometer em curto prazo o recurso econômico caranguejo por alterações na estrutura populacional e, em longo prazo, incorporado na vegetação causar danos por escassez de alimentos, uma vez que estas florestas estão apresentando efeitos negativos sobre a produtividade primária (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal, páginas 255 a 276), consequentemente sobre a produção de folhas e propágulos disponíveis para os demais níveis da cadeia trófica sustentada na matéria orgânica vegetal (NORDHAUS et al., 2005). Para o rio São Mateus também houve aumento dos valores de Fe nas brânquias e hepatopâncreas do primeiro período seco em 2018 (setembro/outubro) para o primeiro período chuvoso em 2019 (janeiro/fevereiro) para *U. cordatus* (RRDM, 2019, RT17 Anexo 1 Ecotoxicológico, página 638 a 653). Entretanto, as análises de sedimento para o rio São Mateus indicaram aumento de Fe no período seco de 2019 tanto em concentração quanto em número de áreas, apesar de ter áreas contaminadas no chuvoso (2018/2019).

A população de *U. cordatus* em Caravelas é formada por indivíduos adultos e com tamanho comercial dominando nos dois tipos de bosques, sendo os valores médios de 62,59 mm ( $\pm 2,72$ ) e 73,05 mm ( $\pm 1,32$ ) para as florestas de *L. racemosa* e *R. mangle*, respectivamente (Figura 146d). Houve estabilidade sazonal desta variável neste estuário (Figura 146d) e, por outro lado, declínio na densidade (Figura 144d), corroborando manutenção da população estável, uma vez que o estoque de adultos não apresentou diminuição de tamanho. Em relação à concentração de metais, houve aumento nas brânquias, no hepatopâncreas e nos músculos no período chuvoso de 2019, as florestas de manguezal neste ambiente apresentaram elevados teores de Fe nos sedimentos.



Figura 146: Média (e erro padrão) da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) e florestas de *Laguncularia racemosa* (Lag) e *Rhizophora mangle* (Rh) para os estuários dos rios: (a) Piraquê-Açu (PA); (b) Piraquê-Mirim (PM); São Mateus (SM); e Caravelas (CR) durante o PMBA. Médias seguidas por letras maiúsculas (períodos) e minúsculas (espécies) iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.



As populações de *U. cordatus* em Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova apresentaram diferenças significativas na densidade (Figura 147) em cada período amostrado (chuvoso\_2018/2019, seco\_19 e chuvoso\_19/20), variando as similaridades entre os estuários ao longo dos três períodos (Figura 147a, b, c). Costa das Algas, como esperado, é a floresta com menor densidade média e condição típica para a fisionomia, isto é, os lateritos dificultam a ocupação, ficando a espécie mais restrita à zona intertidal superior, já na interface com o habitat de *C. guanhum* (Figura 148). Barra do Riacho por sua configuração de rio pequeno com planície de inundação pouco extensa apresentou densidade média intermediária entre os manguezais nos lateritos e os manguezais de



estuários menores localizados ao norte da foz do Rio Doce (Figura 147a, b, c). Nas primeiras amostragens, Barra Nova apresentou resultados de densidade próximos aos manguezais na Costa das Algas e Barra do Riacho, apesar de ser uma ambiente com maior vazão de água doce que este último estuário e ter salinidades menores em algumas localidades, apesar de mais variáveis (Ponto 1  $\Delta = 20$  a 40; Ponto 2  $\Delta = 2$  a 41; e Ponto 3  $\Delta = 3$  a 13), que aquelas registradas na Costa das Algas (acima de 32 até 42 psu). No período chuvoso de 2018/2019, os estuários de Urussuquara e Barra Nova registraram concentrações elevadas de Fe nas brânquias e hepatopâncreas de *U. cordatus* nas duas localidades. Os indivíduos capturados em Urussuquara também apresentaram concentrações elevadas no músculo (RRDM, 2019 RT17, Anexo 1 Ecotoxicologia, páginas 638 a 653).

Figura 147: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos  $m^{-2}$ ) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), para Costa das Algas (CA), estuários dos rios Barra do Riacho (BR), Urussuquara (UR) e Barra Nova (BN) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.

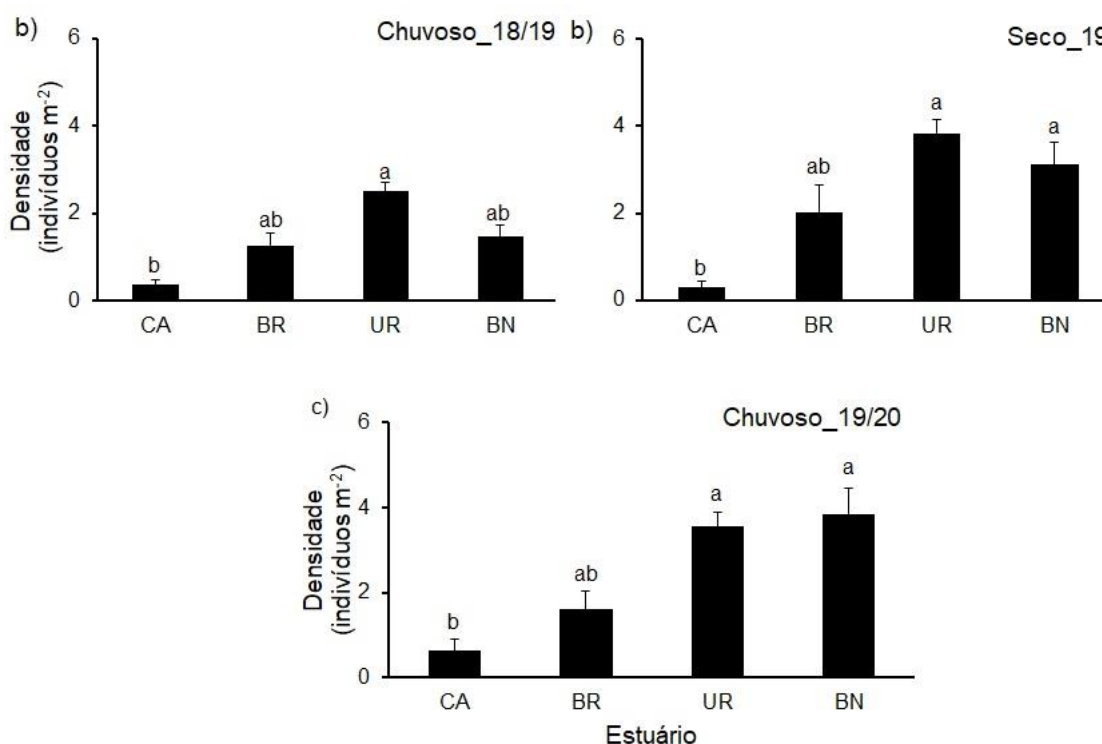
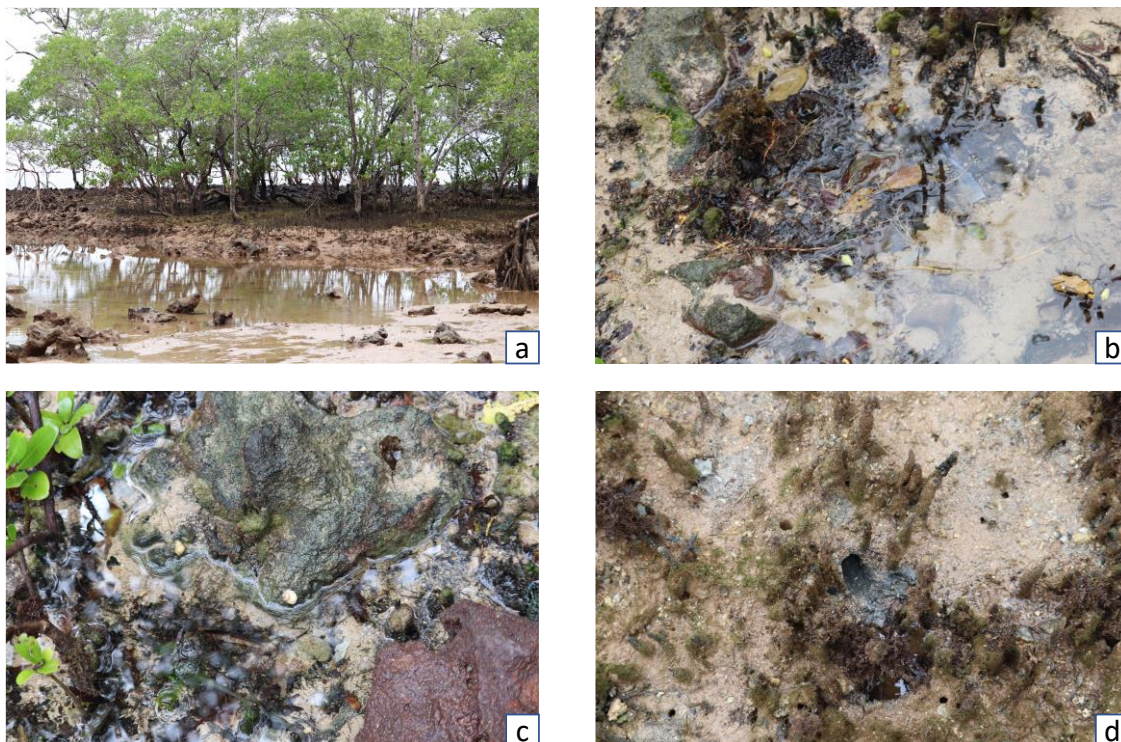


Figura 148: Descrição dos manguezais na Costa das Algas. A) Vista geral da floresta de mangue com domínio de *Avicennia schaueriana*. B e C) Vista do substrato. D) Galeria do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), na região intertidal superior.



A densidade média de *U. cordatus* para os estuários apresentados acima aumentou significativamente apenas em Barra Nova (Figura 149d), passando de 1,5 indivíduos  $m^{-2}$  ( $\pm 0,2$ ) no período chuvoso do primeiro ano (2018/2019) para 3,8 ( $\pm 0,6$ ) indivíduos  $m^{-2}$  no período de transição (2019/2020), valores similares àqueles observados por Góes et al. (2010) ( $3,7 \pm 1,5$  indivíduos  $m^{-2}$ ) para os manguezais na Baía de Vitória. Nos demais estuários, a população se manteve estável em função dos períodos (Figura 149a, b, c), por sua vez, os pontos com concentrações mais elevadas de Fe e Mn declinaram (ver relatório atual parte de metais no sedimento). Costa das Algas e Barra do Riacho sempre registraram densidade inferior ou próximo a 2,0 indivíduos  $m^{-2}$  (Figura 149a, b) e Urussuquara e Barra Nova alcançando aproximadamente 4,0 indivíduos  $m^{-2}$  dependendo do período avaliado (Figura 149c, d). A Figura 150 apresenta o mapa temático da densidade da espécie em todos os estuários em função dos períodos chuvosos e seco (chuvoso 2018/2019, seco 2019 e chuvoso 2019/2020).

Figura 149: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos  $\cdot m^{-2}$ ) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) para: (a) Costas das Algas (CA); (b) Barra do Riacho (BR); Urussuquara (UR); e Barra Nova (BN) durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.

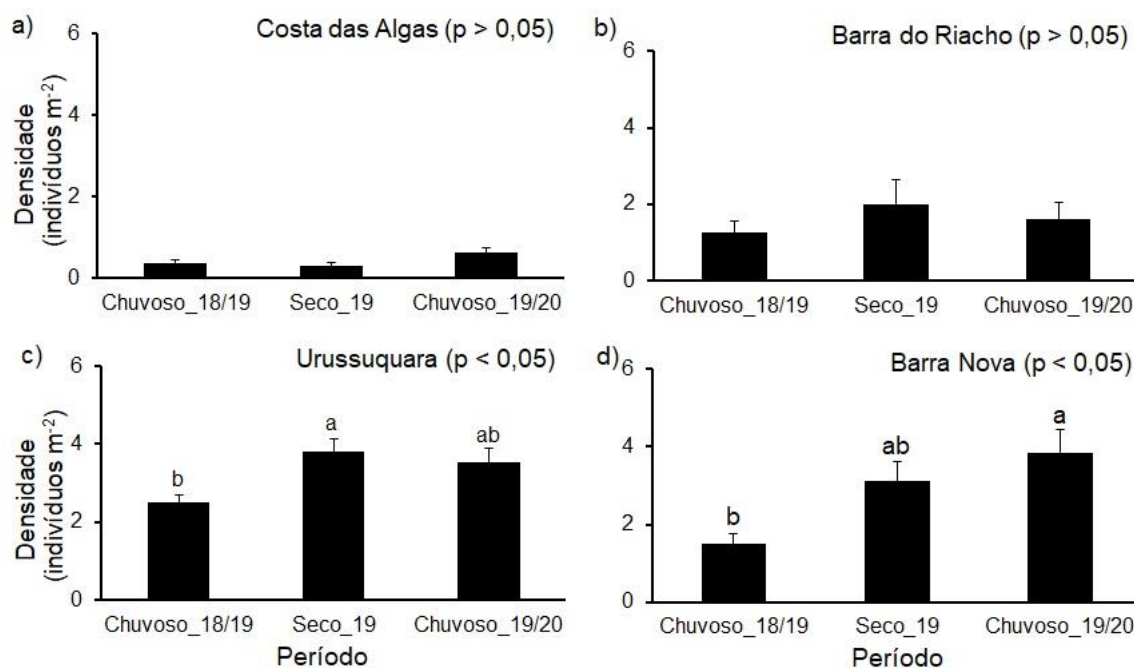
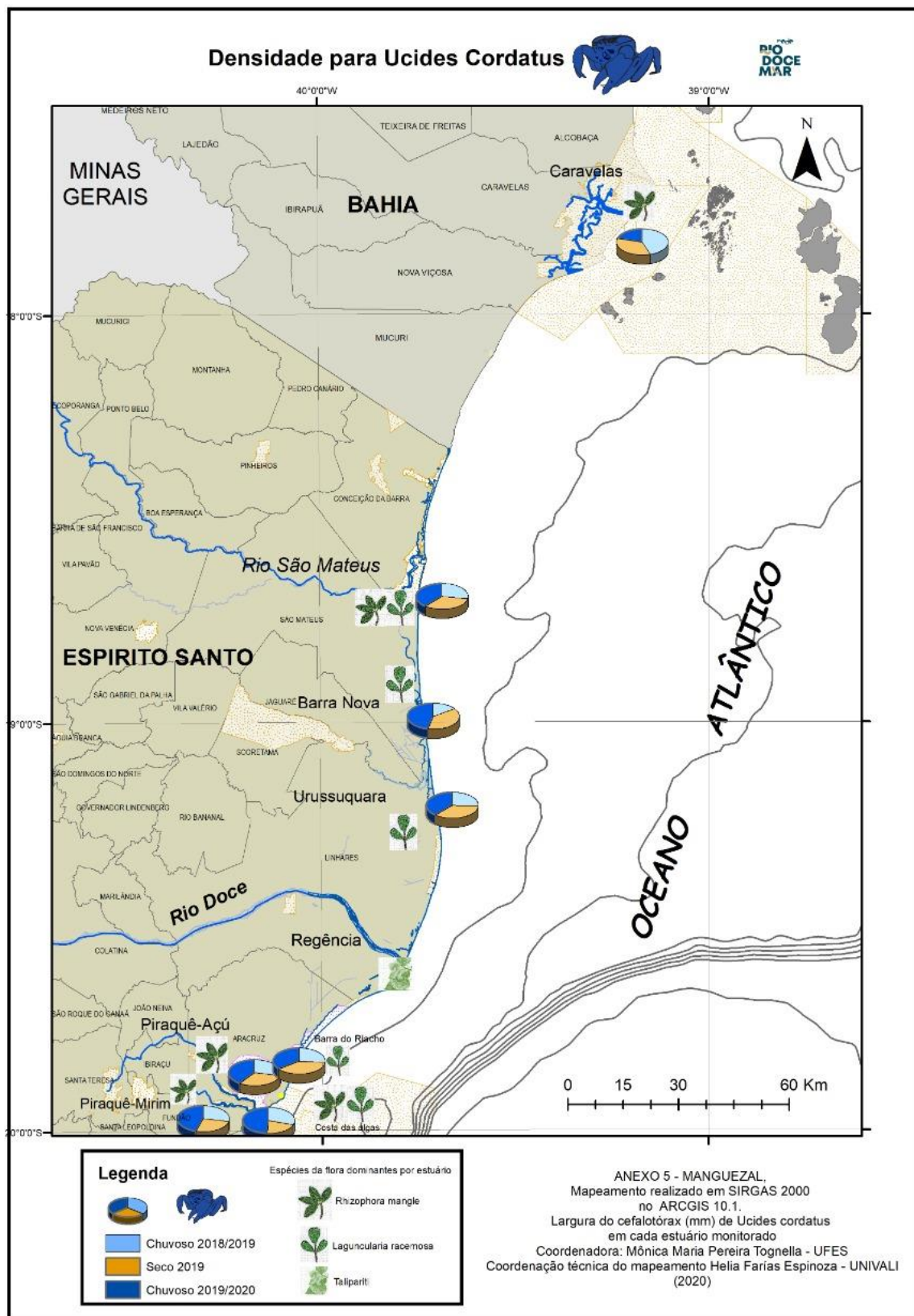




Figura 150: Mapa temático da densidade média (indivíduos m<sup>-2</sup>) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 – março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA.



A densidade média na foz do Rio Doce foi 4,0 indivíduos  $m^{-2}$  ( $\pm 0,3$ ) obtida a partir de novembro de 2019 no período de transição, quando a população começou a ser monitorada, e tamanho médio de 24,67 mm ( $\pm 0,36$ ), similar ao registrado em Costa das Algas. A ocorrência desta espécie na foz do Rio Doce é limitada pela extensão da planície de inundação na qual o seu habitat se sobrepõe ao de *C. guanhumi*, o que torna as manchas de habitat disponíveis bastante reduzidas (LEVIN, 1974; BEGON et al., 2009). Esta região é preocupante pois os índices de bioacumulação e bioindicadores de estresses oxidativos nos decápodes do Rio Doce continuam aumentando durante os períodos de avaliação do PMBA (RDM, 2019 RT17, Anexo 1 Ecotoxicologia, página 638 a 653), assim como a concentração elevada de Fe e Mn nos sedimentos dos locais de ocorrência desta espécie (presente relatório).

Estudos desenvolvidos pelo Projeto Caranguejo (DOXLEY, 2007), elaborado para realizar o levantamento da espécie nos principais sistemas hídricos do Espírito Santo em parceria com o Ministério do Meio Ambiente para o ordenamento da captura e do defeso, não fazem referências a ocorrência da mesma no Rio Doce, o que, juntamente com observações pessoais e relatos da comunidade, confirma a hipótese de ingresso recente da espécie no rio, sustentada pelo tamanho médio populacional. Esta espécie possui crescimento alométrico que está relacionado ao seu ciclo de vida, implicando em etapas descontínuas devido aos processos de ecdise, resultando em diferentes taxas ao longo da sua ontogênese. Estudos de Hattori (2006) classificaram como jovens os machos com largura de carapaça inferior a 32 mm e fêmeas com tamanhos menores que 39 mm, diferente da classificação usada por Conti e Nalesso (2010) que definiram como juvenis indivíduos com tamanho inferior a 45 mm de largura. Os juvenis registram maior número de mudas quando comparados com os adultos, tanto machos quanto fêmeas, onde o processo de ecdise ocorre em intervalos de 22 a 227 dias com média de 54 dias (LIMA e OSHIRO, 2006). Apesar de realizar um maior número de ecdises por ano que os adultos, a taxa de crescimento dos juvenis é menor (HATTORI, 2006).

Para justificar o ingresso da espécie no Rio Doce existe a hipótese de correlação com as alterações simultâneas dos perfis praias no setor B, designado geograficamente como a região da foz do Rio Doce, observadas pelo Anexo Praias e descrito na integração do ambiente costeiro, a seguir:

*Geomorfologicamente, o setor B é caracterizado por praias compostas por areias siliciclásticas grossas, que confere alto gradiente do perfil praial. O alto grau de exposição e a proximidade da desembocadura fluvial resultam na alta mobilidade da praia e potencial exportação de metais. Contudo, a análise dos dados abióticos gerados pelo PMBA indica que a deposição da lama na antepraia nas proximidades da desembocadura e planície sul do Rio Doce, entre Barra do Riacho e a praia de Povoação, alterou a morfologia das praias, tornando-as mais planas, extensas e submetidas a frequentes processos de inundação e consequente erosão (RRDM, 2019 RT31, Integração da Biodiversidade da Zona Costeira, p. 10).*

Entende-se que estas modificações no perfil contribuíram para o ingresso das larvas no sistema interno do Rio Doce associadas aos períodos de menor vazão fluvial que contribuem para aumento da

salinidade local. A salinidade registrada no início do monitoramento do PMBA, no interior das parcelas de amostragem de *C. guanhumi*, apresentou valor médio de 2 psu com mínimo 0 e máximo 7 psu. Além da modificação do perfil praiar como resultado direto do sedimento lamoso proveniente dos rejeitos, o Rio Doce vem sofrendo ao longo do tempo incremento no volume de sedimento em suspensão que chega até sua foz (OLIVEIRA e QUARESMA, 2020), resultando em assoreamento observado ao longo dos últimos 10 anos na calha do rio na região da planície costeira a partir da ponte de Linhares (ES). Mudança no perfil praiar e diminuição da vazão, junto ao assoreamento, podem contribuir para maior ação da maré sobre o ambiente que foi observado pela análise de salinidade ao longo do PMBA.

Os estágios de desenvolvimento larval de *U. cordatus* apresentam maior probabilidade de sobrevivência em salinidades entre 25 a 30 psu e em temperaturas em torno de 23 a 25 °C, valores de salinidade inferiores a 20 psu aumentam a taxa de mortalidade das larvas, principalmente com temperaturas próximas à 25° C (SANTA'ANNA, 2004). Com isto, situações pretéritas no Rio Doce, devido a sua alta vazão no verão, além da pequena extensão de planícies de inundação nas proximidades da foz onde há maior influência da maré, provavelmente inviabilizavam a permanência e sobrevivência de megalopas que pudessem ingressar no rio por meio da cunha salina durante os processos de enchente de maré.

Além das questões pontuais apresentadas anteriormente sobre a biologia da espécie há que se analisar as questões oceanográficas locais para explicar a ausência pretérita da espécie no Rio Doce. Uma delas é a influência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) sobre o sistema e a pequena extensão da plataforma interna neste setor do litoral capixaba. A presença do Embaiamento Tubarão, na porção sul do Banco de Abrolhos, faz com que a largura média da plataforma seja de 50 km (ALBINO et al., 2006), o que induz de certa forma uma ascensão da água de fundo dificultando o transporte das megalopas para o interior do Rio Doce.

Resultados obtidos pelo PMBA no monitoramento das correntes oceanográficas descreveram que a pluma do Rio Doce (massa específica de 1,000 kg m<sup>-3</sup>) influencia a coluna d'água costeira (massa específica de 1,037 kg m<sup>-3</sup>) em até dois metros de profundidade sendo aquela água menos salina e pode alcançar uma extensão ao sul e sudoeste de até 180 km sobre a linha de costa. A massa d'água costeira próxima à foz do Rio Doce apresenta temperaturas elevadas no final do verão (30 °C) com estratificação na coluna d'água em função da ressurgência da ACAS (relevo e extensão da plataforma continental interna) que provoca diferença de quase 4 °C entre superfície e fundo (RRDM 2019 RT31, Integração da Biodiversidade da Zona Costeira). Os resultados do PMBA mostraram, em escala local, a influência da ACAS e o papel da ressurgência de Cabo Frio sobre esta porção do litoral capixaba (MULLER e GARCEZ, 2005). Este domínio da vazão sobre a dinâmica costeira inviabilizaria o ingresso de larvas de *U. cordatus* no Rio Doce preteritamente, lembrando que a espécie possui menor eficiência em regular osmoticamente a presença de Na<sup>+</sup> e Cl<sup>-</sup> na hemolinfa sob baixas condições de salinidade (LEONE et al., 2020). Além disto, a água de fundo tem origem no oceano central onde dificilmente haveria recrutas de *U. cordatus*. Desta forma, o transporte de recrutas vindo dos estuários ao norte seria inviabilizado pelas correntes de deriva sentido norte e os recrutas disponíveis com origem nos



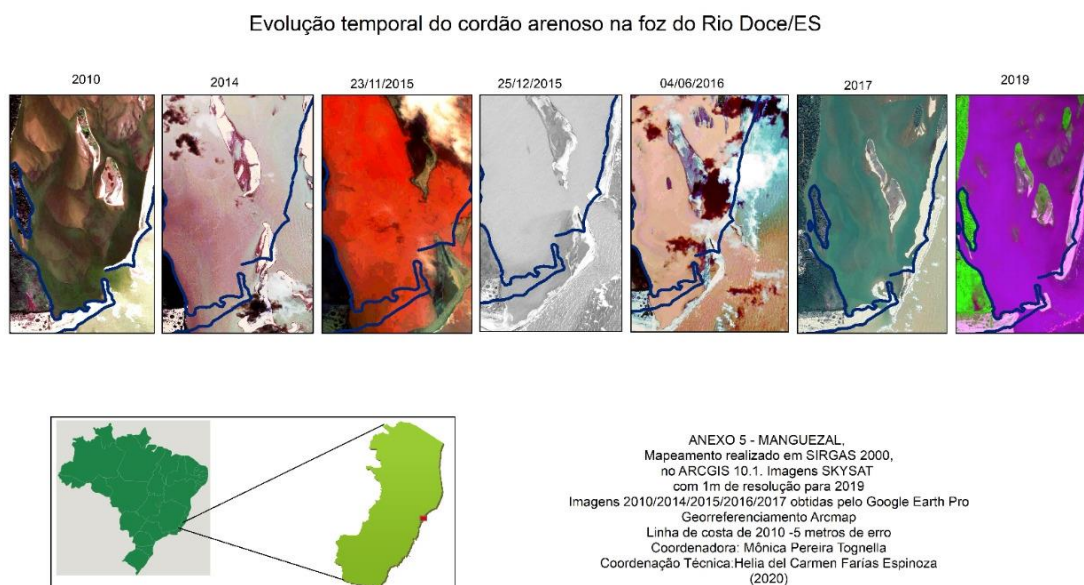
estuários ao sul do Rio Doce seriam inviabilizados pelo domínio da pluma de água doce superficial do próprio rio.

Entende-se que este ingresso da espécie pode ser anterior ao ano de 2015, uma vez que eventos extremos de chuva que ocorreram em dezembro de 2013 na região capixaba provocaram modificações nos cordões arenosos que delimitam a foz do Rio Doce, rompendo-os na sua quase totalidade (Figura 151), principalmente na porção norte. Isto pode ter contribuído para que as larvas provenientes das populações nos estuários localizados ao norte adentrassem no Rio Doce, uma vez que as condições resultantes permitiram maior influência marinha, com massa de água distinta da de fundo ao longo da extensão da pluma do rio. Os cordões arenosos do ponto norte tornaram-se mais estreitos e durante as marés extremas de sizígia, associados às modificações no perfil mais espreado comprovado pelo Anexo Praia (RRDM, 2019 RT20, Anexo 4 Praia), pode ter ocorrido inundação da região provocando maior influência marinha no sistema dulcícola.

Além das questões relativas ao tamanho médio da carapaça da população de *U. cordatus* para justificar o ingresso recente, a densidade média desta espécie no Rio Doce foi de quatro indivíduos por metro quadrado, cuja localização ocorre somente nas proximidades da desembocadura do rio e restrita à extensão de um canal de drenagem continental. Dados similares e para o mesmo período, isto é, de transição (chuvoso 2019/2020) só foram registrados em Urussuquara com 3,5 indivíduos  $m^{-2}$ , entretanto, a média ao longo do monitoramento deste rio foi de 3,2 indivíduos  $m^{-2}$ . A elevada densidade por unidade de área amostral é um diagnóstico de populações jovens, recém recrutadas no ambiente.

Associada a esta conjunção de fatores durante o período de 2013 a 2016, os ventos de nordeste são predominantes durante o verão, mesma época de liberação dos ovos larvas no ambiente costeiro para o desenvolvimento larval favorecendo a dispersão de recrutas no estágio megalopa para os estuários (DIELE, 2000). Normalmente, este fato não deveria ocorrer no Rio Doce, tendo em vista que a vazão mais elevada de água provoca uma pluma costeira que junto à barreira de cordões arenosos inviabilizavam o ingresso de larvas neste rio. Somente com as alterações decorrentes do período de baixa vazão, associados aos intensos depósitos sedimentares e ao volume de rejeitos que ampliou a erosão do cordão litorâneo, houve ruptura nas condições de normalidade ambiental e, consequentemente, a invasão deste habitat por *U. cordatus*. O período mais acentuado de influência marinha contribuiu para o desenvolvimento das larvas em juvenis e ocupação de território em relação à espécie *C. guanhumi*. Este aspecto será discutido mais adiante neste relatório.

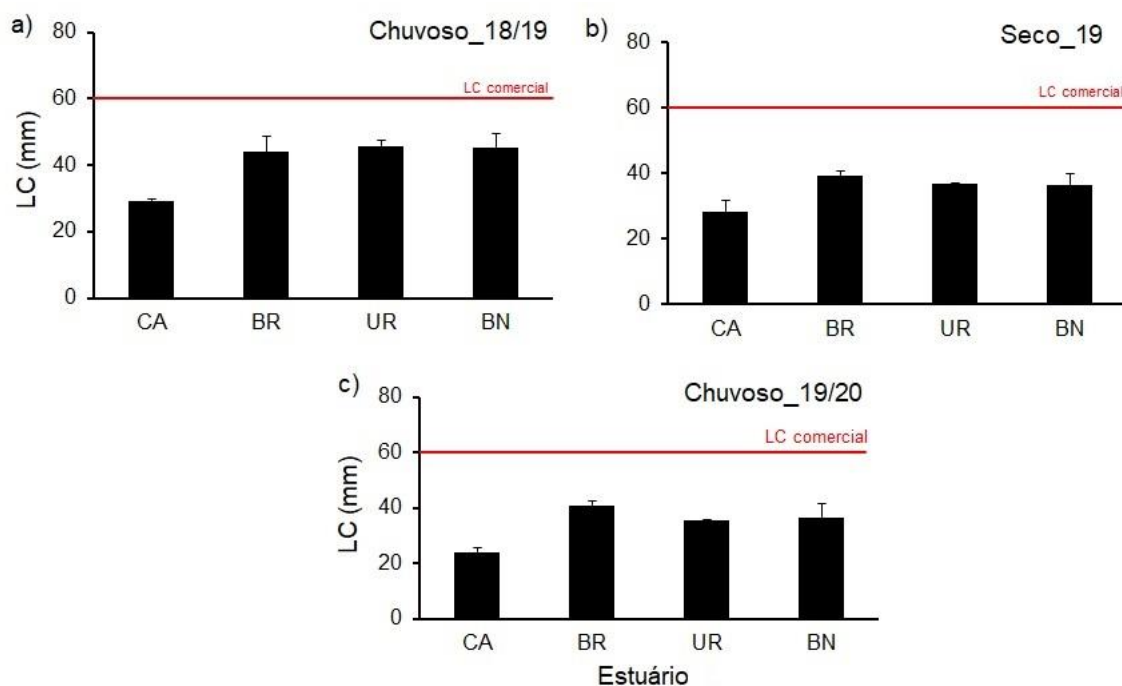
Figura 151: Sequência evolutiva da foz do Rio Doce no período de 2010 a 2019 com base em imagens obtidas no Google Earth Pro georreferenciada com base nas coordenadas geográficas obtidas em campo para o monitoramento do PMBA.



Em relação ao tamanho médio dos indivíduos para os estuários de Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova, não houve diferenças significativas entre as áreas e os períodos de amostragem (Figura 152). Esses resultados mostram a similaridade dos parâmetros populacionais nos estuários dada suas semelhanças geomorfológicas, exceto no que refere a densidade em Costa das Algas. Entretanto, como já destacado anteriormente, este local é bastante singular, sendo esperado estas diferenças em relação aos demais. Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova são rios com pequena bacia de drenagem confinados no primeiro caso pelos terraços pleistocênicos no sopé da Formação Barreiras originando ilhas barreiras onde, posteriormente, houve depósitos holocênicos resultando na geomorfologia atual (DOMINGUEZ et al., 1981; SUGUIO et al., 1982); e os demais estuários tiveram sua formação atual regida pelos processos deposicionais holocênicos resultantes da formação da planície costeira do Rio Doce durante as mudanças pretéritas no nível médio relativo do mar ocorrida nos últimos 10.000 anos (SUGUIO et al., 1982; FRANÇA et al., 2013).

O tamanho médio dos indivíduos variou sazonalmente apenas em Urussuquara (Figura 152c), declinando a partir do período chuvoso do primeiro ano, onde a média foi superior a 45 mm ( $45,75 \pm 1,54$  mm) representada por indivíduos adultos, e no chuvoso do período de transição a média foi 35,57 mm ( $\pm 0,30$ ). A população em Costa Algas foi formada apenas por indivíduos jovens e com tamanho médio inferior a 30 mm (Figura 152a). Esse estágio populacional também foi mais frequente nas demais áreas.

Figura 152: Média (e erro padrão) da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), para Costa das Algas (CA), estuários do rio Barra do Riacho (BR), Urussuquara (UR) e Barra Nova (BN) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.



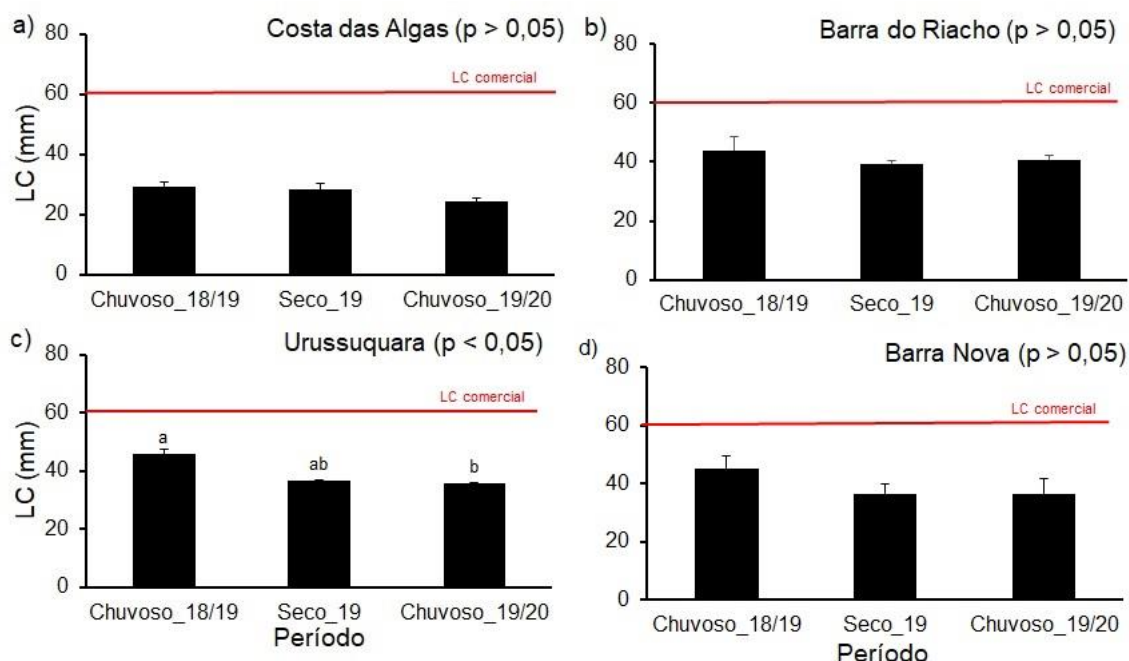
Estes estuários, com exceção do manguezal na Costa das Algas nos lateritos, tem em comum a baixa amplitude de inundação, principalmente na maré de quadratura quando poucas estações de coleta são inundadas ou até mesmo na maré de sizígia quando não ultrapassam 20 cm de inundação (Barra do Riacho  $\Delta = 1$  a 20 cm; Urussuquara  $\Delta = 2$  a 3 cm e Barra Nova  $\Delta = 1$  a 4 cm). Estes resultados são pontuais, não podem ser comparados entre si uma vez que não ocorreu a avaliação da inundação simultânea entre todos os estuários, somente há registros simultâneos entre as estações de coleta no mesmo estuário. As medidas também foram realizadas em diferentes situações de ciclo de maré. Algumas em situações de maré de sizígia efetiva (Barra do Riacho) e outras entre as transições lunares de uma fase de maré para outra o que pode mascarar o nível médio de inundação em cada estuário. Estes sensores manuais inseridos no interior das estações permitiram avaliar o nível e tempo de inundação da floresta, sendo que algumas permaneceram mais de 12 horas com uma pequena camada de água sobre o sedimento. Este tempo de inundação significa a pressão da maré sobre a vazão do rio e, conseqüentemente, o domínio de ondas e marés sobre os sedimentos costeiros, dificultando durante as marés de enchente a vazão de água doce. As salinidades obtidas por sensores instalados juntamente com os sensores de pressão identificaram baixa salinidade nos rios Riacho (Barra do Riacho  $\Delta = 7$  a 17 psu e Urussuquara  $\Delta = 0$  a 1psu). Somente Barra Nova apresentou valores mais elevados de salinidade (Barra Nova  $\Delta = 0$  a 24 psu), entretanto, estes valores ocorreram no período seco (junho de 2019) e nas estações situadas nas florestas de franja (pontos 1 e 2).

Em relação ao nitrogênio foliar, Barra do Riacho apresentou os maiores teores ( $14,66 \pm 1,31 \text{ mg kg}^{-1}$ ) que os estuários de Urussuquara ( $12,33 \pm 1,52 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Barra Nova ( $12,42 \pm 1,62 \text{ mg kg}^{-1}$ ) que são diferentes entre si significativamente, com maior proximidade entre os estuários situados ao norte do Rio Doce. Estas relações de concentração de nitrogênio, de inundação e de salinidade podem explicar as diferenças entre os tamanhos de carapaça observados nestas localidades. E, conforme reportado anteriormente, a disponibilidade de nitrogênio nas folhas do mangue proporciona maior contribuição nutricional para os caranguejos, fato que pode justificar o maior tamanho médio registrado em Barra do Riacho. Variações de salinidade próximas aos limites de osmorregulação do *U. cordatus* também são determinantes para o *fitness* da população (LEONE et al., 2020).

Sob o ponto de vista da análise ecotoxicológica, os estudos foram realizados nos manguezais de Urussuquara e Barra Nova, em todas as campanhas houve registro de contaminação nas brânquias e no hepatopâncreas. Nas coletas do período seco de 2019 (janeiro/fevereiro) as concentrações de Fe foram as mais elevadas (RDDM, 2019 RT17, Anexo 1 Ecotoxicologia, página 638 a 653), após os registros mais elevados de Fe nestas áreas para o período chuvoso de 2018/2019.

Na análise temporal do tamanho médio para os estuários (Figura 153), as localidades de Costa das Algas, Barra do Riacho e Barra Nova não apresentaram diferenças significativas nos períodos chuvoso (2018/2019, seco (2019) e chuvoso (2019/2020). Por sua vez, Urussuquara apresentou diferença significativa entre os tamanhos médios ao longo PMBA Figura 153c) tornando-a outra área preocupante de monitoramento, inclusive porque não descreve tendência de ajuste em relação ao período chuvoso subsequente. Pelas análises de ecotoxicologia, as concentrações de Fe nas brânquias e no hepatopâncreas apresentaram valores elevados de  $369,9 \pm 82,73 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $179,2 \pm 38,53 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente, ainda que referentes ao período seco, mas todas as outras amostras de caranguejos deste estuário registraram valores elevados.

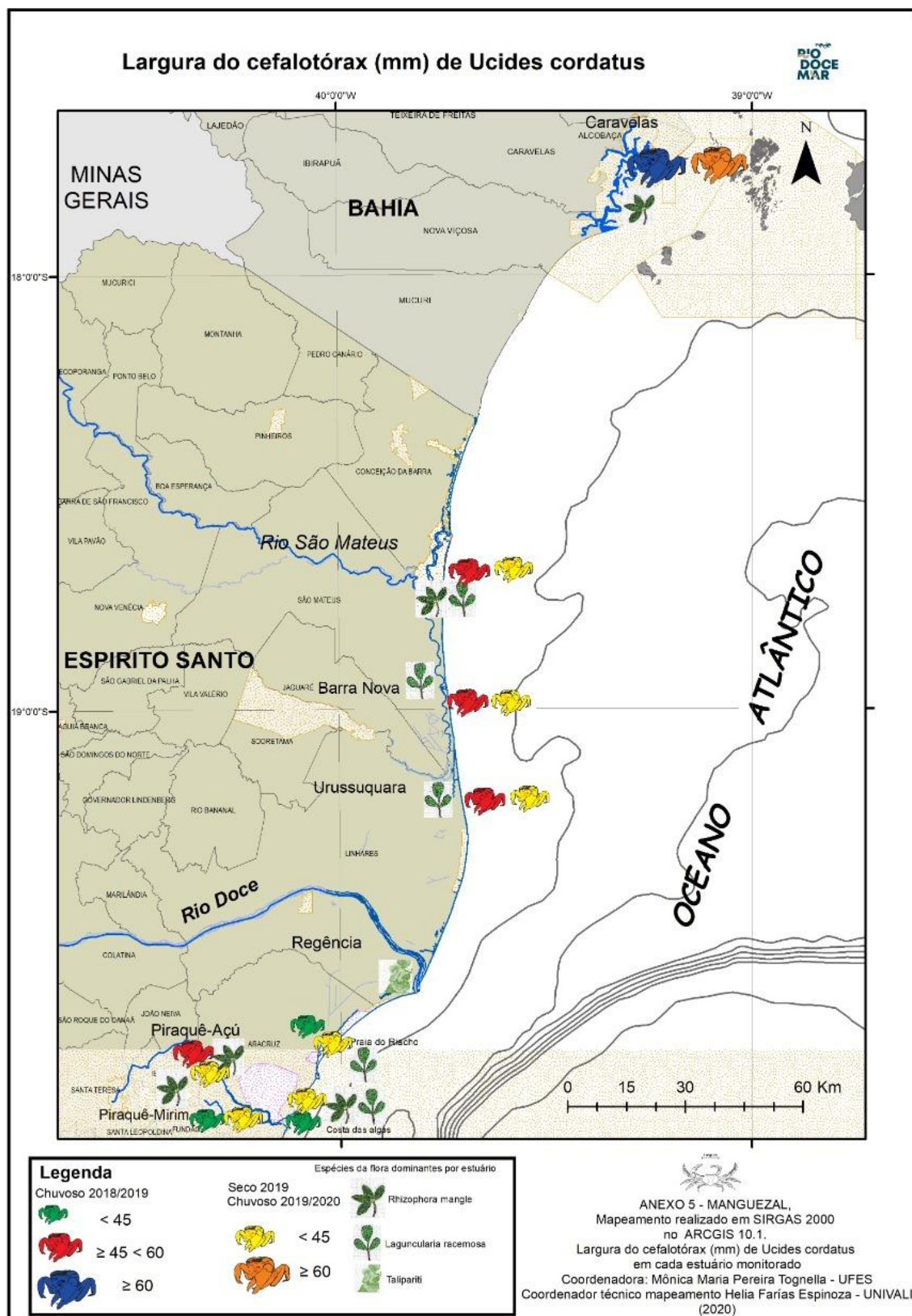
Figura 153: Média (e erro padrão) da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 – março/2020/período de transição) para: (a) Costas das Algas (CA); (b) Barra do Riacho (BR); Urussuquara (UR); e Barra Nova (BN) durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey (a, b, d) e teste de comparações múltiplas de Dunn (c) a 5% de probabilidade, para os períodos seco e chuvosos.



Maior frequência de indivíduos jovens foram observados em todos os manguezais dos estuários monitorados no Espírito Santo e em todos os períodos (chuvoso\_18/19, seco\_19 e chuvoso\_19/20), entretanto, a menor ocorrência de jovens foi registrada na população em Caravelas, onde apenas 6% dos tamanhos estimados, em relação ao total, foram inferiores a 45 mm (Figura 153 e Figura 154 e Material Suplementar A5RAS1, Figura 66 a 74 e Tabela 18). A explicação para esta diferença decorre do tipo de estuário em Caravelas e das distribuições das estações de coleta que ficaram restritas a porção inferior do estuário, não adentrando nos rios que drenam para o sistema estuarino, ficando as áreas de implantação mais distantes, onde há menor frequência de inundação. As florestas de franja nos pontos 1 e 2 registraram nos sensores de pressão em campo sempre as maiores amplitudes de inundação e o ponto 3 possui a bacia como área de maior amplitude de inundação (Ponto 1  $\Delta = 1$  a 79 cm; Ponto 2  $\Delta = 1$  a 78 e Ponto 3  $\Delta = 1$  a 148 cm). Os sensores de salinidade nunca excederam 23 psu, por outro lado, coletas *in situ* durante o monitoramento da fisiologia da floresta registraram valores inferiores a 30 psu, exceto para duas ocasiões no ponto 2 onde estiveram acima de 40 psu.



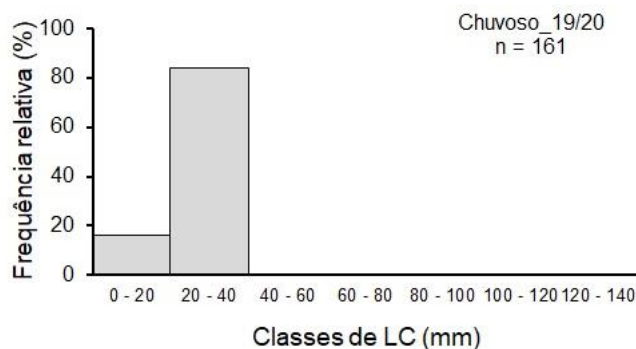
Figura 154: Mapa temático da largura do cefalotórax (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA.





No Piraquê-Açu, 47% dos indivíduos de *U. cordatus* foram classificados como jovens, no Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Urussuquara e Barra Nova, mais de 75% e em São Mateus, 57% (Figura 154). As populações nos manguezais no Espírito Santo exibiram relativamente menor frequência de indivíduos com tamanho comercial (aproximadamente inferior a 13%) em todos os períodos (chuvoso e seco) amostrados, conforme representado pela frequência relativa em função das diferentes classes de tamanho (Figura 154 e Material Suplementar A5RAS1, Figura 66 a 74 e Tabela 18) e 67% dos indivíduos foram classificados como adultos e com tamanho mínimo comercial em Caravelas. A população na foz do Rio Doce foi formada apenas por indivíduos jovens (LC < 45 mm) com 80% dos indivíduos ocorrendo no intervalo de tamanho entre 20 e 40 mm (Figura 155) o que permite inferir que se trata de uma população recém recrutada, uma vez que não há registros na literatura da ocorrência da espécie no período pré-rompimento da barragem de Fundão e destaca-se a ausência de manguezais na foz, conforme já reportado anteriormente nas discussões referentes a densidade desta espécie nas áreas monitoradas. Os estuários ao sul do Rio Doce e em Caravelas apresentaram maior número de estações com concentrações de Fe e Mn no sedimento acima do limite estabelecido pela NOAA (BUCHAMAN, 1999). A análise temporal e espacial dos parâmetros populacionais, em longo prazo, é fundamental para verificar a resposta da população a essas concentrações, quanto ao declínio ou aumento da densidade e frequência de número de jovens e adultos. Essa recomendação também é feita pela equipe de monitoramento LACTEC (2020).

Figura 155: Distribuição das classes de largura do cefalotórax (LC) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), por frequência relativa (FR %) no período chuvoso\_19/20 (outubro/2019 a março/2020) na foz do Rio Doce (Linhares) durante o PMBA.



Os estuários ao sul do Rio Doce e em Caravelas apresentaram maior número de estações com concentrações de Fe e Mn no sedimento acima do limite estabelecido pela NOAA (BUCHAMAN, 1999). A análise temporal e espacial dos parâmetros populacionais, em longo prazo, é fundamental para verificar a resposta da população a essas concentrações, quanto ao declínio ou aumento da densidade e frequência de número de jovens e adultos. Essa recomendação também é feita pela equipe de monitoramento LACTEC (2020).

A baixa densidade dos estuários observada neste estudo em relação a outros manguezais no Brasil (Material Suplementar A5RAS1, Tabela 19) pode estar associada com diversos fatores como topografia

(WARREN e UNDERWOOD, 1986), granulometria, salinidade, frequência de inundação, nível da água e a drenagem do sedimento (ALVES e NISHIDA, 2004; HATTORI, 2006) além da estrutura e complexidade funcional dos manguezais e geomorfologia dos estuários que vão definir extensão da planície de inundação. Além disto, a vulnerabilidade dos indivíduos frente à contaminação dos diferentes compartimentos dos manguezais (sedimento, água e folhas) possibilitando a bioacumulação em seus tecidos (PINHEIRO et al., 2012; RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal; RRDM, 2019 RT17, Anexo 1 Ecotoxicologia), diminuindo seu *fitness* (LEONE et al., 2020) e influenciando o potencial reprodutivo das espécies como registrado na literatura (ALMEIDA et al., 2016; JOÃO et al., 2018), podem ocasionar falhas no recrutamento em diferentes escalas temporais alterando a estrutura e densidade populacional. A maior frequência de indivíduos jovens pode ser indícios da recuperação natural da população após o impacto em algumas áreas, especialmente aquelas que apresentaram concentração de metais além do limite estabelecido pela NOAA (RRDM, 2019 RT21 e 2020, RT35, Anexo 5 Manguezal), confirmando a resiliência da espécie já discutida anteriormente. Além das variáveis mencionadas, a sobre-exploração de *U. cordatus* ao longo dos anos também dificulta a reposição natural da população (CONTI e NALESSO, 2010; PIOU et al., 2009) com indivíduos predominantes em todas as classes de tamanho. Em longo prazo, pode haver sinergismo entre a captura dos indivíduos em idade reprodutiva e o declínio da fecundidade causada pela contaminação dos adultos e juvenis, além da modificação da taxa de mortalidade nas diferentes fases da ontogênese em especial na fase fitoplanctônica, estando as larvas mais expostas as fontes crônicas de contaminação.

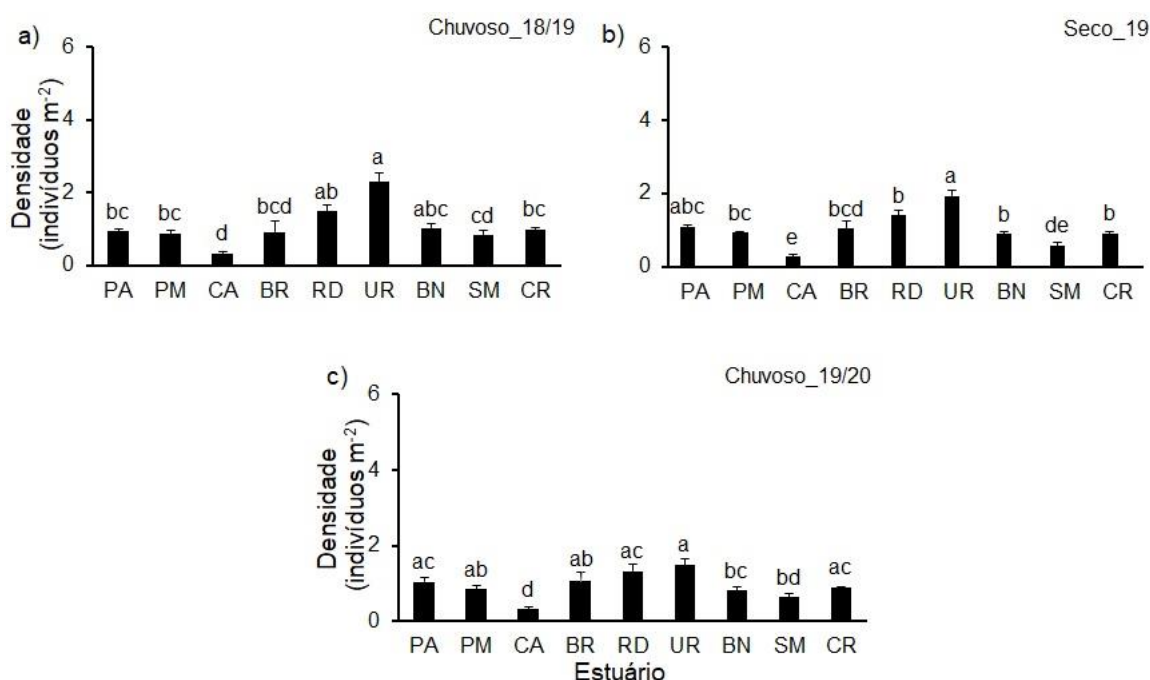
Na avaliação temporal e espacial dos parâmetros populacionais de *C. guanhumi* não foram consideradas as fitofisionomias, neste caso apicum e restinga que são as áreas de ocorrência da espécie em Caravelas, em função da ausência de apicum em condições similares nos manguezais monitorados no Espírito Santo. Além disto, o habitat naturalmente fragmentado, acentuado pela supressão de vegetação e pelas configurações geomorfológicas dos estuários que limitam sua extensão, dificultou a delimitação de parcelas contíguas e com o mesmo tamanho amostral.

A população de *C. guanhumi* na foz do Rio Doce foi a que apresentou maior exposição aos rejeitos em função da maior frequência e tempo de inundação nas áreas de ocorrência da espécie e por persistência dos impactos sendo considerada área crônica, a última coleta identificou teores elevados de Fe e Mn nos sedimentos das áreas amostradas nesta localidade. Estes organismos estão distribuídos na zona intertidal superior nas planícies do Rio Doce e estão sujeitos a inundações ocasionais pelas cheias do rio e por maré, ainda que a salinidade na área seja baixa.

A densidade média predominante nos estuários foi inferior a dois indivíduos  $m^{-2}$ , exceto para Urussuquara nos períodos chuvoso 2018-2019 e período seco em 2019 (Figura 156). Houve tendência da densidade da espécie no Rio Doce ser semelhante aos demais estuários nos diferentes períodos amostrais, com agrupamentos distintos de similaridade entre eles nos períodos seco de 2019 e chuvoso de 2019-2020. Entretanto, Costa das Algas e São Mateus nunca apresentaram valores similares ao Rio Doce, pois ambos apresentaram valores de densidade abaixo de 0,7 indivíduos  $m^{-2}$ , com exceção do

período chuvoso de 2018-2019 para São Mateus (Figura 156a, b e c). Estudos desenvolvidos no Rio Grande do Norte (MENDES e CRUZ, 2017) indicaram diminuição de densidade ao longo da amostragem de 18 meses, passando de média de 0,8 indivíduo  $m^{-2}$  para 0,2 indivíduo  $m^{-2}$ . Valores relativos à baixa densidade registrada naquele estudo só foram registrados em Costa das Algas. A explicação dada pelos autores para o declínio na densidade observada ao final do estudo está relacionada ao clima semiárido da região, quando o extenso período de seca pode ter aumentado a taxa de mortalidade da espécie.

Figura 156: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos  $m^{-2}$ ) de guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), para: Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) para os períodos: (a) chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) durante o PMBA. A comparação entre os dados foi realizada utilizando a mediana (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ; teste de Dunn,  $p < 0,05$ ), mas aplicou-se as médias na representação gráfica.



Diferentemente do que ocorre nos estuários do PMBA, Mendes e Cruz (2017) descrevem sua área de amostragem como predominando nas florestas de mangue as espécies *R. mangle* e *L. racemosa*. Por sua vez, Oliveira-Neto et al. (2014) estudaram a espécie na Baía de Babitonga (SC) associada a vegetação de duna, isto é, *Hibiscus pernambucensis* (atualmente *T. pernambucense*), *Schinus terebenthifolius* e *Sophora tomentosa* local que descrevem como formação gramínea, e no interior da formação de restinga paludal. Este estudo registrou na floresta densidade média máxima de 0,43 indivíduos  $m^{-2}$  e que diminuía em função da distância ao corpo hídrico. Para a área definida como gramínea não houve correlação entre densidade e canal de inundação, sendo a densidade média máxima de 0,21 indivíduos  $m^{-2}$ . A área arbórea analisada no Rio Doce apresentou densidade média de 2,1 indivíduos  $m^{-2}$  (Figura 157), sendo o local que ingressou a espécie *U. cordatus*.

Figura 157: Estação de amostragem dos parâmetros populacionais de guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), e área de ocorrência de caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), na foz do Rio Doce (Linhares) durante o PMBA.

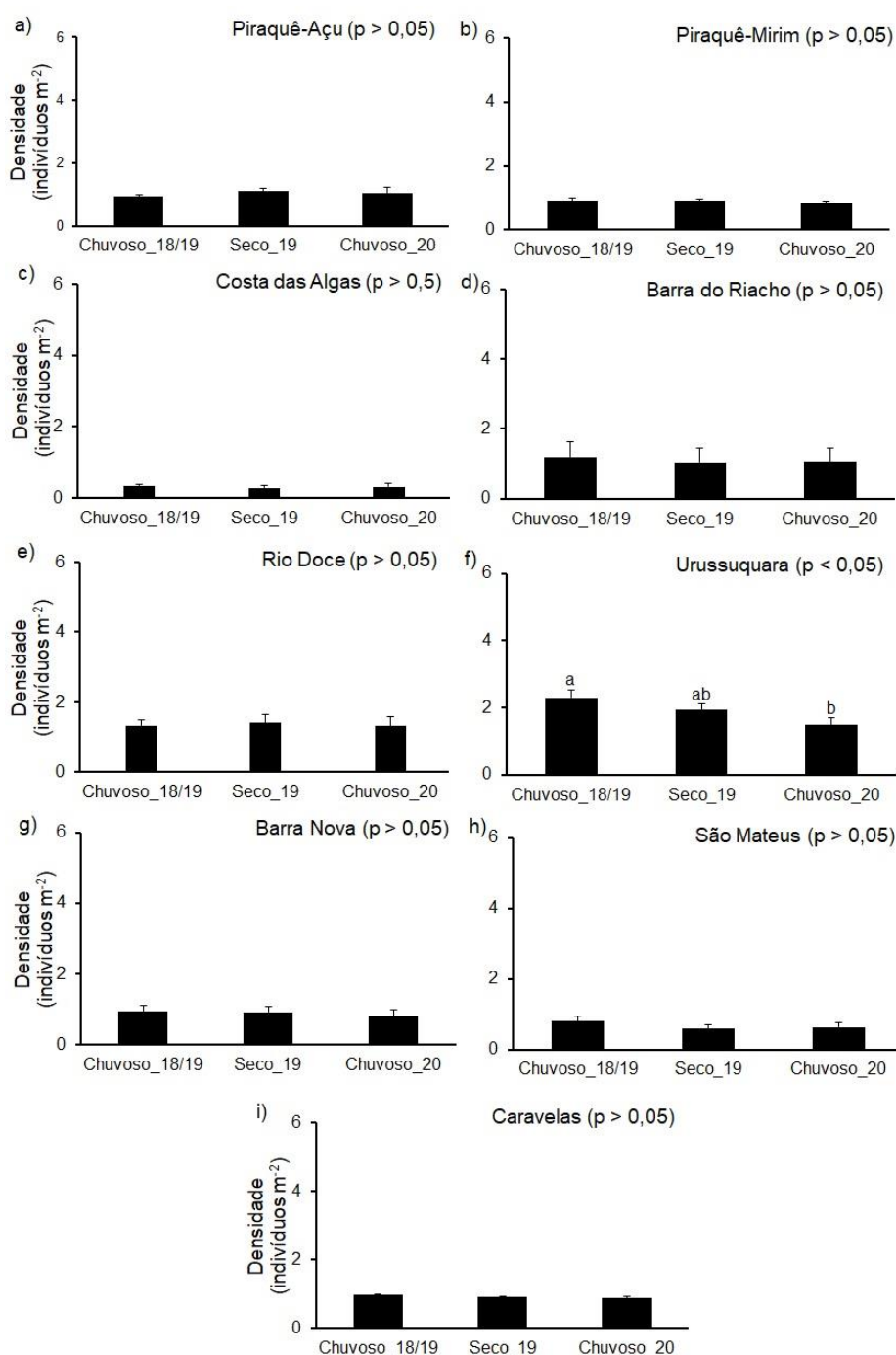


As populações de *C. guanhumi* apresentaram homogeneidade de densidade nos estuários ao longo do período amostral (Figura 158 e Figura 159), apesar de haver distinções entre eles sazonalmente. Este aspecto, parece indicar que as ações de preservação desta espécie no estado do Espírito Santo estão contribuindo para a manutenção do estoque. A única particularidade é em Urussuquara (Figura 158f), onde a população no período chuvoso de 2019-2020 foi similar ao seco anterior, isto é, abril a setembro de 2019 (Kruskal-Wallis,  $p > 0,001$ ), mas diferente e inferior ao período chuvoso 2018-2019 (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ). Esta área registrou densidade superior a 2 indivíduos  $m^{-2}$  apenas nos períodos chuvoso de 2018-2019 e seco de 2019. Há necessidade de maior monitoramento para entender a particularidade deste sistema em relação aos demais na costa capixaba. Uma provável explicação pode estar correlacionada ao transporte de sedimentos pela deriva litorânea conforme reportado por Albino et al. (2018) de que este setor ao norte da foz do Rio Doce encontra-se em progradação, sendo o transporte líquido de sedimentos em sentido norte (OLIVEIRA et al., 2015). Associado a isto e as modificações no perfil praial na foz do Rio Doce, que ocorreram após o evento (RRDM, 2019 RT20, Anexo 4 Praia), resultando em maior espriamento e consequentemente transporte de sedimentos em direção ao norte. Relatos da comunidade de modificações nos cordões arenosos da foz do rio Urussuquara e Mariricu (Barra Nova) com fechamento das desembocaduras, como também registrado por Oliveira et al. (2015) e, posterior, erosão dos pontais em direção ao norte foram frequentes no final de 2018, 2019 e início de 2020. Estas modificações ao longo dos períodos reprodutivos podem diminuir o aporte de juvenis da espécie nos estuários. Os períodos de desova da espécie no Rio de Janeiro foram de março a maio com maior frequência de juvenis em dois momentos, abril e agosto (SILVA e OSHIRO, 2002), entretanto, outras localidades situadas no litoral nordeste brasileiro apresentaram recrutamento contínuo ao longo do ano, com maior frequência nos meses chuvosos (SILVA et al., 2014). Estudos de Taissoun (1974) reportaram até cinco momentos de reprodução anual para a



espécie, conceituando o recrutamento como contínuo, uma vez que as fêmeas podem manter os espermatozoides por anos.

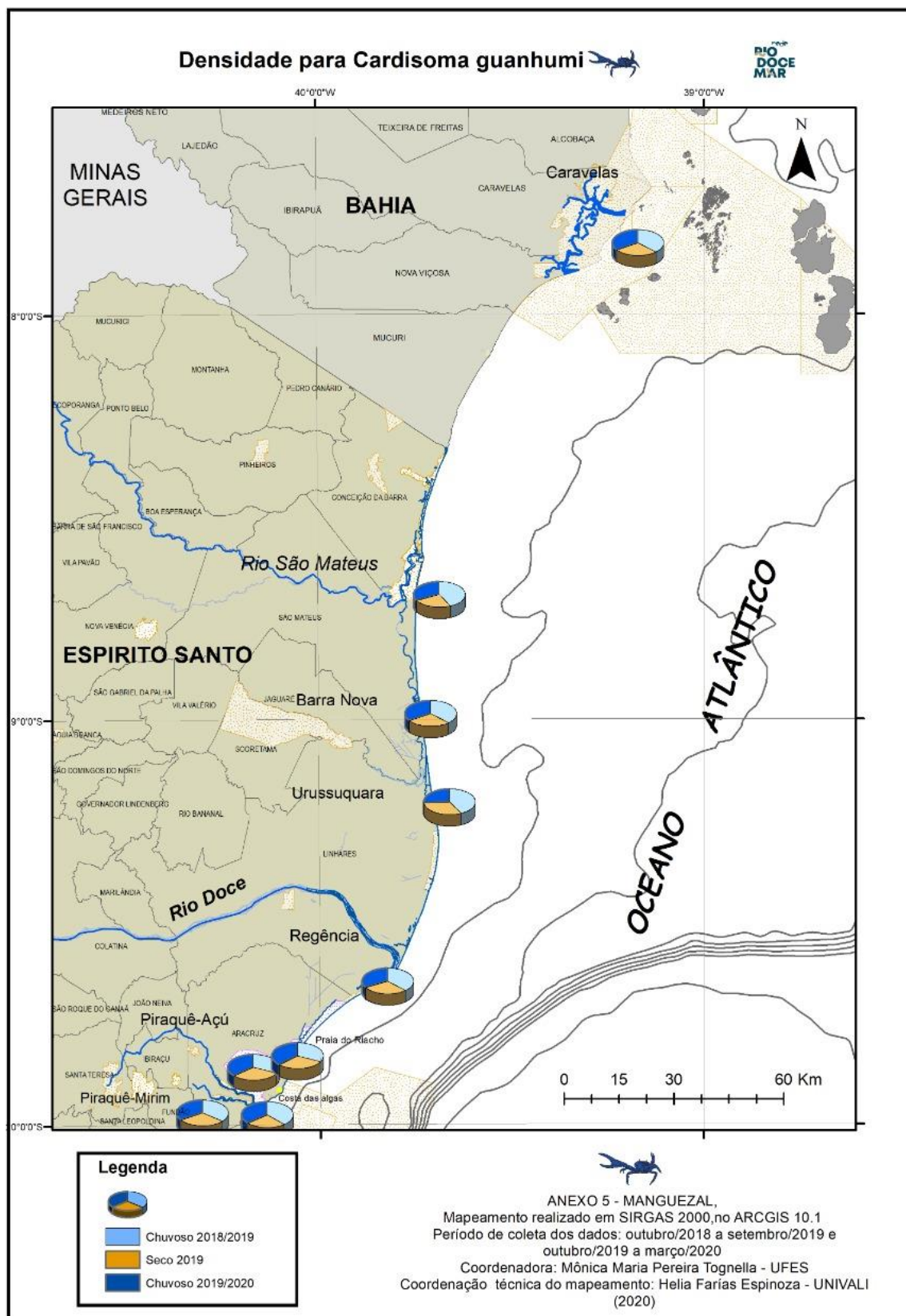
Figura 158: Média (e erro padrão) da densidade (indivíduos m<sup>-2</sup>) de guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) para: (a) Piraquê-Açu (PA); (b) Piraquê-Mirim (PM); (c) Costas das Algas; (d) Barra do Riacho (BR); (e) Rio Doce (RD); (f) Urussuquara (UR); (g) Barra Nova (BN); (h) São Mateus; e (i) Caravelas durante o PMBA. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. A comparação entre os períodos em Costa das Algas, São Mateus e Caravelas foi realizada verificando a mediana (Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ; teste de Dunn,  $p < 0,05$ ), mas utilizou-se as médias na representação gráfica.



Costa das Algas destaca-se com a população menos densa, inferior a 0,5 indivíduos por metro quadrado (Figura 158c). A baixa densidade reflete o tipo de litoral capixaba, onde as planícies costeiras situadas exclusivamente no litoral norte do estado estão confinadas pela presença da Formação Tabuleiro, sendo mais extensa nas proximidades do Rio Doce (SUGUIO e ALBINO, 2011). Por outro lado, estabilidade populacional nas áreas monitoradas evidencia a vulnerabilidade a qual a população se encontra especialmente na foz do Rio Doce, diretamente impactada pelos rejeitos, onde os caranguejos possuem contato direto com o sedimento e coluna d'água com excesso de metais (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal; RRDM, 2019 RT17, Anexo 1 Ecotoxicologia, LACTEC, 2020). Apesar da espécie ocorrer no supralitoral, a fase larval planctônica constitui uma das etapas do seu ciclo de vida e ocorre no oceano até o seu completo desenvolvimento, passando por diferentes estágios por aproximadamente um mês, para que então ocorra o retorno para os estuários e o assentamento do primeiro estágio juvenil no ambiente terrestre (COSTLOW JR e BOOKHOUT, 1968). Uma vez que a fase larval está sujeita às diferentes variáveis ecológicas no ambiente marinho e estuarino (COSTLOW JR e BOOKHOUT, 1968), os rejeitos de minério podem ter afetado larvas e juvenis, de modo que alterações no recrutamento podem ter ocorrido e, possivelmente, irão refletir em alterações na estrutura e dinâmica populacional em longo prazo. Destacando que estas alterações podem ser provocadas por aumento da taxa de mortalidade no estágio larval e também por menor ingresso de recrutas nos estuários por alterações no barramento dos rios, conforme já discutido anteriormente.



Figura 159: Mapa temático de densidade média (indivíduos m<sup>-2</sup>) de *Cardisoma guanhumi* (Lattreille, 1825), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA.



A estimativa do tamanho dos indivíduos de *C. guanhumi* a partir do diâmetro das galerias auxiliaria na avaliação da estrutura populacional. Os resultados preliminares da análise de regressão linear entre as variáveis diâmetro de abertura da galeria e comprimento do cefalotórax não apresentou equação da reta confiável (coeficiente de determinação próximo a 1) para que se possa estimar a largura a partir do comprimento (Material suplementar A5RAS1, Tabela 21). Baixo coeficiente de determinação também foi encontrado por Carmona-Suarez (2011). Este autor atribui baixa relação à elevada diversidade e complexidade das galerias, quanto ao seu formato e abertura, além da consistência do sedimento, podendo ocasionar erros na medição. Estas características também foram observadas no presente estudo. A avaliação da estrutura populacional da espécie foi realizada por meio de histogramas de distribuição de frequência nas classes de tamanho com base na largura do cefalotórax dos indivíduos coletados e medidos *in situ* (Material suplementar A5RAS1, Figura 76 a 83 e Tabela 22), diferente dos histogramas elaborados para *U. cordatus*. O mapa temático da Figura 160 mostra a proporção do tamanho médio dos indivíduos em função do período seco e chuvoso em cada área de estudo. O tamanho médio foi sempre superior a 45 mm, e valores acima de 40 mm são considerados por muitos autores como o tamanho na qual a espécie passa do estágio juvenil para adulto (TAISSOUN, 1974; BOTELHO et al., 2001; SILVA e OSHIRO, 2002).

Mais de 90% dos indivíduos capturados em cada estuário foram maiores ou iguais a 40 mm, exceto em Barra do Riacho (Material suplementar A5RAS1, Figura 76 a 83 e Tabela 22). Apenas esta área apresentou 23,45% de indivíduos jovens, maior frequência em relação aos demais estuários. Conforme relatado por Silva et al. (2014), a captura por ratoeiras torna a amostragem mais seletiva para os adultos interferindo na distribuição de frequência dos tamanhos. A frequência relativa de indivíduos nas classes inferiores a 40 mm foi de ausência de indivíduos a 1% da amostra para as áreas de Costas das Algas, Rio Doce, Barra Nova e Caravelas (Material suplementar A5RAS1, Figura 76 a 83 e Tabela 22). Além das questões de amostragem, apesar de não selecionarmos o tamanho das galerias como fazem os catadores, a análise da estrutura populacional da espécie com distribuições mais deslocadas para a direita pode indicar baixo recrutamento de indivíduos jovens e alta sobrevivência de indivíduos adultos como sugerido por Rodríguez-Fourquet e Sabat (2009). Em contrapartida, distribuições com deslocamento para a esquerda indicam alta taxa de recrutamento de jovens e maior mortalidade de adultos (RODRÍGUEZ-FOURQUET e SABAT, 2009). A longevidade desta espécie foi estimada acima de 13 anos e com ocorrência de no mínimo 60 estágios de muda de carapaça após o estágio juvenil, resultante da sua baixa taxa de crescimento (HENING 1975 *apud* SILVA et al., 2014). Desta forma, destacamos a Figura 161 que descreve a distribuição de largura da carapaça da espécie na região do Rio Doce para diferenciar dos dados reportados para *U. cordatus* nesta mesma localidade (Figura 155), onde é possível avaliar a diferença estrutural entre as duas populações o que confirma o ingresso recente da última espécie.

Figura 19 Mapa temático da largura média do cefalotórax (mm) de guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA.

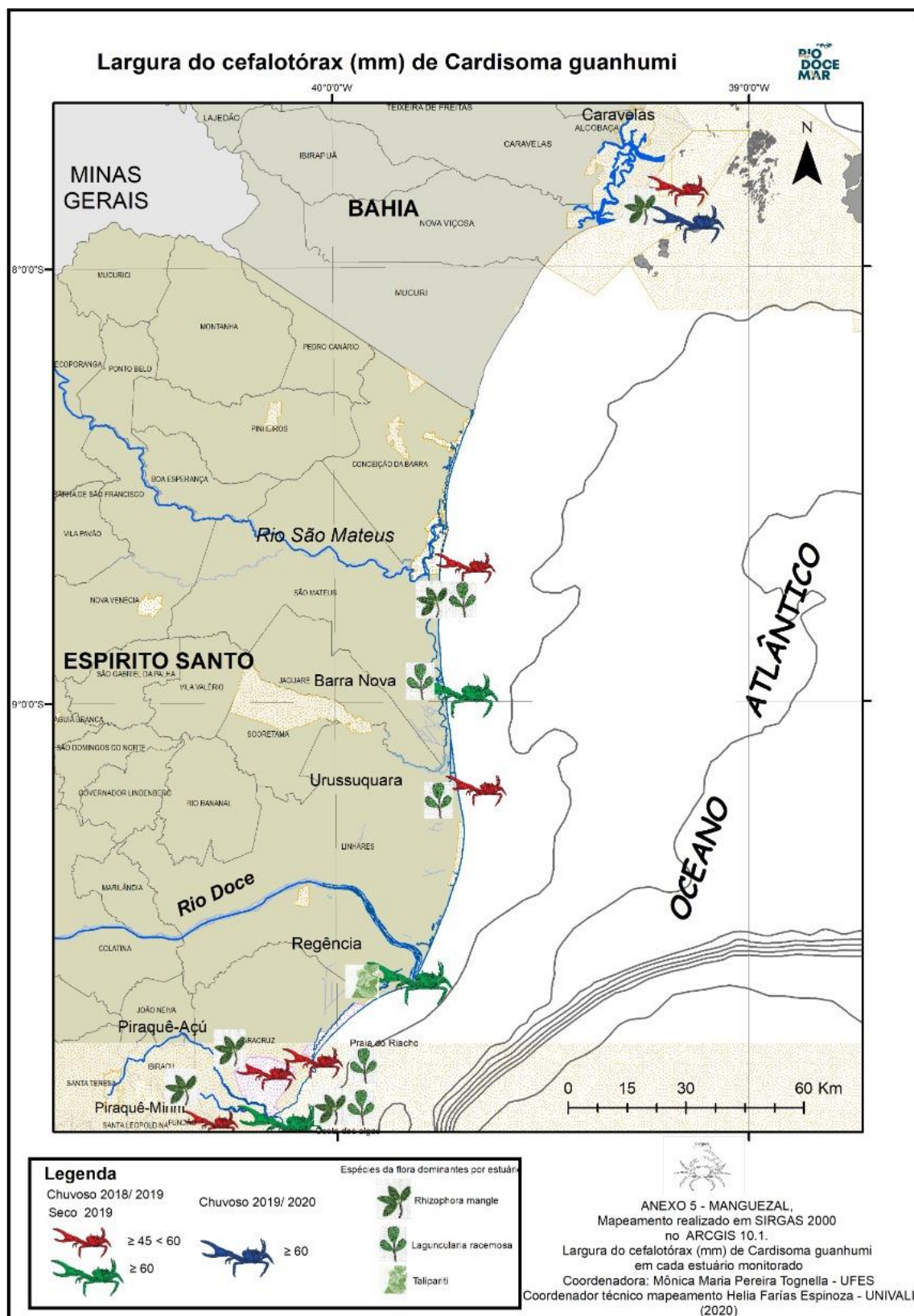
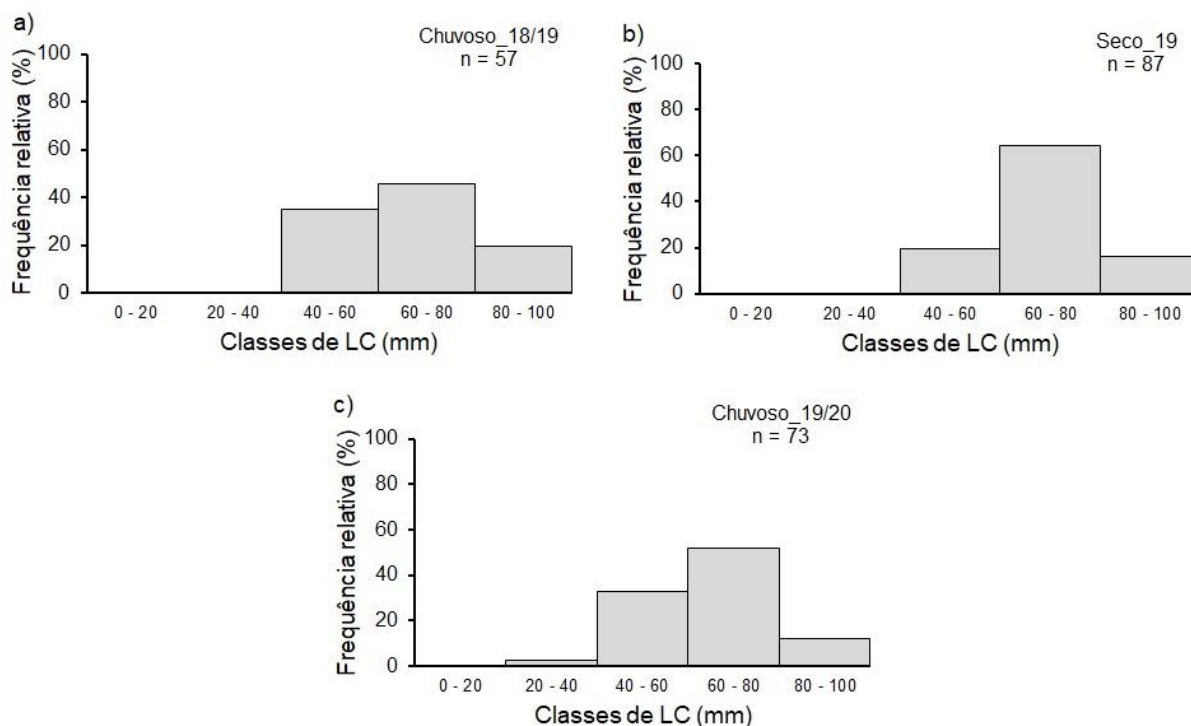




Figura 160: Histogramas de distribuição de frequência relativa (FR %) das classes de largura do cefalotórax (LC) de guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), nos períodos: (a) Chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); Seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e Chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) na foz do Rio Doce durante o PMBA.



A estrutura populacional de *U. cordatus* já descreve uma população com domínio de juvenis na sua composição, aspecto importante a ser considerado em termos da longevidade da espécie e do impacto em longo prazo sobre a sua reprodução. Desta forma, os impactos dos rejeitos já observados sobre o metabolismo do organismo podem amplificar os problemas relacionados a composição estrutural da espécie em longo prazo. Em relação à espécie *C. guanhumi*, destacamos a baixa densidade e distribuição da espécie nos estuários capixabas e o ponto crítico levantado para a área de Urussuquara (São Mateus) como pontos preocupantes de avaliação para a conservação da espécie no estado. Em relação ao Rio Doce, reforçamos a necessidade de monitoramento principalmente no que diz respeito aos processos de competição interespecífica.

A hipótese de dispersão dificultada pela ocorrência de condições de transporte de megalopas para o interior do Rio Doce devido à fatores de salinidade e de temperatura formulada para *U. cordatus* poderia ser aplicada em relação a ocorrência da espécie *C. guanhumi*. Esta espécie também apresenta restrições de salinidade e temperatura da água do mar durante seu desenvolvimento larval similar àquela de *U. cordatus*, isto é, aumento de mortalidade e interrupção da ontogênese em temperaturas acima de 30° C e salinidades superiores à 45 psu, os extremos inferiores para temperatura seria 15 °C e salinidade abaixo de 15 psu (COSTLOW et al., 1968). Por outro lado, a fase terrestre do ciclo da espécie implica em escassez de água, fato imposto pelo habitat que na sua evolução passa a ter menor necessidade de água para a respiração, uma vez que ao reduzir o tamanho da câmara branquial pode ocorrer em terrenos mais arenosos e elevados (interfaces dos cordões arenosos), desde que o lençol

freático seja mais superficial mantendo sua galeria mais úmida (HERREID II e GIFFORD, 1963). Gifford (1962) discutindo o desenvolvimento larval da espécie identificou que o ciclo de vida planctônico possui grande parte do seu desenvolvimento em condições de salinidade da água do mar mais baixa e considerou isto como uma condição adaptativa. Além disso, conforme já discutido anteriormente, o processo reprodutivo de *U. cordatus* relativamente contínuo pode ter sido o mecanismo que favoreceu a ocupação dos habitats disponíveis nas foz do Rio Doce nas ocasiões de inverno quando os ventos mudam de quadrante sendo mais intensos aqueles provenientes do sul (ALBINO et al., 2018; RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal, Circulação), modificando a direção do domínio de vazão de água doce, permitindo com isto o ingresso de larvas dispersas na zona costeira.

Estudos recentes investigaram a forma de dispersão larval para as espécies de decápodos nos estuários durante ciclos de maré em 24 horas e observaram que as zoeas de *C. guanhumi* permaneceram no estuário demonstrando capacidade de desenvolvimento do seu ciclo larval em variações de salinidade, distinto do que ocorre com *U. cordatus*, cujo ciclo larval ocorre obrigatoriamente no sistema costeiro (NEGREIROS-FRANSOZO et al., 2002). Este aspecto será de fundamental importância ao se discutir a competição interespecífica.

#### 1.3.4.2 Competição

Existem poucos estudos relacionados a competição entre as espécies *U. cordatus*, *G. cruentata* e *C. guanhumi*, tornando difíceis as suposições com base na literatura, mas reforçamos a necessidade de continuidade do monitoramento das espécies neste local, não somente pela contaminação persistente, mas também para avaliar as consequências do ingresso destas duas primeiras espécies em local de ocorrência exclusiva de *C. guanhumi*. De acordo com resultados obtidos em estudo etnoecológicos, os catadores no sul da Bahia diferenciaram os habitats de *U. cordatus* e *C. guanhumi* entre as áreas descritas como moles para o primeiro e enxutos para a segunda espécie (FIRMO et al., 2012). No Rio Doce, a co-ocorrência entre as espécies dá-se na estação 1 de amostragem, mais próximo a desembocadura do rio na margem sul. Nas coletas foi possível identificar que as galerias de *U. cordatus* encontram-se na margem inferior da planície de inundação, estando as tocas de *C. guanhumi* distribuídas nas porções mediana e superior do intertidal (Figura 157).

Os hábitos alimentares entre *U. cordatus* e *C. guanhumi* são similares uma vez que são herbívoros e vão competir pela mesma fonte alimentar quando dividem o mesmo território. Em cativeiro, *C. guanhumi* é alimentada para engorda com uma diversidade de vegetais que passam pelas plantas de restinga, de sistemas de dunas até frutas em geral (FIRMO et al. 2012). A alimentação preferencial de *U. cordatus* já foi descrita anteriormente e de *C. guanhumi* sustenta-se na vegetação de mangue quando habita locais próximos e de *T. pernambucense* nas áreas de transição (SILVA et al. 2014; SILVA e OSHIRO, 2002; OLIVEIRA-NETO et al., 2014). Oliveira (1946) fez um levantamento histórico sobre a biologia e ecologia de *U. cordatus* e *C. guanhumi* e definiu a diferença de habitat entre ambas. Segundo o autor, a primeira espécie ocorre em locais mais salinos e com maior variabilidade deste parâmetro,

além de suas galerias apresentarem maior temperatura quando comparadas aquelas registradas pelo autor para as galerias de *C. guanhumi*. Além disso, relatou que esta espécie tem sua galeria inundada somente nas marés meteorológicas extremas, mas sempre mantendo salinidade inferior a 2 psu, valores muito próximos ao registrado na foz durante o PMBA. Desta forma, havendo persistência nas modificações de inundação do Rio Doce, uma das consequências para *C. guanhumi* é ter seu território deslocado para a porção superior da zona supratidal, entretanto, o domínio de adultos desta espécie sobre os indivíduos juvenis de *U. cordatus* pode amenizar a competição interespecífica. Esta suposição é sustentada também nas avaliações de que a espécie *C. guanhumi* pode ocupar diferentes zonas na faixa intertidal e na supratidal inferior, desde que mantenha contato fácil com a água (GIFFORD, 1962). Este autor também afirma que *C. guanhumi* ocupa a zona intertidal inferior para fugir de predadores.

Os resultados relativos a distribuição de largura da carapaça para ambas as espécies no Rio Doce (Figura 155 e Figura 161) descreveram ausência de sobreposição de tamanhos, bem como, identificaram uma taxa de colonização baixa da espécie *U. cordatus* e não houve registro, ao longo do período amostral, de extinção (neste caso, diminuição de densidade ou redução de tamanho) para *C. guanhumi* (Figura 158 e Figura 159). Estudos de competição interespecífica identificaram dois mecanismos associados ao aumento de competição com possibilidade de eliminação de uma das espécies do habitat original: taxa de ingresso da espécie invasora for relativamente alta e o ingresso permanecer contínuo ao longo do tempo (LEVIN, 1974). Com base nos estudos de dispersão larval (NEGREIROS-FRANSOZO et al., 2002) entende-se que o ingresso de novos recrutas para *U. cordatus* na área irá depender significativamente de aporte externo via marés, o que não é o caso para *C. guanhumi*, um vez que esta espécie possui capacidade de alteração dos estágios larvais no próprio ambiente estuarino. E este parece ser o caso, dada a longevidade da espécie no local, inclusive com registros de longo prazo. A Figura 161 descreve a população de *C. guanhumi* mais longeva e com maior composição de adultos registrada entre os estuários monitorados no PMBA (Material suplementar A5RAS1, Figura 76 a 83 e Tabela 22), no período chuvoso de 2019/2020 nota-se o recrutamento com a ocorrência de indivíduos menores que 40 mm. Desta forma, entende-se que até o momento está ocorrendo partilhamento de nicho entre as duas espécies. Entretanto, o monitoramento das espécies na foz do Rio Doce é necessário uma vez que se entende que baixo recrutamento leva a uma taxa baixa de ocupação, mas com o aumento da densidade de indivíduos da espécie ingressante, esta taxa será ampliada (LEVIN, 1974). O autor afirma que o sucesso de colonização vai depender da taxa de recolonização das duas espécies no nicho compartilhado além das estratégias do primeiro colonizador em assegurar a sua permanência no habitat.

Estudos de simulação de processos de competição entre espécies demonstraram que as taxas de nascimento, mortalidade e densidade das espécies são fundamentais para observações dos processos de competição interespecífica (MANCAY et al., 2013). Além disto, os autores complementam que a escala temporal utilizada para avaliar o comportamento das duas populações também é fundamental para os diagnósticos dos processos de extinção, de compartimentação de nichos e de sobreposição de nichos com ajustes populacionais.



A competição com *G. cruentata* e *U. cordatus* foi descrita por Wellens et al. (2015) e apesar de outros estudos terem visto, principalmente em relação ao consumo de propágulos de *R. mangle*, declínio na fonte de alimento quando as duas espécies estavam presentes, os autores não validaram a hipótese. Ressaltaram que seus experimentos ocorreram durante o período de abundância de propágulos na área de estudo, o que pode levar a redução da competição interespecífica por abundância de recurso. O que temos observado nos diferentes estudos sobre a alimentação de *U. cordatus* é sua baixa seletividade alimentar, somente ampliada quando há maior disponibilidade de alimento quando passa a selecionar folhas jovens entre as senescentes (NORDHAUS et al., 2009). Desta forma, a sobreposição de nicho entre as três espécies para o Rio Doce requer maior tempo de observação.

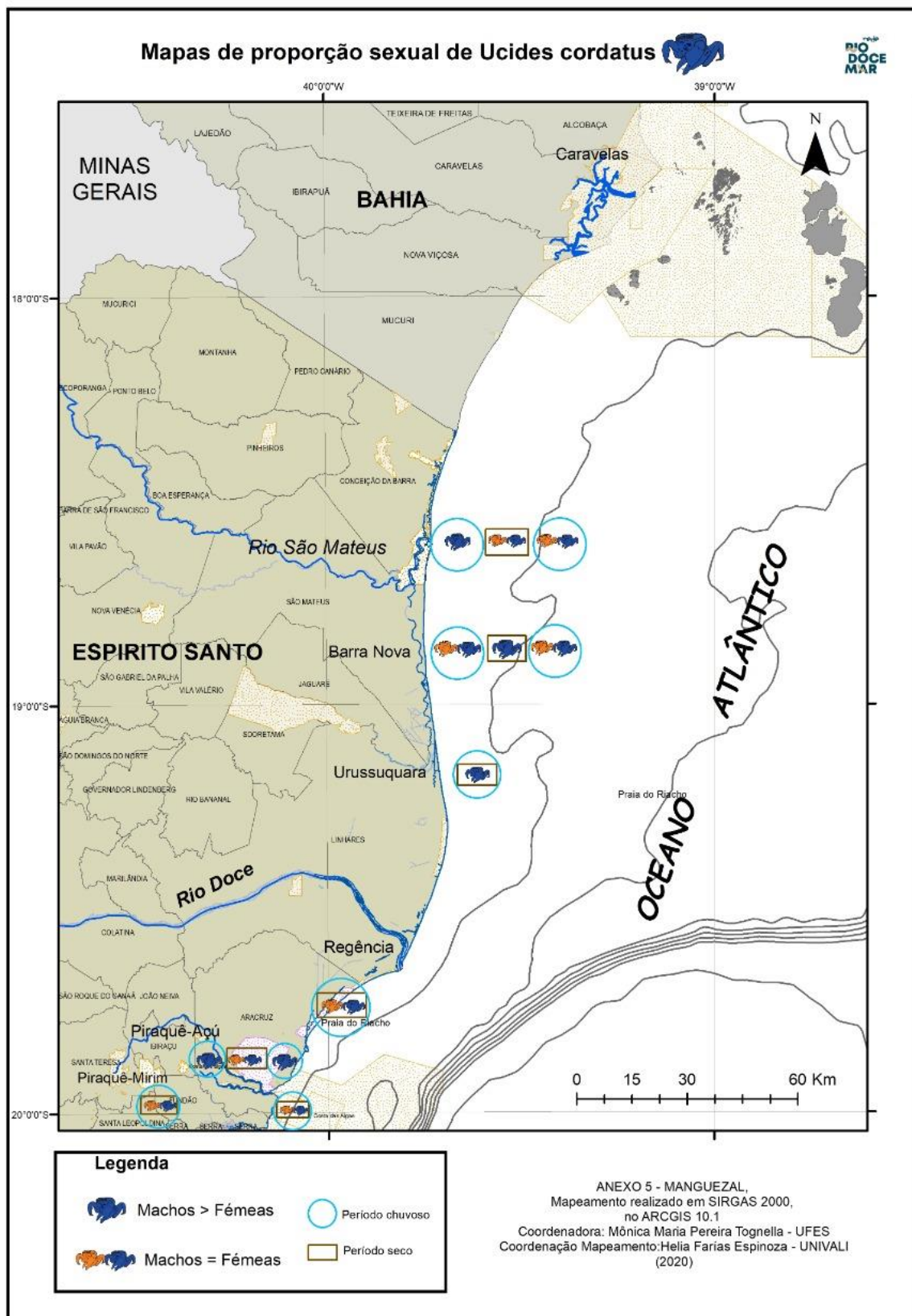
#### 1.3.4.3 Razão sexual

Foram coletados 1211 caranguejos da espécie *U. cordatus* nos estuários desde outubro de 2018 até março de 2020 durante o PMBA, incluindo 841 machos (69,44%) e 370 fêmeas (30,55%). O método de coleta foi captura, medição e soltura. O número de indivíduos de cada sexo por estuário e período (chuvoso 2018/2019, seco 2019 e chuvoso 2019/2020), a proporção sexual, valor e significância do teste do Qui-quadrado ( $X^2$ ), aplicado para avaliar diferenças significativas na frequência de distribuição entre os dois sexos em relação ao esperado (1:1), são apresentados no Material suplementar A5RAS1 Tabela 23. Uma população equilibrada, em termos de número de machos e fêmeas, não apresenta diferença na proporção sexual (ARAÚJO e CALADO, 2008), mas os machos sobressaem as fêmeas em alguns meses, e vice-versa (DIELE, 2000) em função do período reprodutivo, crescimento, mortalidade, migração (WUNDERLICH et al., 2008), disponibilidade de alimento, sobre-exploração (CASTRO et al., 2008), composição das espécies vegetais e frequência de inundação (WUNDERLICH e PINHEIRO, 2013), sem contar na longevidade maior dos machos em relação às fêmeas. Esta análise foi realizada com o objetivo de complementar as avaliações no que se referem a biologia populacional das duas espécies e verificar o comportamento desta variável nos estuários em função dos períodos.

Os machos da espécie foram predominantes no período chuvoso nos manguezais do Piraquê-Açu ( $X^2$ : 118,83%,  $p < 0,05$ ;  $X^2$ : 63,53,  $p < 0,05$ , chuvoso\_2018/2019 e 2019/2020, respectivamente), em todos os períodos para Urussuquara ( $X^2$ : 28,45,  $p < 0,05$  (chuvoso 2018-2019);  $X^2$ : 5,90,  $p < 0,05$  (seco 2019); e  $X^2$ : 13,47,  $p < 0,05$  (chuvoso 2019-2020)), apenas no período seco em Barra Nova ( $X^2$ : 16,62,  $p < 0,05$ ) e no chuvoso durante 2018-2019 em São Mateus ( $X^2$ : 32,89,  $p < 0,05$ ) (Figura 162 e Material Suplementar A5RAS1, Tabela 23). A razão sexual encontrada para a espécie no Piraquê-Açu diferiu dos anos anteriores ao PMBA, com predomínio de fêmeas (1,0:1,2) no período de 2004 e 2005 (CONTI; NALESSO, 2010). Não houve diferenças na distribuição de frequência de machos e fêmeas neste estuário no período seco em 2015 (BROMENSCHENKEL, 2016), resultado similar ao encontrado no presente estudo (3,0:2,0). A proporção sexual nos manguezais do estuário do rio São Mateus em 2015 e 2016 variou mensalmente alternando entre os sexos (PORTO, 2016) e, durante o PMBA, a diferença observada ocorreu somente no período chuvoso de 2018/2019 com predomínio dos machos ( $X^2$ : 32,89,  $p < 0,05$ ). Os resultados evidenciaram que não houve padrão sazonal no predomínio de machos ou

fêmeas e quando apresentaram diferenças os machos foram mais frequentes. Diferenças significativas entre os gêneros nos demais estuários não foram verificadas.

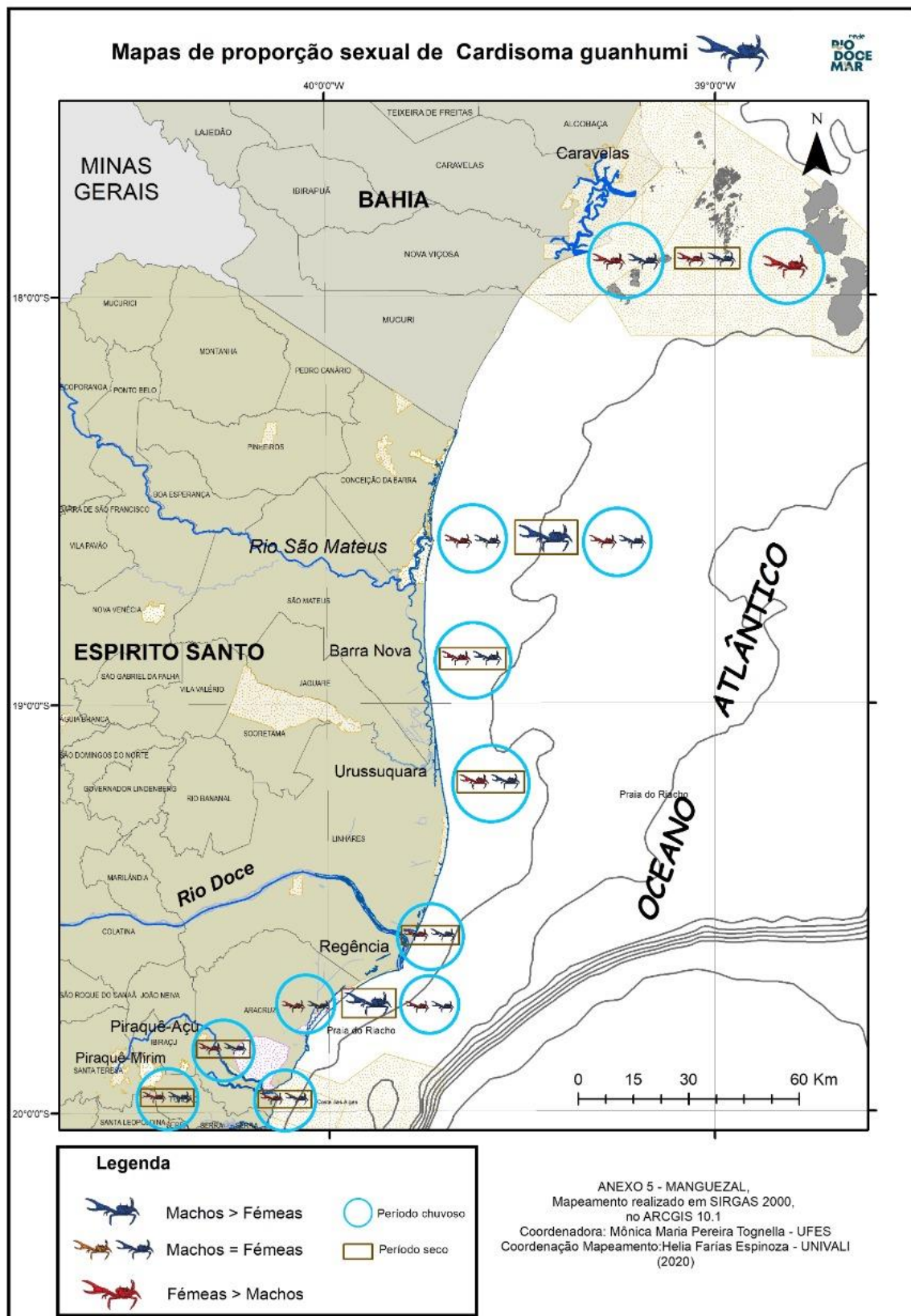
Figura 161: Mapa temático da proporção sexual do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA.



Em relação ao *C. guanhumi* (Figura 162 e Material Suplementar A5RAS1, Tabela 24), 2457 indivíduos foram capturados, medidos e soltos nos estuários durante o PMBA, dos quais 1203 eram machos (48,96%) e 1254, fêmeas (51,03%). A razão sexual desta espécie não evidenciou predomínio na frequência de machos em relação às fêmeas, isto significa que a população apresentou proporção próxima ao esperado na natureza (1,0:1,0), exceto em Barra do Riacho (4,4:1,0) e São Mateus (1,8:1,0) no período seco 2019 (Figura 162). Para Caravelas, a diferença na razão sexual ocorreu no período chuvoso de 2019-2020, onde as fêmeas sobressaíram em relação aos machos (1,0:1,3). O predomínio de fêmeas neste estuário também foi registrado por Botelho et al. (2009) no período seco em 2003. No geral, a ausência de diferenças significativas na proporção sexual nos estuários e em escala sazonal, salve algumas exceções, é um indicativo do equilíbrio populacional em relação a frequência do número de machos e fêmeas como corroborado por Silva e Oshiro (2002) no sudeste e Botelho et al. (2001) e Hinozaki-Mendes et al. (2009) no nordeste do Brasil. Entretanto, Silva et al. (2014) reforçam variações na razão sexual da espécie durante períodos de observação superiores a um ano e justificam que os custos energéticos das fêmeas mais elevados que os dos machos podem explicar diferenças neste índice, uma vez que observaram que nas classes de tamanho classificadas como juvenis, os resultados de proporção entre os sexos ficaram similares aos esperados para uma população equilibrada, isto é, próximo a unidade. Ressalta-se que esta espécie no Espírito Santo, encontra-se no período de defeso por tempo indeterminado – DECRETO SEAMA/ES nº 1499-R, de 2008, sendo proibida a captura de indivíduos de ambos os sexos. De qualquer forma, os estudos sobre a estrutura populacional de *C. guanhumi* no litoral brasileiro é bastante escasso, assim como, sobre a biologia da espécie, cujos estudos reprodutivos principalmente estão concentrados no hemisfério norte (GIFFORD, 1962; TAISSOUN, 1974; GOVENDER e RODRÍGUEZ-FOURQUET, 2008).



Figura 162: Mapa temático da proporção sexual do guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), em função dos períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1), seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1) e chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA .



Com base nos resultados preliminares da razão sexual apresentados para as duas espécies, não foi possível detectar quais os potenciais impactos diretos dos rejeitos sobre esta variável. Entretanto, os conhecimentos gerados a partir dessas análises fornecem subsídios para elaboração dos Planos de Gestão locais das duas espécies avaliadas consideradas importantes recursos pesqueiros para as comunidades tradicionais além da importante função ecológica que desempenham nos ecossistemas costeiros. Consequentemente, os dados atuais já permitem identificar alguns padrões das populações nos diferentes estuários e aqueles que são comuns independentemente das variáveis abióticas distintas entre os sistemas. O monitoramento, mesmo em curto prazo, já produziu informações relevantes sobre a ecologia destas importantes espécies sob o ponto de vista ecológico, social e econômico. Este conhecimento, associado aos processos oceanográficos e meteorológicos que induzem os padrões populacionais, pode diferenciar em longo prazo os impactos decorrentes dos rejeitos da mineração e também dos efeitos de persistência e de sinergismos com os drenos naturais de energia para o desenvolvimento destas espécies.

#### 1.3.4.4 Fecundidade

Além dos parâmetros populacionais avaliados anteriormente, a fecundidade também foi estimada para *U. cordatus* e *C. guanhumí*. A fecundidade é um parâmetro biológico utilizado para determinar o potencial reprodutivo, manejo de estoque populacional exposto à pressão da pesca e impactos ambientais (MANTELATTO e FRANSOZO, 1997; PINHEIRO et al., 2003; VARISCO et al., 2019). Espera-se que os resultados permitam verificar se houve diferenças no potencial reprodutivo entre as áreas contaminadas e não contaminadas servindo como subsídios para avaliar a resposta das espécies, no que se refere a fecundidade, aos impactos ambientais sofridos pelo ecossistema decorrente da pluma de rejeitos, para que assim, subsidiem novas medidas de mitigação e manejo das populações pelos gestores e órgãos ambientais.

A exportação das larvas de *U. cordatus* pela pluma estuarina pode alcançar distâncias de até 100 km em direção ao oceano a partir do seu local de desova (DIELE, 2000). Obviamente estes parâmetros foram obtidos com dados na região norte do Brasil onde a maré tem maior amplitude (macro e hipermarés) diferentemente do que ocorre na área costeira do PMBA cujo regime é de micromaré. Outra característica do processo de dispersão da espécie é que nos primeiros estágios de zoea há dependência das correntes de superfície (BRITO et al., 2018). Consequentemente, isso nos permite inferir sobre a interação dessas larvas pelágicas com a pluma de rejeitos especialmente nos períodos chuvosos, período reprodutivo da espécie (DIELE e SIMITH, 2006), principalmente durante o período de persistência dela na superfície ao longo do litoral capixaba após o evento em 2015. Imagens do Google Earth Pro (Figura 151) permitem a visualização da persistência em longo prazo (no mínimo mais de seis meses) da pluma de rejeitos sobre a linha de costa capixaba, principalmente no setor A (porção sul da foz). Este material esteve em contato com o fito e zooplâncton durante o período de desova das duas espécies ao longo do litoral capixaba, conforme análises químicas da coluna d'água (superfície e fundo) e do sedimento (BASTOS et al., 2016). Os metais se elevaram no litoral norte após



a pluma de rejeitos, principalmente, Fe, Al, Mn, As, Ba, Cd, Cr e Ni. Em relação aos resultados obtidos em 2016, a análise química de superfície e fundo verificaram que durante o verão de 2019 e no período seco deste mesmo ano, as concentrações de Fe, Al, Mn, Ag, As, Ba, Cd, Co, Ni e Zn mantiveram as concentrações similares as de 2016 (RRDM, 2019 RT19, Anexo 3 Marinho).

*C. guanhumi* também depende do ambiente marinho para dispersão e desenvolvimento das larvas planctônicas sendo exportadas por aproximadamente 8 km em direção ao oceano (COSTLOW JR e BOOKHOUT, 1968), mas pode permanecer também no interior do estuário uma vez que há menor dependência de salinidade do mar para o desenvolvimento ontogênico desta espécie, ao contrário do esperado para outros decápodes, como aqueles das Famílias Ocypodidae e Grapsidae (NEGREIROS-FRANSOZO et al., 2012). Fitoplâncton e zooplâncton apresentaram concentrações elevadas de Mn na estação chuvosa na foz do Rio Doce e as concentrações de Cr e Fe no zooplâncton coletado neste setor na estação seca e chuvosa foi superior ao mensurado em amostras coletadas antes da chegada pluma de rejeitos. Como os níveis de Fe no zooplâncton aumentaram na estação chuvosa, é possível que seu maior aporte esteja relacionado a este período (RRDM 2019, RT17, Anexo 1 Ecotoxicologia) o que pode comprometer em longo prazo as populações dos decápodes como já reportado pelo declínio de recrutas logo após os períodos mais drásticos de contaminação no ambiente costeiro. Em alguns estuários foi observado a não manutenção de densidade, principalmente de juvenis, durante o PMBA, destacando-se Piraquê-Açu e Urussuquara.

A qualidade e a disponibilidades de alimentos, temperatura e salinidade estão entre os principais fatores que podem alterar o crescimento e o desenvolvimento larval dos crustáceos e, além disto, os poluentes, dentre outros fatores físico-químicos, também podem exercer efeitos principais (ZENG et al., 2020). A toxicidade dos metais depende da concentração considerada e dos fatores de interação, além dos táxons avaliados e do seu estágio de desenvolvimento (ANGER, 2001). Desta forma, houve dispersão de vários metais tóxicos durante a passagem dos rejeitos pela calha do Rio Doce, estes metais no meio costeiro podem, além dos próprios danos causados individualmente amplificar o impacto por meio de sinergismo entre eles. Os metais estão entre os poluentes que podem reduzir a capacidade osmorregulatória e a tolerância à salinidade das larvas dos decápodes (LIGNOT et al., 2000). Neste contexto, o recrutamento das espécies, *U. cordatus* e *C. guanhumi*, pode ter sido influenciado pela pluma de rejeitos, especialmente logo após a sua chega na zona costeira, uma vez que locais com elevadas concentrações de contaminantes orgânicos e de metais podem impactar o recrutamento de novos indivíduos na população (BERGEY e WEIS, 2008), ou ainda causar aumento de mortalidade ao ingressarem no estuário por incapacidade de osmorregular adequadamente.

Em relação à contaminação dos decápodes no Rio Doce, haja vista a persistência dos metais provenientes dos rejeitos da Barragem de Fundão nas margens, represas e leito do rio, estes organismos estão sob efeito crônico. Resultados obtidos a partir das análises dos sedimentos nas áreas monitoradas por este Anexo apontam por contaminação persistente, e associados aos resultados obtidos pelo Anexo 1 indicando contaminação para as espécies *G. cruentata* e *C. guanhumi*.

Durante o primeiro ano de monitoramento do PMBA, a largura do cefalotórax (LC), peso do indivíduo (P), peso da massa ovígera (PMO) e fecundidade (F) estimada das fêmeas ovígeras da espécie *U. cordatus* foram avaliadas no estuário do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Urussuquara (UR) e São Mateus (SM). Entre as áreas de estudo, Urussuquara foi aquela que apresentou o menor número médio destas variáveis entre os estuários. São Mateus registrou dados intermediários aqueles observados para o sistema estuarino do Piraquê-Mirim (Tabela 12).

Em 2020, estas variáveis foram analisadas somente no Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Caravelas (CR) (Tabela 12). Os dados de massa ovígera diminuíram entre um período analisado e outro tendo em vista que o tamanho das fêmeas capturadas também foi menor, o que resulta em menor tamanho abdominal para armazenamento dos ovos (FERNANDES et al., 2010). O rio Piraquê-Mirim apresentou aumento na densidade de ovos com fecundidade média de 149.279 ovos fêmea<sup>-1</sup>, já em Caravelas, primeiro momento de avaliação para os dados de fecundidade, houve registro de 132.998 ovos fêmea<sup>-1</sup>.

Tabela 12: Média e erro padrão do comprimento (CC) e largura do cefalotórax (LC) em milímetros, peso (P) da fêmea e peso da massa ovígera (PMO) em gramas e fecundidade (F) individual de fêmeas ovígeras do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), capturadas em 2019 e 2020 nos estuários dos rios Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Urussuquara (UR), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o PMBA. n = número amostral.

| Estuário | Ano  | n  | CC (mm)      | LC (mm)      | P (g)          | PMO (g)      | F (ovos fêmea <sup>-1</sup> ) |
|----------|------|----|--------------|--------------|----------------|--------------|-------------------------------|
| PA       | 2019 | 10 | 50,76 ± 0,93 | 67,46 ± 1,20 | 121,04 ± 5,81  | 14,95 ± 0,51 | 147173 ± 6214                 |
| PM       | 2019 | 4  | 38,30 ± 1,78 | 49,86 ± 2,78 | 54,97 ± 6,83   | 5,43 ± 1,04  | 97736 ± 21444                 |
| UR       | 2019 | 10 | 34,11 ± 0,93 | 46,05 ± 1,03 | 41,49 ± 2,50   | 4,84 ± 0,59  | 64738 ± 9441                  |
| SM       | 2019 | 10 | 46,93 ± 1,68 | 58,23 ± 3,04 | 92,64 ± 9,20   | 13,03 ± 1,59 | 110868 ± 10179                |
| PA       | 2020 | 10 | 45,08 ± 1,51 | 61,67 ± 1,96 | 95,58 ± 6,87   | 7,34 ± 0,46  | 153905 ± 10310                |
| PM       | 2020 | 5  | 40,74 ± 2,85 | 59,43 ± 3,75 | 102,39 ± 22,37 | 9,09 ± 1,57  | 149279 ± 20469                |
| CR       | 2020 | 10 | 40,92 ± 1,73 | 61,35 ± 2,73 | 92,41 ± 10,11  | 7,41 ± 0,86  | 132998 ± 16191                |

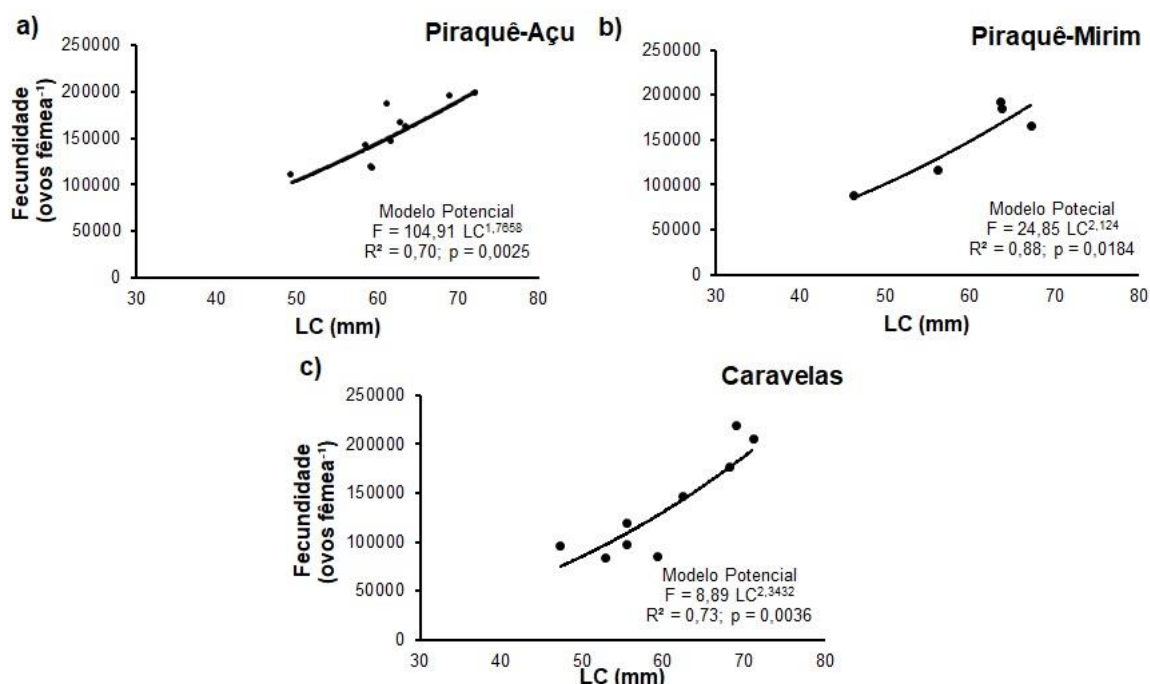
A ausência de dados para os demais estuários foi justificada pela dificuldade na realização das coletas. As fêmeas da infraordem Brachyura durante o período de desenvolvimento embrionário dos ovos permanecem entocadas em suas galerias até o momento da liberação de suas larvas (CASTIGLIONI e NEGREIROS-FRANSOZO, 2006). Segundo Branco (1993) as profundidades das galerias variaram de 90 a 180 cm. Os catadores locais, contratados pelo anexo para captura dos indivíduos, relataram dificuldades para a captura das fêmeas ovígeras, pois as galerias são profundas e construídas no entorno das raízes de mangue dificultando o acesso pela técnica de braceamento, além disso, fixadas a estas raízes muitas vezes há presença de ostras limitando ainda mais a captura.

Os resultados do primeiro ano foram apresentados e discutidos no relatório final (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal). Não houve diferenças significativas das variáveis LC, P, PMO e F entre Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Caravelas (Anova,  $p > 0,05$ ) em 2020, sendo as correlações lineares significativas

entre LC x F para as fêmeas ovígeras do Piraquê-Açu ( $r = 0,84$ ;  $p < 0,05$ ), Piraquê-Mirim ( $r = 0,91$ ;  $p < 0,05$ ) e Caravelas ( $r = 0,64$ ;  $p < 0,05$ ). Na correlação envolvendo peso e fecundidade, os resultados do rio Piraquê-Mirim possuem maior força de correlação que aqueles do rio Piraquê-Açu e Caravelas ( $r = 0,88$ ;  $p < 0,05$ ), ( $r = 0,86$ ;  $p < 0,05$ ) e ( $r = 0,75$ ;  $p < 0,05$ ), respectivamente. Os resultados confirmaram que as maiores fêmeas produziram maior número de ovos, mas mostraram também que o peso da fêmea tem papel importante na relação com a fecundidade, como pode ser observado na diferença de ajuste para os rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim nas correlações entre largura e peso com a fecundidade. Essas relações entre largura da carapaça e fecundidade também foram corroboradas por diferentes autores como Pinheiro et al. (2003), Fernandes et al. (2010) e João e Pinheiro (2018) que estimaram a fecundidade de *U. cordatus*. As relações entre essas variáveis para outras espécies de decápodes também foram observadas por Mantelatto e Fransozo (1997) para o crustáceo *Callinectes ornatus* (Ordway, 1863) e por Vargas-Téllez et al. (2018) para a espécie *C. crassum* (Smith, 1870) no México.

A largura do cefalotórax explicou bem a variabilidade na fecundidade no Piraquê-Açu ( $R^2 = 0,70$ ), Piraquê-Mirim ( $R^2 = 0,88$ ) e Caravelas ( $R^2 = 0,73$ ) como representado pelo modelo Potencial na Figura 164. A aplicação deste modelo é amplamente empregada na literatura para explicar a variabilidade da fecundidade em função do tamanho e peso das fêmeas (PINHEIRO e TERCEIRO, 2000; PINHEIRO et al., 2003; FERNANDES et al., 2010; JOÃO e PINHEIRO, 2018) para a mesma espécie. Os resultados das regressões demonstraram que estas duas variáveis possuem influência significativa nas taxas de fecundidade da população. A descrição dos dados pelo modelo potencial indica que a fecundidade se caracteriza pelo aumento rápido em função do incremento em tamanho da fêmea (Figura 163) e, posteriormente, ocorre a estabilização. Este comportamento descreve que a maturidade é uma indutora na redução da fecundidade. Com aumento do tamanho da carapaça se aproximando da largura máxima observada para a população não significa incremento indefinido de fecundidade, isto é, a taxa na produção dos ovos não é contínua, reduzindo-se ao se aproximar do tamanho máximo da espécie, estimado em torno de 72 a 89 mm (PINHEIRO et al., 2005; DIELE e KOCH, 2010).

Figura 163: Relação entre fecundidade (F) e largura do cefalotórax (LC) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos estuários do Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM) e Caravelas (CR) em 2020 com ajuste da função Potencial.

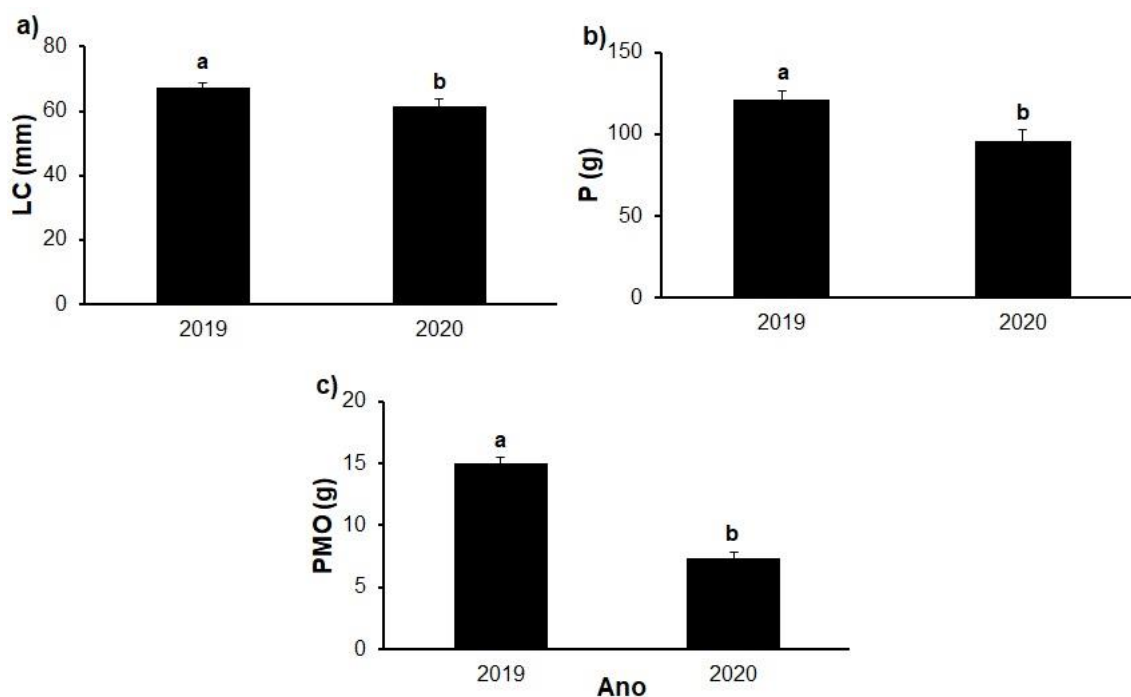


A fecundidade média no Piraquê-Açu, para as amostras obtidas em 2019 e 2020, foi similar estatisticamente (Teste  $t$ ,  $p > 0,05$ ), sendo estimada em 147.173 ( $\pm 6214$ ) e 153.905 ( $\pm 10309$ ) ovos fêmea<sup>-1</sup>, respectivamente. Entretanto, as fêmeas avaliadas em 2019, quando comparadas com 2020 (Figura 164), foram maiores 67,46 ( $\pm 1,20$  mm) e mais pesadas 121,04 ( $\pm 5,80$  g) e exibiram maior peso da massa ovígera de 4,95 ( $\pm 0,50$  g). Esta diferença significativa nas médias (Teste  $t$ ,  $p < 0,05$ ), principalmente para a massa ovígera, pode ser explicada pelo fato das fêmeas capturadas em 2019 apresentarem ovos em estágio intermediário de desenvolvimento, enquanto aquelas de 2020 portavam ovos no estágio inicial. Essa diferença decorre do processo de captura das fêmeas que está relacionado à imprevisibilidade de identificar o período exato de fecundação dos ovos pelos espermatozoides dos machos. Por outro lado, essas observações podem sugerir que, apesar da diferença no tamanho e peso da fêmea e no peso da massa ovígera entre os anos, a fecundidade foi similar em função do estágio embrionário dos ovos, pois há perda destes ao longo do desenvolvimento embrionário em crustáceos, de forma natural ou por sua característica peculiar de carregar os ovos presos aos pleópodos (BRALOSUNDARAN e PANDJAN, 1982; MARELATTO e FRANSOZO, 1997; PINHEIRO e TERCEIRO, 2000) causando com isto perda e mortalidade por atrito com o sedimento durante o deslocamento da fêmea para buscar alimentos ou na desova. Estudos indicam que neste processo de desenvolvimento embrionário associado aos pleópodos ocorre perda de aproximadamente 43% da massa ovígera (BALASUNDARAM e PANDIAN, 1982).

Além dos fatores ambientais, a contaminação do sedimento dos manguezais e da água também podem interferir na sobrevivência e desenvolvimento de embriões de *U. cordatus* (ALMEIDA et al., 2016) além

da mortalidade natural durante o desenvolvimento larval na zona costeira. Situações de maior vazão de água doce no período reprodutivo podem favorecer a dispersão das larvas para a região costeira, mas dependendo dos processos de circulação estuarina podem reter material no estuário deixando estes estágios em circunstâncias adversas para o desenvolvimento larval (NEGREIROS-FRANSOZO et al., 2002). Durante o PMBA, a foz dos rios Mariricu (Barra Nova – São Mateus) e Urussuquara tiveram relatos de fechamento da barra ou pelo menos diminuição da capacidade de vazão o que pode ocasionar na manutenção das larvas no estuário, inviabilizando seu desenvolvimento, ou impedindo o ingresso das mesmas como já salientado para a espécie *C. guanhumi*.

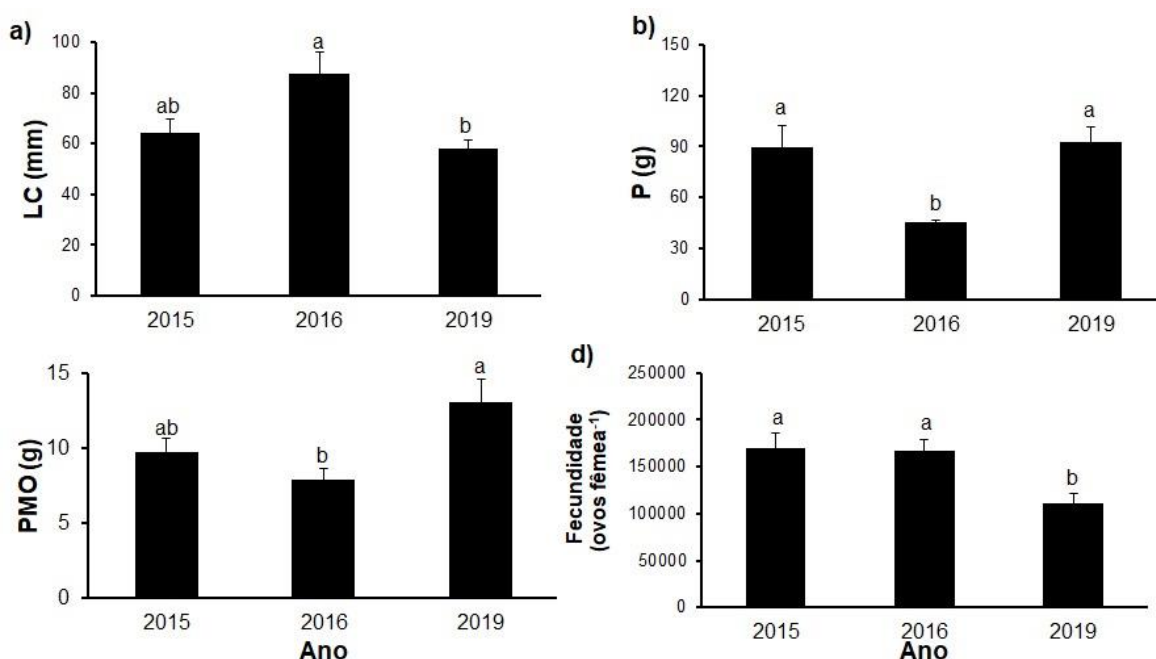
Figura 164: Média e erro padrão das variáveis: (a) largura do cefalotórax em milímetros (LC); (b) peso da fêmea em gramas (P); e (c) peso da massa ovígera em gramas (PMO) para as fêmeas ovígeras do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), coletadas no estuário do rio Piraquê-Açu em 2019 e 2020 durante o PMBA. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre os anos pelo teste t de Student a 5% de probabilidade.



A fecundidade média no estuário do rio São Mateus em 2019 foi de  $110.868 \pm 10.179$  ovos fêmea<sup>-1</sup> inferior aos valores estimados em 2015 e 2016 (PORTO, 2016) de  $170.247 \pm 15.179$  ovos fêmea<sup>-1</sup> e  $167.367 \pm 11.638$  ovos fêmea<sup>-1</sup>, respectivamente. Análises estatísticas das médias entre as variáveis biométricas avaliadas, isto é, largura da carapaça (mm), peso das fêmeas (g) e peso da massa ovígera (g) diferiram significativamente (Kruskal-Wallis  $p < 0,001$ ) para todos os anos (Figura 165). Somente a fecundidade, isto é número de ovos por fêmea, foi similar entre 2015 e 2016, mas ambas são diferentes dos valores estimados em 2019. Essas diferenças podem ser respostas a fatores exógenos como temperatura, salinidade, disponibilidade de alimento, sinergismo com os metais pesados registrados em algumas parcelas deste estuário e fatores endógenos como a variação no tamanho da fêmea (ALMEIDA et al., 2016; PINHEIRO et al., 2016; ALMEIDA et al., 2017; BEMBE et al., 2017; TEIXEIRA

et al., 2017) necessitando da continuidade do estudo para avaliar, com cautela, se o declínio observado pode ser decorrente da pluma de rejeitos de minério lançados no Rio Doce que atingiu a região costeira adjacente (MAGRIS et al., 2019).

Figura 165: Média e erro padrão das variáveis: (a) largura do cefalotórax em milímetros (LC), (b) peso da fêmea em gramas (P), (c) peso da massa ovígera em gramas (PMO) e (d) fecundidade (F) para as fêmeas ovígeras do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), coletadas no estuário do rio São Mateus em 2015 e 2016 (PORTO, 2016), e 2019 (PMBA). A comparação entre as variáveis foi realizada através do teste de Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn, mas as médias foram utilizadas na representação gráfica, e teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si.

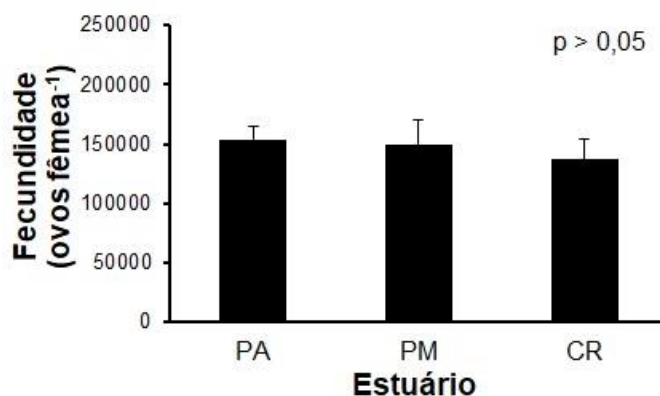


A fecundidade média e as variáveis morfométricas das fêmeas ovígeras capturadas em 2020 nos estuários do rio Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Caravelas não apresentaram diferenças significativas (ANOVA,  $p > 0,05$ ) (Figura 166). Este resultado mostra que o potencial reprodutivo da espécie foi similar entre os estuários apesar das particularidades estruturais e ambientais dos manguezais como já apresentado nos relatórios anteriores (RRDM, 2019 RT21 e 2020 RT35, Anexo 5 Manguezal). Os três estuários exibiram concentrações de ferro no sedimento acima dos limites estabelecidos pela NOAA (RRDM, 2020 RT35, Anexo 5 Manguezal). Neste contexto, avaliar a concentração deste elemento e outros metais nos ovos torna-se fundamental para verificar a relação do número de ovos produzidos com a contaminação no ambiente, uma vez que os metais podem ser transferidos para os ovos por duas vias: da fêmea para os embriões durante a produção de ovos; e absorção do ambiente durante o desenvolvimento destes (ALMEIDA et al., 2016). Os crustáceos estuarinos apresentam mecanismos fisiológicos que permitem tolerar a concentração de metais pesados no ambiente (HARRIS e SANTOS, 2000; ORTEGA et al., 2017). João e Pinheiro (2018) analisaram o potencial reprodutivo do caranguejo *U. cordatus* em duas áreas, contaminada e não contaminada, e os resultados não mostraram diferenças



significativas na fecundidade. No entanto, se os compostos de ferro alterar significativamente os níveis intracelulares em *U. cordatus*, isso poderia levar a efeitos nocivos, em longo prazo, para os indivíduos (VITORINO et al., 2015). Em ambientes desfavoráveis, as fêmeas apresentam estratégia reprodutiva para produzir uma pequena quantidade de ovos grandes ou maior número de ovos pequenos (VERÍSIMO et al., 2010). Estas informações devem ser consideradas ao avaliar a fecundidade da espécie em diferentes escalas temporais e espaciais. A análise temporal desta variável dará subsídios para verificar a resposta do potencial reprodutivo da espécie em estuários com diferentes graus de impactos.

Figura 166: Média e erro padrão da fecundidade (F) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), no estuário do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM) e Caravelas (CR) em 2020 durante o PMBA. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.



A Tabela 13 apresenta a fecundidade estimada de *U. cordatus* para outras regiões, contaminadas e não contaminadas, do Brasil com intuito de comparar com os valores de F e LC do presente estudo. A variação destas variáveis encontrada durante o PMBA corroboram com a variabilidade exibida por outros trabalhos ao longo da costa brasileira. Os dados apresentados confirmam a relação entre o tamanho mínimo das fêmeas ovígeras com a produção de ovos em todas as áreas de estudo. Por outro lado, Urussuquara destaca novamente como área de preocupação para a espécie no litoral capixaba, uma vez as menores fêmeas ovígeras foram capturas neste estuário. Estudos ecológicos sobre estrutura populacional indicam que declínios no tamanho reprodutivo é um ajuste da população para diminuir a taxa de mortalidade, principalmente quando ela é mais acentuada sobre os adultos reprodutivos (BEGON et al., 2009).

Tabela 13: Fecundidade (valores mínimo e máximo) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos manguezais brasileiros. LC: Largura do cefalotórax (mm). F: fecundidade (número de ovos fêmea<sup>-1</sup>).

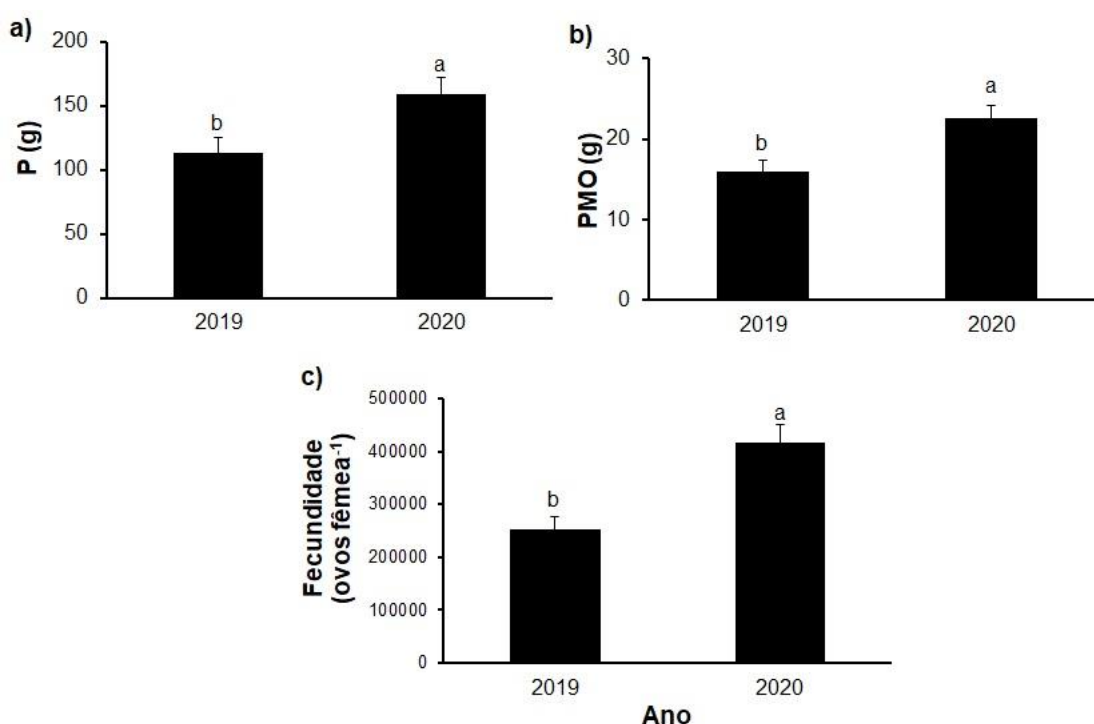
| Área de estudo                               | F (ovos fêmea <sup>-1</sup> ) | LC (mm)       | Referências             |
|--|-------------------------------|---------------|-------------------------|
| Rio Piraquê-Açu, Aracruz                     | 121.254 a 177.450             | 59,09 a 71,24 | Presente estudo (2019)  |
| Rio Piraquê-Mirim, Aracruz                   | 58.666 a 156.025              | 45,70 a 57,86 | Presente estudo (2019)  |
| Urussuquara, São Mateus                      | 32.832 a 121.269              | 40,00 a 50,89 | Presente estudo (2019)  |
| Rio São Mateus, Conceição da Barra           | 67.554 a 160.235              | 45,07 a 73,38 | Presente estudo (2019)  |
| Rio Piraquê-Açu, Aracruz                     | 109.530 a 197.501             | 49,21 a 72,20 | Presente estudo (2020)  |
| Rio Piraquê-Mirim, Aracruz                   | 87.488 a 192.632              | 46,26 a 67,20 | Presente estudo (2020)  |
| Caravelas, Bahia                             | 83.809 a 219.111              | 47,27 a 72,67 | Presente estudo (2020)  |
| Iguape, São Paulo                            | 36.081 a 250.000              | 30,90 a 72,90 | Pinheiro et al. (2003)  |
| Passo de Camaragibe, Alagoas                 | 17.698 a 233.372              | 35,40 a 56,60 | Fernandes et al. (2010) |
| Rio São Mateus, Conceição da Barra<br>(2015) | 107.682 a 235.286             | 44,47 a 74,13 | Porto (2016)            |
| Rio São Mateus, Conceição da Barra<br>(2016) | 110.289 a 264.595             | 45,85 a 71,47 | Porto (2016)            |
| Juréia, São Paulo                            | 52.334 a 170.654              | 43,00 a 66,40 | João et al. (2018)      |
| Cubatão, São Paulo                           | 76.545 a 212.801              | 51,30 a 78,30 | João et al. (2018)      |

A fecundidade para a espécie *C. guanhumi* na foz do Rio Doce no primeiro ano de monitoramento foi apresentada e discutida no Relatório Semestral de Evolução (RRDM, 2020, RT35, Anexo 5 Manguezal). Em 2020, a fecundidade média estimada foi 415.834 ( $\pm 34.823$ ) ovos fêmea<sup>-1</sup> e as fêmeas apresentaram médias do tamanho, peso e peso da massa ovígera de: 72,12 mm ( $\pm 2,93$ ), 158,72 g ( $\pm 13,73$ ) e 22,63 g ( $\pm 1,58$ ), respectivamente. A largura do cefalotórax não explicou a variabilidade observada para a fecundidade ( $R^2 = 0,37$ ,  $p > 0,05$ ), diferente dos resultados encontrados por Silva e Oshiro (2002) que ao avaliarem a relação entre largura de carapaça e número de ovos no estágio de desenvolvimento larval I e II registraram dependência entre elas. Provavelmente, isto ocorreu porque as fêmeas selecionadas já estão em fase de maturidade tardia ou na senescência tendo em vista a média do tamanho da carapaça, induzindo maior dispersão na produção de ovos por esforço reprodutivo ou já indicando problemas relacionados à contaminação persistente no local, conforme dados da análise ecotoxicológica (RRDM, 2019, RT17, Anexo 1 Ecotoxicológico). Para dirimir esta dúvida, recomenda-se nas próximas análises a coleta de indivíduos em diferentes tamanhos, aspecto que foi inviabilizado durante este monitoramento por cuidados com a espécie uma vez que se encontra em risco de extinção no Espírito Santo, sendo proibida sua captura.

Na comparação entre os dois anos (Figura 167), houve aumento no peso (g), no peso da massa ovígera (g) e na fecundidade das fêmeas capturadas em 2020 (Teste t,  $p < 0,05$ ), entretanto, a largura média do cefalotórax não diferiu estatisticamente entre si (teste Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ). A diferença da fecundidade entre os dois anos avaliados pode ser atribuída ao estágio de desenvolvimento dos ovos, corroborando com os resultados registrados na literatura para outros crustáceos (MARELATTO e

FRANSOZO, 1997; PINHEIRO e TERCEIRO, 2000), além da perda natural de ovos ocasionada pelo atrito entre o abdome das fêmeas ovígeras e o substrato (BALASUNDARAM e PANDIAN, 1982; SILVA e OSHIRO, 2002). Em 2019, as fêmeas capturadas portavam ovos em estágio de desenvolvimento final e em 2020 estágio intermediário. As inferências a partir dos resultados apresentados precisam ser realizadas com cautela uma vez que, como mencionado anteriormente, o monitoramento temporal da fecundidade é fundamental para avaliar a resposta do potencial reprodutivo a contaminação do ambiente, como já reportado na literatura (MAGRIS et al., 2019; LONGHINI et al., 2020).

Figura 167: Média e erro padrão das variáveis: (a) peso da fêmea em gramas (P), (b) peso da massa ovígera em gramas (PMO) e (c) fecundidade (F) do guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), na foz do Rio Doce em 2019 e 2020 durante o PMBA.



O mesmo levantamento bibliográfico realizado para *U. cordatus* foi feito para *C. guanhumi* comparando áreas dentro e fora do Brasil. Os valores obtidos em 2019 se aproximaram mais daqueles reportados por Silva e Oshiro (2002). Enquanto os valores registrados em 2020 foram próximos aos de Téllez e Vázquez-López (2016) nos estudos de fecundidade com a espécie *Cardisoma crassum* (Smith, 1870) no México (Tabela 14).

Tabela 14: Fecundidade (valor mínimo e máximo) do gênero *Cardisoma*. F: fecundidade (ovos fêmea<sup>-1</sup>). LC: Largura do cefalotórax (mm).

| Área de estudo                           | F (ovo fêmea <sup>-1</sup> ) | LC (mm)       | Referência                    |
|--|------------------------------|---------------|-------------------------------|
| Rio Doce, Regência, Brasil               | 134.283 a 389.009            | 49,29 a 70,54 | Presente estudo (2019)        |
| Rio Doce, Regência, Brasil               | 255.830 a 255.830            | 61,76 a 90,42 | Presente estudo (2020)        |
| Flórida                                  | 19.000 a 20.000              | -             | Gifford (1962)                |
| Venezuela                                | 350.000 a 1.200.000          | -             | Taissoun (1974)               |
| Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil | 103.300 a 366.400            | 56,60 a 83,50 | Silva e Oshiro (2002)         |
| México                                   | 298.609 a 710.206            | 32,03 a 52,68 | Téllez e Vázquez-López (2016) |

A ausência de estudos pretéritos da fecundidade do *U. cordatus*, exceto para São Mateus (PORTO, 2016) e de *C. guanhumí* para o estado e sul da Bahia, não permite averiguar se houve ou não declínio nesta variável nos manguezais avaliados durante o PMBA, principalmente porque a dispersão registrada neste monitoramento é similar a aquelas reportadas em outras localidades do Brasil e da América. Portanto, o monitoramento em longo prazo permitirá verificar se houve alterações significativas na fecundidade entre os anos, em cada estuário, e quais os possíveis fatores que estariam influenciando.

#### 1.3.4.5 Interação dos parâmetros populacionais e variáveis ambientais

Análise de componente principal (PCA) para todas as variáveis foi aplicada considerando os estuários em cada período (chuvoso e seco) para a interpretação dos resultados analíticos de metais nos sedimentos e folhas e granulometria. As representações gráficas bidimensionais desta análise estão apresentadas em função do período chuvoso 2018/2019, seco 2019 e chuvoso 2019/2020 na Figura 168.

A PCA indicou que 75,88% e 72,19% da variância total dos dados foi explicada pelos dois componentes (eixo 1 e 2) no período chuvoso (outubro de 2018 a março de 2019) e seco (2019) do primeiro ano do PMBA, respectivamente. O estuário de Barra do Riacho não foi inserido nesta análise em função da ausência das variáveis sedimentares e concentração de metais no sedimento no período chuvoso de 2018/2019 (Figura 168a). Neste período, as componentes separaram os estuários em três grupos de acordo com densidade e tamanho médio de *U. cordatus*, amplitude de inundação, salinidade, variáveis que caracterizam o sedimento e concentração de metais no sedimento e nas folhas. A diferença regional dessas variáveis foi claramente verificada para os manguezais estudados, principalmente devido ao agrupamento destas próximo aos estuários ao sul da foz Rio Doce (Setor A), ao norte da foz

(setor C) e Caravelas. No período chuvoso 2018/2019, Urussuquara e São Mateus destacaram-se com as populações com a maior densidade de indivíduos. No último estuário houve registro de bosques com elevadas concentrações de Cu e Zn foliar. A presença de Fe nas folhas está fortemente correlacionada aos dados de Urussuquara (Figura 168a).

Por outro lado, a PCA descreveu menor densidade para as populações ao sul da foz do Rio Doce (setor A), englobando os estuários do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim (Figura 168a). Caravelas se distanciou dos demais estuários por apresentar os maiores indivíduos (LC), maior amplitude de inundação (florestas com até 1 metro de inundação) e, principalmente, elevada concentração de Cr, Mn e Pb no sedimento, o que significa que a população com maior tamanho médio de indivíduos vivem em bosques com concentração de Mn relativamente elevada no sedimento. São esperados efeitos imediatos em áreas com maior frequência de inundação e tempo de inundação, pois estas apresentam um maior tempo de exposição aos contaminantes na forma dissolvida na coluna d'água. Duas florestas em Caravelas tiveram seu tempo de submersão estimado, na coleta de dados com os sensores no interior do bosque, em mais de 12 horas considerando o ciclo de maré completo, isto é, 26 horas de amostragem. No período seco (2019), o agrupamento espacial dos estuários foi similar, mas São Mateus tornou-se mais próximo de Caravelas, em relação ao período anterior, em função da amplitude de inundação, concentração de Al, Cr, Mn, Zn no sedimento e Mn foliar (Figura 168b). Este comportamento é esperado para esta estação climática uma vez que a área de São Mateus possui similaridade com o clima da Bahia, estando muito próximo do limite da região definida como semiárido (ALVARES et al., 2013). Urussuquara por sua vez se aproxima mais das características de Barra Nova e mantém a relação com a concentração de ferro foliar, conforme ocorrido no período anterior.

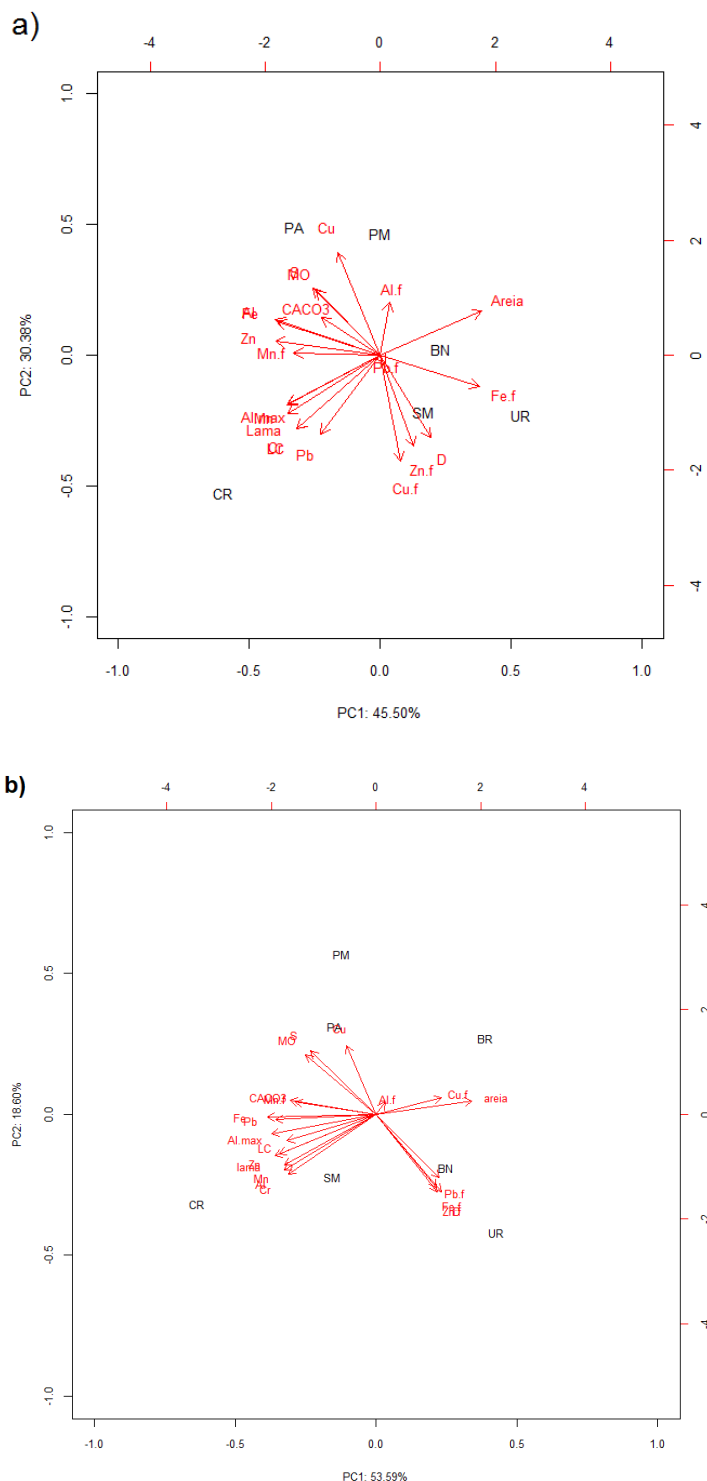
A PCA no período chuvoso de 2019/2020 (Figura 168c) também evidenciou a diferença entre os estuários, mostrando uma tendência de agrupamento entre eles novamente dentro dos compartimentos costeiros ao sul do Rio Doce (PA, PM e BR, compartimento A) e ao norte (UR, BN e SM, compartimento C), no qual Caravelas encontra-se mais distante (Figura 168c). Este resultado já parece demonstrar a diminuição da contaminação pretérita ocorrida em Caravelas com a água de lastro das embarcações e com os efeitos sazonais dos rejeitos ao longo da linha de costa capixaba, discutido no relatório anual deste anexo e no integrado do ambiente costeiro, com base nos dados de 2019 (RRDM, 2019 RT09 e RT21, Anexo 5 Manguezal; RRDM, 2019 RT31, Integração da Biodiversidade da Zona Costeira). As respostas observadas nesta PCA indicaram que os compartimentos do litoral já estão apresentando respostas locais ao rejeito. Os bosques de mangue ao norte da foz, exceto Caravelas, apresentaram tendência de maior concentração de alumínio, cobre, ferro e zinco foliar como também a maior densidade de *U. cordatus*. Considerando que uma das principais fontes alimentares dos indivíduos desta espécie é a serapilheira, principalmente as folhas de *R. mangle* (NORDHAUS e WOLF, 2007), a assimilação dos metais pode ocorrer por meio da ingestão deste componente (PINHEIRO et al., 2012). A elevada densidade populacional observada no setor norte do Espírito Santo nos três períodos avaliados, pode indicar tendência de recuperação populacional, com maior frequência de indivíduos nas classes jovens e com tamanho inferior a 60 mm (Material Suplementar A5RAS1, Figuras 66 a 74 e Tabela 18) após a chegada dos rejeitos nos estuários conduzidos por correntes de maré. Este fato

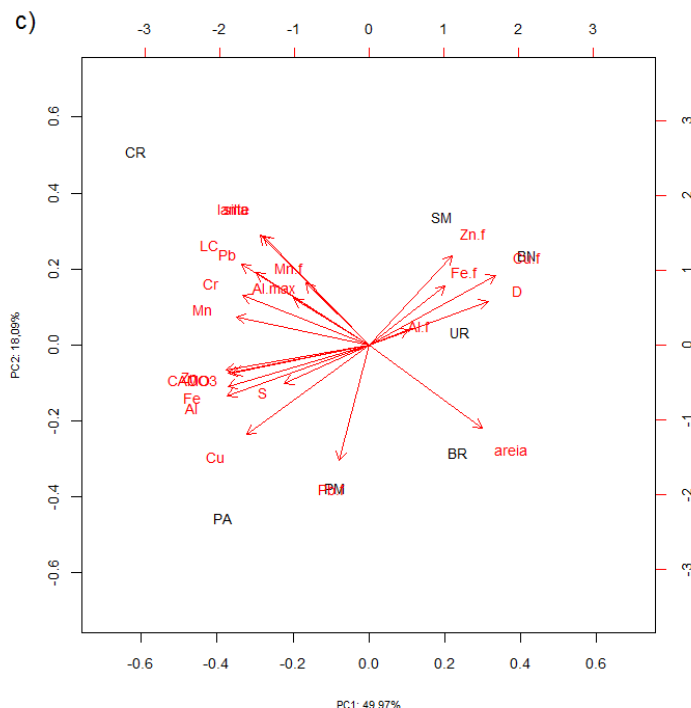
estaria caracterizando ajuste da população uma vez que concentração dos metais ainda que presentes nos estuários já demonstram tendência de declínio.

As análises do final de 2018 (período chuvoso) indicam que as respostas da fauna se deram como forma de ajuste ao impacto drástico que tiveram consequências em escala regional, uma vez que ocorreu contaminação dos estuários e da zona costeira como um todo. É possível identificar que em todos os ambientes houve um excedente em algum dos metais analisados que esteve correlacionado com alguma variável biológica e abiótica (Figura 168). Posteriormente, no período seco (2019) (Figura 168b) detecta-se concentração das variáveis em Caravelas, entretanto, permanece elevada a concentração de metais relevantes em Urussuquara e Barra Nova, tornando estes dois estuários mais correlacionados. Quando se avalia as concentrações de metais na zona costeira, constata-se que Fe e Zn aumentaram sua concentração nos períodos de janeiro e julho, atingindo nível crônico de 50% em relação aos valores de 2016 para as estações amostrais da zona costeira em Itaúnas, Barra Nova e Degredo (RRDM, 2019 RT19B, Anexo 3 Marinho, Hidrogeoquímica). O evento meteorológico Iba (Tempestade tropical Iba) ocorrido em março de 2019 ressuspendeu o material de fundo e tornou ainda mais distinto o setor norte da foz do Rio Doce (compartimento C) do setor ao sul, o compartimento A, e isto fica evidente na PCA (Figura 168b). Este mecanismo já foi observado, o que nos permitiu definir já no relatório anual que os manguezais possuíam dados de efeitos agudos (compartimento A) e dados de efeitos crônicos oscilatórios (compartimento C) e que agora podem ser confirmados. Estes efeitos oscilatórios poderão apresentar efeitos agudos extremos dependendo das condições meteoceanográficas que podem amplificar em concentrações que variam de 25 a 50% a disponibilidade dos metais provenientes do rejeito. E isto fica claro quando se avalia a distinção ocorrida no período chuvoso de 2019/2020 entre os estuários dos compartimentos A e C e o isolamento de Caravelas (Figura 168c).



Figura 168: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os dados de densidade (D) (indivíduos m<sup>-2</sup>) e largura do cefalotórax (LC) (mm) do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), salinidade, teor (%) de matéria orgânica (MO), areia, lama e CaCO<sub>3</sub>, concentração de metais (mg kg<sup>-1</sup>) no sedimento (Alumínio – Al, Cromo – Cr, Cobre – Cu, Chumbo – Pb, Ferro – Fe, Manganês – Mn, Zinco – Zn) e nas folhas (Alumínio – Al, Cobre – Cu, Chumbo – Pb, Ferro – Fe, Manganês – Mn, Zinco – Zn) em função dos períodos: (a) Chuvoso\_18/19 (outubro/2018 – março/2019/ano 1); (b) Seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/ano 1); e (c) Chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/período de transição) nas áreas de estudo durante o PMBA. Os elementos seguidos pela letra "f" correspondem a concentração de metais foliar. PA: Piraquê-Açu; PM: Piraquê-Mirim; BR: Barra do Riacho; UR: Urussuquara; BN: Barra Nova; SM: São Mateus; CR: Caravelas.





A variabilidade espacial dos parâmetros populacionais e das variáveis ambientais permitiu verificar a relação entre elas em cada estuário, em escala regional, e identificar os principais parâmetros avaliados que estão atuando no agrupamento das áreas e como variam espacialmente em função dos períodos chuvosos e secos. Identificar esses padrões espaciais e temporais, com destaque para a concentração de metais no sedimento e nas folhas, contribui para avaliar a resposta da dinâmica e da estrutura populacional de *U. cordatus* uma vez que esta espécie exibe estreita relação com os componentes dos manguezais (DUARTE et al., 2017), isto é, ciclagem de nutrientes no sedimento, na água e nos alimentos. Os metais tóxicos apresentam potenciais efeitos deletérios, em longo prazo, para a espécie como registrado na literatura (PINHEIRO et al., 2012; BIANCI et al., 2017) considerando que eles são bioacumulativos em organismos bentônicos (ALMEIDA et al., 2016). Os caranguejos absorvem os metais tóxicos por meio das folhas de mangue, especialmente *R. mangle*, principal fonte alimentar de *U. cordatus* (PINHEIRO et al., 2012; CHRISTOFOLETTI et al., 2013) e é uma rota de transferência para os seus órgãos e tecidos (PINHEIRO et al., 2012), e através do tegumento ou das brânquias (AHEARN et al., 2004). A resposta das populações de *U. cordatus* e *C. guanhumi*, quanto a sua dinâmica e estrutura, em ambientes com elevadas concentrações de metais ainda é pouca conhecida (ROCHA e LIMA, 2020), principalmente daqueles não classificados como tóxicos, entre eles o Fe e Mn presentes em maior concentração no rejeito e nos sedimentos em alguns manguezais do PMBA. Neste contexto, os efeitos deletérios dos metais nos tecidos desta espécie, em nível individual, impactaria significativamente a população, em longo prazo, uma vez que a sensibilidade de *U. cordatus* é considerável, como evidenciado pela dispersão da chamada “doença do caranguejo letárgico”, no qual foi a única espécie que sofreu mortalidade em massa nos manguezais brasileiros (SCHMIDT et al.,

2008). O turismo e a intensa exploração comercial desses organismos é um dos fatores a ser considerado na análise de densidade (AMARAL et al., 2014; DUARTE et al., 2016), uma vez que a pressão da captura pode ser superior a capacidade de recrutamento de indivíduos jovens e adultos na população, questão importante a ser considerada numa perspectiva de impactos ambientais como evidenciado por Conti e Nalesso (2010).

#### 1.3.4.6 Riqueza de braquiúros

Os crustáceos braquiúros, principais representantes do ecossistema manguezal, são importantes bioindicadores da qualidade ambiental, pois a sua diversidade e ecologia apresentam alterações sensíveis quando sujeitos aos impactos ambientais (ARAUJO et al., 2014). Neste contexto, a riqueza e abundância desses crustáceos foram avaliadas no manguezal localizado sobre os terraços de abrasão na APA Costa das Algas (Sistema Praial A) com o objetivo de avaliar a variação temporal desses parâmetros entre os dois anos do PMBA e verificar se houve aumento ou declínio na abundância das espécies nesta área uma vez que a concentração de manganês no sedimento ( $281,89 \text{ mg kg}^{-1}$ ) está acima do limite estabelecido pela NOAA (BUCHMAN, 1999). Embora o manganês seja um metal essencial para os crustáceos também é tóxico no ambiente marinho, afetando adversamente os processos fisiológicos e podendo diminuir o *fitness* das espécies (GIBSON et al., 2006)

No Brasil são encontradas 10 espécies de caranguejos conhecidos popularmente como chama-marés, que compreendem hoje três gêneros da Família Ocypodidae (SHIH et al., 2016) a saber: *Uca*, *Minuca* e *Leptuca*; sendo elas: *Uca maracoani* (Latreille, 1802), *Leptuca leptodactyla* (Rathbun, in Rankin, 1898), *Leptuca thayeri* (Rathbun, 1900), *Leptuca cumulanta* (Crane, 1943), *Leptuca uruguayensis* (Nobili, 1901), *Minuca burgersi* (Holthuis, 1967), *Minuca rapax* (Smith, 1870), *Minuca victoriana* (von Hagen, 1987), *Mincua vocator* (Herbst, 1804) e *Minuca mordax* (Smith, 1870). Dentre essas espécies apenas quatro foram encontradas nos manguezais dos lateritos que ocorrem em Costa das Algas, isto é, *U. maracoani*, *M. rapax*, *L. thayeri* e *L. leptodactyla* (Figura 29). *L. cumulanta* é considerada uma espécie oportunista preferindo ambientes com sedimentos mais siltosos ao contrário de *M. rapax*, e *M. victoriana* é espécie endêmica, em princípio vinculada à costa sudeste do Brasil (THURMAN et al., 2013). Estes autores ao fazerem referência as espécies deste grupo colocam como indeterminada a ocorrência de *L. cumulanta* e *M. vocator* por não encontrar citação de ocorrência para o estado do Espírito Santo. Aspecto mantido por Masunari et al. (2020) que fala de ocorrência provável, mas não certificada. Isto demonstra a importância dos levantamentos de diversidade que são necessários e o quando se torna difícil definir o grau de impacto dos rejeitos sobre a diversidade da zona costeira, principalmente para aqueles grupos de espécies sem interesse comercial e social, com nicho ecológico menos complexo em nível ecossistêmico e de pequeno porte. Algumas destas espécies apresentam hábito bentônico (*Eurytium limosum* (Say, 1818), *L. leptodactyla*, *L. thayeri*, *M. rapax* e *U. maracoani*), ou seja, encontram-se em contato direto com o sedimento e se alimentam da matéria orgânica dissolvida no ambiente (SOUSA et al., 2015). Além disso, apresentam estratégia de exportação das suas larvas planctônicas para a zona costeira, onde podem encontrar condições de salinidade

adequadas e estáveis, como uma etapa de desenvolvimento do seu ciclo de vida, pois apresentam estágio planctônico e bentônico (ANGER, 2006; MARTINS et al., 2020).

O material coletado está preparado para ser encaminhado ao Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (USP), processo interrompido por conta da pandemia e do isolamento social até o momento. Dada a preciosidade dos exemplares e o meio de preservação, o envio do material por postagem foi evitado.

Oshiro et al. (1998) verificaram nos manguezais da baía de Sepetiba (RJ) que algumas espécies podem ter mais de um tipo de habitat, entretanto apresentaram preferências ecológicas bastante nítidas, existindo uma divisão mesmo que diferentes ambientes estejam muito próximos. Para alguns autores a seleção de alimentos pelos caranguejos chama-marés está intimamente relacionada com a granulometria do sedimento depositado (CRANE, 1975), pois o tamanho do sedimento influencia diretamente na sua capacidade de manipular o grão e extrair o alimento orgânico associado (COSTA e NEGREIROS-FRANSOZO, 2001). No entanto, Colpo e Negreiros-Fransozo (2011) encontraram evidências de que espécies como o *L. leptodactyla*, *M. rapax* e *L. thayeri* são capazes de manipular sedimentos com diferentes composições granulométricas.

A riqueza de espécies em Costa das Algas compreende indivíduos pertencentes também às famílias Sesarmidae (*Sesarma rectum* (Randall, 1840), *Sesarma crassipes* (Cano, 1889) e *Aratus pisonii* (H. Milne Edwards, 1837)), Grapsidae (*Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) e *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850)) e Panopeidae (*Eurytium limosum*) também foram registradas na área (Figura 169, Material Suplementar A5RAS1, Tabela 25). Além, obviamente do *U. cordatus* (Família Ocypodidae) e *C. guanhumi* (Família Gecarcinidae). Não associado as florestas de mangue também ocorrem indivíduos da espécie *Ocypode quadrata*.

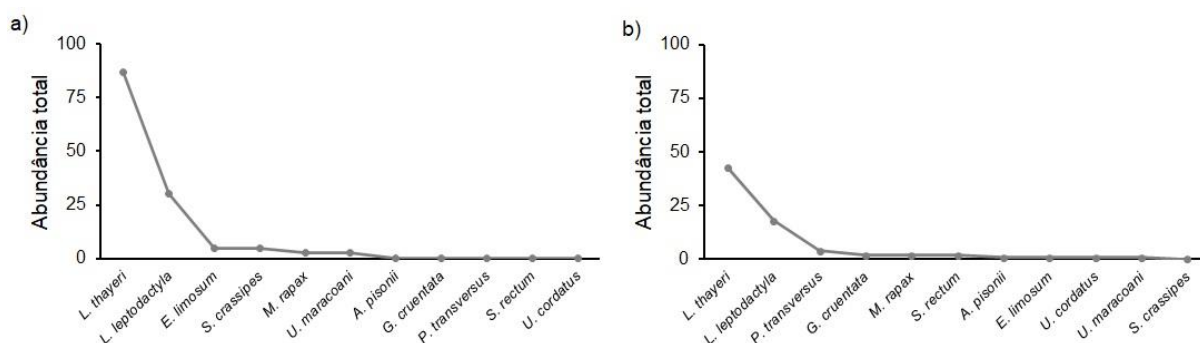
A família Sesarmidae possui representantes herbívoros, mas com onivoria presente em alguns grupos devido a preferência por diferentes habitats (BROGIM e LANA, 1997) participando do processo de fragmentação e decomposição da matéria orgânica presente no sedimento (LEE, 1998). O mesmo é válido para dois integrantes da família Grapsidae encontrados na APA de Costa das Algas, *G. cruentata* e *P. transversus*, que consomem material vegetal e resto de animais (OGAWA, 1977) e podem ser encontrados no solo, entre as raízes, troncos e ramos das árvores de mangue ou sob pedras, tanto em substratos consolidados como inconsolidados (BOTELHO et al., 2004; MENEZES et al., 2012; SANTOS et al., 2013). E *E. limosum* é encontrado exclusivamente na borda do manguezal, ou seja, em substrato exclusivamente lamoso (MELLO, 1996; OSHIRO et al., 1998) se alimentando principalmente de caranguejos, poliquetas, bivalves e gastrópodes apesar possuir material vegetal em sua dieta (KNEIB e WEEKS, 1990).

A abundância de braquiúros foi relativamente maior no primeiro ano do PMBA (133 indivíduos), entretanto, o período de transição apresentou maior riqueza, com registro de 10 espécies (Figura 169, Material Suplementar A5RAS1, Tabela 10). *L. thayeri* foi a espécie mais abundante (abundância total) nos dois anos com 130 indivíduos capturados e a maioria das outras espécies foram consideradas

raras (abundância relativa < 10%), com exceção de *L. leptodactyla* que ocorreu como pouco abundante (10% < abundância relativa < 40%). Segundo Crane (1975) o caranguejo *U. rapax* é considerado o mais numeroso em regiões tropicais, dentre as dez espécies de chama maré existentes. Entretanto, durante período de monitoramento, a presença e sobretudo a dominância numérica de *L. thayeri* pode ser um indicativo de estresse ambiental (MACINTOSH et al., 2002). Os autores sugerem que alguns grupos da macrofauna podem ser úteis como indicadores biológicos para avaliar o impacto ecológico da reabilitação de manguezais. Uma alta dominância de uma espécie de macrofauna (como no caso do *Metaplex elegans* encontrado pelos autores no riacho Klong Ngao, sul da Tailândia) pode indicar um ambiente estressante, enquanto maior diversidade (por exemplo, de espécies de sesamidae) pode ser indicativa de ambiente estável (MACINTOSH et al., 2002). *L. thayeri* tem preferência por sedimentos lamosos e argilosos (THURMAN et al., 2013) e a sua ocorrência foi relacionada com altos teores de matéria orgânica no sedimento e com elevadas porcentagens de silte e argila na Baía de Guaratuba no Paraná (MASUNARI, 2006). Entretanto, a área de estudo apresentou relativamente maior predomínio do teor de areia (teor médio de 80,44%) no sedimento e a espécie foi a mais abundante do gênero, como também registrado no estuário do rio São Mateus, com sedimento predominantemente arenoso ou lamoso dependendo da estação de coleta que apresentou relativamente maior número de indivíduos (dados não publicados). A espécie é uma das mais abundantes do gênero *Uca* que vivem em galerias em áreas de manguezais com sedimentos lamosos e arenosos (MELO, 1996).

No primeiro ano, o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) foi 1,03 e o de Margalef ( $D$ ) contabilizou 1,02, valores considerados baixos para ambos os índices. Entretanto, o índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) foi 0,58 e o de Simpson (1-d) em 0,52 considerados relativamente altos. No segundo ano, o índice de Shannon ( $H'$ ) e de Margalef ( $D$ ) foram 1,34 e 2,08, respectivamente. Mais elevados que o ano de 2018/2019, mas ainda assim considerados baixos. Por sua vez, não houve alteração do índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ), já o de Simpson (1-d) teve aumento passando a 0,61, novamente classificados como relativamente altos. Os valores dos índices de diversidade estão dentro do esperado para as florestas de manguezais, uma vez que a variabilidade de espécies está dentro esperado para os decápodes. Por outro lado, reconhece que a região possui uma riqueza de espécies bastante elevada para a dimensão espacial das florestas, mas dada a diversidade de habitats é possível sustentar estas espécies que possuem nichos complementares entre elas. Destaca-se que as espécies *L. thayeri* e *L. leptodactyla* são as espécies consideradas como mais abundantes no litoral brasileiro entre aquelas capturadas para o grupo de chama-marés (THURMAN et al., 2013).

Figura 169: Abundância e riqueza de espécies de braquiúros coletados na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas no (a) primeiro ano (2018/2019) e (b) período de transição (2019/2020) durante o PMBA.



Os valores dos índices de Shannon para florestas de manguezais considerando a fauna de crustáceos variam de 1,09 a 1,36 para florestas mais preservadas e de 0,05 a 0,93 para áreas degradadas pela produção de carvão e pela presença de fazendas de cultivos de camarões (ASHTON, 2003). Os índices de diversidade de Shannon ( $H' = 1,80 \pm 0,2$ ) encontrados por Araújo et al. (2014) em manguezal da região nordeste são maiores do que os do presente estudo ( $H' = 1,03$  e  $1,34$ ) e os de riqueza Margalef ( $D = 1,19 \pm 0,14$ ) encontram-se próximos aos de Costa das Algas ( $D = 1,02$  e  $2,08$ ).

A diversidade de espécies de braquiúros em Costa das Algas está relacionada com a sua diversidade de habitats, onde o ecossistema manguezal fornece uma complexidade estrutural juntamente com as características granulométricas, concentração de matéria orgânica e carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ). O monitoramento contínuo da diversidade da APA torna-se fundamental para verificar a resposta da comunidade de braquiúros frente às concentrações de metais no sedimento, uma vez que esses indivíduos apresentam estreita relação com o sedimento e a coluna d'água. Além da importância econômica de algumas espécies, e a sua relevância ecológica nos manguezais (ARAÚJO et al., 2014), e a manutenção da diversidade de caranguejos é fundamental para a saúde do ecossistema (TAN e NG, 1994).

Para o Rio Doce foram registradas as espécies *M. mordax*, *M. rapax*, *M. victoriana*, *Armases rubripes* (Rathbun, 1897), *G. cruentata*. Além de *U. cordatus* e *C. guanhumi*, uma vez que os levantamentos das espécies foram realizados nas mesmas áreas de monitoramento do PMBA. A baixa diversidade de chama-marés foi o esperado uma vez que a salinidade é um fator limitante importante na distribuição dos decápodes da Família Ocypodidae, sendo classificados como caranguejos terrestres mas dependentes do meio marinho (SHIH et al., 2016). A espécie *M. mordax* foi a espécie mais abundante (45% da amostra) e é caracterizada por colonizar áreas oligohalinas (THURMAN et al., 2013) e preferir bancos arenosos (MASUNARI et al., 2020), assim como *M. victoriana* que apresenta, como *M. rapax*, maior plasticidade em relação à salinidade, mas prefere substratos mais lamosos (THURMAN et al., 2013).

Em relação a indicação da espécie *Littoraria angulifera*, como uma indicadora biológica, reconhecemos e inclusive já realizamos estudo com a espécie para diagnóstico de áreas contaminadas por TBT



(Tributilestanho) nos manguezais da Baía de Vitória com resultados bastante promissores (COSTA et al., 2013). Entretanto, esta espécie tem sua distribuição mais restrita às florestas de franja, sendo excluída de áreas com domínio de *L. racemosa*, mais internas e menos úmidas (ZAMPROGNO et al., 2016). Desta forma, entendemos que *L. angulifera* por apresentar maior restrição em termos de ocorrência nos manguezais acaba sendo menos indicada para ser uma indicadora biológica. Entretanto, em estudos futuros não será descartada, tanto que já iniciamos o levantamento desta espécie nos manguezais do rio São Mateus. Apesar disto, salientamos que *L. angulifera* já tem sido descrita como um bioindicador de contaminação orgânica e de monitoramento de qualidade ambiental (MELO et al., 2012; MARTÍNEZ et al., 2013; ZEIDAN et al., 2018) devido a sua resposta plástica às alterações do meio como, por exemplo, pelo tamanho de sua concha que pode variar em função da temperatura, exposição à radiação luminosa, escassez de água e poluição orgânica. Os resultados obtidos no monitoramento da espécie no período chuvoso de 2020 ao longo do gradiente estuarino do rio São Mateus (Pontos 1, 2 e 3), tanto para as florestas de franja quanto de bacia, descreveram ausência de indivíduos no estuário superior, o menos salino, baixa ocorrência para o estuário médio e elevada ocorrência para as florestas de franja, no inferior. Em relação ao estuário médio, a abundância da espécie foi relativamente baixa sendo aquela registrada na bacia quase 50% da observada para a franja, ficando desta forma claro a influência da salinidade sobre a distribuição horizontal da espécie no estuário (sentido jusante a montante) e no interior das florestas de mangue (sentido rio continente). A espécie é considerada estenohalina (SANPANICH et al., 2013), entretanto, os resultados obtidos associados à avaliação de luminosidade do bosque descreveram claramente a influência desta na coloração das conchas e a diminuição do tamanho médio das conchas como mecanismos de restrição de água, por perda na transpiração.

Frente aos resultados apresentados, é crucial a continuidade deste monitoramento para permitir um diagnóstico da resposta das populações, no que se refere a dinâmica, estrutura e diversidade, nos estuários frente às variações ambientais no ecossistema associadas a concentração de metais nos bosques das florestas de mangue e no sedimento. Além disso, as informações geradas neste estudo irão fornecer subsídios para futura elaboração de planos de manejo e possíveis projeções da pesca sustentável em escala local e regional, uma vez que há lacunas no conhecimento dos seus parâmetros populacionais no Espírito Santo.

### **1.3.5 Análise integrada do ecossistema Manguezal Período de outubro de 2018 a setembro de 2019**

Este material síntese e integrador foi encaminhado no relatório anual de 2019, entretanto, não foi integralizado no material encaminhando aos órgãos ambientais. Entende-se que as observações apresentadas a seguir são importantes para as avaliações de contaminação dos manguezais. Esta análise será complementada com a ampliação do conhecimento adquirido nestes 16 meses de monitoramento, isto é, de outubro de 2018 a fevereiro de 2020.

Os processos de integração ambiental de poluentes devem ser analisados sob o ponto de vista ecossistêmico, pois os mesmos são extremamente adaptativos, auto-organizados e possuem inúmeros mecanismos de feedbacks. Entretanto, cuidados devem ser tomados uma vez que a ecologia lida com sistemas irreduzíveis e, com isto, modelos não podem assumir que uma situação ecológica num ecossistema possa ser aplicada em outra situação e ecossistema (JØRGENSEN e FATH, 2011). No que diz respeito ao ecossistema manguezal, além das particularidades envolvidas na questão da modelagem, tem-se que levar em consideração a diversidade de configurações geomorfológicas ao longo da linha de costa nas quais o ecossistema pode se desenvolver (TWILLEY e RIVIERA-MONROY, 2009).

Desta forma, os modelos conceituais e/ou matemáticos devem abordar os padrões locais e regionais que por sua vez vão interferir nos processos biogeoquímicos entre os diferentes tipos ecológicos do manguezal, isto é, florestas de franja ou de bacia. Estes padrões resultantes das configurações geomorfológicas e das forças hidrológicas estão sendo empregados nesta análise integrada haja vista que ao longo do litoral monitorado ocorrem diferentes geomorfologias que definem o comportamento distinto de cada uma das áreas avaliadas.

As descrições realizadas pelo Anexo Praias, sob coordenação da Dra. Jacqueline Albino, numa abordagem geomorfológica, identificam o Rio Doce como sendo ambiente com delta de vazante, com abertura estrangulada, seção transversal crítica de 80 metros, ocorrendo a intensificação do papel de exportador durante os eventos de cheia ou frente fria, estas indutoras das ressacas. Para o sistema estuarino dos rios Piraquê-Açú e Mirim, a coordenação do Anexo Praia descreve o sistema como apresentando delta de maré vazante, com largura da seção transversal crítica de 230 metros. O sistema de ventos neste estuário tanto de nordeste quanto de sul/sudeste incide transversalmente aos canais produzindo empilhamento das águas nas margens opostas. Já o sistema de Barra Nova tem sua particularidade devido a abertura artificial produzida no início do século XX e que faz com que sua dinâmica de vazão de água sofra influência também do sistema de enchente e vazante do rio São Mateus. De acordo com Albino, a foz do estuário em Barra Nova está estrangulada por pontal o que resulta em seção transversal crítica de 100 metros onde ocorrem extensos bancos arenosos. A coordenadora ressalta que a baixo gradiente deve desfavorecer o fluxo tendendo a estagnação da vazão no sistema. O Rio São Mateus, assim como os demais estuários, também apresenta delta de vazante e seção transversal crítica de 300 metros. As demais áreas monitoradas não possuem descrição mais detalhada das fozes e da dinâmica de marés nos locais. Entretanto, assume-se nesta análise que os rios Sauê, Saí, Riacho e Ipiranga (Urussuquara) possuem abertura de foz restrita. Os dois primeiros tem baixa vazão em função de bacia hidrográfica restrita e com foz temporária com domínio do sistema de ondas. O rio Riacho possui bacia hidrográfica maior que os rios anteriores, mas também apresenta foz temporária. O rio Ipiranga (Urussuquara) possui abertura similar ao pontal em Barra Nova, mas com menor dimensão. Entende-se que os processos de trocas entre bacia de drenagem e zona costeira são mais restritos nestes estuários.

A bacia do Rio Doce enquadra-se dentro da Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste e compreende a unidade Sub1 Doce que abrange toda a bacia até sua foz em Regência (Linhares – ES) e inclui a norte desta a bacia do Rio Barra Seca e que deságua no rio Ipiranga na região de Urussuquara (São Mateus – ES). Ao longo desta bacia que integra o colar Metropolitano do Vale do Aço que compreende 22 municípios que usam os recursos hídricos nesta região industrial. Em relação ao clima, este é quente em praticamente toda bacia do Rio Doce com precipitações médias em torno de 1.238 mm, evaporação média de 827 mm e vazão específica de 13 L/s/km<sup>2</sup>. Suas cabeceiras estão sujeitas a clima subquente semiúmido, com quatro a cinco meses por ano de período seco. Seus afluentes tem origem na Serra do Espinhaço, fazendo divisa com as bacias do Rio São Francisco e Jequitinhonha (MMA, 2006).

O uso da bacia hidrográfica do Rio Doce contempla intensa devastação da Floresta Atlântica com o processo de urbanização, expansão da agricultura e uso do solo para a extração de minérios, principalmente na região do Vale do Aço. Em território capixaba, o uso intensivo se dá pela silvicultura do eucalipto e por fruticultura, além do plantio de cana de açúcar para a indústria sucroalcooleira e da pecuária para leite e corte. Ainda ocorre na região o extrativismo da madeira dos remanescentes da floresta ou de áreas replantadas para produção de carvão vegetal ou toras. Registro do MMA (2006) define como principal contaminante da bacia o alumínio. Os dados reportados neste documento sobre o IDH das bacias da região sudeste, a sub bacia de Barra Seca, no contexto do Rio Doce apresenta o menor IDH e a menor expectativa de vida. Isto envolve a região do Rio Ipiranga.

Na avaliação do uso do recurso hídrico realizada pelo MMA (2006), o Rio Doce é descrito como uma bacia hidrográfica sem grande concentração de indústrias ao longo de sua calha, sendo considerada a economia desta região como deprimida economicamente, sendo sua maior utilização para a produção de celulose. A maior demanda pela água encontra-se no setor agrícola (irrigação) que junto com o sistema urbano demandam quase 75% das outorgas pelo recurso.

De acordo com mapa produzido pela ANP, a região que vem desde do município de Conceição da Barra até a região de Degredo na foz do Rio Doce em Linhares, existem bancos de exploração de petróleo em desenvolvimento e produção, bem como, bancos que serão disponibilizados em concessões futuras.

A geoquímica da bacia do Rio Doce foi avaliada por Viglio (2016) com coleta de sedimento, solo e água e em relação ao Fe para o sedimento, forma de comparação com o manguezal, os valores máximos reportados foram o máximo de 4,3 %, mediana de 3,9%, máximo acima de 15% e mínimo de 0,41%. O manganês apresentou valores máximos de 700 ppm, mediana de 500 ppm, máximo de 5.591 ppm e mínimo de 50 ppm. Em relação ao Cobre, o valor médio é de 16,16 ppm, mediana 14,60 ppm, máximo 123 ppm e mínimo 1,2 ppm. Este elemento tem valores de toxicidade estabelecidos pelo Conama e pelo NOAA em 35,7 ppm (Resolução Conama 454). Outro elemento tóxico avaliado para sedimentos foi o Pb, sendo que na análise pretérita deste elemento na bacia, de acordo com os autores acima, foram identificados valores máximos de 85,60 ppm, média de 14,99 ppm e mediana de 13,50 ppm, sendo o valor recomendado pela resolução Conama de 35 ppm.

O Estado do Espírito Santo apresenta seu litoral fortemente controlado pelas variáveis oceanográficas e meteorológicas que vão influenciar nas correntes superficiais e no transporte de sedimentos e solutos ao longo dos sistemas costeiros. As correntes superficiais do Atlântico Sul são fortemente influenciadas pelo vento, controladas pelo giro do anticiclone subtropical. Este giro é formado pela Corrente de Bengala, Corrente do Brasil e Corrente do Atlântico Sul, sendo o limite sul deste giro denominado de Convergência Subtropical do Atlântico Sul (CAMPOS et al. 1999).

Ainda que o número de estudos sobre o comportamento fisiológico das espécies de mangue em relação aos metais tenha aumentado a partir do início deste século, ainda são escassos aqueles relacionados as espécies no Continente Americano e do presente monitoramento.

Saenger e McConchie (2004) definem recomendações para estudos de monitoramento de metais em áreas de manguezal. Estes autores, por meio de seus experimentos, definem que a melhor avaliação sobre a contaminação dos manguezais por metais deve ocorrer com base nos resultados destes elementos nos tecidos vegetais, sejam eles folhas (jovens ou senescentes), córtex ou caule das árvores, mesmo que estas concentrações sejam muito inferiores aquelas obtidas nos sedimentos. A vantagem da análise dos tecidos vegetais é que esta concentração não decorre de fatores como textura e mineralogia do sedimento e de mudanças causadas por atividades da fauna e microbiana, além de modificações físicas e químicas do sedimento, servindo, portanto, como um diagnóstico comparativo entre as diferentes áreas.

As espécies de mangue que são acumuladoras dos metais, como *R. mangle* e *L. racemosa*, são boas indicadoras uma vez que irão incorporar estes elementos de forma proporcional à sua concentração no sedimento, conforme observado nos resultados deste monitoramento. Servindo desta forma como espécies bioindicadoras de contaminação. *Avicennia schaueriana* ainda que comprometida nas áreas contaminadas, por ser uma espécie excretora de metais não contribui para determinar com maior precisão a contaminação da área, isto é, muito do que assimilou pode ter sido expelido. Cabe ressaltar que as análises de folhas não nos permitem identificar a acumulação dos metais nos demais compartimentos como galhos, caules, raízes e estruturas reprodutoras, que estão funcionando como reservatório destes elementos e que irão disponibilizá-los para a biota em diferentes escalas temporais e espaciais. Este seria um dos problemas mais agravantes sob o ponto de vista dos contaminantes uma vez que ao retirá-los do meio abiótico funcionam como estoque futuro e que será biomagnificado pela teia alimentar.

Os resultados do monitoramento dos manguezais na costa do litoral norte capixaba e sul da Bahia indicam: (1) os sedimentos predominantemente na fração silte e argila atuaram como sumidouros de metais de forma eficiente e efetiva; (2) as maiores concentrações de metais nos tecidos foliares das plantas de mangue tiveram correlações positivas com as maiores concentrações no sedimento; (3) a bioacumulação de metais nas plantas foram diferentes entre as espécies e por tipo de metal; (4) o Fe e Mn apresentaram concentrações diferenciadas entre pontos e florestas nos estuários; (5) o Fe e o Mn induziram respostas fisiológicas diferenciadas para as espécies vegetais; (6) *Rhizophora mangle*, dominante nos estuários, é a espécie de mangue presente nas áreas monitoradas mais susceptíveis;

(7) a susceptibilidade das espécies vegetais ocorre: *R. mangle* > *L. racemosa* > *A. schaueriana*; (8) as espécies da fauna de interesse comercial (*Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumii*) analisadas apresentaram acúmulo de metais em todos os estuários; (9) o impacto no Rio Doce aumentou a diversidade de decápodos nas áreas intertidais deste sistema; (10) o aumento da diversidade de decápoda no Rio Doce amplifica o risco de extinção da espécie *Cardisoma guanhumii*; (11) a contaminação dos decápodos ocorre pela alimentação e por trocas hídricas em nível de brânquias; (12) a bioacumulação de metais nos tecidos vegetais vão possibilitar a biomagnificação na cadeia alimentar; (13) houve perda da biodiversidade local após o rompimento não quantificável por ausência de dados pretéritos; (14) os manguezais já estão sob forte tensão humana que compromete a qualidade ambiental e sua resiliência; (15) a fauna de decápodos de interesse comercial já está sob intensa pressão de captura comprometendo a integridade biológica das espécies; (16) a diminuição da integridade biológica e qualidade ambiental do ecossistema manguezal vai comprometer a conectividade deste ecossistemas com a restinga, lateritos, fundos recifais, banco de macroalgas, Cadeia Vitória/Trindade e Banco de Abrolhos. As consequências destas observações se darão em longo prazo e em larga escala espacial.

Ressaltamos que as plantas são bioacumuladoras de metais nos seus diferentes tecidos e órgãos o que as tornam boas fitorremediadoras, entretanto, assim como contribuem para melhoria da qualidade ambiental após um evento de contaminação, também se tornam fonte em longo prazo de contaminantes, uma vez que por meio da bioacumulação vão transferir para a biota em curto, médio e longo prazo, bem como, em diferentes escalas espaciais e intensidades de concentração.

É razoável assumir que os estuários do Piraquê-Açú e Mirim, Barra Nova e São Mateus estão contaminados com os metais oriundos dos rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão. Esta hipótese é reforçada pelas avaliações da maré realizada nestes estuários e confirmadas pelas análises dos metais nas estações de verão e inverno que mostram comportamento relacionado a dinâmica oceanográfica e circulação atmosférica (descritos na integração do ambiente marinho e costeiro). Caso as áreas contaminadas tivessem aporte de metais via fluvial, as variações sazonais e antagônicas observadas nos resultados de metais entre o verão e inverno e entre os compartimentos costeiros A, B e C (nomeados e descritos na integração do ambiente marinho e costeiro) não seriam observadas neste Anexo. Há certeza de contaminação do Rio Doce. Partindo do pressuposto que a hipótese formulada é verdadeira, os demais estuários não citados acima também estão contaminados e, com isto, buscou-se um mecanismo de avaliar o grau de comprometimento de cada um deles em termos de análise da qualidade ambiental. Os quadros (1 a 2, material suplementar) foram construídos como forma de estabelecer graus de ponderação qualitativa entre os estuários e criar um mecanismo de avaliação do comprometimento da integridade biológica destes sistemas. O quadro 1 define as ponderações e a extensão da contaminação nos estuários de acordo com metodologia desenvolvida pela coordenação do anexo.

Quadro 2: Fator de Ponderação (FP) de sedimento, flora e fauna nos estuários Piraquê-Açú (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costas das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR).

| Estuário         | Número de parâmetros contaminados | Pontos de contaminação por estuário | Ponderação | Fator de Ponderação | Intervalo do Agravado | Fator do Agravado |
|------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| Piraquê-Açú      | 14 (66%)                          | 44                                  | 714        | 3                   | 2142                  | 3                 |
| Piraquê-Mirim    | 15 (71%)                          | 43                                  | 771        | 3                   | 2313                  | 3                 |
| Costa das Algas* | 9 (53%)                           | 23                                  | 324        | 3                   | 648                   | 2                 |
| Barra do Riacho* | 11 (65%)                          | 27                                  | 275        | 3                   | 750                   | 2                 |
| Urussuquara      | 12 (57%)                          | 29                                  | 532        | 4                   | 1596                  | 3                 |
| Barra Nova**     | 11 (55%)                          | 32                                  | 453        | 3                   | 1359                  | 3                 |
| São Mateus**     | 12 (60%)                          | 48                                  | 714        | 3                   | 2142                  | 3                 |
| Caravelas        | 14 (66%)                          | 45                                  | 1036       | 4                   | 3108                  | 3                 |

Fator de Ponderação - 1: 25% dos pontos contaminados; 2: 50%; 3: 75%; 4: 100%; Fator do Agravado - 0: abaixo da legislação; 1: limite não recomendado para alimentação; 2: no limite da legislação; 3: acima da legislação. Parâmetros avaliados (21): Sedimento (Fe, Mn, Al, Pb), Fluorescência, Fotossíntese, Estresse oxidativo, Folhas (Fe, Mn, Zn, Cu), *Cardisoma* (densidade, adultos, juvenis, Fe, Mn) e *Ucides* (densidade, adultos, juvenis, Fe, Mn). \*17 parâmetros avaliados; \*\*20 parâmetros avaliados.



### 1.3.6 Análise Integrada do ecossistema Manguezal Período de outubro de 2018 a Fevereiro de 2020

Os resultados obtidos durante estes 16 meses de monitoramento confirmam a contaminação de todos os estuários monitorados na costa capixaba e nos permitem afirmar com segurança que a contaminação decorre dos rejeitos da Barragem de Fundão. Caravelas é uma área onde houve relatos de contaminação por água de lastro, que se apresenta com contaminação crônica, entretanto, temos menor evidência para assumir a fonte de contaminação pelos rejeitos.

Ainda que o sistema Piraquê-Açu e Mirim sejam considerados como áreas naturalmente com excesso de ferro, dada a Formação Barreiras, é importante afirmar que estão sobrecarregados também pela contaminação dos rejeitos. Primeiro, as características geológicas reportadas pela literatura são genéricas para a formação. Não foi possível obter na literatura, salvo melhor juízo, informações sobre a concentração de Fe nos sedimentos de entorno da bacia de drenagem dos dois rios neste sistema. Segundo, há indicações de concentrações elevadas dos metais reportados como em elevada concentração nos sedimentos dos manguezais também na zona costeira adjacente com fortes indícios de associação com os rejeitos, tanto na forma dissolvida quanto nas demais formas químicas. Terceiro, análises comparativas entre as contaminações nos diferentes pontos ao longo dos estuários, sob a perspectiva de maior influência marinha ou fluvial, não descrevem padrão como o observado por Marchand et al. (2016) para definir a origem da contaminação. Ao contrário, descrevem claramente a influência da vazão e das marés na mudança sazonal dos pontos com maior contaminação nos estuários. Quarto, apesar de haver domínio de marés vazantes e maior velocidade de correntes destas, o tempo de residência desta água nas florestas de manguezal são relativamente longos, permitindo a decantação de material particulado em suspensão e adsorção dos metais nestes e naqueles já existentes no sedimento. Quinto, o tempo de residência (anoxia ou não dos sedimentos) junto da salinidade (variável nas diferentes marés e sazonalmente), granulometria (arenoso/siltoso) e matéria orgânica modificam os locais de deposição e o aprisionamento dos metais nos sedimentos do manguezal. Sexto, a vegetação, principalmente, *Rhizophora mangle* colaboram na redução da velocidade de enchente e dificultam o retorno da massa d'água retendo no sedimento matéria orgânica particulada nas menores frações. O aumento de velocidade de vazante no canal é resposta desta maior redução de velocidade d'água no interior do bosque. Sétimo, as variações de domínio de marés, sua estratificação salina e modificações destes sazonalmente confirmam as maiores deposições distintas em termos de localização no estuário, corroborando a análise de contaminação via zona costeira.

Os resultados obtidos, principalmente, para o rio Piraquê-Mirim em termos de distribuição das parcelas mais contaminadas sazonalmente passam de contaminação nos pontos mais próximos à foz (pontos 1 e 2) no período chuvoso em 2018-2019 para contaminação em pontos mais a montante (ponto 3) e com maior concentração residual, isto é, com concentrações sempre elevadas no ponto 2. Levando a interpretação que em função da vazão, a influência marinha é mais localizada próxima a foz, mas pode se deslocar até as porções mais distantes no estuário superior.

Além destas questões de dinâmica de maré enchente e vazante, os dados de produtividade das florestas identificam estresse causado pelos metais provenientes dos rejeitos da mineração. Em alguns estuários já indicando forte comprometimento em várias florestas como observado para as áreas do rio São Mateus, Caravelas e no sistema Piraquê-Açú e Mirim. Os estuários menores, Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova, assim como, nos manguezais dos lateritos na Apa Costa das Algas, também apresentam comprometimento, mas restrito a um número menor de floresta e de localização no estuário.

Em relação a fauna, todos os estuários apresentam problemas conforme pode ser constatado nas análises ecotoxicológicas com contaminação. Entretanto, destacamos preocupação com as áreas onde está ocorrendo contaminação com Pb, uma vez que a biomagnificação deste elemento para o homem pode causar sérios problemas neurológicos. Reforçamos que a população nestas localidades, e ainda mais nas áreas mais isoladas, alimenta-se cotidianamente destes produtos do manguezal. Houve agravo nas populações de *Ucides cordatus* para o sistema Piraquê-Açú e Mirim uma vez que as variações sazonais não identificaram um retorno em torno da média para o ambiente, diferentemente das demais áreas estudadas. Existem duas explicações para isto: pressão de captura (principalmente para o rio Piraquê-Açú) e efeitos residuais do Fe já existente em grandes concentrações na área que foram agravadas com o aumento deste elemento e de outros metais associados interferindo no fitness da espécie e resultando em perdas que podem ser irreparáveis em longo prazo.

Apesar de não termos dados pretéritos, a fecundidade com base nas amostragens pretéritas para o rio São Mateus é preocupante para a conservação da espécie em todos os estuários, haja vista, menores taxas de fertilidade observada em alguns estuários nos dois anos de monitoramento. Entretanto, frisamos a importância da continuidade destes estudos uma vez que há poucas amostras e grande variabilidade de tamanho, consequentemente idade reprodutiva, entre elas. Além de amostras com diferentes etapas de desenvolvimento

Os resultados do monitoramento dos manguezais na costa do litoral norte capixaba e sul da Bahia indicam e reafirmamos: (1) os sedimentos predominantemente na fração silte e argila atuaram como sumidouros de metais de forma eficiente e efetiva, contribuindo para contaminação dos estuários inclusive com metais tóxicos; (2) as maiores concentrações de metais nos tecidos foliares das plantas de mangue tiveram correlações positivas com as maiores concentrações no sedimento e ao longo do monitoramento indicam defasagem em relação aos eventos estocásticos que ampliam a contaminação do sedimento; (3) a bioacumulação de metais nas plantas foram diferentes entre as espécies e por tipo de metal, mas de qualquer forma interferem na produção primária líquida das plantas em curto prazo e por consequência do ecossistema em longo prazo; (4) as florestas próximas as fozes dos rios apresentaram maiores concentrações de Fe, Cu e Pb nas folhas, aspecto preocupante uma vez que este material tem maior probabilidade de ser exportado para a zona costeira; (5) o Fe e Mn apresentaram concentrações diferenciadas entre pontos e florestas nos estuários; (6) o Fe e o Mn induziram respostas fisiológicas diferenciadas para as espécies vegetais; (7) o Pb e o Cu são elementos preocupantes em todos os estuários e de forma mais acentuada nos rios Doce, Piraquê-Mirim, São

Mateus e em Caravelas; (8) *Rhizophora mangle*, dominante nos estuários, é a espécie de mangue presente nas áreas monitoradas mais susceptíveis no ano de 2018-2019; (9) os eventos climáticos estocásticos durante 2019 colocaram a espécie *L. racemosa* em maior susceptibilidade, por predominar nos estuários do rio Urussuquara e em Barra Nova; (10) a susceptibilidade das espécies vegetais ocorre: *R. mangle* > *L. racemosa* > *A. schaueriana* no monitoramento de 2018-2019, permanecendo em 2019-2020; (11) o Mn apresentou menor variabilidade temporal nas folhas das espécies de mangue; (12) *T. pernambucense*, planta halófito facultativa, apresenta elevada contaminação em Fe e Mn nas amostras coletadas no Rio Doce; (13) efeitos deletérios significativos dos metais sobre a espécie *T. pernambucense* podem ser interpretados comparativamente com *R. mangle*, mas cuidadosamente, apesar de algumas similaridades em relação ao sal entre ambas, a última é uma halófito obrigatória; (14) existem poucos estudos com a fisiologia fotossintéticas de *T. pernambucense* e as associações dos metais sobre os processos fotossintéticos mais escassos indicando necessidade de monitoramento em longo prazo para diagnóstico mais efetivo sobre a susceptibilidade da espécie e, consequentemente, sobre sua vulnerabilidade; (15) as espécies da fauna de interesse comercial (*Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi*) analisadas apresentaram acúmulo de metais em todos os estuários ao longo do monitoramento (2018-2020); (16) o impacto no Rio Doce aumentou a diversidade de decápodos nas áreas intertidais deste sistema; (17) o aumento da diversidade de decápoda no Rio Doce amplifica o risco de extinção da espécie *Cardisoma guanhumi*, apesar de não haver indícios até o momento que a diversidade tenha causado consequências negativas sobre a espécie; (18) a contaminação dos decápodos ocorre pela alimentação e por trocas hídricas em nível de brânquias; (19) há forte indícios por meio da avaliação da densidade e da estrutura populacional das espécies de que ocorreu modificação na taxa de mortalidade natural das larvas de *U. cordatus* na zona costeira, afetando quase todos estuários; (20) há forte indicio que as larvas de *C. guanhumi* tenha tido o mesmo impacto e que tenha afetado a estrutura populacional em alguns estuários, principalmente o rio Urussuquara; (21) há fortes indícios de que bioacumulação de metais nos tecidos vegetais vão causar biomagnificação na cadeia alimentar; (22) houve perda da biodiversidade local após o rompimento não quantificável por ausência de dados pretéritos; (23) os manguezais já estão sob forte tensão humana que compromete a qualidade ambiental e sua resiliência; (24) a fauna de decápodos de interesse comercial já está sob intensa pressão de captura comprometendo a integridade biológica das espécies; (25) o clima é um forte indutor no impacto crônico e ocasionalmente provocando impactos agudos em decorrência da presença e permanência dos metais provenientes dos rejeitos da Barragem de Fundão na zona costeira sobre os estuários do litoral norte capixaba; (26) a variabilidade climática de curto prazo (maior período de seca) pela qual passa a região é um agravante para os tensores causados pela presença dos metais no sedimento para a biota dos manguezais; (27) os dados de metais avaliados para as áreas de estudo no Rio Doce comprovam que haverá persistência em longo prazo sobre as populações de decápodos do sistema e sobre a vegetação paludal; (28) a fauna e flora dos manguezais nos lateritos da Apa Costa das Algas estão em alta vulnerabilidade haja vista persistências dos metais na coluna d'água; (29) a diminuição da integridade biológica e qualidade ambiental do ecossistema manguezal vai comprometer a conectividade deste ecossistemas com a restinga, lateritos, fundos recifais, banco de macroalgas, Cadeia Vitória/Trindade e Banco de Abrolhos. As consequências

destas observações se darão em longo prazo e em larga escala espacial. E, concluindo, (30) todos os manguezais apresentam elevado grau de contaminação por metais, alguns deles por metais tóxicos, havendo comprovação para muitos, especulações sobre Caravelas e potencialidade para os rios Piraquê-Açú e Mirim.

O quadro 2 apresenta a relação de avaliação da susceptibilidade e vulnerabilidade dos manguezais estudados (Material Suplementar), agora considerando as amostragens durante o período de 2018 a 2020. Em relação, aos dados anteriores, 50% deles apresentaram melhoras nos sinais de agravos, indicando a diluição dos tensores provocados pelos metais no longo do tempo. Por outro lado, Piraquê-Açú, Costa das Algas, Barra do Riacho e São Mateus apresentaram maior vulnerabilidade nesta análise.

Quadro 3: Fator de Ponderação (FP) de sedimento, flora e fauna nos estuários Piraquê-Açú (PA), Piraquê-Mirim (PM), Costas das Algas (CA), Barra do Riacho (BR), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR).

| Estuário         | Número de parâmetros contaminados | Pontos de contaminação por estuário | Ponderação | Intervalo do Agravado | Total |
|------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|------------|-----------------------|-------|
| Piraquê-Açú      | 14                                | 6                                   | 723        | 3                     | 2169  |
| Piraquê-Mirim    | 13                                | 6                                   | 756        | 3                     | 2268  |
| Costa das Algas* | 13                                | 2                                   | 285        | 3                     | 855   |
| Barra do Riacho* | 13                                | 3                                   | 294        | 3                     | 882   |
| Urussuquara      | 14                                | 4                                   | 496        | 3                     | 1488  |
| Barra Nova**     | 14                                | 4                                   | 351        | 3                     | 1053  |
| São Mateus**     | 17                                | 6                                   | 762        | 3                     | 2286  |
| Caravelas        | 16                                | 6                                   | 825        | 3                     | 2475  |

Fator de Ponderação - 1: 25% dos pontos contaminados; 2: 50%; 3: 75%; 4: 100%; Fator do Agravado - 0: abaixo da legislação;

1: limite não recomendado para alimentação; 2: no limite da legislação; 3: acima da legislação. Parâmetros avaliados (21):

Sedimento (Fe, Mn, Al, Pb), Fluorescência, Fotossíntese, Estresse oxidativo, Folhas (Fe, Mn, Zn, Cu), *Cardisoma* (densidade, adultos, juvenis, Fe, Mn) e *Ucides* (densidade, adultos, juvenis, Fe, Mn). \*17 parâmetros avaliados; \*\*20 parâmetros avaliados.

### 1.3.7 Conclusões e Considerações Finais

O monitoramento de todos os manguezais estudados no PMBA deve continuar tendo em vista os resultados apresentados e a escassez de estudos pretéritos na área impactada direta e indiretamente pelos rejeitos do rompimento da Barragem de Fundão. Além da escassez de dados pretéritos, por mais que se tenha dados sobre o impacto dos metais em manguezais e nas suas biotas associadas, estes estudos são pontuais, em locais com dinâmica climática e oceanográfica, inclusive em termos de tipos de estuários e manguezais, distintas e que resultam em comparações pouco precisas. O forma integrada que está sendo conduzida este monitoramento é pouco usual em outros estudos de contaminação ou de monitoramento ambiental, entretanto, é fortemente indicada uma vez que as localizações dos pontos e dos tipos fisiográficos se demonstraram importantes e de grande relevância

para compreender espacial e temporalmente as modificações em magnitudes necessárias sobre o comportamento dos contaminantes e suas influências sobre a biota.

O pouco tempo de monitoramento ambiental já permitiu entender como ocorrem as variações nos padrões populacionais e funcionais da biota do manguezal, ainda que haja carência de entendimento completo e para outros nichos funcionais. Este conhecimento permite afirmar as contaminações observadas e são corroboradas com os resultados obtidos nos estudos realizados na zona costeira sobre o zooplâncton, sobre a hidroquímica da coluna d'água e sobre o sedimento no fundo marinho, sobre a dinâmica de transporte destes contaminantes pelas correntes de forma sazonal e pela própria deriva litorânea na modificação dos perfis praias e no fechamento das desembocaduras.

Análises pontuais realizadas em outros programas de monitoramento deste impacto, ainda que importantes e significantes, não possuem embasamento em escala espacial e temporal para identificar se houve ou não impacto sobre os manguezais. Há que se ter cuidado na análise destas avaliações que frisam não haver impacto ou nexo causal. As análises da composição mineralógica em vários dos manguezais estudados possuem correspondência com a mineralogia dos rejeitos. Assim como a avaliação dos Elementos Terras Raras pelo Anexo 3 Hidrogeoquímica já descreve variações em escalas temporais e espaciais com as análises do rejeito e há que se considerar a extensão continental sobre a qual os rejeitos passaram ao longo do mês de novembro de 2015 e o tempo que este material se encontra sobre efeito da dinâmica oceânica. A relação de nexo causal deveria ter ocorrido imediatamente após o evento.

Haja vista a importância econômica e social deste ecossistema no litoral brasileiro se faz necessário o cuidado com a permanência deste monitoramento ambiental, pois inúmeras comunidades tradicionais e costeiras dependem da qualidade ambiental da zona costeira como forma de subsistência e de sustento. Os inúmeros tensores/impactos que já ocorrem nos manguezais avaliados só demonstram a fragilidade, susceptibilidade e vulnerabilidade deste ecossistema frente a impactos e o sinergismo do impacto dos rejeitos sobre estes tensores induzidos pelo homem e pela natureza.

Finalizando, ressaltamos a importância da conectividade dos manguezais e os sistemas terrestres (Mata de Tabuleiro, sistema de Dunas, Restingas e áreas paludais) e entre estes ecossistemas e a zona costeira/marinha (banco de pradarias, recifes de corais, banco de algas, macroalgas, entre outros). O monitoramento continuado deste impacto e destes manguezais vão permitir entender os processos de contaminação e o sinergismo entre eles, dando retorno parcial a sociedade em função dos danos econômicos, sociais e ecológicos causados ao longo de toda bacia hidrográfica do Rio Doce e da Zona Costeira Marinha (direta e indiretamente afetada). Ressalta-se que as definições de indiretamente afetadas estão correlacionadas com o caráter necessário para as funções ecossistêmicas dos manguezais que dizem respeito à conectividade entre sistemas e papel funcional de berçário e alimentação de espécies de interesse econômico, social e ecológico.

## 1.4 ECOTOXICOLOGIA

### 1.4.1 Introdução

O monitoramento ecotoxicológico do ambiente costeiro realizado pelo Anexo 1 durante o Ano 1 (out/2018 a set/2019) e o Período de Transição (out/2019 a mar/2020) do PMBA/Fest-RRDM, compreendeu amostragens de água, sedimento e biota em praias e manguezais da região litorânea adjacente à foz do Rio Doce (Linhares/ES), abrangendo desde o município de Aracruz/ES, ao sul da foz, até Caravelas/BA, ao norte. Seguindo o disposto no TR4, o Anexo 1 realizou quatro campanhas com intervalos semestrais, sendo estas: campanha 1 (set/out 2018), campanha 2 (jan/fev 2019), campanha 3 (set/out 2019) e campanha 4 (jan/fev 2020). As diferentes matrizes amostradas (água, sedimento e biota) foram utilizadas para quantificação de metais e As, e também foram analisados os efeitos biológicos, por meio de biomarcadores, em invertebrados de grupos taxonômicos distintos, representantes de cada ambiente. Adicionalmente à quantificação de metais e As, compostos orgânicos foram analisados em aves (sangue). A metodologia referente às coletas, processamento e análise das amostras está contemplada no *Material Suplementar A1CS1*. A malha amostral do ambiente costeiro do Anexo 1 está representada no *Material Suplementar A1CS1*, onde podem ser encontradas informações sobre as estações amostrais referentes ao monitoramento de praias (*Material Suplementar A1CS1, Quadro 1 e Figura 1*), de manguezais (*Material Suplementar A1CS1, Quadro 2 e Figura 1*) e de aves costeiras (*Material Suplementar A1CS1, Quadros 3 e 4, e Figura 1*).

As campanhas mencionadas acima 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 dois períodos tidos como seco (campanha 1 - set/out 2018 e campanha 3 – set/out 2019) e de dois períodos tidos como chuvoso (campanha 2 - jan/fev 2019 e campanha 4 – jan/fev 2020). Durante todo o período de monitoramento (Ano 1 e Período de Transição), o regime de chuvas seguiu o padrão de sazonalidade histórico da região. Todavia, ao se comparar o período chuvoso do Ano 1 (out/2018 à mar/2019) com o do Período de Transição (out/2019 à mar/2020), ficou evidente o aumento de chuvas de um ano para o outro. Das 17 estações pluviométricas analisadas em toda a bacia do Rio Doce, 13 registraram pluviosidades maiores no Período de Transição (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM) comparadas ao Ano 1. 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. Neste sentido, os 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 no Período de Transição (Relatório Semestral de Evolução 2020 - PMBA/Fest-RRDM), sendo que este último foi marcado por valores elevados de vazão do Rio Doce, quando comparados aos valores registrados no monitoramento ao longo Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. Entre os meses de outubro e março do Ano 1, a vazão do Rio Doce esteve abaixo dos valores medianos climatológicos, variando entre 200 m<sup>3</sup>/s e 600 m<sup>3</sup>/s, aproximadamente. O Período de Transição também



apresentou valores menores do que a mediana climatológica de outubro/2019 a janeiro/2020. Porém, nos últimos, em fevereiro e março de 2020, houve um significativo aumento na vazão fluvial: os valores medianos ultrapassaram em 28% (fevereiro/2020) e 93% (março/2020) aqueles reportados por Oliveira e Quaresma (2017), e em 182% (fevereiro/2020) e 350% (março/2020) se comparados aos mesmos meses do Ano 1. Ainda, é importante ressaltar que nos meses de outubro e novembro os valores medianos de vazão do Rio Doce foram maiores no Ano 1 do que no Período de Transição (2020); porém, a partir de dezembro/2019, os valores aumentaram em relação ao Ano 1 (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

Em consequência das cheias no Rio Doce, ocorre a intensificação do transporte de sedimentos e poluentes ao longo da calha, atingindo a região costeira e marinha. Estimativas de fluxos de sedimentos, nutrientes e metais foram realizadas pelo PMBA/Fest-RRDM na estação amostral localizada em frente ao porto de Linhares/ES (P21), considerada como seção de referência de toda a contribuição da bacia hidrográfica para o aporte ao mar adjacente. De modo geral, durante o Período de Transição foram observados fluxos de sedimentos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e metais (principalmente Fe e Mn), muito superiores aos fluxos médios registrados para o período chuvoso do Ano 1. As implicações destas mudanças sazonais sobre os diferentes parâmetros ecotoxicológicos monitorados nos manguezais e praias adjacentes à foz do Rio Doce, pelo Anexo 1, serão apresentadas no presente relatório.

#### **1.4.2 Manguezais: Metais e Arsênio em Amostras de Água e Sedimento**

Os padrões espaciais e temporais de contaminação da água e sedimento por metais e As nos diferentes manguezais 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 representa a fração onde as formas mais tóxicas dos metais (biodisponíveis) ocorrem. Assim, nesta fração estão os metais passíveis de serem absorvidos pela biota e produzirem efeitos danosos aos organismos. Estas avaliações passaram a ser realizadas em mangues durante o Período de Transição (campanha 3 em set/out 2019 e campanha 4 em jan/fev 2020).

Caminhando para a apresentação destes resultados, pode ser observado na Figura 170 que durante a campanha 3 (set/out 2019) os pontos Revis Santa Cruz (RSC2) e Rio São Mateus (RSM) estiveram relacionados com as concentrações de Zn, Al, Cr, Cu, Hg, As e Ni na água. Além disto, o ponto RSC1 apresentou-se relacionado com as concentrações de Cd, Pb, Fe e Mn nesta mesma matriz. De forma interessante, quando fizemos a mesma avaliação nas amostras de água coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020), foi possível observar um padrão espacial muito similar, visto que a concentração dos metais Fe, Hg, Zn, Al e Pb dissolvidos na água estiveram bem relacionadas aos pontos RSC2 e RSM, e os elementos As, Cr, Cu, Cd, Ni, Mn com o ponto RSC1 (Figura 171). Desta forma, é possível observar que as concentrações de metais e As em amostras de água coletadas em regiões de mangue durante as expedições feitas pelo Anexo 1 no Período de Transição não apresentaram evidente

variação temporal nem espacial, estando mais relacionadas aos pontos RSC e RSM. Cabe ressaltar que a maior parte dos metais determinados na água dos manguezais, estiveram relacionados aos pontos RSC1 e RSC2, próximos à região marinha da APA Costa da Algas (APA/RVS). Esta região vem se destacando por um aumento na turbidez superficial, tanto no Ano 1 de monitoramento (RRDM, 2019; RT 19D; Pág. 52), quanto no Período de Transição, sobretudo em fevereiro de 2020 (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

Por outro lado, os padrões de distribuição espaço-temporais observados para as concentrações de metais/metaloide na água dos manguezais não foram refletidos nos padrões observados para estes elementos em amostras de sedimento. Por exemplo, como observado na Figura 172, durante a campanha 3 (set/out 2019) os metais Cd, Fe e Cu estiveram melhor relacionados ao ponto foz do Rio Doce em Regência (FRG), os metais/metaloide Cr, Ni, Zn, Mn, As, Hg e Al estiveram melhor relacionados aos pontos RSC2 e Rio Urussuquara (RUR), enquanto o elemento Pb se apresentou melhor relacionado ao ponto Piraquê-Açu e Mirim (PAM). Já no caso das amostras de sedimento coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 173), é possível observar uma relação bem mais complexa entre os pontos amostrais e os elementos avaliados. Por exemplo, os elementos As, Cu, Zn e Al se mostraram bem relacionados ao ponto FRG. Já os pontos PAM e RSC, localizados mais ao sul, apresentaram próxima relação com os metais Cd e Ni. Por outro lado, os pontos localizados mais ao norte, RSM, RCA e RMA, apresentaram-se relacionados aos metais Hg e Pb. Por fim, os metais Mn, Cr e Fe estiveram melhor relacionados ao ponto RUR.

Cabe ressaltar que os padrões de distribuição de metais em amostras de sedimento nos manguezais não seguiram uma clara tendência temporal, como foi observado para os dados relativos a estes elementos em amostras de água. Apesar disto, uma tendência espacial parece existir nos dados de sedimento obtidos durante a campanha 4 (jan/fev 2020), visto que é possível observar um perfil geográfico no agrupamento de algumas estações amostrais avaliadas (Figura 173). Por exemplo, é possível observar um agrupamento de pontos localizados mais ao sul, formado pelas estações PAM, RSC1 e RSC2. Além disto, é possível observar um segundo agrupamento formado por estações localizadas mais ao norte, sendo elas RSM, RCA e RMA. Todavia, no ponto ao norte mais próximo à foz do Rio Doce, que corresponde à região de manguezal formada pelo Rio Urussuquara (RUR), foram encontradas as maiores concentrações de Mn, Cr e Fe, os principais metais associados ao rejeito. Considerando a localização da desembocadura do Rio Doce e o predomínio da deriva litorânea longitudinal residual (correntes), denota-se que o potencial de transporte e deposição do material lamoso segue no sentido norte, a partir da desembocadura do rio e sua antepraia adjacente (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Além disso, a maior associação de outros metais com os pontos RSM, RCA e RMA mais ao norte da foz do Rio Doce pode indicar que estes rios formadores são também importantes fontes de aporte de metais para os manguezais. De fato, como o período foi chuvoso não apenas na bacia do Rio Doce, como também em diversas outras bacias hidrográficas no estado do Espírito Santo, foi possível notar ainda o aumento de turbidez na foz dos rios São Mateus, Mucuri e Caravelas (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM),

corroborando a hipótese de que que esses rios também contribuem no aporte de sedimentos finos para os ambientes costeiros adjacentes.

Figura 170: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al), na fração dissolvida, na água de fundo coletada em manguezais durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

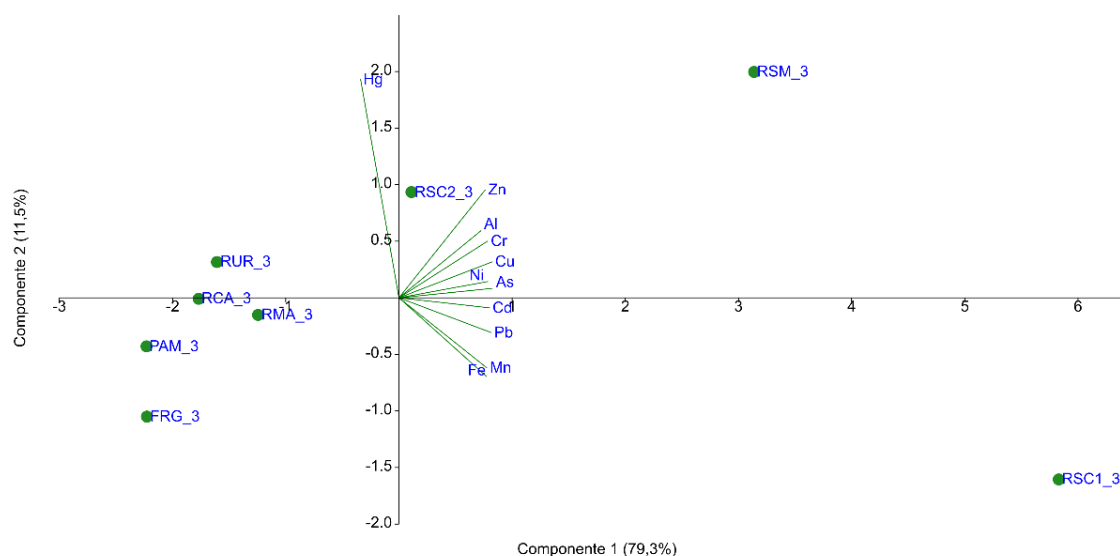


Figura 171: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al), na fração dissolvida, na água de fundo coletada em manguezais durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

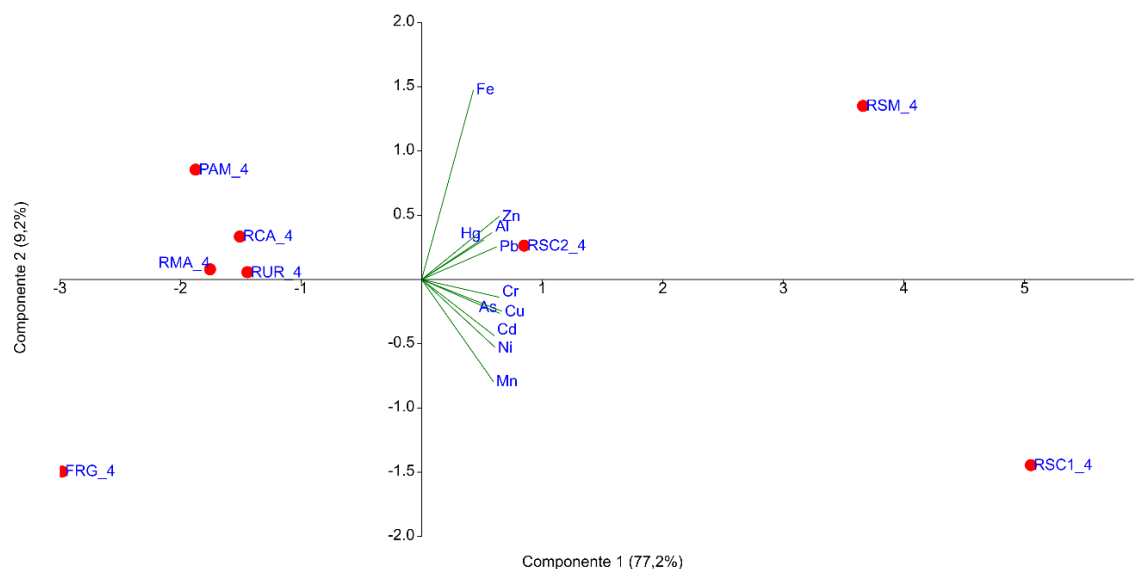


Figura 172: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sedimento coletadas em manguezais durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

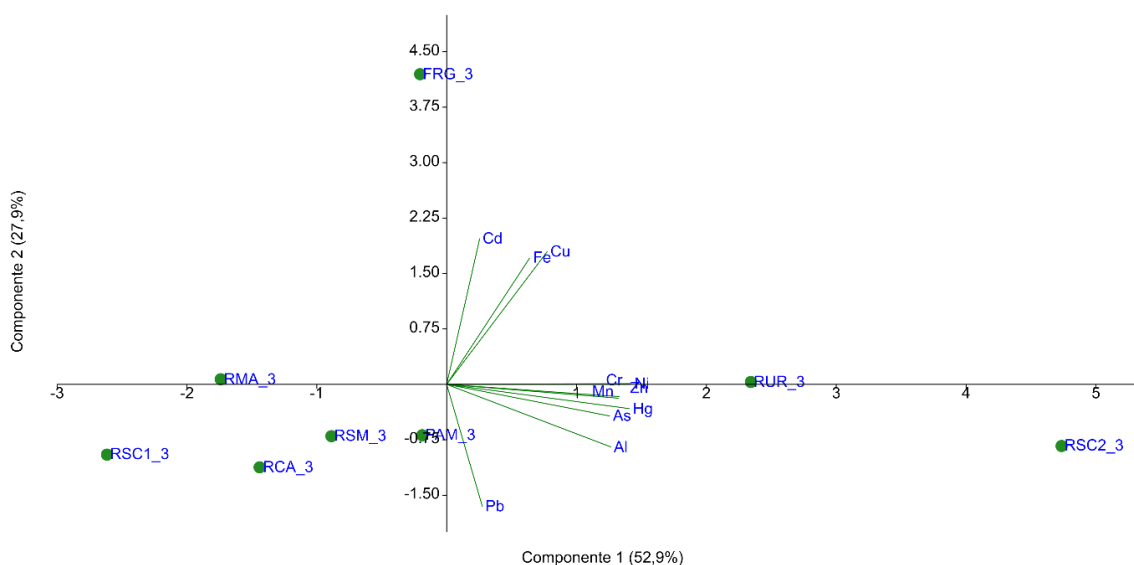
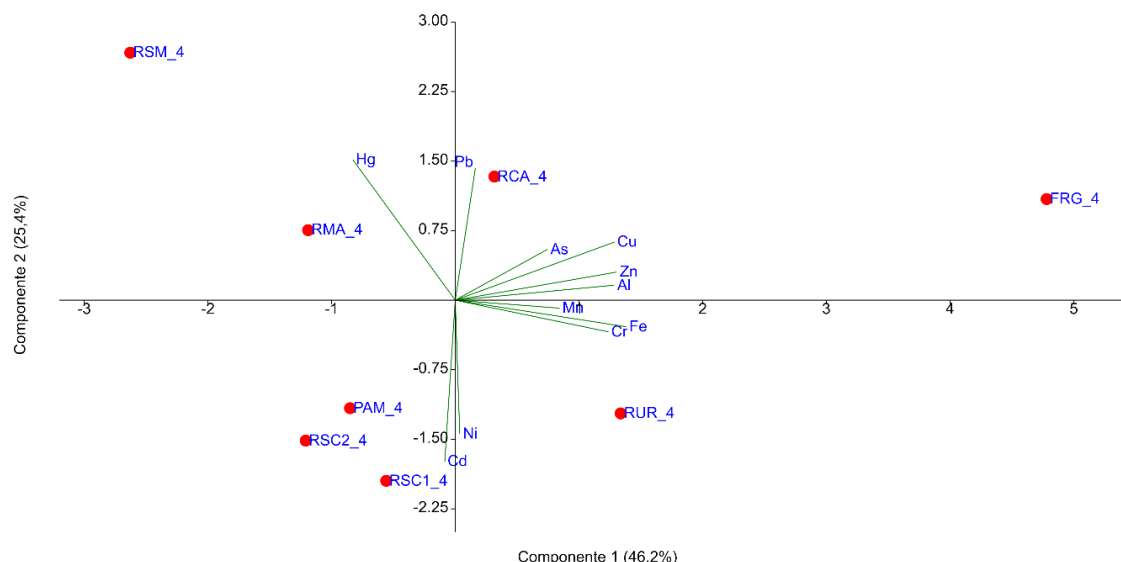


Figura 173: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sedimento coletadas em manguezais durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).



### 1.4.3 Manguezais: Padrões de Bioacumulação de Metais e Arsênio

A avaliação dos padrões de bioacumulação dos metais/metaloide foi realizada em três espécies de caranguejos (*Ucides cordatus*, *Cardissoma guanhumu* e *Goniopsis cruentata*) comumente encontradas nas regiões de manguezal avaliadas no contexto do presente estudo. As determinações foram realizadas em brânquias, hepatopâncreas e músculo e, assim como os dados de concentrações de metais/metaloide em água e sedimento, os resultados de bioacumulação foram avaliados com o uso de PCAs. Além disto, estes dados foram integrados utilizando o princípio do IBR (Resposta Integrada de Biomarcadores) (BELIAEFF e BURGEOT, 2002; DEVIN et al., 2014), permitindo a obtenção do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação). 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).

Para o cálculo do IBR bioacumulação, os pontos amostrais do manguezal foram agrupados em setores: Setor A (Revis Santa Cruz, pontos RSC1 e RSC2, e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim, ponto PAM), Setor B (foz do Rio Doce, ponto FRG), Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR; Rio Mariricu, ponto RMA;

Rio São Mateus, ponto RSM, e Rio Caravelas, ponto RCA) (*Material Suplementar A1CS1, Quadro 2 e Figura 1*). Esta setorização foi determinada a partir da integração da morfodinâmica das praias, da distribuição dos elementos químicos e da diversidade da comunidade bentônica, seja pela tipologia das praias, seja pelos impactos em função da concentração de metais e As nos sedimentos. Estes compartimentos apresentam influências distintas em relação ao aporte de sedimentos do Rio Doce e, consequentemente, da potencial contaminação pelos rejeitos de mineração. Neste momento cabe ressaltar que a análise de PCA permite a avaliação de tendências espaciais específicas de cada campanha, mostrando em detalhes as relações de cada ponto com os elementos avaliados. Por outro lado, o índice IBR bioacumulação reúne todas estas informações em apenas um valor calculado para os setores de cada campanha, facilitando comparações espaço-temporais e tornando-as mais assertivas. É importante indicar que os metais Níquel (Ni) e Alumínio (Al) foram analisados a partir da campanha 3 (set/out 2019), portanto, dados do Ano 1 foram rerepresentados na forma de PCAs (campanha 1 de set/out 2018 e campanha 2 de jan/fev 2019) para melhor comparação. Nas PCAs realizadas com dados de contaminação por metais e As na biota, os principais agrupamentos de variáveis foram destacados com elipses de caráter ilustrativo.

Caminhando para a apresentação dos resultados, é possível observar a formação de três agrupamentos distintos relacionados aos dados de acumulação de metais/metaloide em caranguejos coletados durante a campanha 1 (set/out 2018) (Figura 174). O primeiro deles é formado pelas amostras coletadas no ponto RSC1, que se apresentaram bem relacionadas aos elementos Cr, Zn, As, Mn, Hg, Pb e Fe nas brânquias, bem como Fe, Zn e Cr no hepatopâncreas. O segundo grupo foi formado pelas amostras provenientes do ponto PAM, as quais foram caracterizadas pela presença de Pb, As, Cd e Cu no hepatopâncreas, Cd, Mn, As e Cu no músculo e Cu nas brânquias. O terceiro agrupamento foi formado pelos pontos RSM, RUR, RCA, FRG, RSC2 e RMA, os quais foram caracterizados pela presença de Cr, Pb, Hg e Fe no músculo. Frente aos resultados apresentados, é possível observar que a composição dos metais/metaloide durante a campanha 1 se apresentou distribuída ao longo de toda a malha amostral avaliada. Apesar disto, as estações amostrais localizadas ao sul da foz do Rio Doce foram caracterizadas por um número maior de elementos alvo, o que pode indicar uma maior acumulação nesta região.

De forma semelhante, também é possível observar a formação de três agrupamentos para os dados coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 175). Neste caso, as amostras coletadas no ponto FRD foram caracterizadas pela presença de Mn, Cu, Cr e Hg no músculo, Hg, Cd, Cr, Cu e As no hepatopâncreas e Cr nas brânquias. Além disto, as amostras provenientes dos pontos PAM e RSC1 se apresentaram relacionadas aos elementos Zn, Cu, Pb e As nas brânquias, Zn no hepatopâncreas e Zn, As e Pb no músculo. O terceiro agrupamento foi formado pelas amostras obtidas nos pontos RCA, RMA, RUR e RSM, sendo estas caracterizadas pela presença de Fe, Cd e Mn nas brânquias, Fe no hepatopâncreas e Fe e Cd no músculo. Em consonância ao observado para a primeira campanha, a composição de metais/metaloide nos tecidos se distribuiu por todos os pontos avaliados na campanha 2, mas, novamente, a região da foz do Rio Doce e estações amostrais ao sul foram as que se apresentam melhor relacionadas à maioria dos metais/metaloide avaliados.



No caso dos dados obtidos durante a campanha 3 (set/out 2019) (Figura 176), também foi possível observar a formação de três grupos distintos. O primeiro deles foi caracterizado pelas amostras coletadas nos pontos FRD e RSC1, as quais apresentaram boa relação com os elementos Mn, Al, Ni, Fe, Cr, Pb, Hg no músculo, Ni, Zn, Cr, Cd Cu, Mn, Pb e Hg no hepatopâncreas e Cd, Al, Mn, Cr, Hg e Pb nas brânquias. O segundo agrupamento foi formado pelas amostras de animais coletados nos pontos RCA, RMA, RSM e URU, as quais foram caracterizadas pelos elementos Zn, As e Ni nas brânquias, As no hepatopâncreas e Cu, As e Cd no músculo. Por fim, o último grupo foi formado pelas amostras coletadas nos pontos RSC2 e PAM, sendo estas bem relacionadas aos elementos Cu nas brânquias, Zn no músculo e Fe no hepatopâncreas. Seguindo o padrão observado para as duas primeiras campanhas do Anexo 1, no Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM, a composição de elementos alvo durante a campanha 3 se apresentou distribuída ao longo de todos os pontos avaliados, mas as estações amostrais localizadas na faixa que vai da foz do Rio Doce até regiões mais ao sul foram as mais bem caracterizadas pela maioria dos metais/metaloide estudados.

Por outro lado, para os dados obtidos durante a campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 108), apenas dois grupos foram formados com relações mais estreitas. O primeiro deles é composto pelos pontos FRG e RUR, os quais foram bem caracterizados pelos elementos As, Ni, Cu, Fe e Mn nas brânquias, As, Fe, Ni, Cu, Mn, Cd, Al, Hg e Cr no hepatopâncreas e As, Fe e Cu no músculo. Além disto, os pontos RSM, RMA e RCA apresentaram uma relação mais fraca com estes mesmos elementos. O segundo grupo foi formado pelo ponto RSC1, associado aos metais Pb, Cd, Al, Cr, Zn e Hg nas brânquias, Mn, Hg, Cd, Al, Cr, Ni, Zn e Pb no músculo e Zn e Pb no hepatopâncreas. Ainda, os pontos RSC2 e PAM também mostraram relações mais fracas com estes mesmos metais. De forma geral, a bioacumulação na campanha 4 seguiu um padrão espacial diferente daquele observado para as campanhas anteriores, visto que a maioria dos metais/metaloide estudados foram bem caracterizados por um número menor de estações amostrais, sendo elas FRG, RUR e RSC1. Além disto, é possível observar também uma mudança geográfica importante na composição dos elementos alvo, já que agora o ponto imediatamente ao norte da foz do Rio Doce (RUR) também foi bem caracterizado por parte dos metais/metaloide avaliados, juntamente aos pontos ao sul desta região. Este padrão pode ser reflexo das variações sazonais ocorridas no fim da estação chuvosa do Período de Transição, caracterizadas por alta pluviosidade, maior vazão do Rio Doce e aumento de turbidez na região costeira mais próxima à desembocadura do rio, com consequente *input* de metais nesta região. Além disso, os fluxos estimados para Fe e Mn durante novembro de 2019 a fevereiro de 2020, na estação do Rio Doce em Linhares, mostraram valores muito superiores ao valor médio para o período úmido do Ano 1, refletindo os efeitos das altas vazões nos aportes de Fe e Mn para a região costeira adjacente à foz do Rio Doce (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

Em relação à análise de IBR bioacumulação realizada para os caranguejos de mangue, é possível observar que os metais Pb, Mn e Cr foram os mais importantes para a formação do índice nos três setores avaliados durante a campanha 1 (set/out 2018). Por outro lado, o peso dos elementos alvo para a formação do índice nos diferentes setores durante a campanha 2 (jan/fev 2019) não foi homogêneo. Por exemplo, os setores A e B foram mais bem caracterizados pela bioacumulação dos elementos Zn,

As e Cu, já o setor C foi mais bem caracterizado pelo Fe. No caso da campanha 3 (set/out 2019), é possível observar novamente uma composição de elementos por setor mais homogênea, sendo o setor A bem caracterizado pelos metais Cd, Cr, Pb e Hg, o setor B pelos elementos Pb, Mn, Hg, As e, principalmente, Cu e Cd, e o setor C bem caracterizado pelos elementos As, Cr e Cd. Já para a campanha 4 (jan/fev 2020) fica evidente que o setor B destoou grandemente das outras regiões, apresentando níveis muito elevados de concentração tecidual de Pb, Mn, Hg, Cu, Cr e Cd. Apesar de possuírem níveis bem mais baixos, os setores A e C também foram bem caracterizados pela bioacumulação de alguns elementos em específico, sendo eles Hg, Cd e Cr para o setor A, e As, Cd, Cr para o setor C.

Ao fazer comparações mais globais, é possível observar valores de IBR bioacumulação maiores no setor B, relativo à foz do Rio Doce, em praticamente todas as campanhas avaliadas (exceção à campanha 1). Além disto, em termos temporais (comparações entre as campanhas), é possível observar que as campanhas 1 e 3 apresentaram níveis maiores de IBR bioacumulação para todos os setores, salve exceção ao setor B na campanha 4. Isto sugere um efeito sazonal na biodisponibilidade e, conseqüente, captação e acumulação de metais e As por parte dos caranguejos avaliados, estando estes mais contaminados nos períodos secos do ano. Apesar disto, o padrão sazonal comentado foi quebrado por um aumento abrupto e muito intenso no índice IBR bioacumulação nos animais coletados no setor B durante a campanha 4. É interessante observar que uma elevação tão grande na contaminação destes animais indica um evento pontual importante de disponibilização de contaminantes na foz do Rio Doce durante este período de avaliação, evento tal que, inclusive, foge dos padrões espaço-temporais descritos anteriormente. As fortes chuvas que ocorreram neste período podem ter elevado bastante a energia dos corpos hídricos da região, aumentando a ressuspensão e lixiviação de contaminantes para as regiões de manguezal localizadas na foz do Rio Doce (Figura 178). Os resultados do PMBA/Fest-RRDM (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM), de fato, indicaram que houve uma tendência de aumento na concentração para praticamente todos os metais totais na água do Rio Doce durante o Período de Transição em relação ao Ano 1, para As, Ba, Cr, Fe, Mn, Pb, V e Zn.

Figura 174: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

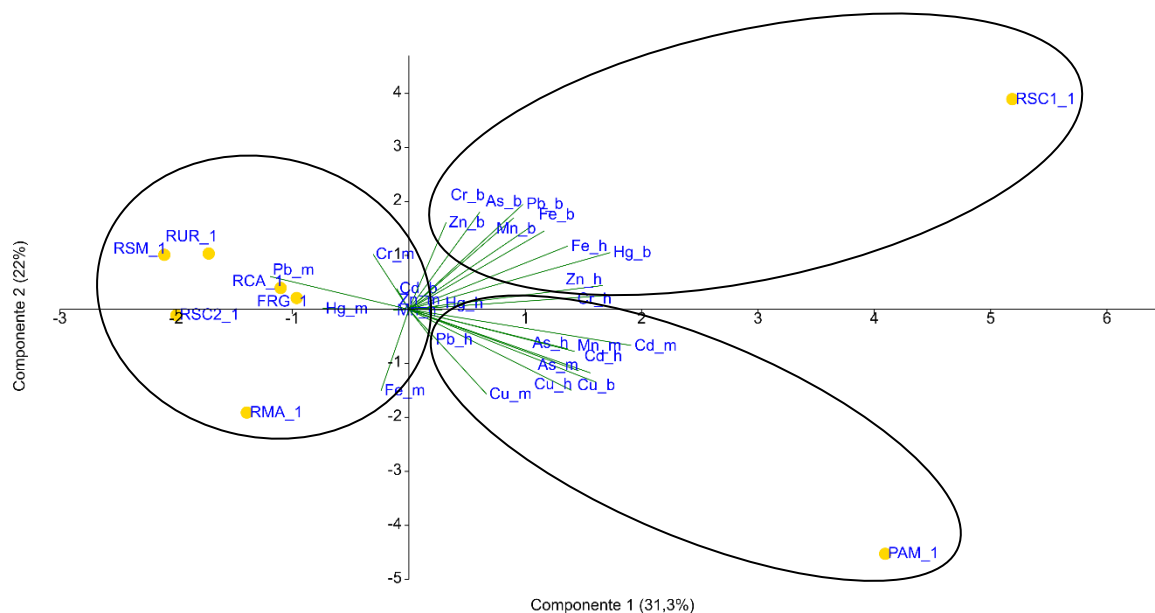


Figura 175: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

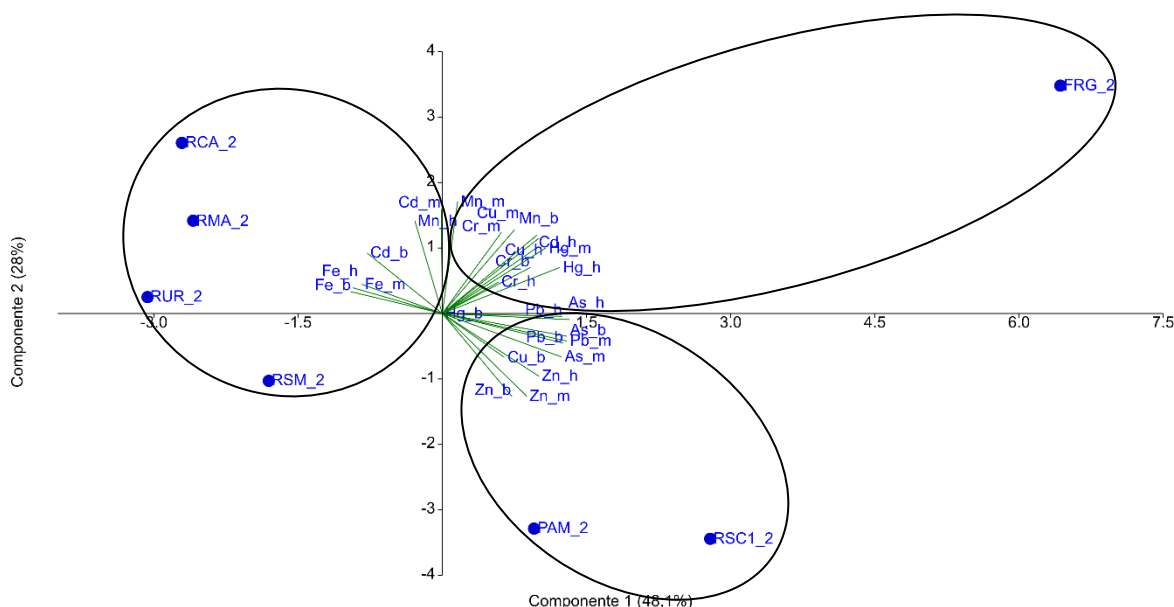


Figura 176: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

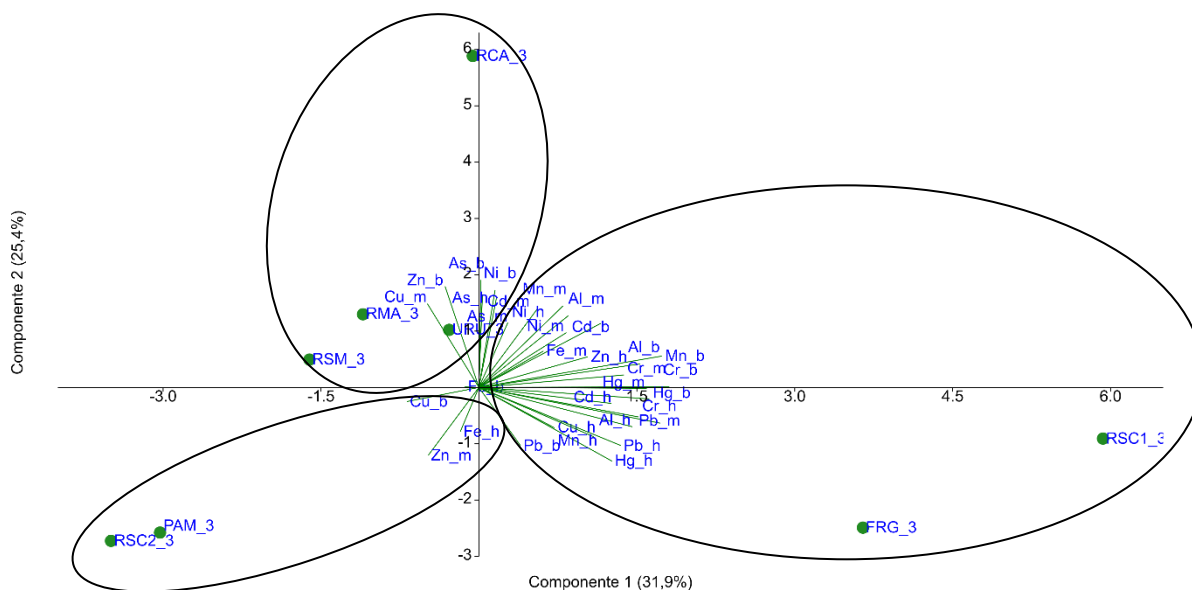


Figura 177: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC1 e RSC2), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

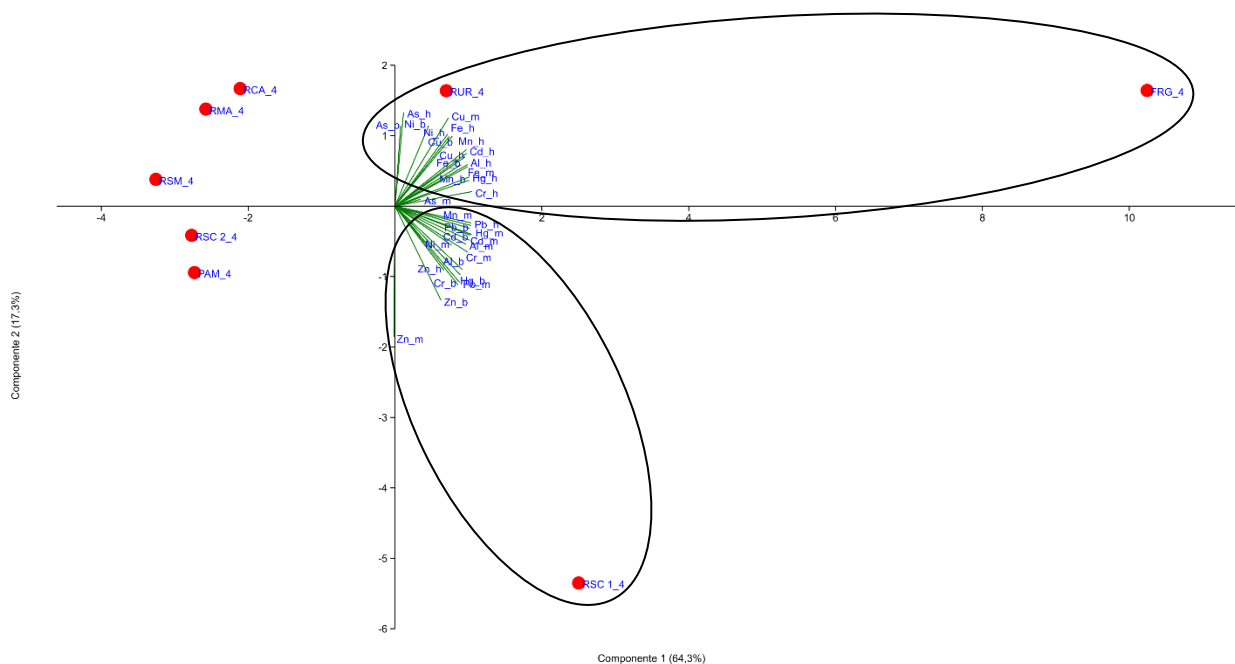
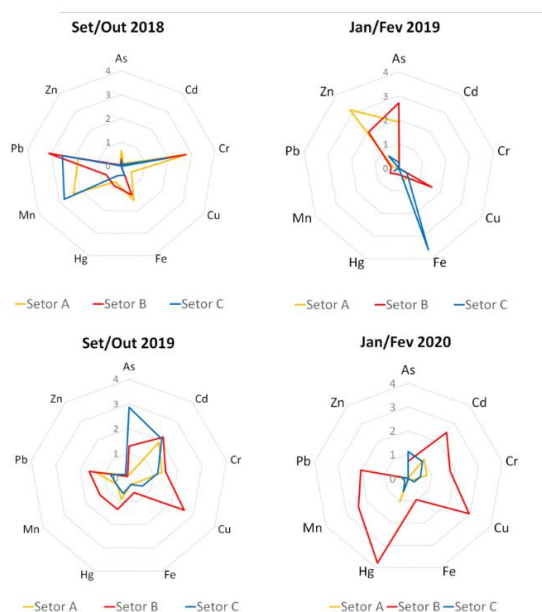
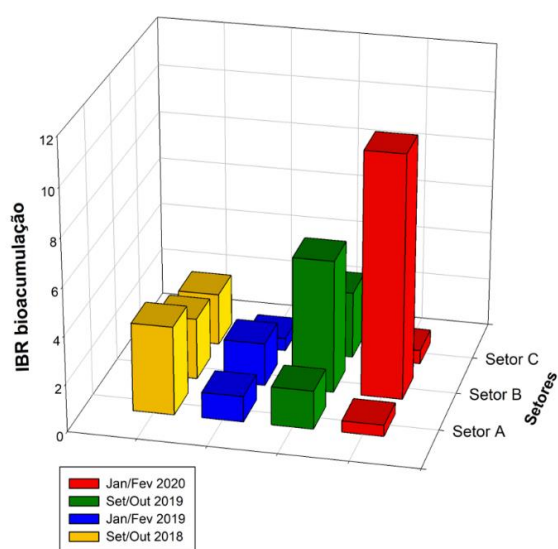


Figura 178: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para caranguejos de mangue coletados durante as quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Revis Santa Cruz, pontos RSC1 e RSC2, e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim, ponto PAM), Setor B (Foz do Rio Doce, ponto FRG), Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR, Rio Mariricu, ponto RMA, Rio São Mateus, ponto RSM, e Rio Caravelas, ponto RCA).



#### 1.4.4 Manguezais: Resposta de Biomarcadores em Caranguejos

Os caranguejos coletados nos manguezais também foram avaliados em termos da resposta de biomarcadores. Desta forma, repostas biológicas aos impactos ecotoxicológicos podem ser estimados e comparados no tempo e no espaço. Os biomarcadores avaliados foram a peroxidação lipídica (LPO) em brânquias e hepatopâncreas, a concentração de metalotioneínas (MT) no hepatopâncreas, a carbonilação em proteínas (PCO) no músculo e danos ao DNA (sítios AP) na hemolinfa. A análise deste grupo de dados seguiu a mesma estratégia utilizada para o tópico anterior, ou seja, padrões espaciais específicos de cada expedição foram avaliados com o uso de PCAs, e comparações temporais, feitas com o intuito de buscar diferenças entre as expedições, foram realizadas com o uso do Índice de resposta biológica (IBR biomarcadores).

Caminhando para os resultados, é possível observar na Figura 179 que durante a campanha 3 (set/out 2019) os pontos que apresentaram maior relação com os biomarcadores avaliados foram aqueles localizados na foz do Rio Doce e regiões mais ao norte. Por exemplo, o ponto RCA apresentou próxima relação com a MT, um biomarcador que evidencia o contato com metais e que indica a ativação de processos intracelulares relacionados a remobilização e detoxificação destes elementos. De forma semelhante, os pontos RMA e FRG foram bem caracterizados pelos biomarcadores PCO e LPO nas brânquias, e o ponto RUR apresentou-se bem relacionado aos biomarcadores LPO no hepatopâncreas e sítio AP na hemolinfa, biomarcadores diretamente relacionados a danos oxidativos celulares. Para o caso dos dados da campanha 4 (jan/fev 2020), é possível observar que tanto os pontos ao sul como pontos ao norte da foz do Rio Doce apresentaram-se bem relacionados aos biomarcadores avaliados. Por exemplo, os pontos PAM, RSC1, RSC2 (sul) e FRG foram caracterizados pela MT, LPO nas brânquias e PCO. Por outro lado, os pontos RSM, RCA, RMA e RUR (norte) foram caracterizados pelos biomarcadores LPO no hepatopâncreas e sítio AP (Figura 180).

Vamos agora discutir os resultados referentes à avaliação do IBR biomarcador. Para a campanha 1, os biomarcadores que mais impactaram o índice no setor A, B e C foram sítio AP e LPO em brânquias e hepatopâncreas. Por outro lado, houve diferenças no peso de cada biomarcador para a composição do índice na campanha 2. Por exemplo, o IBR no setor A foi impactado majoritariamente pela LPO em brânquias. De forma similar, a LPO em brânquias e hepatopâncreas foi o biomarcador mais importante para o setor B. Por outro lado, a MT e LPO em brânquias foram os mais importantes para o setor C. No caso da campanha 3, é possível observar que a PCO foi o biomarcador que mais contribuiu para a formulação do índice nos três setores avaliados. Além disto, ao olharmos para os dados relativos à campanha 4, é possível observar que sítio AP e MT foram os biomarcadores mais importantes para os setores A e B. Por outro lado, PCO, sítio AP e LPO em brânquias foram os biomarcadores mais relevantes na composição do setor C. A carbonilação de proteínas é uma das modificações proteicas oxidativas irreversíveis mais prejudiciais, sendo considerada um dos principais indicadores de distúrbios relacionados ao estresse oxidativo. Estes resultados sugerem um aumento temporal, crônico, deste tipo de alteração, devido à sua natureza irreversível. Além destas informações, em termos mais gerais, é possível observar uma clara tendência de aumento de IBR biomarcador no setor B em todas



as campanhas. Este interessante resultado é uma forte evidência de que a região da foz do Rio Doce é de fato um local mais impactado, com base em análises da biota (caranguejos). Além disto, é possível observar um claro aumento nos valores de IBR biomarcador nas campanhas 2 (jan/fev 2019) e 4 (jan/fev 2020). Estas campanhas foram realizadas em períodos de chuva na região, portanto, um aumento na carga de contaminantes lixiviados para os manguezais pode explicar em parte este padrão (Figura 181).

Figura 179: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO\_h: hepatopâncreas; LPO\_b: brânquia), concentração de metalotioneína (MT), níveis de proteínas carboniladas (PCO) e níveis de dano de DNA (AP) mensurados em caranguejos de manguezais coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

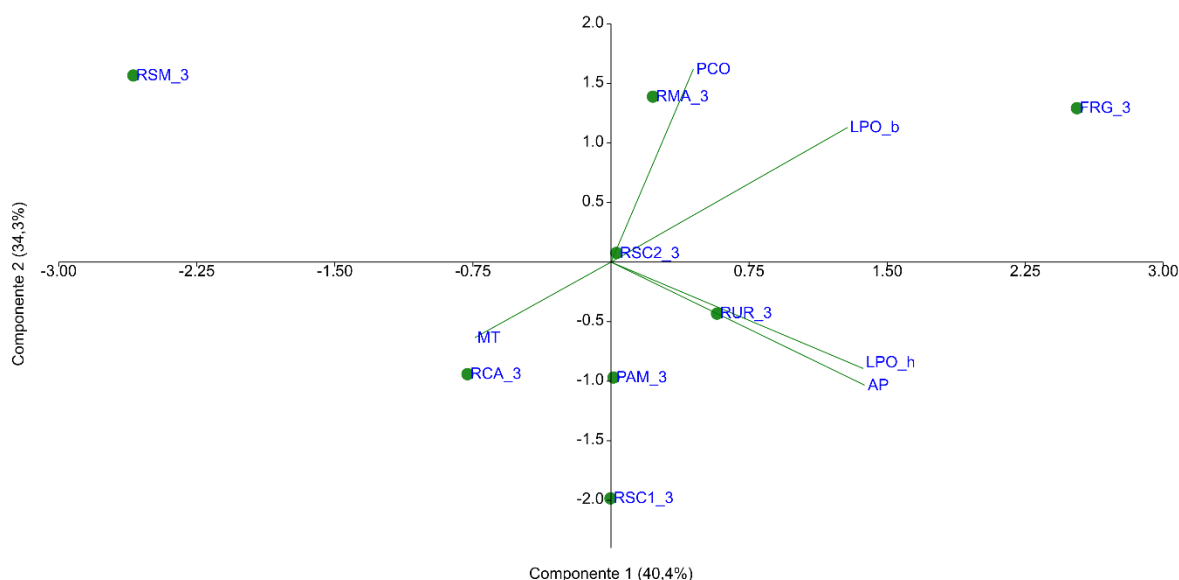


Figura 180: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO\_h: hepatopâncreas; LPO\_b: brânquia), concentração de metalotioneína (MT), níveis de proteínas carboniladas (PCO) e níveis de dano de DNA (AP) mensurados em caranguejos de manguezais coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Revis Santa Cruz (RSC), Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM), Foz do Rio Doce em Regência (FRG), Rio Urussuquara (RUR), Rio Maricuru (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA).

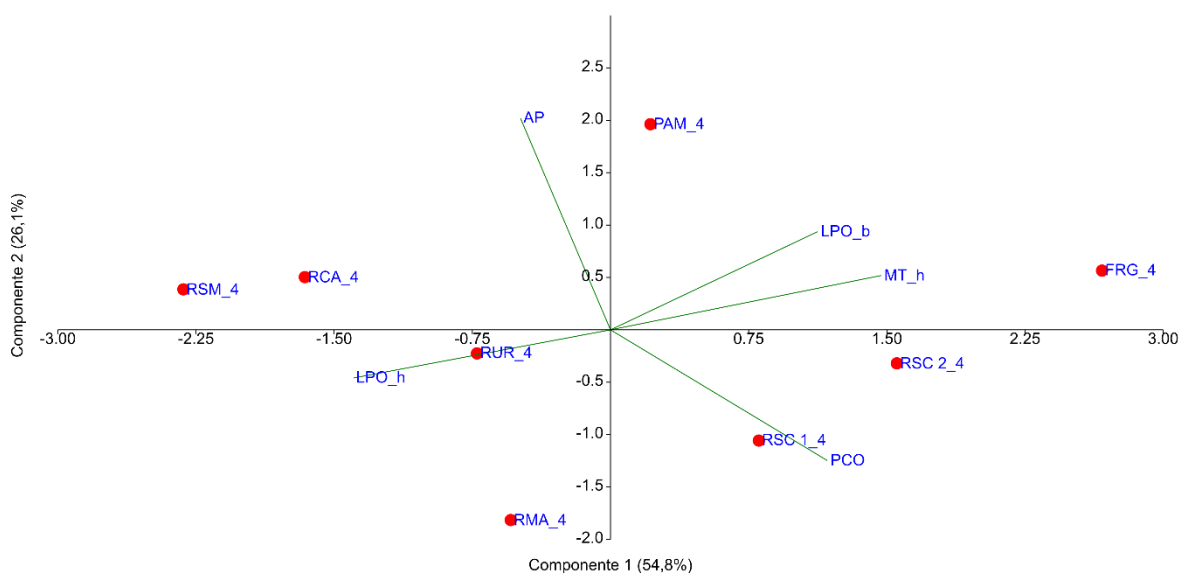
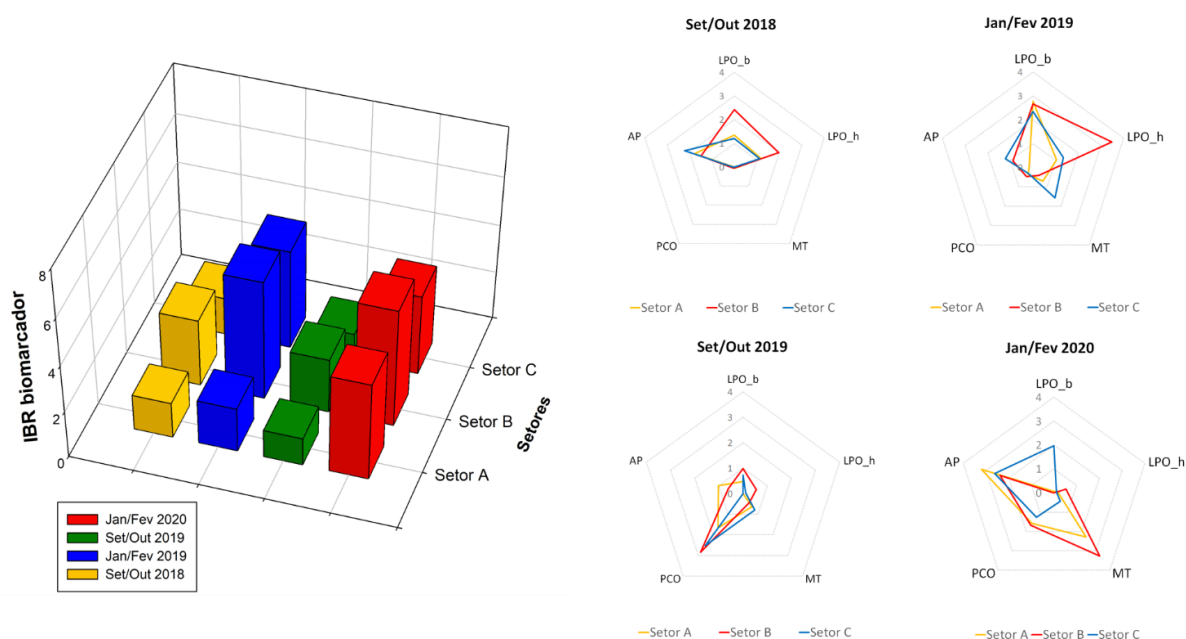


Figura 181: Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para caranguejos de mangue coletados durante as quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Revis Santa Cruz, pontos RSC1 e RSC2, e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim, ponto PAM), Setor B (Foz do Rio Doce, ponto FRG), Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR, Rio Maricuru, ponto RMA, Rio São Mateus, ponto RSM, e Rio Caravelas, ponto RCA).



#### 1.4.5 Praias: Metais e Arsênio em Amostras de Água e Sedimento

Seguindo a mesma estratégia utilizada para as análises dos manguezais, os resultados referentes aos dados de concentração dos metais e As em amostras de água e sedimento coletadas no ambiente praial foram avaliados com o uso de PCAs, onde os principais agrupamentos de variáveis foram destacados com elipses de caráter apenas ilustrativo. As coletas realizadas durante as quatro campanhas efetuadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, foram analisadas quanto aos padrões espaço-temporais. Neste ponto, cabe ressaltar que os metais Ni e Al passaram a ser avaliados a partir do Período de Transição, portanto, estão presentes apenas nas figuras representativas das campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020).

Como pode ser observado na Figura 182, durante a campanha 1 (set/out 2018) os pontos Urussuquara (DNU), Vila de Cacimbas (DNC) e Regência (DSR) apresentaram-se bem relacionados aos elementos Cu, Hg e As. Já os pontos Aracruz – Putiri (ARP), Aracruz – Refúgio (ARR) e Guriri (DNG) apresentaram-se bem relacionados aos metais Pb e Cd. Por outro lado, os pontos Comboios (DSC), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP) e Pontal do Ipiranga (DNPI) apresentaram boa relação com os metais Cr, Mn e Zn. De forma muito interessante, é possível observar a formação destes mesmos três agrupamentos nas PCAs geradas para as outras campanhas. Apesar disto, vale ressaltar que para o caso das campanhas 2 (Figura 183), 3 (Figura 184) e 4 (Figura 185), o Fe passou também a se agrupar aos pontos ARP, ARR, DNG, juntamente com os metais Pb e Cd. No caso dos elementos avaliados apenas nas campanhas 3 e 4, o Ni passou a fazer parte do agrupamento formado pelos pontos DNU, DNC, DSR e pelos elementos Cu, Hg e As. Já o Al se agrupou conjuntamente aos pontos ARP, ARR, DNG e com os metais Fe, Pb e Cd. Com base nos resultados expostos acima, é possível observar que os metais/metaloide avaliados nas amostras de água coletadas no ambiente praial ao longo dos 2 anos de monitoramento possuem um claro padrão que se repete tanto no tempo como no espaço, com pouquíssimas variações, formando os três agrupamentos de pontos e metais supracitados. Apesar disto, a composição de estações amostrais em cada um destes grupos não parece seguir uma estruturação geográfica clara.

No caso das concentrações dos metais e As em amostras de sedimento coletadas no ambiente praial, também é possível observar uma tendência espaço-temporal que se repete, com algumas diferenças, ao longo das quatro expedições realizadas. Por exemplo, como pode ser observado na Figura 186, referente à campanha 1 (set/out 2018), os pontos DNC, DSR e ARR, localizados ao sul da foz do Rio Doce, formaram um grupo bem relacionado aos metais Hg, Zn e Cr. Além disto, o ponto ARP, também localizado ao sul da foz do Rio Doce, se mostrou bem relacionado aos metais Cu, Mn, Fe e Pb. No caso dos pontos DNP, DNPI, DNG, DSB, DNU e DSC, que se localizam ao norte da foz do Rio Doce (à exceção do ponto DSC, que fica ao sul), um conciso agrupamento pode ser observado com os elementos Cd e As. De forma parecida, é possível observar na Figura 187 agrupamentos muito semelhantes para a campanha 2 (jan/fev 2019). Por exemplo, os pontos DNC, DSR e ARR também se mostram bem relacionados aos metais Hg, Zn e Cr, apesar disto, neste caso o ponto DNP também fez parte do agrupamento, bem como o Cd. O ponto ARP também mostrou relação com metais Cu, Fe, Mn

e Pb. Por outro lado, os pontos DNPI, DNU, DSB, DSC e DNG agruparam-se apenas com o As. No caso da concentração de metais/metaloide nas amostras de sedimento coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019), os pontos DNC, DSR e ARR formaram um agrupamento com os metais Al, Cr e Cd. Já os pontos DSC, DNP, DNPI, DNG e DNU agruparam-se apenas com o As. No caso do ponto ARP, um distinto agrupamento pode ser observado com os metais Zn, Ni, Pb, Mn, Fe e Cu (Figura 188). Ainda em relação aos dados de concentração de metais/metaloide em amostras de sedimento do ambiente praial, é possível observar na Figura 189 que os pontos DNC e DSR agruparam-se aos metais Zn, Cr, Cd e Al. Além disto, os pontos ARR e ARP formaram um agrupamento relacionado aos elementos Pb, Fe, Mn, As e Ni. Por fim, é interessante observar que os pontos DNP, DNPI, DNG, DNU e DSC, localizados em sua maioria mais ao norte da foz do Rio Doce apresentaram um agrupamento bem coeso, mas pouco relacionado aos elementos avaliados.

Por fim, é possível observar um claro padrão espacial para a distribuição dos metais e As em amostras de sedimento coletadas no ambiente praial ao longo das quatro campanhas realizadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Sendo assim, cabe aqui ressaltar algumas relações que se repetiram durante os dois anos de estudo. Por exemplo, os pontos DNC e DSR se mostraram bem caracterizados pela presença dos metais Zn, Cr, Cd, Hg e Al, indicando uma tendência desses elementos em ocorrer na foz do Rio Doce e norte da região. Além disto, o ponto ARP se mostrou intimamente relacionado aos elementos Cu, Mn, Fe, Pb e Ni, mostrando a tendência de ocorrência destes metais mais ao sul da foz do Rio Doce. Ainda, as estações amostrais DNP, DNPI, DNG, DSB, DNU e DSC foram bem caracterizadas pelo As, evidenciando que este metaloide caracteriza melhor os pontos mais ao norte da foz do Rio Doce.

Figura 182: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) na fração dissolvida na água de fundo coletada em praias durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

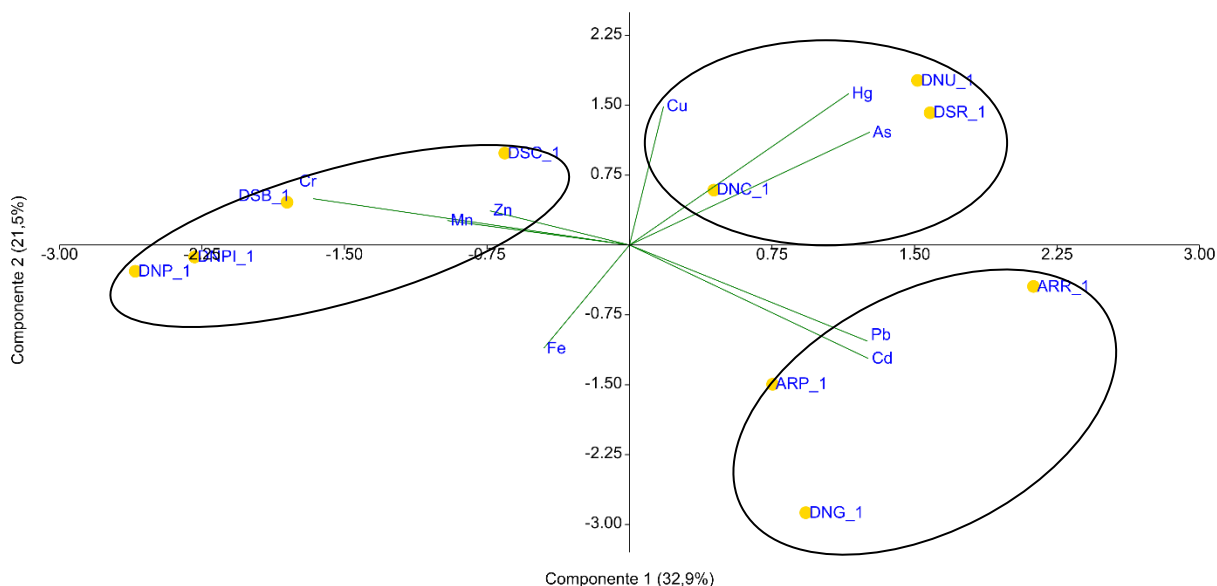


Figura 183: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) na fração dissolvida na água de fundo coletada em praias durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

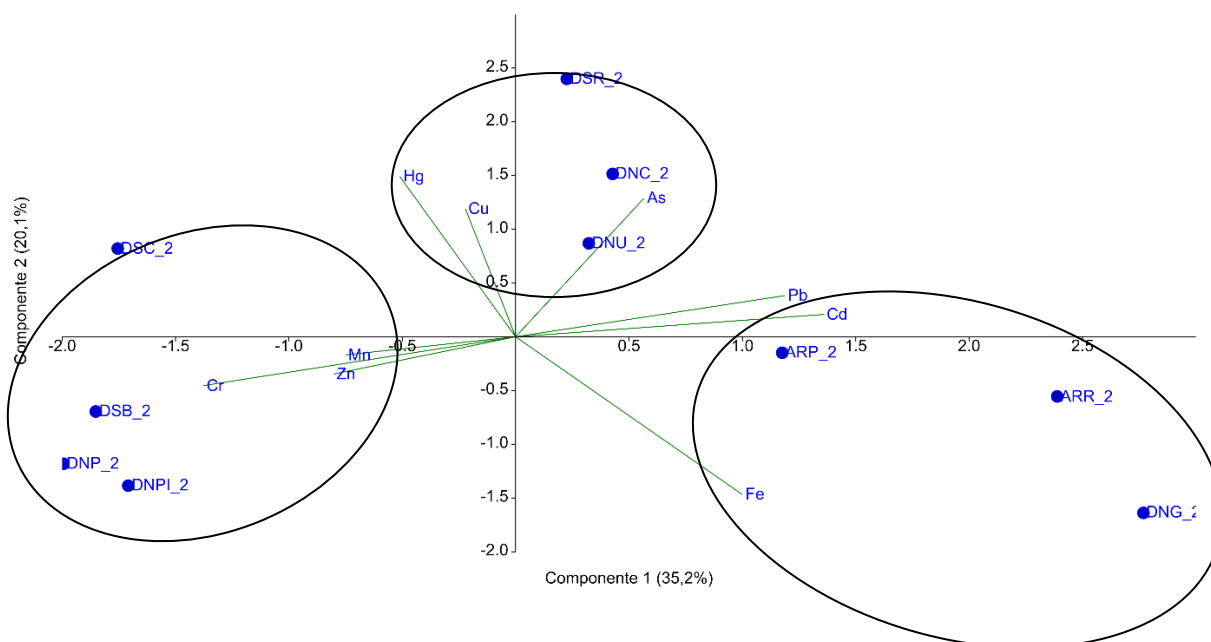


Figura 184: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) na fração dissolvida na água de fundo coletada em praias durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

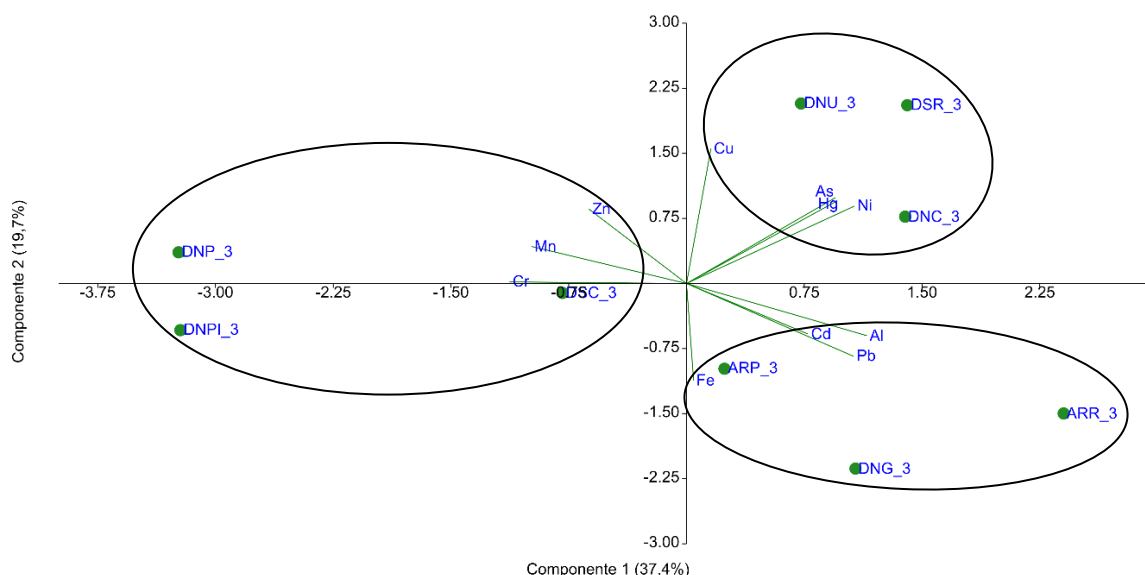


Figura 185: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) na fração dissolvida na água de fundo coletada em praias durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

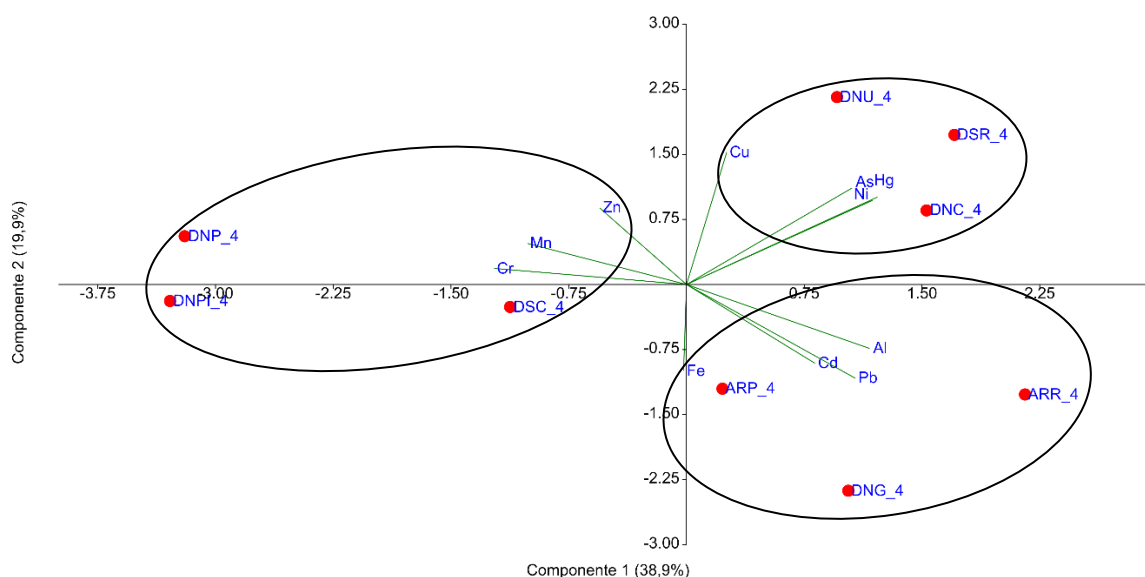




Figura 186: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

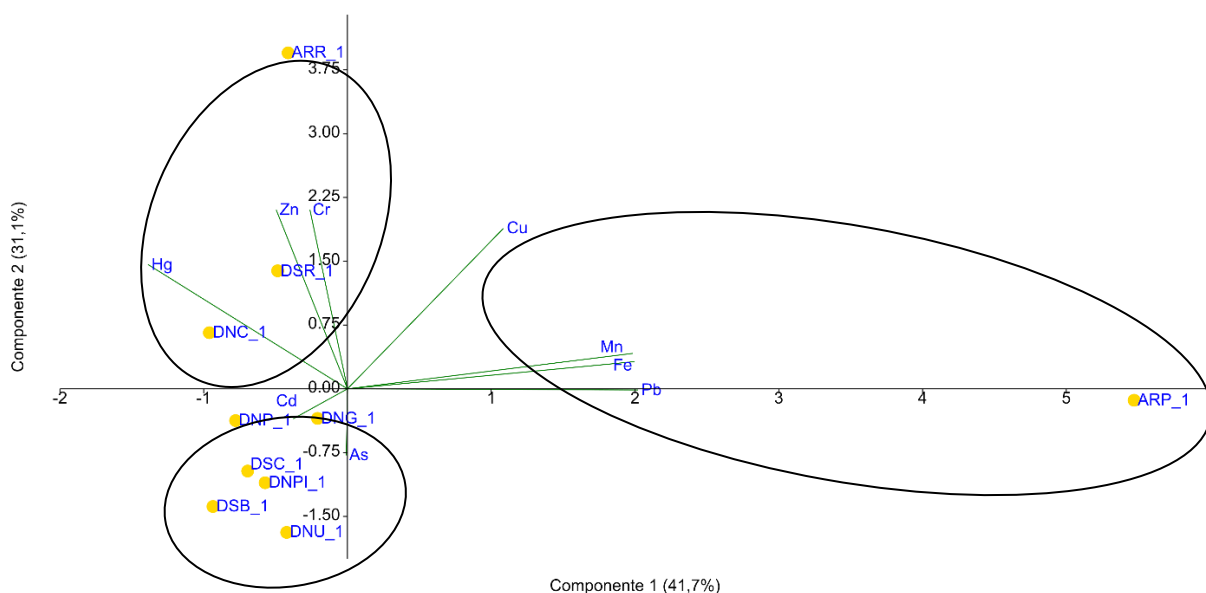


Figura 187: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

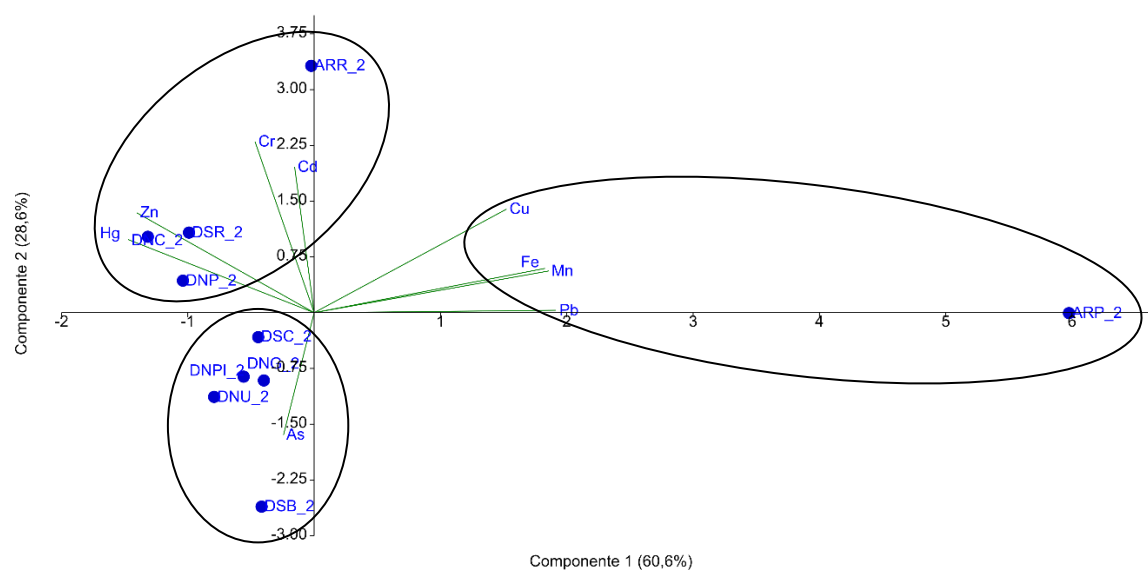


Figura 188: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

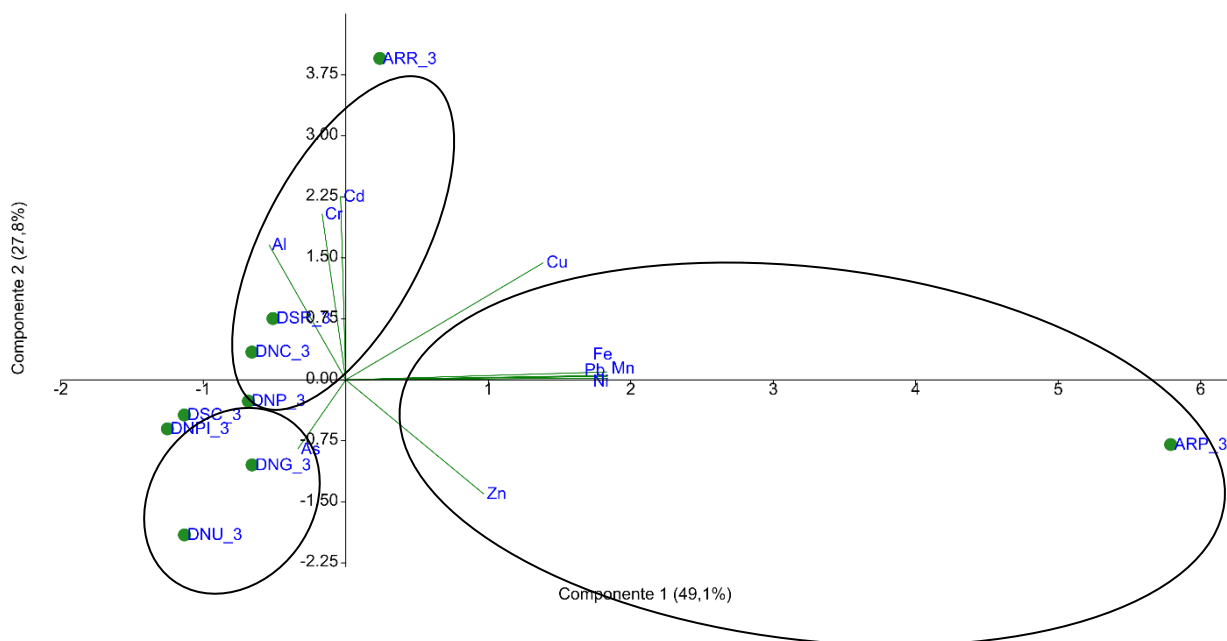
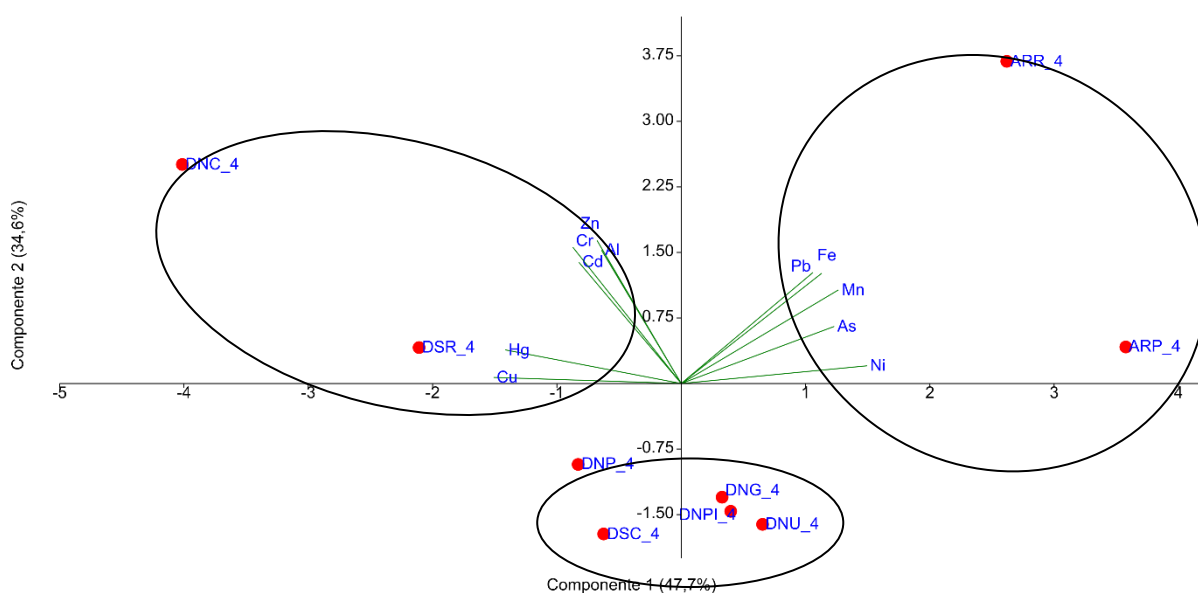


Figura 189: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Barra do Riacho (DSB), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).



#### 1.4.6 Praias: Padrões de Bioacumulação de Metais e Arsênio

O ambiente praias também foi monitorado em termos da bioacumulação de metais e As em espécies de crustáceos que caracterizam bem estas regiões. Os animais utilizados para este estudo foram anfípodes e isópodes, os quais foram analisados estatisticamente de forma agrupada, e o caranguejo de praia *Ocypode quadrata*. As análises estatísticas seguiram a mesma estratégia apresentada anteriormente, padrões espaciais específicos de cada campanha foram avaliados com o uso da PCA (principais agrupamentos de variáveis foram destacados com elipses de caráter apenas ilustrativo), e padrões espaço-temporais globais (comparações entre as 4 campanhas) foram avaliados pelo Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação). Para a execução desta última análise, as estações amostrais foram agrupadas nos seguintes setores: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG). Além disto, os dados de isópodes e anfípodes foram agrupados em um único IBR bioacumulação. Frente às mudanças metodológicas realizadas na avaliação de bioacumulação já mencionadas anteriormente, bem como a adição da análise dos metais Ni e Al a partir da terceira campanha (set/out 2019), os dados do Ano 1 são reapresentados na forma de PCAs (campanhas 1 e 2, set/out 2018 e jan/fev 2019, respectivamente) no presente relatório.

Caminhando para os resultados, é possível observar na PCA gerada para os dados da campanha 1 (set/out 2018) (Figura 190), a formação de três agrupamentos distintos. O primeiro deles é representado pelo ponto ARR, o qual foi bem caracterizado pelos metais Pb, Cr e Mn em anfípodes e Cr, Hg, Mn e Pb em isópodes. O segundo grupo foi formado pelos pontos DNP, DNU, DNC, DNPI e DSC, sendo eles bem caracterizados pelos metais Cd e Fe em isópodes e Cd e Hg em anfípodes. O terceiro agrupamento foi formado pelos pontos DSR e DNG, sendo eles bem caracterizados pelos elementos Fe, As, Cu e Zn em anfípodes e Zn, Cu e As em isópodes. A PCA construída para os dados da segunda campanha (jan/fev 2019) (Figura 191) também evidenciou a formação de três agrupamentos distintos. No primeiro deles, os pontos DNPI, DNC e DNU, todos ao norte da foz do Rio Doce, foram bem caracterizados pelos metais Mn, Cd, Hg, Zn e Cu em anfípodes e Fe e Cr em isópodes. Um segundo agrupamento foi formado pelos pontos ARP, DNG, DNP e ARR, os quais foram bem representados pelos metais Pb e Cr em anfípodes e Cd em isópodes. O terceiro agrupamento foi formado pelos pontos DSC e DSR, localizados imediatamente ao sul da foz do Rio Doce, sendo estes bem caracterizados pelo As em anfípodes e As, Mn, Hg, Zn e Pb em isópodes. No caso da PCA gerada para a campanha 3 (set/out 2019), é possível observar a formação de quatro grupos. O primeiro deles foi composto pelos pontos ARR e DSR, localizados na foz do Rio Doce e região ao sul, os quais foram bem caracterizados pelos elementos Pb, Cr, Cd, Cu e Hg em isópodes e As em anfípodes. Um segundo grupo foi formado pelo ponto mais ao norte da foz do Rio Doce, DNG, sendo este bem relacionado aos elementos Mn, Zn, Fe, Cr, Ni e Al em anfípodes e Zn e Al em isópodes. O terceiro agrupamento foi composto pelos pontos DNP, DNU e DNC, localizados na foz do Rio Doce e região imediatamente ao sul, os quais foram caracterizados pela presença de Ni em isópodes. O quarto grupo foi formado pelo ponto ARP, ao sul da foz do Rio Doce, sendo este bem caracterizado pelos metais/metaloide Mn, Fe e As em isópodes e Cd, Pb, Cu e Hg em anfípodes (Figura 192). Em relação à PCA gerada para os dados da quarta campanha (jan/fev 2020), também é possível observar a formação de quatro grupos. O primeiro

deles foi composto pelos pontos DNPI e DNU, ambos ao norte da foz do Rio Doce, sendo eles bem caracterizados pelos elementos As, Ni, Cd e Mn em isópodes. O segundo grupo foi formado pelo ponto localizado mais ao norte da foz do Rio Doce, DNG, sendo este bem relacionado aos elementos Zn, Fe, Cd, Mn, Ni, Cr, Pb, e Hg em anfípodes, e Zn e Al em isópodes. O terceiro agrupamento foi formado pelos pontos ao sul da foz do Rio Doce, DNC, DSC, ARR e ARP, sendo eles bem caracterizados pelos elementos Cr, Hg, Pb e Cu em isópodes, e Al, As e Cu em anfípodes. O último agrupamento foi formado pelos pontos na foz do Rio Doce, DNP e DSR, os quais foram caracterizados pela presença de Al e As em anfípodes (Figura 193).

Frente ao exposto acima, não é possível observar uma clara tendência espacial na distribuição dos elementos avaliados no tecido de isópodes e anfípodes coletados na campanha 1 (set/out 2018). Apesar disto, elementos iguais avaliados nos diferentes organismos foram, de forma geral, agrupados. O fato deste agrupamento ocorrer de forma independente à filogenia pode ser um forte indicativo de que estes elementos estavam mais biodisponíveis durante este período de avaliação em específico. Por outro lado, para as campanhas 2 (jan/fev 2019), 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020) foi possível observar agrupamentos de estações amostrais mais bem orientados a partir de uma lógica geográfica, sendo os pontos ao sul e ao norte da foz do Rio Doce melhor relacionados aos seus pares. Apesar disto, a composição de metais e As ao longo dessa estruturação geográfica foi, de forma geral, variável, apresentando-se bem distribuída ao longo de toda a malha amostral avaliada, não se concentrando em uma região específica. No caso das campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020) é possível observar que o ponto DNG, a estação experimental localizada mais ao norte da foz do Rio Doce, foi muito bem caracterizado pelos elementos alvo determinados em anfípodes, o que pode indicar o estabelecimento de uma forte relação entre a contaminação desta espécie e a localidade em questão a partir do Período de Transição. Dados gerados pelo PMBA (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM) indicaram que durante o período chuvoso do ano de transição, houve o espalhamento da pluma fluvial preferencialmente entre os setores Foz Central e Norte, como consequência de uma combinação de fatores. A condição de alta vazão do Rio Doce neste período combinou-se com a atuação de ventos do quadrante S-SE, que condicionou a inversão das correntes superficiais no período e transportou a pluma em direção ao setor Foz Norte, o que pode estar relacionado com o padrão de contaminação em anfípodes observado nos pontos deste setor (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

Com relação aos resultados referentes ao IBR bioacumulação em anfípodes e isópodes, é possível observar um grande aumento nos setores A e C em relação ao setor B durante a campanha 1 (set/out 2018). Além disto, o peso relativo de cada elemento para a composição do IBR nos diferentes setores não foi homogêneo. Por exemplo, para o setor A os elementos mais relevantes foram Pb, Mn, Hg, As e Cr. Para o Setor B foram Pb, As e Cd, e para o setor C foram Cu, Hg, Mn, Pb, Zn, As e Cd. Por outro lado, o IBR bioacumulação seguiu um padrão diferente durante a campanha 2 (jan/fev 2019), visto que os setores B e C apresentaram valores elevados em comparação ao setor A. Além disto, o peso relativo de cada elemento para a composição do IBR nos diferentes setores foi mais homogêneo, sendo, de forma geral, os metais Mn, Zn e Fe os mais relevantes. Para o caso da campanha 3 (set/out 2019),

valores similares de IBR foram encontrados nos três setores avaliados. Além disso, a importância relativa de cada elemento também foi parecida, sendo o Cu, Fe, Mn e Zn os metais mais relevantes. Por outro lado, foi possível observar um aumento no IBR bioacumulação no setor C em relação aos demais durante a campanha 4 (jan/fev 2020), que, como já mencionado anteriormente, pode estar relacionado com a dispersão da pluma fluvial no sentido norte em relação à foz do Rio Doce. Neste caso, os metais mais relevantes para a composição do índice nos três setores foram Mn e Zn (Figura 194).

Passando agora para comparações globais, é interessante frisar que os valores de IBR bioacumulação calculados para anfípodes e isópodes coletados nos setores A e C da primeira campanha foram muito maiores em relação às demais avaliações, evidenciando um grande evento de disponibilização e absorção destes elementos ao sul e ao norte da foz do Rio Doce. Cabe ressaltar que este evento foi relacionado à acumulação de uma diversa gama de elementos (Pb, Mn, Hg, As, Cd e Cr). Após esse primeiro período, os picos de IBR bioacumulação passaram a ser muito menores, ocorrendo novamente no setor C durante as campanhas 2 e 4, e no setor B na campanha 2. Além disso, estes picos também passaram a estar relacionados com elevações agudas em elementos específicos, como é o caso do Mn, Fe e Zn na campanha 2, e Mn e Zn na campanha 4.

Características morfodinâmicas e sedimentológicas próprias de cada setor podem estar intimamente relacionadas com os padrões de bioacumulação de metais observados nos invertebrados de praia. No setor A, que se destacou na campanha 1 (set/out 2018), fatores como o transporte longitudinal de sedimentos predominante para norte ao longo da costa, a distância da desembocadura do Rio Doce e as barreiras representadas pelos terraços de abrasão, podem dificultar o alcance da lama de rejeitos a este compartimento. Além disso, neste mesmo setor, o empilhamento de ondas junto à praia favorece processos inundacionais e alcance das ondas na porção retropraia. Constituintes químicos relevantes na Formação Barreiras, incluindo óxidos de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) e manganês ( $\text{MnO}_2$ ), que podem alcançar valores da ordem de 20 g/kg na fração argila, além de elementos como o Pb, Cr, Ni, Zn e As, podem ser destacados como potenciais fontes desta Formação. Considerando a característica desse compartimento de estar sujeito a inundações, o contato da água com as falésias da Formação Barreiras pode promover a remoção de sedimento propiciando o enriquecimento de alguns elementos químicos na parte emersa das praias desse setor, constituindo fontes locais. Já o setor B, recebe influência direta do Rio Doce, com a deposição de areias nas praias emersas e lama na antepraia, onde a mobilização pelas ondas é menor. As praias deste setor possuem maior percentual de areias grossas na região emersa, com alta porosidade e permeabilidade uma vez que a alta mobilidade e altas velocidades de refluxo das ondas promovem a retirada dos sedimentos finos, e consequentemente dos contaminantes da porção emersa. Com o carreamento dos sedimentos finos para a antepraia, uma menor concentração de elementos químicos acaba ocorrendo na região emersa, sendo esta a principal característica desse compartimento; por outro lado, a presença dos elementos químicos originados do aporte fluvial é maior na antepraia. Entretanto, picos de acumulação de metais nos organismos coletados neste setor (Setor B) puderam ser observados nos períodos mais chuvosos, demonstrando a influência do maior aporte fluvial no período úmido. Por sua vez, o setor C, constitui uma área

criticamente afetada, visto que os processos costeiros favorecem a deposição dos sedimentos fluviais a partir da deriva litorânea no sentido norte. A presença de lama na antepraia, de areias finas e perfis de menor inclinação, favorecem a permanência e distribuição horizontal dos contaminantes, desde a antepraia, restingas e ao longo dos manguezais. Altos teores de elementos químicos são verificados nesse compartimento pois se encontram associados à fração de sedimento fino do Rio Doce que são transportados pelas correntes longitudinais para a antepraia, principalmente, e praias emersas deste compartimento (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM).

Figura 190: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de anfípodes (anf) e isópodes (iso) coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

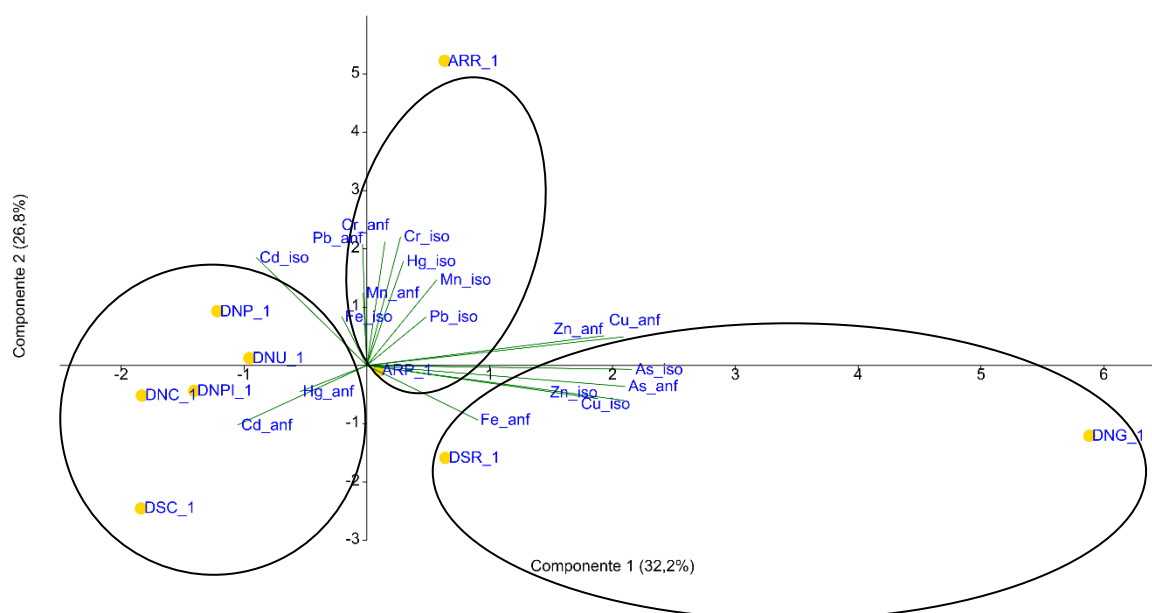




Figura 191: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de anfípodes (anf) e isópodes (iso) coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

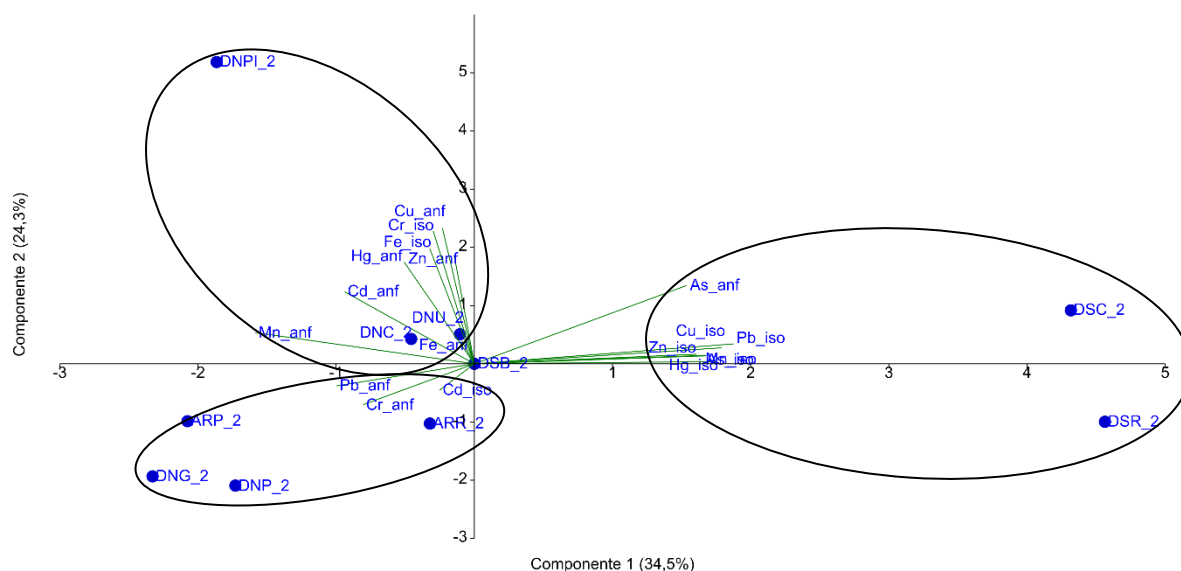


Figura 192: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de anfípodes (anf) e isópodes (iso) coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

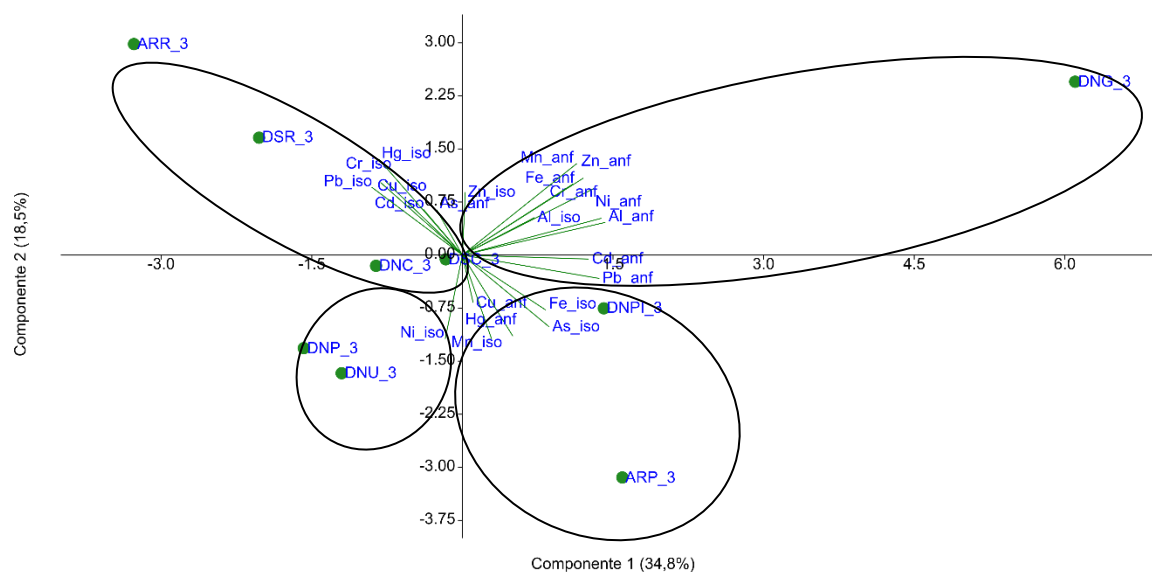


Figura 193: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de anfípodas (anf) e isópodas (iso) coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

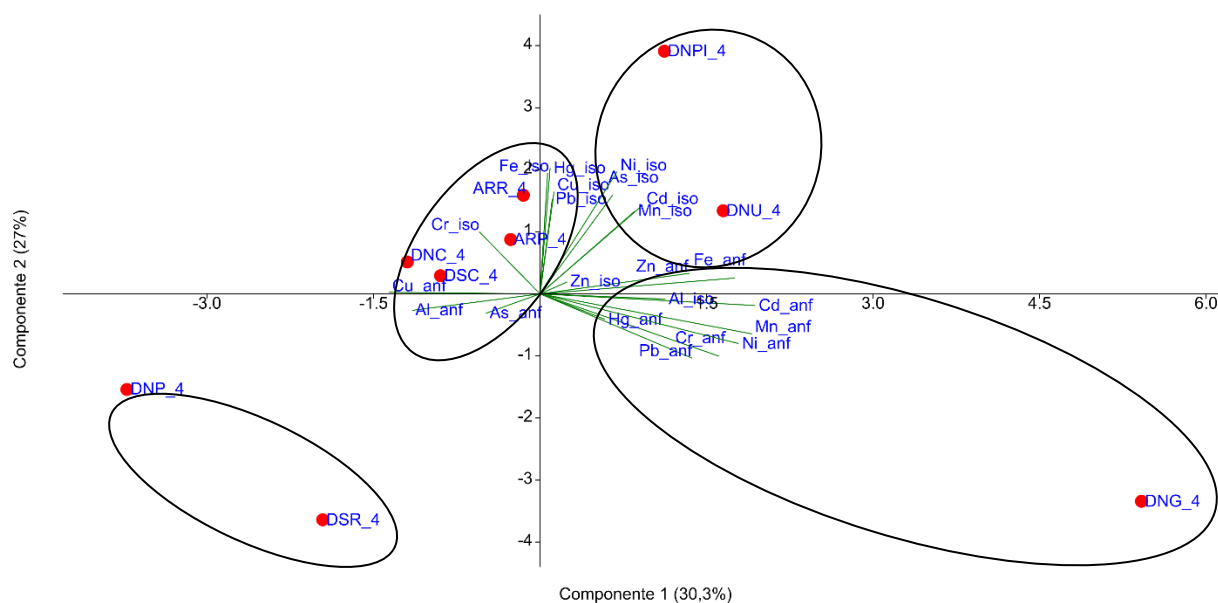
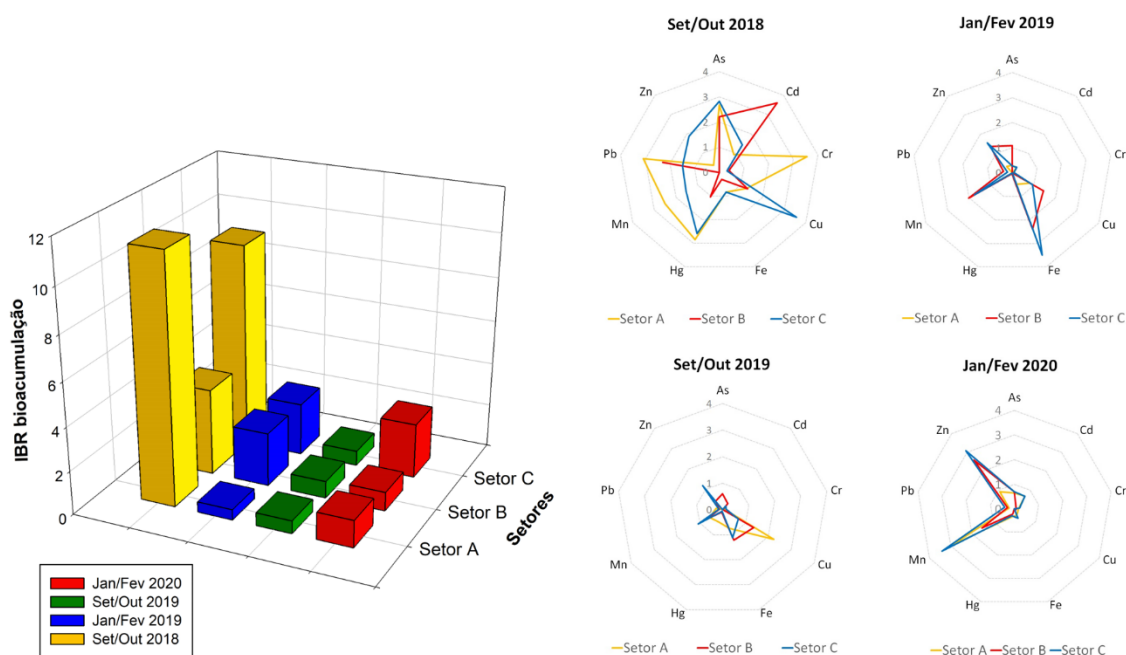


Figura 194: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para anfípodas e isópodas coletadas no ambiente praial ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada setor: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG).



Em relação à bioacumulação de metais e As no caranguejo de praia (brânquias, hepatopâncreas e músculo), para a campanha 1 (set/out 2018) foi possível observar a formação de quatro agrupamentos na análise de PCA (Figura 195). No primeiro grupo, o ponto DNPI ficou associado à bioacumulação dos metais Fe, Cu, Cd e Mn no músculo, Fe nas brânquias e Mn, Cu, Fe, Cd e Zn no hepatopâncreas. Um segundo agrupamento foi formado pelos pontos DNC e DNU, sendo eles bem caracterizados pelo acúmulo de Hg nos três tecidos avaliados. É interessante observar que as estações amostrais que compõem estes dois primeiros grupos estão localizadas ao norte da foz do Rio Doce. Dando sequência à apresentação dos resultados, um terceiro grupo foi formado pelos pontos DSR e DSC, os quais foram caracterizados por medidas de Zn, As, Cd, Pb e Mn nas brânquias, As, Zn e Pb no músculo e Pb, Zn, As e Cd no hepatopâncreas. O último grupo foi formado pelos pontos ARP, ARR, DNG e DNP que se caracterizaram pela presença de Cr nos três tecidos avaliados. É interessante comentar que o terceiro e quarto grupos foram majoritariamente compostos por estações amostrais que se distribuem da foz do Rio Doce até regiões mais ao sul. Sendo assim, fica evidente que a presença dos metais/metaloide nos tecidos do caranguejo de praia não se concentrou em uma região específica durante a campanha 1 (set/out 2018), estando bem distribuída ao longo de toda a malha amostral avaliada.

De forma semelhante, também é possível observar a formação de quatro agrupamentos na PCA construída a partir dos dados coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 196). No primeiro deles, os pontos DSC, DSR, DNP e DNC apresentaram-se associados aos elementos As e Fe nas brânquias, As, Fe, Cu e Pb no músculo, e As, Fe, Cr, Pb, Mn, Cd, Cu e Zn no hepatopâncreas. É interessante observar que estes pontos são referentes à foz do Rio Doce (DNP) e regiões imediatamente ao sul (DSC e DSR) e ao norte desta localidade (DNC). No segundo grupo, os pontos mais ao norte da foz, DNG e DNU, foram bem relacionados ao metal Zn no músculo e nas brânquias de caranguejos. O terceiro agrupamento foi formado pelos pontos mais ao sul da foz, ARP e ARR, os quais se caracterizaram pela presença de Cr, Hg e Mn nos músculos e Cr, Mn e As nas brânquias e, por fim, um quarto grupo foi formado pelo ponto DNPI, ao norte da foz do Rio Doce, juntamente aos metais Hg no hepatopâncreas e brânquias, e Cd no músculo. Aqui cabe ressaltar que, de forma semelhante à campanha 1 (set/out 2018), a composição dos elementos nos tecidos do caranguejo de praia se apresentou bem distribuída ao longo de toda a malha amostral avaliada, com agrupamentos das estações amostrais bem estruturados em regiões geográficas específicas, sendo elas: sul da foz do Rio Doce, foz do Rio Doce e regiões próximas, e norte da foz do Rio Doce.

No caso dos dados relativos à campanha 3 (set/out 2019) (Figura 197), é possível observar que o ponto DNP, localizado mais próximo à foz do Rio Doce, e os pontos DNC e DNPI, localizados um pouco mais ao norte desta região, apresentaram-se bem relacionados com todos os elementos avaliados nos tecidos-alvo, mostrando uma clara tendência de maior bioacumulação na área que vai desde a foz do rio até regiões mais ao norte. Já, na PCA gerada para os dados da campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 198), é possível observar, novamente, a formação de quatro agrupamentos. No primeiro deles, o ponto DNPI se mostrou bem caracterizado pelos elementos Mn, Cr, Zn, Hg e Fe no hepatopâncreas, e As, Cd, Cr e Mn nas brânquias dos caranguejos de praia. O segundo agrupamento, formado pelos pontos DNP e DNU, foi bem caracterizado pelos metais Ni, Pb, Cu e Al no hepatopâncreas. O terceiro

agrupamento foi formado pelos pontos DSR, DSC, ARR e DNG, sendo estes bem relacionados aos elementos As e Cd no hepatopâncreas, e Hg e Al no músculo. O último grupo foi formado pelos pontos ARP e DNC, sendo estes bem caracterizados pela maioria dos elementos determinados no músculo (As, Cr, Cd, Mn, Ni, Pb, Fe, Zn, Cu e Ni), e Cu e Pb nas brânquias. Sendo assim, é possível observar que durante a campanha 4 (jan/fev 2020) as estações amostrais não se agruparam seguindo uma lógica geográfica clara, além disto, a composição de metais/metaloide se mostrou bem distribuída entre os grupos formados. Isto pode ser reflexo de uma contaminação aguda e difusa decorrente da dispersão da pluma fluvial e mobilidade dos diferentes elementos neste período de maior pluviosidade registrada. Apesar disto, uma forte relação entre os pontos DNC e ARP e os metais/metaloide avaliados no músculo foi observada.

Com relação à avaliação do IBR bioacumulação nos caranguejos de praia (Figura 199), é possível observar que na campanha 1 (set/out 2018), os maiores valores deste índice ocorreram no setor B, seguido do setor C e por fim o setor A. Além disto, as importâncias relativas de cada elemento também foram diferentes. Por exemplo, para o setor A, os metais/metaloide mais relevantes foram Hg, As e Cr, para o setor B foram Pb, Mn, As e Cd e para o setor C foram Hg, As, e Cr. De forma semelhante, na campanha 2 (jan/fev 2019) o setor B também foi o que apresentou o maior nível de IBR bioacumulação em relação aos setores A e C. Apesar disso, os elementos tiveram uma contribuição semelhante na composição deste índice, visto que os metais Zn, Mn, Fe e Cu foram os mais importantes para os três setores. Por outro lado, os valores de IBR calculados para a campanha 3 (set/out 2019) foram semelhantes entre os três setores avaliados. Da mesma forma, as importâncias relativas de cada elemento foram similares, sendo os metais Mn, Fe e Cu os mais relevantes. Para o caso da campanha 4 (jan/fev 2020), é possível observar um aumento no valor IBR dos setores A e C em relação ao B, sendo os metais Mn e Zn os mais relevantes nas três regiões.

Considerando-se comparações mais globais, é possível observar que os maiores valores de IBR bioacumulação ocorreram durante a campanha 1 (set/out 2018) para os três setores avaliados, com destaque para o setor B, relacionado aos pontos da foz do Rio Doce, que apresentou o maior valor de IBR bioacumulação. Ainda, é possível observar que esta campanha foi caracterizada por altos valores de acumulação de vários metais/metaloide, de forma difusa. Apesar disso, os valores de IBR durante a campanha 2 (jan/fev 2019) se mantiveram altos apenas no setor B, o qual passou a demonstrar altos níveis de acumulação de elementos específicos (Zn, Mn, Fe e Cu). Após este primeiro período crítico, os níveis de IBR bioacumulação diminuíram nos 3 setores durante as campanhas 3 e 4, mas os metais Zn, Mn, Fe e Cu se mantiveram como os mais relevantes. Sendo assim, de forma geral, a acumulação de metais/metaloide em caranguejos de praia foi evidentemente maior no primeiro ano de avaliação do projeto, destacando-se os pontos localizados no entorno da foz do Rio Doce como os mais críticos. Com o passar do tempo, os níveis de bioacumulação diminuíram e foram se tornando mais homogêneos ao longo da malha amostral estudada. Adicionalmente, em um primeiro momento, essa contaminação foi referente a um número maior de elementos que, com o passar do tempo, se resumiram, de forma geral, aos metais Zn, Mn, Fe e Cu.

Figura 195: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia (*Ocypode quadrata*) coletados durante a campanha 1 (set/out 2018). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

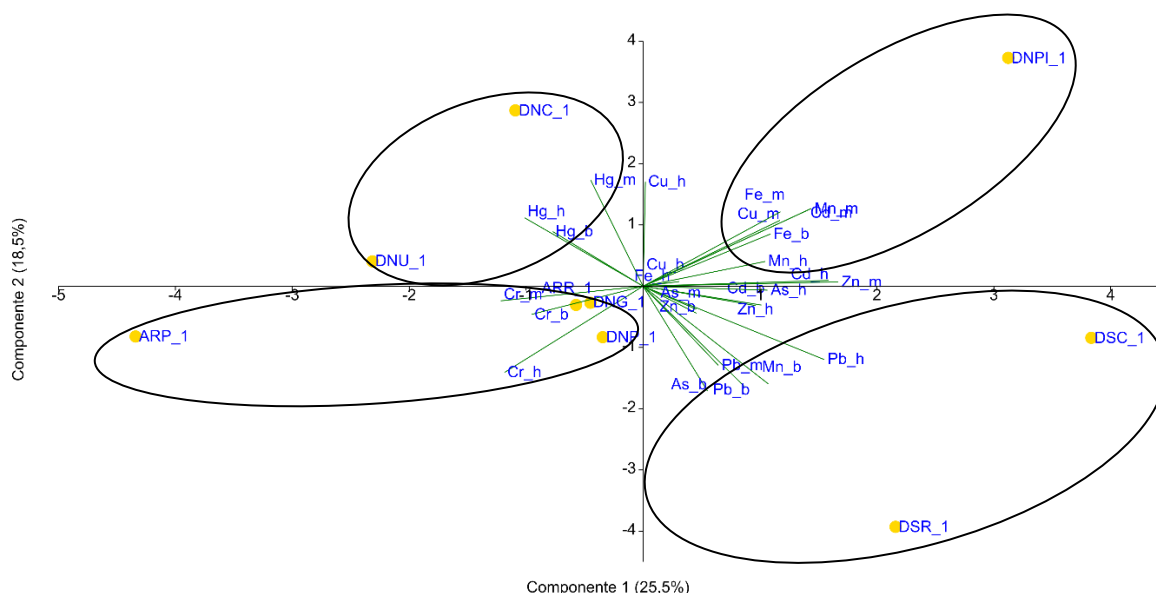


Figura 196 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia (*Ocypode quadrata*) coletados durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

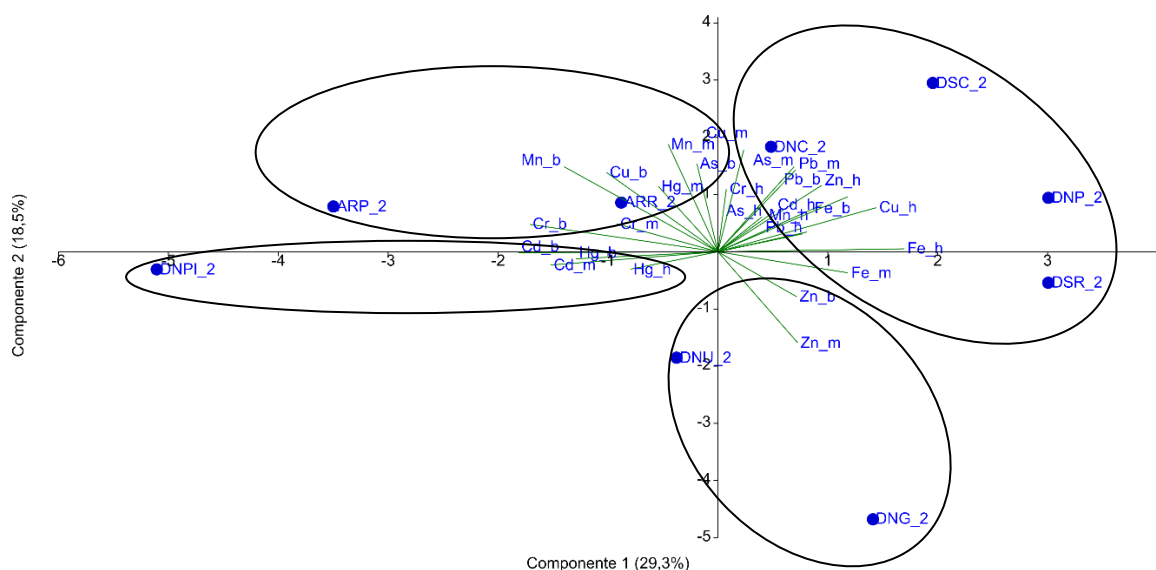


Figura 197: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiom (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia (*Ocypode quadrata*) coletados durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

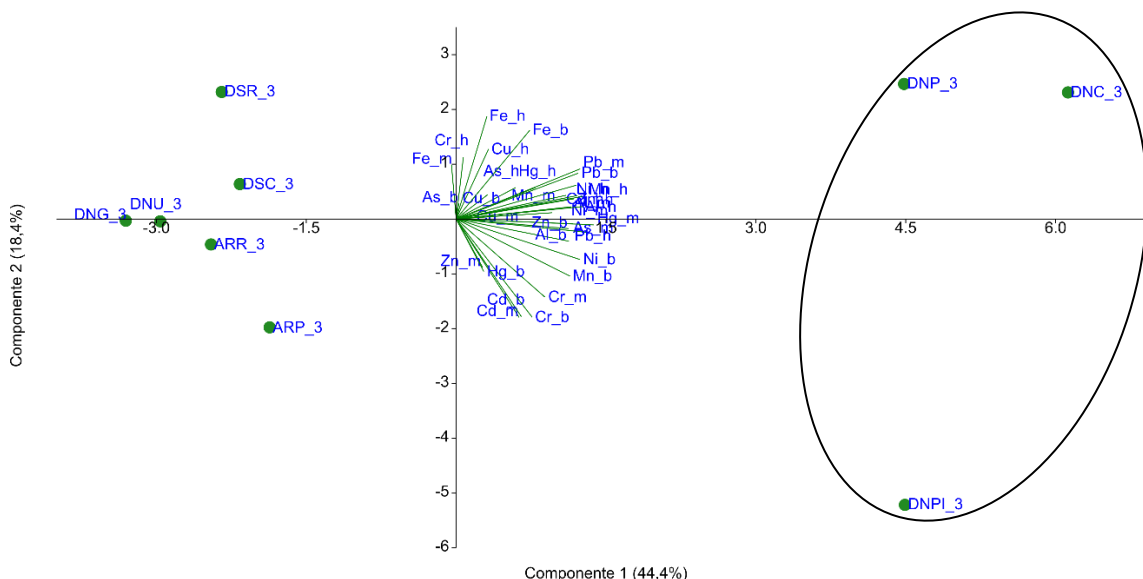


Figura 198: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiom (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de brânquia (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia (*Ocypode quadrata*) coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

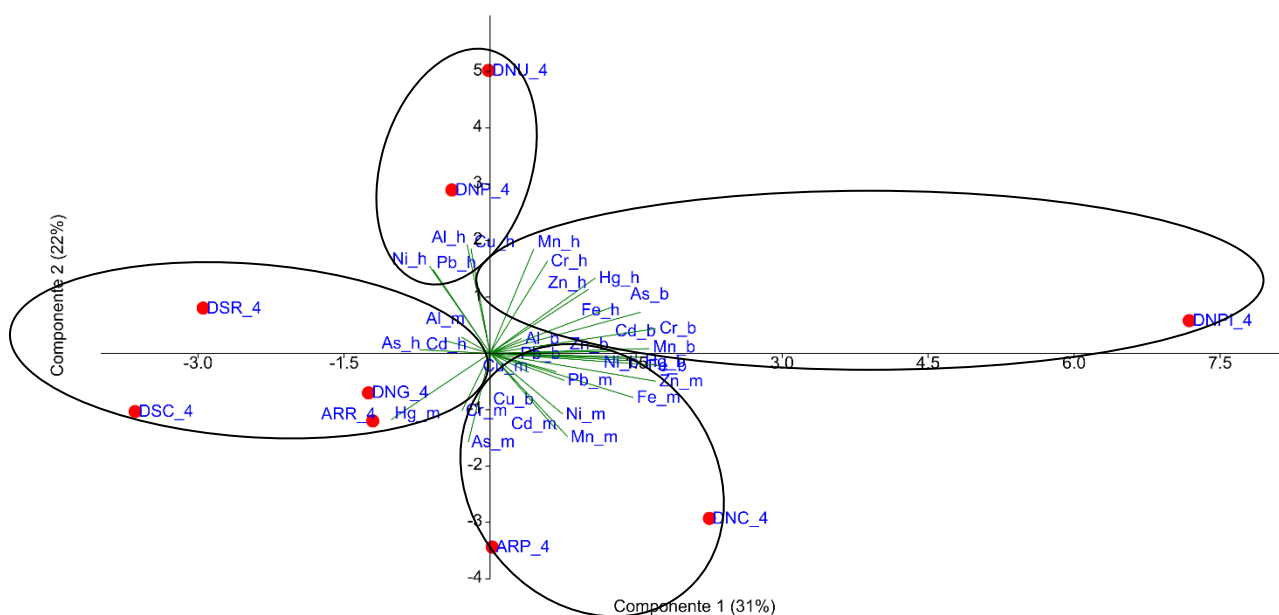
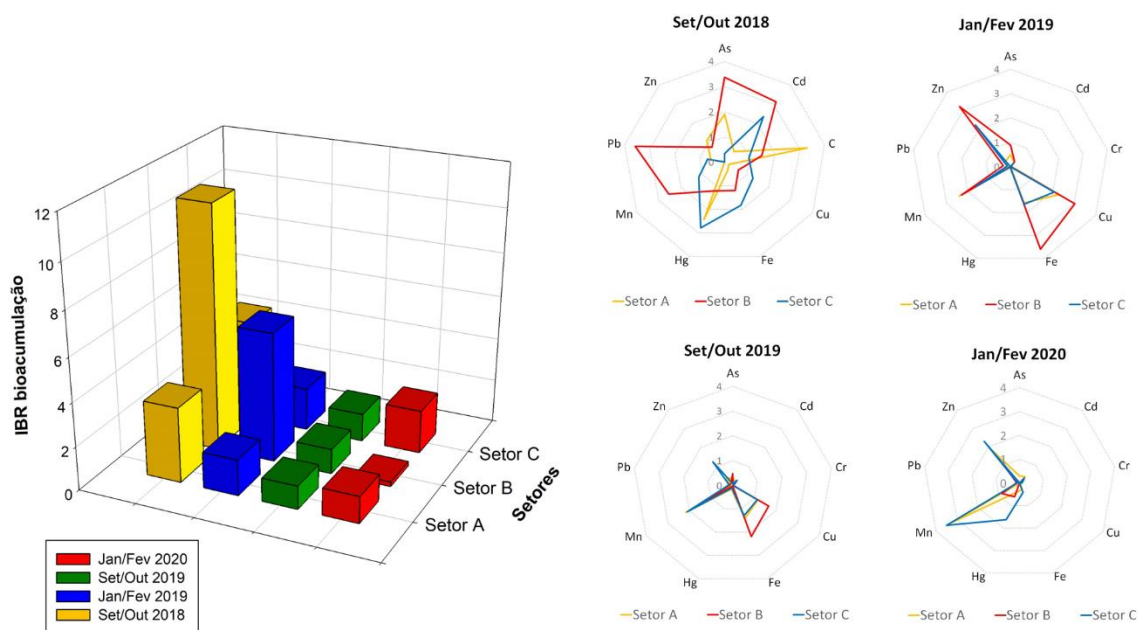




Figura 199: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para caranguejo de praia coletados ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada setor: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG).



#### 1.4.7 Praias: Resposta de Biomarcadores

O ambiente praial também foi monitorado em termos da resposta de biomarcadores. Seguindo a estratégia apresentada anteriormente, os anfípodes e isópodes foram analisados estatisticamente de forma agrupada, e o caranguejo de praia *Ocypode quadrata*, separadamente. Os biomarcadores avaliados em anfípodes e isópodes foram lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT). No caso dos caranguejos de praia, os biomarcadores avaliados foram LPO no hepatopâncreas e brânquias, concentração de MT no hepatopâncreas, níveis de proteínas carboniladas (PCO) no músculo e níveis de dano de DNA (sítios AP) na hemolinfa. Para as análises estatísticas, padrões espaciais específicos de cada campanha foram avaliados com o uso de PCAs, e padrões espaço-temporais globais (comparações entre as 4 campanhas) foram avaliados pelo Índice de resposta biológica (IBR biomarcador). Para a execução desta última análise, as estações amostrais foram agrupadas nos seguintes setores: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG). Além disto, os dados de isópodes e anfípodes foram agrupados em um único valor de IBR biomarcador. A coleta de poliquetas não foi realizada com sucesso devida à baixa abundância destes organismos, apesar de terem sido efetuados todos os esforços amostrais possíveis, de modo que o baixo número de indivíduos coletados (completa ausência em muitas estações amostrais) não permitiu a execução das análises estatísticas utilizadas no presente projeto. Deste modo, os resultados referentes a este grupo taxonômico não serão apresentados, mas podem ser acessados na Planilha de Dados de Brutos do Anexo 1. Cabe ressaltar que a baixa abundância de poliquetas já foi observada no relatório anual anterior (RRDM, 2019, RT 17, Pág. 601), sendo atribuída às altas concentrações dos metais Cd, Cr, Hg, Mn e Pb encontradas nestes organismos. De fato, diversos trabalhos reportam

efeitos de metais pesados em poliquetas, com efeitos negativos na reprodução (Reish e Carr 1978; Reish e Gerlinger 1997), incluindo a diminuição na fecundidade, taxa de crescimento e tempo de geração (Mauri et al. 2003), além de alterações na embriologia, desenvolvimento larval e metamorfose dos animais (Ross e Bidwell, 2002; Xie et al., 2005).

Caminhando para os resultados de biomarcadores obtidos para o Período de Transição, é possível observar na PCA gerada para com os dados de anfípodes e isópodes coletados durante a campanha 3 (set/out 2019) a formação de quatro agrupamentos. O primeiro deles é relativo aos pontos ARR e DNPI, os quais foram bem representados pelos biomarcadores LPO e MT em isópodes. Um segundo agrupamento foi formado pelos pontos DSC e DNC, sendo estes bem relacionados à LPO em anfípodes. O terceiro grupo foi formado pelos pontos DSR e DNP, estações amostrais bem caracterizadas pela MT em anfípodes, e o último e quarto grupo foi composto pelos pontos DNU e DNG, os quais apresentaram fracas relações com os biomarcadores LPO e MT em anfípodes (Figura 200). Considerando as informações apresentadas, é possível observar que os biomarcadores avaliados apresentaram relações mais fortes com as estações amostrais localizadas na foz do Rio Doce (DNP, DSR e DSC), ao sul desta região (ARP e ARR) e aos pontos ao norte mais próximos desta localidade (DNC e DNPI). Por outro lado, os pontos ao norte mais distantes da foz do Rio Doce foram aqueles que apresentaram as relações mais fracas com os biomarcadores avaliados (DNU e DNG). Além disto, é interessante observar que os biomarcadores avaliados em isópodes responderam de forma similar, mas em oposição àqueles avaliados em anfípodes.

Em relação à PCA gerada com os dados de biomarcadores em anfípodes e isópodes coletados durante a campanha 4 (jan/fev 2020), também é possível observar a formação de quatro agrupamentos distintos. O primeiro deles foi composto pelo ponto ARR, o qual foi bem caracterizado pelos biomarcadores LPO e MT em isópodes. O segundo grupo foi formado pelos pontos DNU e ARP, sendo estes representados de forma menos intensa pelos mesmos biomarcadores. O terceiro agrupamento foi composto pelo ponto DSC, o qual foi bem caracterizado pela MT em anfípodes. O último agrupamento foi formado pelos pontos DNP, DNC, DNPI, DNG e DSR, sendo estes bem relacionados à LPO determinada em anfípodes. Considerando os dados apresentados, é possível observar, de forma geral, um padrão geográfico na relação entre estações amostrais e biomarcadores. Por exemplo, LPO e MT em isópodes e MT em anfípodes se mostraram bem relacionados com pontos ao sul da foz do Rio Doce. Por outro lado, LPO em anfípodes apresentou relações mais fortes com pontos localizados na foz do Rio Doce e regiões mais ao norte. Além disto, é interessante observar que, de forma similar ao observado na campanha 3 (set/out 2019), os biomarcadores avaliados em isópodes responderam de forma bem similar (Figura 132).

Seguimos agora para uma análise mais global, a partir dos resultados do IBR biomarcador em anfípodes e isópodes coletados no ambiente praias nas quatro campanhas do Anexo 1 PMBA/Fest-RRDM. Em relação à campanha 1 (set/out 2018), é possível observar valores de IBR semelhantes entre os três setores avaliados, sendo o setor A e C ligeiramente maiores em comparação ao B. Além disto, a importância relativa de cada biomarcador para a composição do IBR foi muito semelhante em cada

um dos setores avaliados, sendo a LPO em isópodes e anfípodes, e a MT em isópodes os parâmetros que mais contribuíram. Por outro lado, é possível observar que na campanha 2 (jan/fev 2019), o valor de IBR no setor B foi muito maior em relação àqueles observados nos setores A e C, apesar disto, estes dois últimos apresentaram valores similares entre si. Ao olharmos para a importância relativa de cada biomarcador para a composição do índice, fica evidente que a LPO em isópodes coletados no setor B foi o parâmetro que apresentou níveis mais elevados, evidenciando que o aumento do IBR neste setor está relacionado a um aumento de dano oxidativo. Além deste resultado, observa-se também que a importância relativa dos outros biomarcadores para a composição do IBR nos três setores avaliados foi bastante homogênea, sendo LPO em isópodes e anfípodes e MT em isópodes os parâmetros mais importantes. Para o caso do IBR biomarcador calculado com os dados da campanha 3 (set/out 2019), é possível observar valores muito semelhantes entre os três setores avaliados, além disto, o peso relativo de cada biomarcador também foi muito homogêneo, sendo a MT em anfípodes e isópodes o biomarcador mais relevante. De forma semelhante, o índice obtido para os dados da campanha 4 (jan/fev 2020) também foi bem similar entre os três setores, apesar disto, a MT nos isópodes coletados no setor C foi o biomarcador de maior relevância. É possível observar que durante as três primeiras campanhas o valor de IBR biomarcador foi semelhante para os setores A e C. O setor B avaliado durante a campanha 2 (jan/fev 2019) apresentou níveis de IBR biomarcador muito superiores. Este interessante resultado indica a ocorrência de algum evento importante na foz do Rio Doce neste período, resultando em um impacto negativo muito relevante na saúde destes animais. Cabe frisar que este impacto está relacionado a um aumento considerável no estresse oxidativo de isópodes, visto que a LPO nestes animais foi o biomarcador mais importante para o cálculo de IBR biomarcador no setor B durante a campanha 2 (jan/fev 2019). Na campanha 4 (jan/fev 2020), os valores de IBR nos três setores foram muito inferiores em comparação às outras campanhas, sugerindo uma diminuição significativa nos impactos biológicos/ecotoxicológicos para este período (Figura 202).

Figura 200: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO), concentração de metalotioneína (MT) e níveis de proteínas carboniladas (PCO) mensurados em amostras de anfípodes e isópodes coletadas no ambiente praiar durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

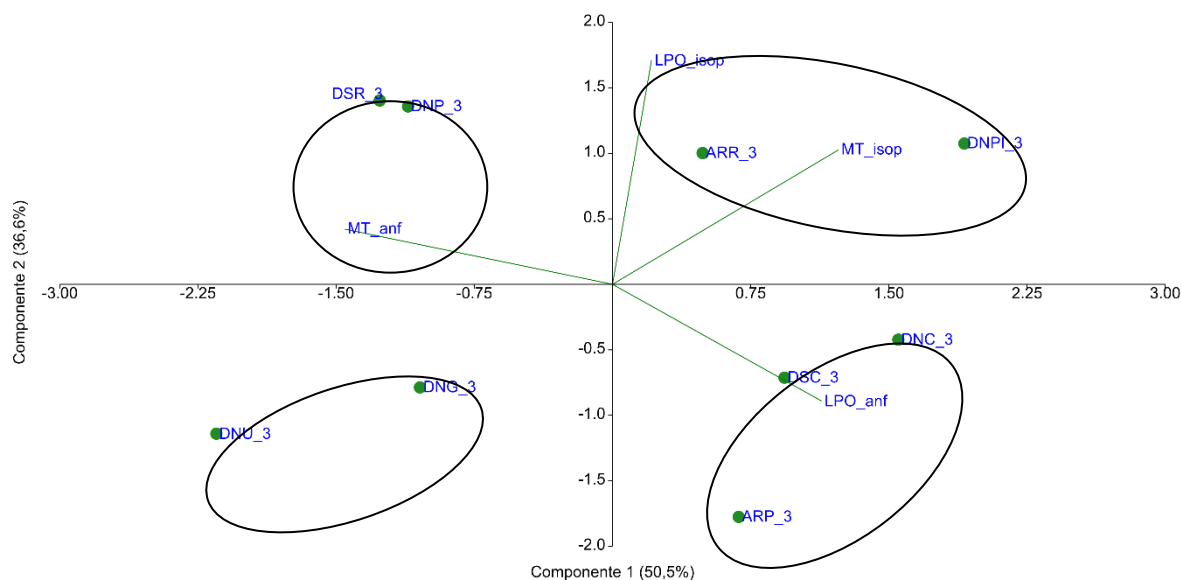


Figura 201: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO), concentração de metalotioneína (MT) e níveis de proteínas carboniladas (PCO) mensurados em amostras de anfípodes e isópodes coletadas no ambiente praiar durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

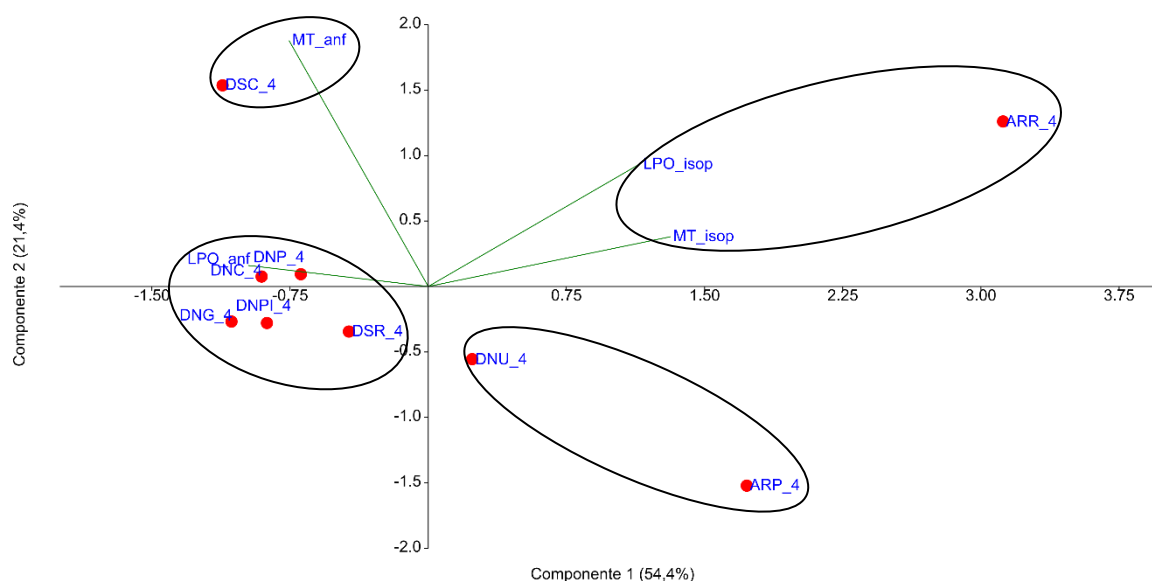
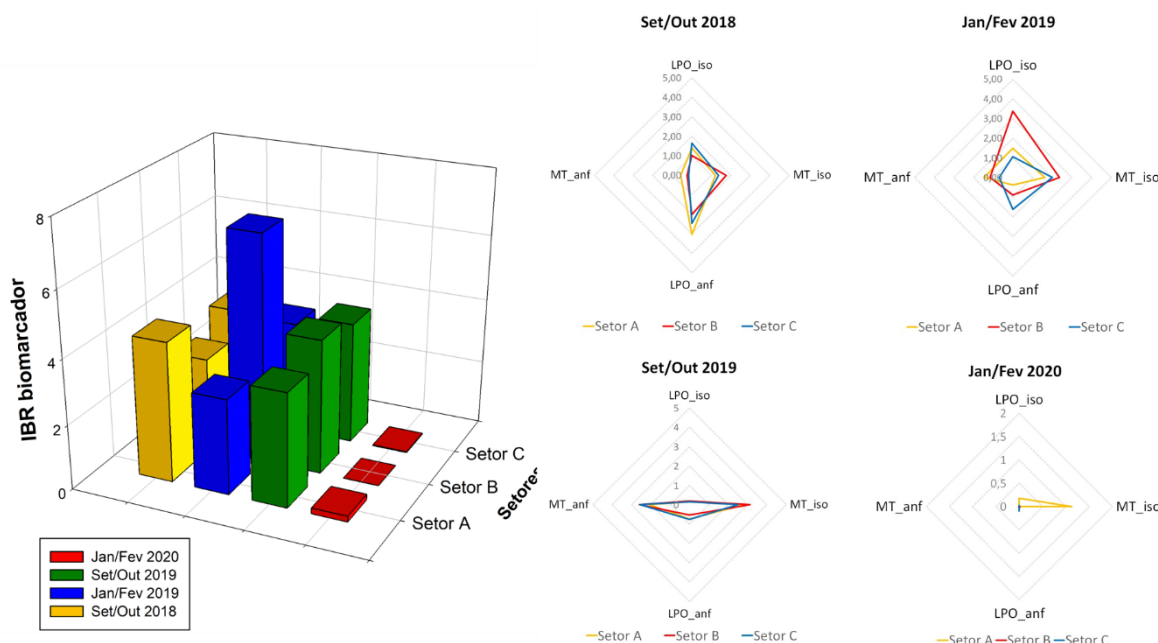


Figura 202: Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para anfípodes e isópodes coletados no ambiente praiar ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada setor: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG).



A avaliação de biomarcadores também foi realizada, em separado, para caranguejos de praia. Neste sentido, é possível observar na PCA, gerada para os dados da campanha 3 (set/out 2019) (Figura 203), a formação de três agrupamentos distintos. No primeiro deles, os pontos DSR, ARR e DNPI se apresentaram bem relacionados aos biomarcadores MT e LPO no hepatopâncreas. No segundo grupo é possível observar os pontos DNG e ARP sendo bem caracterizados pelo dado de DNA (sítios AP). Para o terceiro agrupamento, os pontos DNC e DSC foram representados pelos biomarcadores PCO e LPO nas brânquias. Frente aos resultados apresentados, não é possível observar uma clara tendência espacial no agrupamento das estações amostrais avaliadas. Por outro lado, um padrão geográfico no agrupamento dos pontos avaliados na campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 135) é mais claro. Por exemplo, os pontos da foz do Rio Doce (DNP) e regiões imediatamente ao sul (DSR) e ao norte (DNC) desta região formaram um agrupamento bem caracterizado pelos biomarcadores LPO em brânquias e PCO no músculo. Por outro lado, os pontos mais ao sul da foz do Rio Doce (ARR e DSC) formaram um segundo agrupamento relacionado à MT no hepatopâncreas. Ainda, os pontos mais ao norte desta região (DNU e DNPI) formaram um agrupamento bem relacionado aos biomarcadores sítios AP na hemolinfa e LPO no hepatopâncreas. Por fim, os pontos ARP e DNG formaram um quarto agrupamento que estabeleceu relações mais fracas com os biomarcadores sítios AP na hemolinfa, e LPO e MT no hepatopâncreas.

Em relação ao IBR biomarcador (Figura 205), é possível observar um aumento considerável deste índice no setor A na campanha 1 (set/out 2018) gerado, principalmente, por elevações nos biomarcadores sítios AP na hemolinfa e MT e LPO no hepatopâncreas. Apesar disso, este índice foi

semelhante entre os demais setores (B e C). Nestes dois últimos casos, setores B e C, os biomarcadores mais relevantes foram MT e LPO em hepatopâncreas, e LPO em brânquias e hepatopâncreas, respectivamente. Por outro lado, os valores de IBR biomarcador para os três setores durante a campanha 2 (jan/fev 2019) foram muito semelhantes entre si, assim como o peso relativo de cada biomarcador para a composição dos índices. Neste sentido, os parâmetros MT e LPO nas brânquias foram os mais relevantes. Seguindo adiante, para a campanha 3 (set/out 2019) é possível observar os maiores níveis de IBR no setor A, sendo os biomarcadores sítios AP, MT e PCO os mais importantes para a composição do índice. O setor B aparece como a região com o segundo maior valor de IBR, apresentando novamente os parâmetros AP, MT e PCO como os mais relevantes. O setor C apresentou o menor nível de IBR calculado para a campanha 3 (set/out 2019), sendo os biomarcadores AP e PCO os mais relevantes para a região. Por fim, a campanha 4 (jan/fev 2020) apresentou valores de IBR biomarcador semelhantes entre os setores avaliados, sendo os biomarcadores PCO e MT os mais relevantes para a composição do índice nos três setores. De maneira geral, é possível observar maiores valores de IBR biomarcador nas campanhas 1 (set/out 2018) e 3 (set/out 2019), efetuadas durante o período seco, e de diminuição nas campanhas 2 (jan/fev 2019) e 4 (jan/fev 2020), realizadas durante o período chuvoso. Além disto, é evidente também que o setor A foi o que apresentou os valores de IBR mais elevados, principalmente durante a primeira e a terceira campanhas. Sendo assim, podemos concluir que os caranguejos de praia coletados ao longo dos dois anos do monitoramento apresentaram um padrão sazonal marcado com relação aos valores de IBR biomarcador, o qual foi caracterizado por elevações durante os períodos secos. Adicionalmente, um padrão espacial ficou evidente, com as regiões ao sul da foz do Rio Doce registrando maior impacto.



Figura 203: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO\_h: hepatopâncreas; LPO\_b: brânquia), concentração de metalotioneína (MT), níveis de proteínas carboniladas (PCO) e níveis de dano de DNA (AP) mensurados em amostras de caranguejos de praia coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

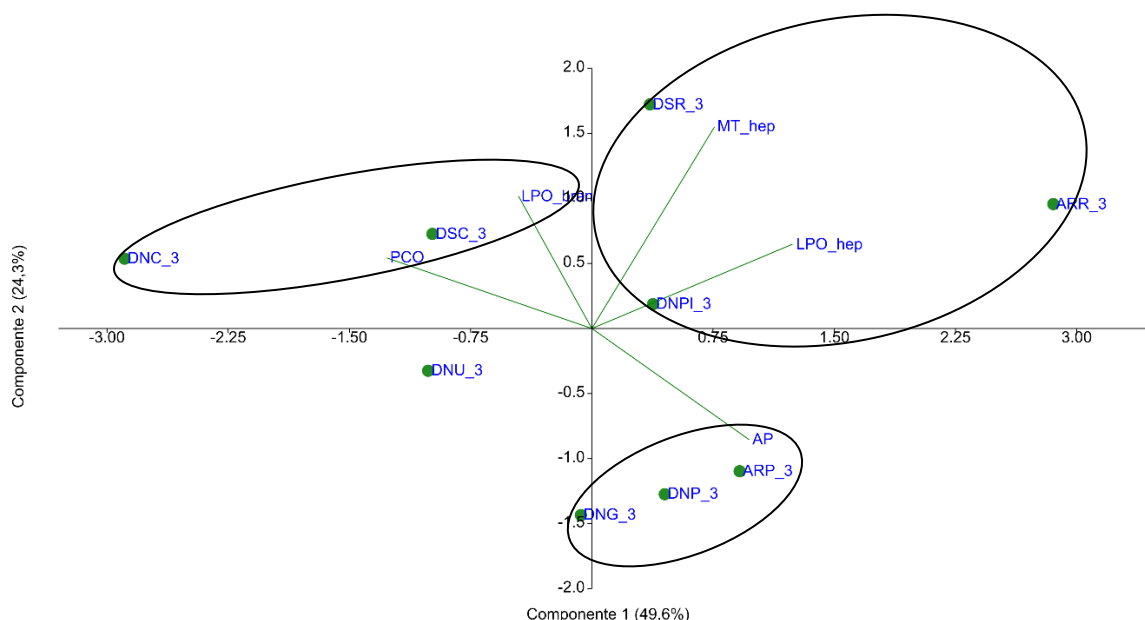


Figura 204: Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO\_h: hepatopâncreas; LPO\_b: brânquia), concentração de metalotioneína (MT), níveis de proteínas carboniladas (PCO) e níveis de dano de DNA (AP) mensurados em amostras de caranguejos de praia coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020). Código dos pontos amostrais: Aracruz – Refúgio (ARR), Aracruz – Putiri (ARP), Comboios (DSC), Regência (DSR), Povoação (DNP), Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG).

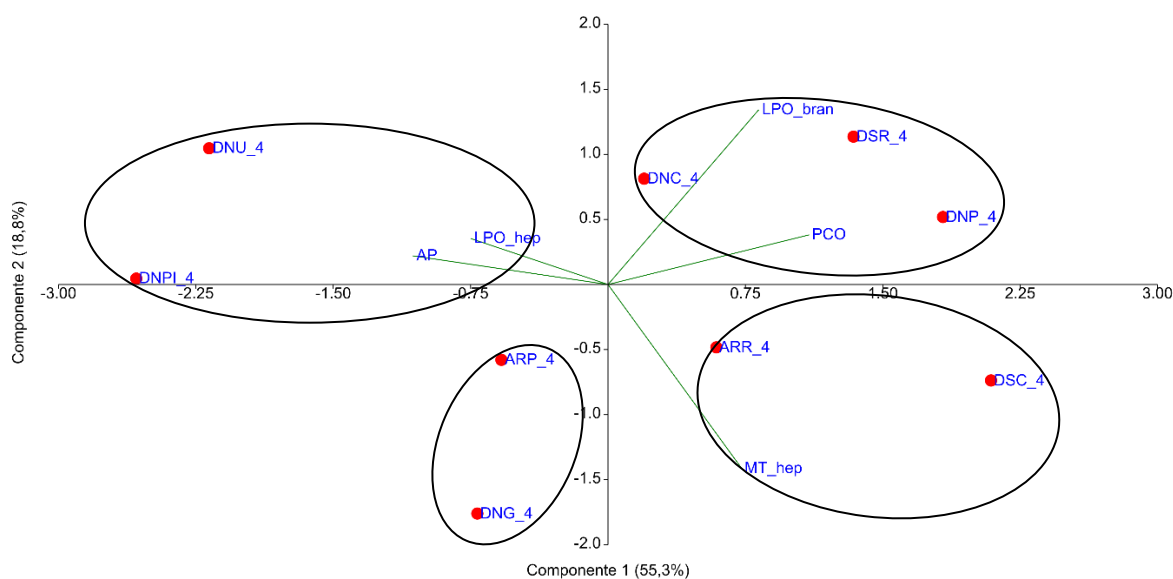
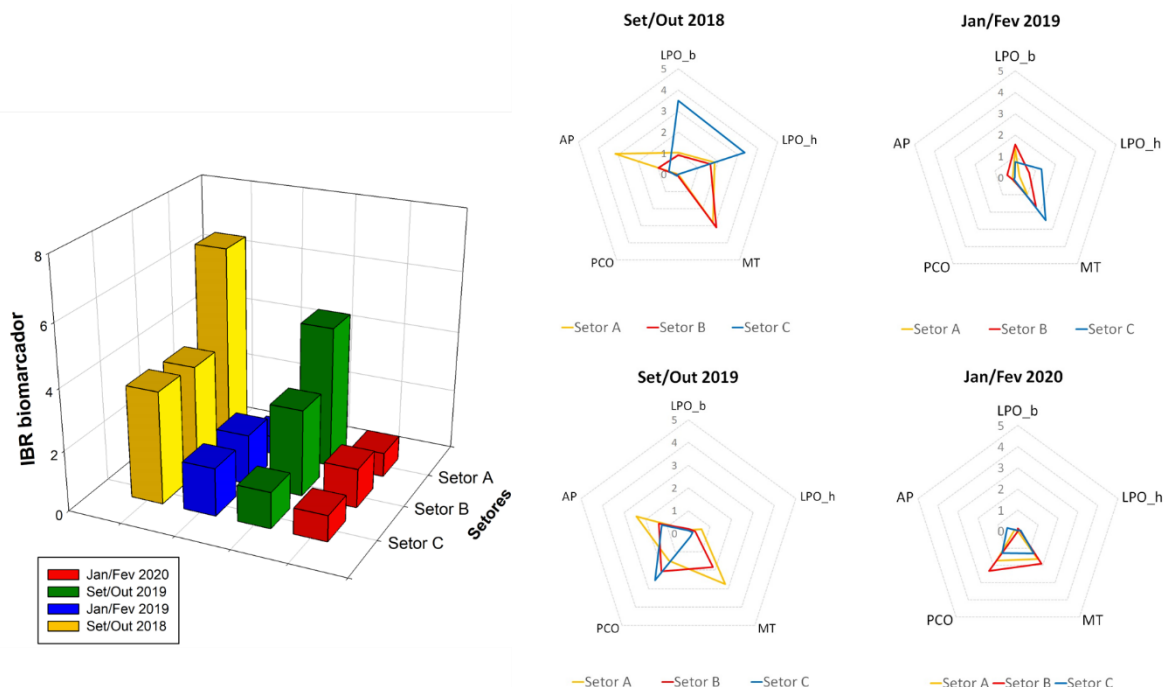


Figura 205: Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para caranguejo de praia coletados ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada setor: setor A (ARR e ARP), setor B (DSC, DSR e DNP) e setor C (DNC, DNPI, DNU e DNG).



#### 1.4.8 Aves: Padrões de Bioacumulação de Metais/Arsênio e Compostos Orgânicos

O presente estudo também foi executado em termos do monitoramento da bioacumulação de metais/As e compostos orgânicos em espécies de aves coletadas em regiões de mangue localizadas ao sul da foz do Rio Doce, regiões de estuário localizadas no entorno da foz do Rio Doce, e regiões de praia (chamada de costeiro nos gráficos) localizadas ao norte da foz do Rio Doce. Cabe ressaltar que as amostragens de aves não foram feitas em apenas três pontos que caracterizam cada uma das regiões supracitadas. Na verdade, estes animais foram coletados em diferentes pontos replicados espacialmente dentro de cada uma das três regiões (mangue, estuário e costeiro). Detalhes em relação aos pontos amostrais podem ser encontrados no *Material suplementar A1CS1* (Quadro 3 para a campanha 3 - set/out 2019 e Quadro 4 para a campanha 4 - jan/fev 2020). Os metais/metaloide foram avaliados em amostras de sangue e pena, sendo eles: As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, Ni e Al. É importante lembrar que Ni e Al foram avaliados apenas nos animais coletados nas campanhas 3 (set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020), pois tais análises foram incluídas no Período de Transição. Os compostos orgânicos estão apresentados na forma de três grandes classes: bifenilos policlorados (PCBs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e pesticidas. Uma lista completa de cada contaminante orgânico avaliado pode ser encontrada no Quadro 1 do *Material Suplementar A1CS2*. Vale frisar que os compostos orgânicos foram avaliados apenas em amostras de sangue. As espécies de aves foram coletas conforme seus hábitos alimentares seguindo o estabelecido no Plano de Trabalho do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. As listas de espécies coletadas durante as campanhas 3

(set/out 2019) e 4 (jan/fev 2020) podem ser encontradas nos Quadros 2 (penas) e 3 (sangue), e Quadros 4 (penas) e 5 (sangue) do *Material suplementar A1CS2*, respectivamente.

As análises dos dados seguiram a mesma estratégia implementada anteriormente para manguezal e praias. Padrões espaciais específicos de cada campanha foram avaliados com o uso de PCAs, e avaliações globais, envolvendo comparações entre as diferentes campanhas, foram realizadas a partir do índice IBR bioacumulação, o qual foi calculado pela união dos dados obtidos em penas e sangue. É importante ressaltar que, seguindo a estratégia implementada no Relatório Semestral de Evolução 2020 PMBA/Fest-RRDM, o IBR bioacumulação foi feito apenas para amostras de metais/As, para fins de comparação com os demais dados gerados no contexto deste projeto.

Com relação aos resultados das quantificações de metais/metaloide em amostras de aves coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018) (Figura 206), é possível observar a formação de três agrupamentos. No primeiro deles, as amostras obtidas na região de mangue apresentaram-se bem caracterizadas por Zn, Fe, Cu e Hg no sangue, e Cd, Zn, Hg, Pb, Cu, Fe, Mn, Cr e As nas penas. No segundo grupo, as amostras obtidas no ambiente costeiro se relacionaram aos elementos As, Cr e Pb determinados no sangue. Já, o terceiro grupo foi formado pelas amostras coletadas no estuário, as quais foram pelo Cd e Mn no sangue. Sendo assim, é possível observar que durante a campanha 1 (set/out 2018) a maioria dos elementos avaliados, tanto em penas como no sangue, estiveram mais bem relacionados às amostras obtidas em áreas de mangue, mostrando maior impacto nas aves deste ambiente.

Através da PCA gerada para os dados da campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 207), também é possível observar a formação de três grupos. No primeiro deles, as amostras obtidas no ambiente costeiro foram bem caracterizadas por Zn, Pb, Cr e Hg nas penas, e Pb, Cr, Zn, Hg e As no sangue. O segundo grupo foi formado pelas amostras obtidas no estuário, as quais foram caracterizadas pela presença de As, Mn e Fe nas penas, e Fe no sangue, e o último grupo foi formado pelas amostras coletadas no mangue, sendo estas relacionadas ao Cd e Cu nas penas, e Cu, Cd e Mn no sangue. Em oposição ao observado na campanha 1 (set/out 2018), a composição de metais/As nas aves coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019) se mostrou melhor distribuída entre os ambientes avaliados, mostrando um padrão de acumulação mais difuso.

No caso dos dados obtidos para a campanha 3 (set/out 2019) (Figura 208), é possível observar a formação de dois grupos. No primeiro deles, as amostras coletadas nas áreas de estuário se mostraram relacionadas ao Zn, Ni e Cu no sangue, e Pb e Cu nas penas. O segundo grupamento foi formado pelas amostras obtidas na região costeira, as quais se mostram bem relacionadas ao resto dos elementos determinados no sangue (As, Cd, Cr, Fe, Mn, Pb e Al) e penas (As, Cd, Cr, Fe, Mn, Zn, Ni e Al). As amostras coletadas em regiões de mangue não apresentaram relações fortes com os elementos-alvo. Com base no exposto acima, é possível observar que as aves coletadas na região costeira foram as mais impactadas durante a campanha 3 (set/out 2019), apresentando os maiores níveis de bioacumulação, tanto em penas como no sangue, para, praticamente, todos os metais/metaloide avaliados.

Passando para a avaliação da campanha 4 (jan/fev 2020) (Figura 209), é possível observar novamente a formação de três grupos. No primeiro deles, as amostras coletadas na região de mangue foram bem caracterizadas por todos os elementos (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, Ni e Al) determinados no sangue, e por Ni e Fe nas penas. Por outro lado, o segundo grupo, relacionado às amostras da região costeira, foi bem caracterizado por Cu, As, Cr, Cd, Pb e Al nas penas. Já o terceiro grupo, formado pelas amostras provenientes da região de mangue, foi bem caracterizado pelos níveis de Zn e Mn nas penas. Com base nestes resultados, é possível observar que durante a campanha 4 (jan/fev 2020) as aves coletadas na região de mangue foram as que apresentam maiores níveis de bioacumulação no sangue, apesar disso, os animais provenientes da região costeira foram aqueles mais impactados em termos de bioacumulação nas penas.

Figura 206: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de sangue e pena de aves coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário.

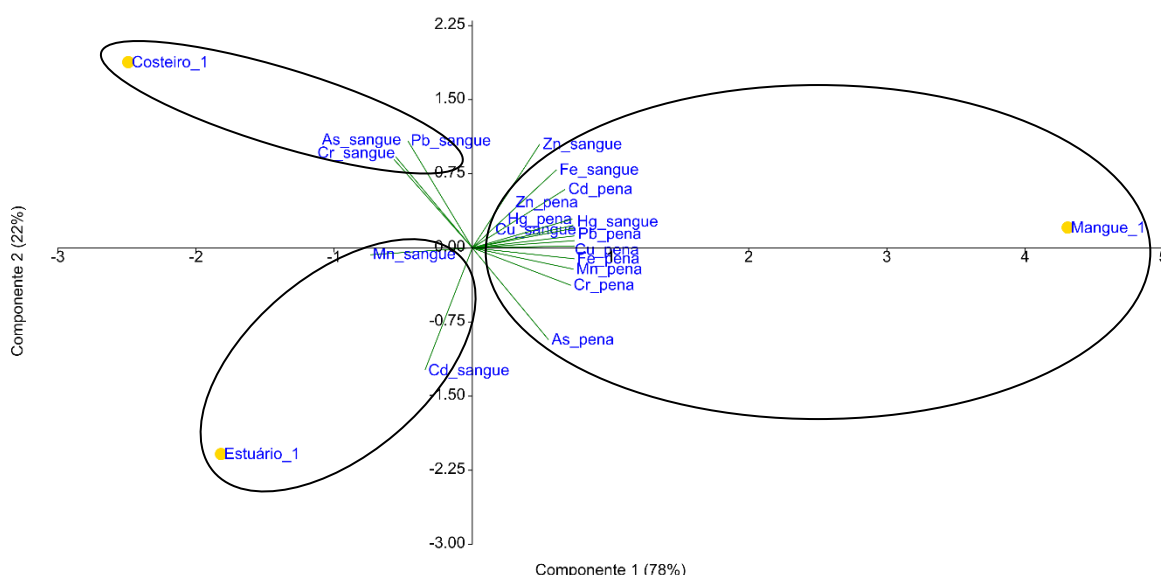


Figura 207: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), e Zinco (Zn) em amostras de sangue e pena de aves coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário.

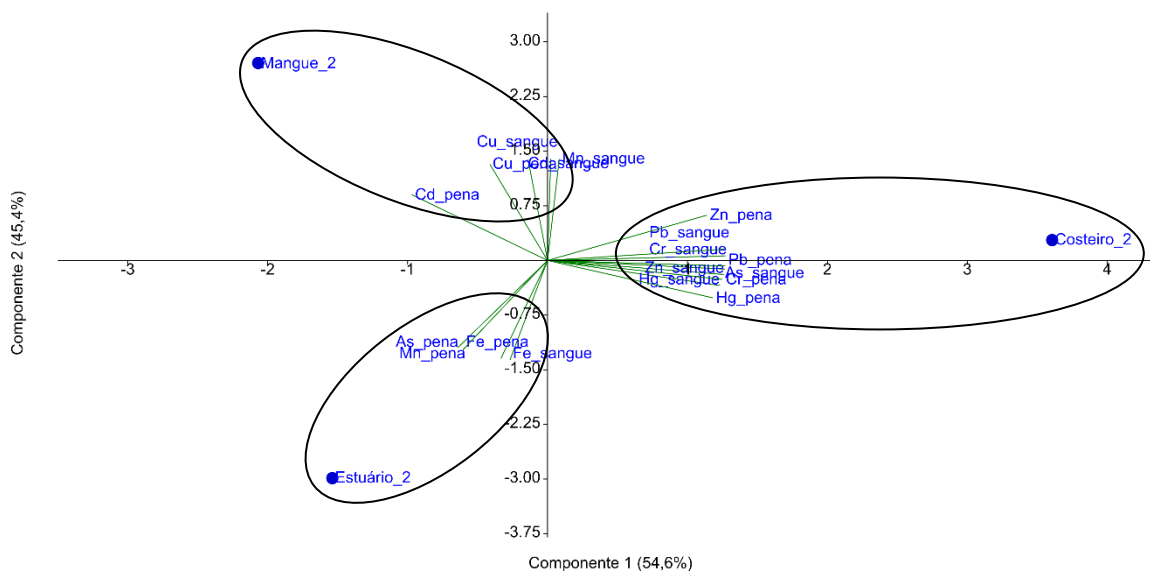


Figura 208 :Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sangue e penas de aves coletadas durante a campanha 3 (set/out 2019), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário.

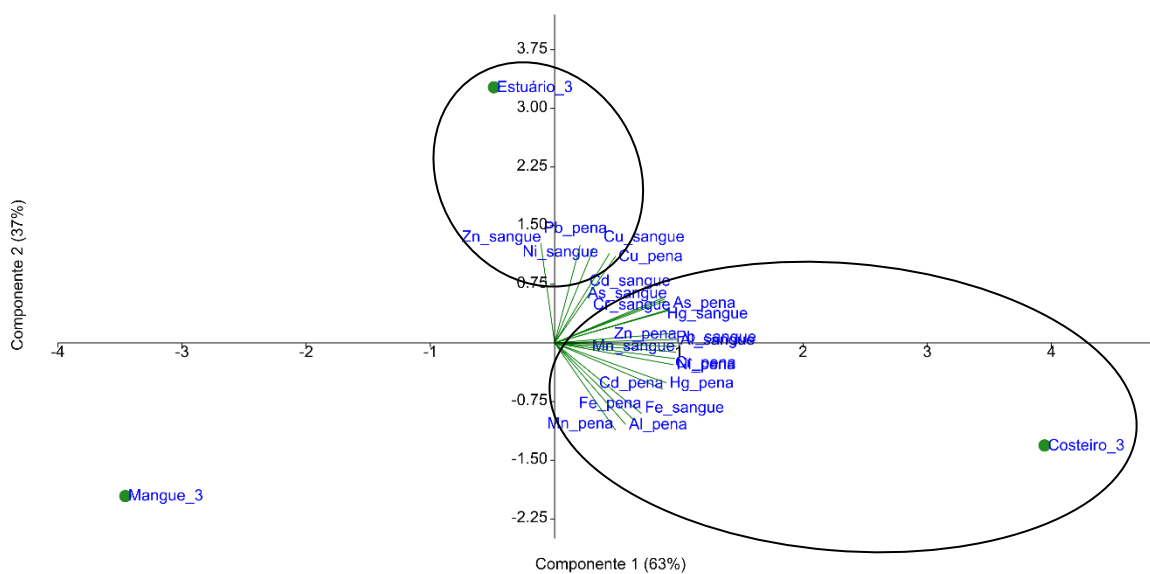
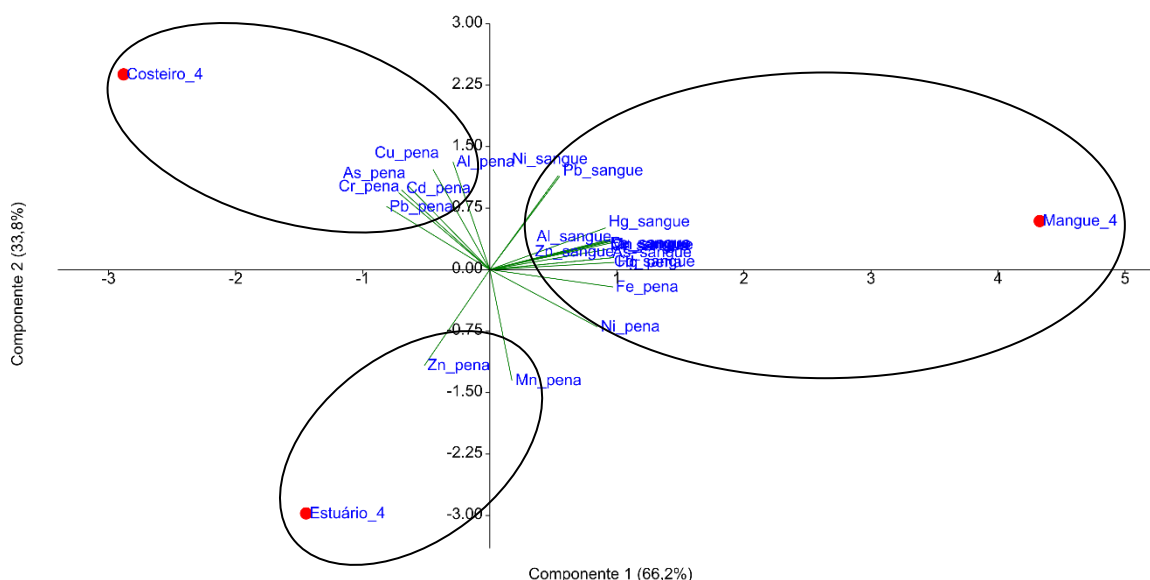


Figura 209: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Níquel (Ni) e Alumínio (Al) em amostras de sangue e pena de aves coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário.



Passando para os resultados referentes às quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves, é possível observar na PCA gerada para os dados da campanha 1 (set/out 2018) (Figura 210) a formação de dois agrupamentos. No primeiro deles, as amostras provenientes da área costeira foram bem caracterizadas pela presença de HPAs e PCBs. Por outro lado, no segundo grupo, as amostras provenientes da região de mangue se relacionaram às quantificações de pesticidas. Ainda, as amostras oriundas do estuário não apresentaram relações estreitas com os contaminantes orgânicos avaliados. Para o caso dos dados obtidos durante a campanha 2 (jan/fev 2019) (Figura 211), dois grupos foram formados. No primeiro deles, é possível observar novamente uma relação próxima entre as amostras provenientes da região de mangue e os níveis de pesticidas. Por outro lado, os contaminantes HPAs e PCBs passaram a se agrupar com as amostras provenientes da região de estuário. Por fim, as amostras oriundas da região costeira não apresentaram relações próximas com os poluentes avaliados. Passando agora para as avaliações feitas durante o Período de Transição, é possível observar que os resultados obtidos nas campanhas 3 (set/out 2019) (Figura 212) e 4 (jan/fev 2020) (Figura 213) foram semelhantes. Neste caso, em ambos os períodos de avaliação foi possível observar a formação de três agrupamentos. No primeiro deles, as amostras provenientes do estuário foram bem caracterizadas pelos níveis de PCBs. No segundo agrupamento, as amostras oriundas da região costeira se relacionaram aos pesticidas. O último agrupamento foi formado pelas amostras provenientes de aves do mangue, as quais foram bem caracterizadas pelos níveis de HPAs.

Considerando o exposto acima, é possível observar que os níveis de compostos orgânicos no sangue das aves coletadas no contexto deste monitoramento apresentaram um padrão durante o Ano 1



(campanhas 1 - set/out 2018 e 2 - jan/fev 2019), caracterizado pelo agrupamento das amostras de mangue com os pesticidas, e dos contaminantes HPAs e PCBs com as amostras da região costeira (campanha 1 - set/out 2018) ou estuarina (campanha 2 - jan/fev 2020), e outro padrão no Período de Transição, caracterizado pela estreita relação dos HPAs com as amostras oriundas do mangue, de PCBs com amostras provenientes do estuário, e de pesticidas com as amostras provenientes da região costeira.

Figura 210: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a campanha 1 (set/out 2018), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário.

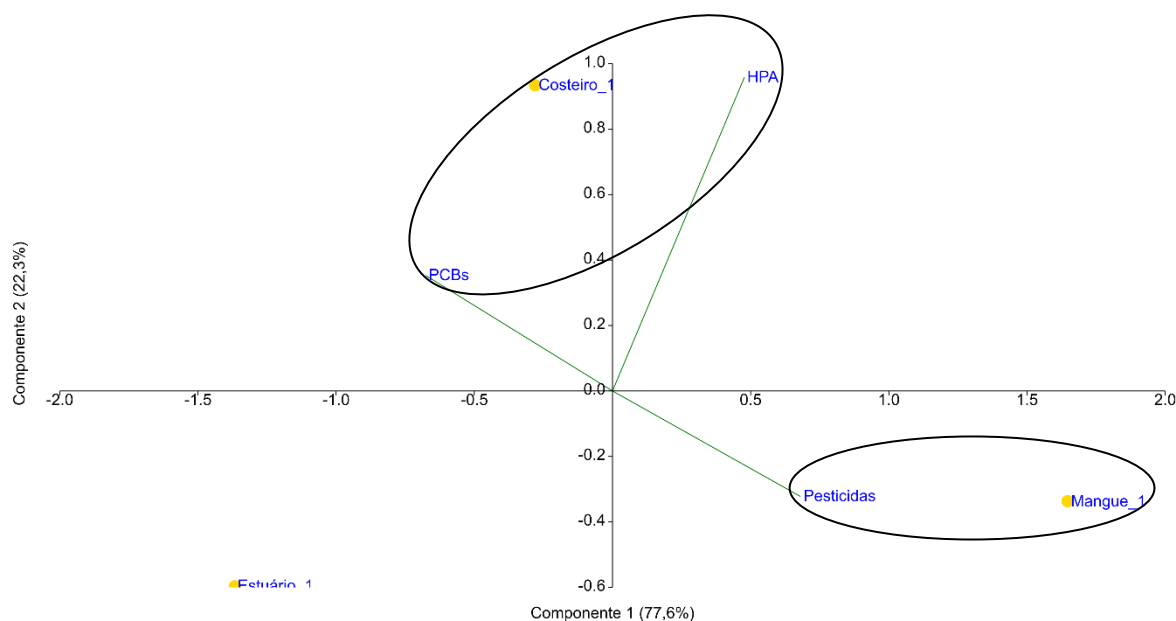


Figura 211: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a campanha 2 (jan/fev 2019), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário.

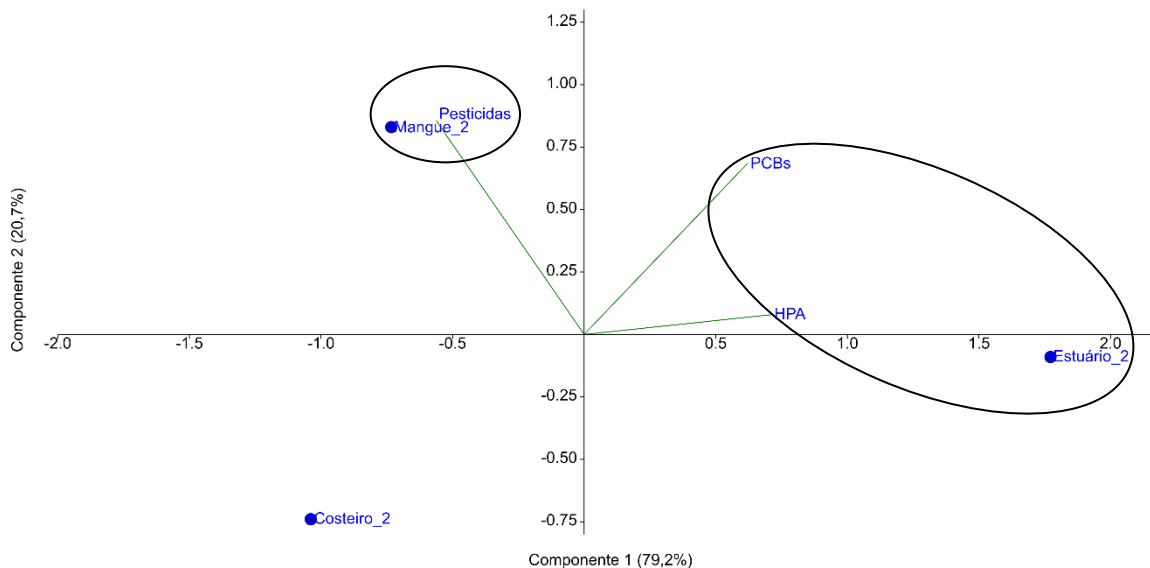


Figura 212: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a campanha 3 (jan/fev 2029), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário.

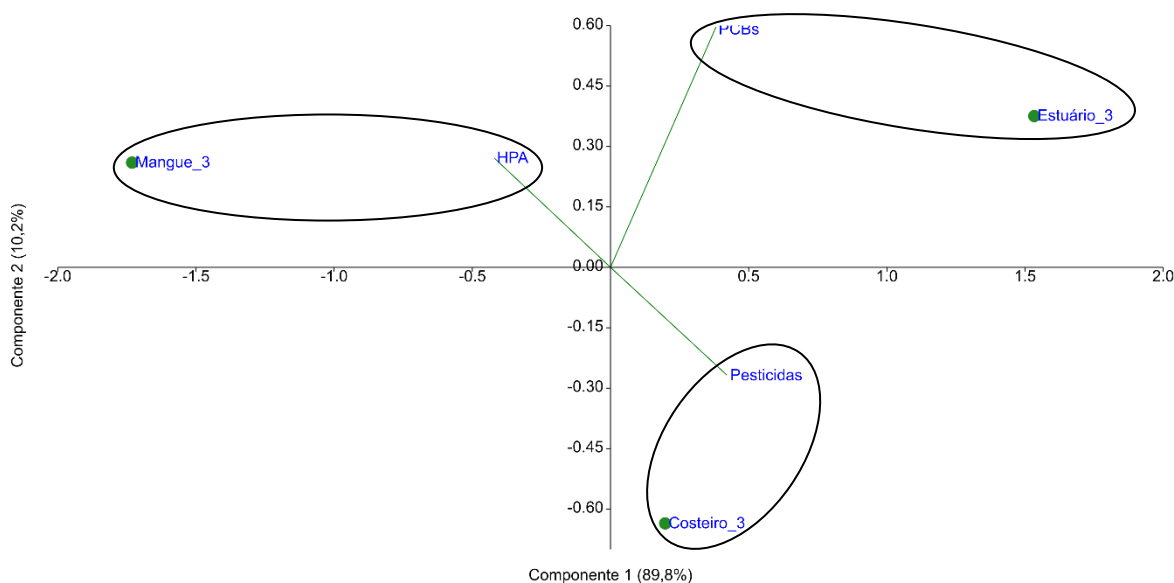
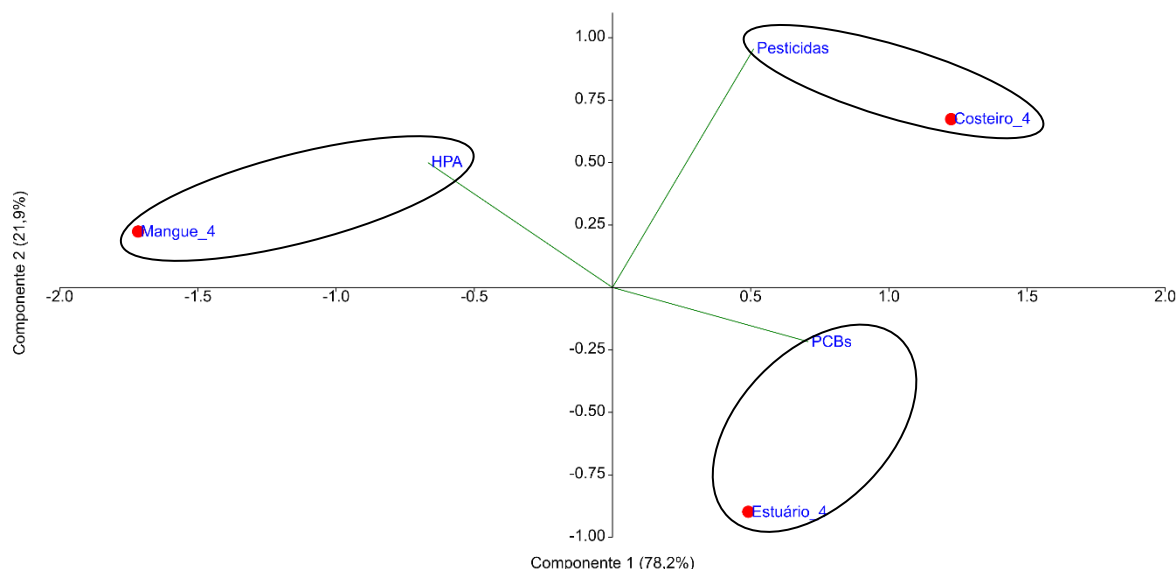


Figura 213: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a campanha 4 (jan/fev 2020), nas áreas nomeadas como mangue, costeiro e estuário.

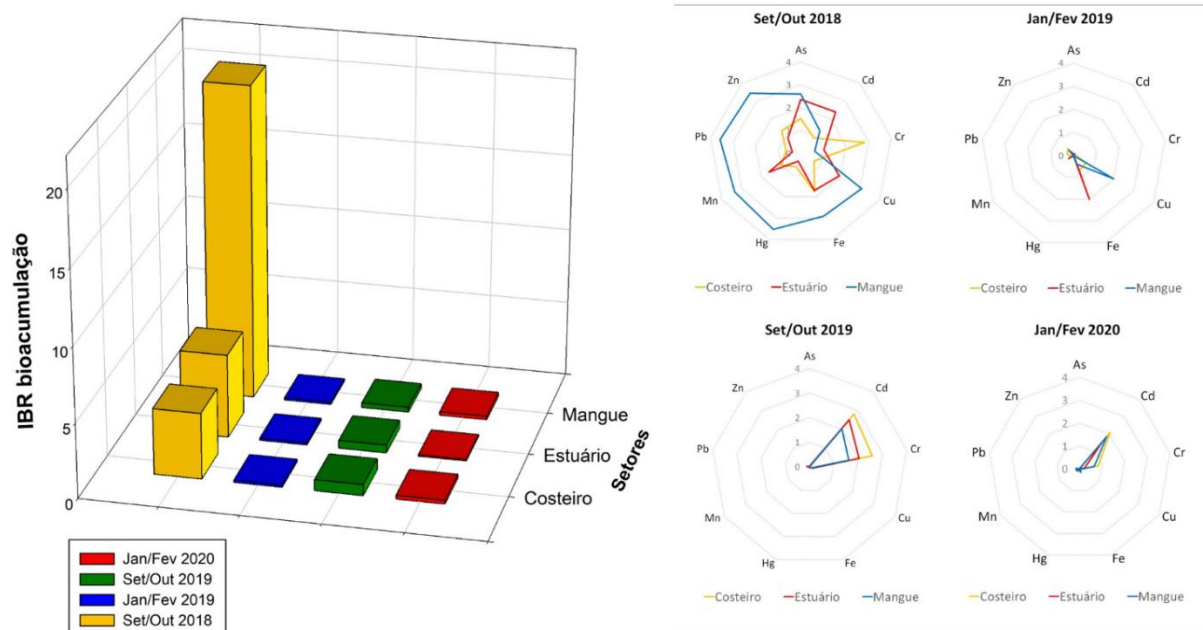


Em relação ao IBR bioacumulação de aves (Figura 214), é possível observar que durante a campanha 1 (set/out 2018) o ambiente de mangue foi aquele que apresentou os maiores níveis deste índice, sendo os metais Zn, Pb, Mn, Hg, Fe e Cu os mais relevantes para a composição do IBR neste ambiente. Por outro lado, as regiões estuarina e costeira apresentaram valores similares deste índice, sendo o IBR estuarino ligeiramente mais elevado. Para o caso destas duas últimas regiões, os elementos Mn, Fe, Cr, Cu, As e Cd foram os mais relevantes para a composição do índice. Para o caso da campanha 2 (jan/fev 2019), os valores de IBR nas três regiões foram muito semelhantes. Apesar disto, para os ambientes mangue e costeiro, o Cu foi o metal mais relevante para a composição do índice, e para a região estuarina o Fe foi o metal mais relevante. No que diz respeito à campanha 3 (set/out 2019), é possível observar novamente valores muito semelhantes de IBR entre os três ambientes avaliados, apesar disto, existe um discreto aumento no ambiente costeiro em relação aos demais. Adicionalmente, é interessante observar que durante a campanha 3 (set/out 2019) os metais Cd e Cr foram os mais relevantes para a composição do IBR nas três regiões avaliadas. Por fim, é possível observar na campanha 4 (jan/fev 2020) valores de IBR bioacumulação muito semelhantes entre as regiões de mangue, estuário e costeiro, sendo o Cd o metal mais relevante para os três ambientes.

No que tange às análises globais, é possível observar valores notoriamente maiores para todas as áreas avaliadas durante a campanha 1 (set/out 2018) em relação aos demais períodos de avaliação. Apesar disto, é possível observar também um discreto aumento neste índice no ambiente costeiro durante a campanha 3 (set/out 2019). Estes resultados indicam que os animais coletados durante os primeiros meses do presente projeto (período seco; campanha 1 – set/out 2018) foram aqueles mais

impactados, apresentando, inclusive, um perfil elevado de bioacumulação de uma diversa gama de elementos (Zn, Pb, Mn, Hg, Fe, Cu, Cr, As e Cd). É interessante observar que, apesar deste impacto ter diminuído consideravelmente durante os meses seguintes (janeiro de 2019 até janeiro de 2020), o leve aumento de bioacumulação observado na campanha 3 (set/out 2019) pode indicar que os períodos secos do ano são mais impactantes para as aves.

Figura 214: Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) calculado para dados de aves (pena e sangue) coletados ao longo das quatro campanhas do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Composição de estações amostrais para cada área amostral: mangue (Setor A), estuário (Setor B) e costeiro (Setor C).



#### 1.4.9 Ambiente Costeiro: Discussão Integrada

Os resultados apresentados neste estudo estão sumarizados na Figura 215, onde os setores com os maiores valores de IBR (IBR bioacumulação e IBR biomarcador) para cada uma das campanhas estão destacados. De forma geral, é possível observar uma concordância entre os maiores valores de IBR bioacumulação e IBR biomarcador, mostrando que, de fato, os padrões de contaminação observados nos diferentes organismos foram refletidos no grau de estresse fisiológico, indicando que os metais/metaloide encontrados nos tecidos causaram impactos biológicos claros na biota costeira avaliada. Além disso, é possível observar que esta relação se deu com maior intensidade no setor B, relativo aos pontos localizados no entorno da foz do Rio Doce, mostrando que, de toda a malha amostral do Anexo 1, esta é a região mais impactada e mais estressante. Esta afirmação serve tanto para os animais coletados em mangues como para aqueles capturados em praias. Apesar disto, no que se refere aos resultados relativos ao índice IBR bioacumulação (metais) para as aves, é possível observar um padrão espacial diferente do citado anteriormente, visto que os maiores valores foram obtidos nos

animais coletados nas regiões mais ao sul da foz do Rio Doce (mangue), e não naquelas situadas no entorno desta localidade.





















































































Apesar dos padrões espaciais gerais de IBR terem sido compartilhados entre a biota de mangue e praia, algumas diferenças específicas estão presentes e é interessante apontá-las. Por exemplo, os caranguejos de mangue apresentaram uma melhor relação entre os dois índices utilizados (IBR bioacumulação e IBR biomarcador) quando comparados aos animais de praia. Isto sugere que a bioacumulação observada em crustáceos de mangue atingiu níveis mais prejudiciais em comparação à biota capturada no ambiente praial. Seguindo uma lógica similar, é possível observar que anfípodes e isópodes de praia (classificados como “outros invertebrados” na Figura 215) apresentaram uma consonância maior entre os dois índices em comparação ao caranguejo de praia, mostrando que estes organismos foram mais prejudicados pelos metais/metaloide acumulados. Este resultado pode estar relacionado ao fato de que anfípodes e isópodes ocorrem na região entre marés, a qual estabelece contínuo contato com a água do mar, o que pode potencializar o processo de obtenção de contaminantes provenientes desta matriz. Por outro lado, o caranguejo de praia permanece majoritariamente em áreas emersas, portanto, com menos contato com a água, o que pode acarretar um menor acúmulo de metais e As.

Com relação ao comportamento temporal dos índices de IBR, não houve um padrão compartilhado entre os animais avaliados nos diferentes ambientes (mangues e praias). Por exemplo, para o caso do IBR bioacumulação calculado para os caranguejos de mangue, é possível observar um aumento sazonal na acumulação dos metais/metaloide, caracterizado por elevações durante os períodos de seca (campanha 1 - set/out 2018 e campanha 3 - set/out 2019) e diminuição durante os períodos de chuva (campanha 2 - jan/fev 2019 e campanha 4 - jan/fev 2020). Por outro lado, a bioacumulação nos animais coletados no ambiente praial não apresentou um padrão sazonal, mas sim elevações durante o primeiro ano de monitoramento (campanha 1 - set/out 2018 e campanha 2 - jan/fev 2019). De forma semelhante, a acumulação de metais em aves foi muito intensa durante a campanha 1 (set/out 2018), diminuindo bastante nas avaliações posteriores (campanha 2 - jan/fev 2019, campanha 3 – set/out 2019 e campanha 4 - jan/fev 2020). No caso do IBR biomarcador, também foi possível observar um claro comportamento sazonal para as avaliações feitas em caranguejos de mangue, sendo os valores mais altos deste índice reportados para os animais coletados durante os períodos de chuva (campanha 2 - jan/fev 2019 e campanha 4 - jan/fev 2020). De forma semelhante, os caranguejos de praia também apresentaram um padrão sazonal para o valor de IBR biomarcador, mas, neste caso, os valores mais elevados foram encontrados nos períodos de seca (campanha 1 - set/out 2018 e campanha 3 - set/out 2019).

Sendo assim, é possível concluir que as áreas costeiras localizadas no entorno da foz do Rio Doce apresentam claras evidências de impactos ambientais causados por elementos que podem estar diretamente associados ao rompimento da barragem ocorrido no ano de 2015. Esta conclusão é sustentada, principalmente, pela co-ocorrência de elevados níveis de bioacumulação (IBR bioacumulação) e de alterações e danos fisiológicos (IBR biomarcadores) no setor B, avaliado no

presente estudo, relativo às áreas do entorno desta região. Além disto, é interessante comentar que existem flutuações espaciais e sazonais nos valores de IBR, ocorrendo, inclusive, maiores níveis destes índices em outros setores. Apesar disto, a comentada co-ocorrência estabelecida entre acumulação e danos biológicos ocorre majoritariamente nas áreas diretamente associadas à foz do Rio Doce, fortalecendo a tese de que esta região continua a ser impactada mesmo tendo se passado 5 anos do rompimento da barragem.

Figura 215: Tabela resumando os resultados referentes aos índices de IBR bioacumulação e IBR biomarcador estimados para organismos coletados no ambiente costeiro do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM ao longo do Ano 1 e Período de Transição.

| Ambiente | Campanha                  | Setor           | IBR bioacumulação  | IBR biomarcador   |
|----------|---------------------------|-----------------|--|---|
| Costeiro | Campanha 1 (set/out 2018) | Setor A (Sul)   |             |          |
|          | Campanha 2 (jan/fev 2019) |                 |             |          |
|          | Campanha 3 (set/out 2019) |                 |             |          |
|          | Campanha 4 (jan/fev 2020) |                 |             |          |
|          | Campanha 1 (set/out 2018) | Setor B (Foz)   |         |       |
|          | Campanha 2 (jan/fev 2019) |                 |     |    |
|          | Campanha 3 (set/out 2019) |                 |     |    |
|          | Campanha 4 (jan/fev 2020) |                 |     |    |
|          | Campanha 1 (set/out 2018) | Setor C (Norte) |     |    |
|          | Campanha 2 (jan/fev 2019) |                 |     |    |
|          | Campanha 3 (set/out 2019) |                 |     |    |
|          | Campanha 4 (jan/fev 2020) |                 |     |    |



caranguejos de mangue



caranguejos de praia



outros invertebrados de praia



aves



## 1.5 REFERÊNCIAS

- AFFONSO, J. C. M. **Estoque de captura comercial de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ocypodidae)**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2014.
- AGUNBIADE, F.O.; OLU-OWOLABI, B.I.; ADEBOWALE, K.O. Phytoremediation potential of *Eichornia crassipes* in metal-contaminated coastal water. **Bioresource Technology**, Essex, v.100, n.19, p.4521-4526, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.011>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- AHEARN, G. A.; MANDAL, P. K.; MANDAL, A. Mechanisms of heavy-metal sequestration and detoxification in crustaceans: a review. **Journal of Comparative Physiology B**, v. 174, n. 6, p. 439-452, 2004.
- AHMED, C.B.; MAGDICH, S.; ROUINA, B.B.; BOUKHRIS, M.; ABDULLAH, F.B. Saline water irrigation effects on soil salinity distribution and some physiological responses of field grown Chemlali olive. **Journal of Environmental Management**, v.113, p.538-544, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.016>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- AIDAR, E.; GAETA, S. A.; GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F.; KUTNER, M. B. B.; TEIXEIRA, C. Ecossistema costeiro subtropical: nutrientes dissolvidos, fitoplâncton e clorofila-a e suas relações com as condições oceanográficas na região de Ubatuba, SP. **Inst. oceanogr., S Paulo**, v. 10, p. 9-43, 1993.
- ALBINO, J. **Processos de sedimentação atual e morfodinâmica das praias de Bicanga a Povoação, ES**. 1999. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Geologia Sedimentar, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- ALBINO, J.; COELHO, A. L. N.; GIRARDI, G.; NASCIMENTO, K. A. Espírito Santo. In: **Panorama da erosão costeira no Brasil**. [Recurso eletrônico], Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental, Departamento de Gestão Ambiental Territorial; Organização Dieter Muehe. Brasília, DF: MMA, p. 759, 2018.
- ALBINO, J.; CONTTI NETO, N.; OLIVEIRA, T. C. A. The beaches of Espírito Santo. In: SHORT, A. D., KLEIN, A. H. F. (Eds). **Brazilian beach systems**. Sydney: Springer, 2016, p. 333-361.
- ALBINO, J.; GIRARDI, G.; NASCIMENTO, A.K. Atlas de Erosão e Progradação Costeira do Litoral do Espírito Santo. In: Muehe, D. (Org), **Atlas de erosão e progradação do litoral brasileiro**. Brasília: MMA, pp. 227-264, 2006.
- ALBINO, J.; OLIVEIRA, R. Influência das couraças lateríticas da formação Barreiras na topografia e distribuição granulométricas dos perfis praias de Bicanga e Manguinhos–ES. **Anais I Simpósio Processos Sedimentares e Problemas Ambientais da Zona Costeira do NE do Brasil**, 1995.

ALBINO, J.; SUGUIO, K. The influence of sediment grain size and composition on the morphodynamic state of mixed siliciclastic and bioclastic sand beaches in Espírito Santo state, Brazil. **Revista brasileira de geomorfologia**, v. 12, n. 2, 2011.

ALBINO, J.; PAIVA, D. S.; MACHADO, G. M. Geomorfologia, tipologia, vulnerabilidade erosiva e ocupação urbana das praias do litoral do Espírito Santo, Brasil. **Geografares**, n. 2, p. 63-69, 2001.

ALBUQUERQUE, E. F.; PINTO, A. P. B.; PEREZ, A. D. Q.; VELOSO, V. G. Spatial and temporal changes in interstitial meiofauna on a sandy ocean beach of South America. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 55, n. 2, p. 121-131, 2007.

ALLEN, C. R.; HOLLING, C. S. Novidade, capacidade adaptativa e resiliência. **Ecologia e sociedade**, v. 15, n. 3, 2010.

ALLER, R. C.; ALLER, J. Y. The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. **Journal of Marine Research**, v. 56, p. 905-936, 1998.

ALMEIDA, E. V.; DOS SANTOS, J. O.; DA SILVA, G. A.; DE MIRANDA, R. G. B. Distribuição espaço-temporal de crustáceos decápodes meroplânctônicos, com ênfase nas larvas do caranguejo-uçá, na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Revista CEPISUL-Biodiversidade e Conservação Marinha**, v. 6, p. e2017001, 2017.

ALMEIDA, E. V.; KÜTTER, V. T.; MARQUES, E. D.; DA SILVA-FILHO, E. V. First assessment of trace metal concentration in mangrove crab eggs and other tissues, SE Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 7, p. 421, 2016.

ALONGI, D. M. *et al.* Abundances of benthic microfauna in relation to outwelling of mangrove detritus in a tropical coastal region. **Marine ecology progress series**. Oldendorf, v. 63, n. 1, p. 53-63, 1990.

ALONGI, D. M. **The energetics of mangrove forests**. Springer Science & Business Media, 2009.

ALVAREZ, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, M.C.; SUZUKI, L.G.A.S.; SUZUKI, L.E.A.S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p.617-625, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000400002>. Acessado em: 14 nov. 2020.

ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K. Population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda; Brachyura) in the estuary of the Mamanguape River, Northeast Brazil. **Tropical Oceanography**, v. 32, n. 1, p. 23-37, 2004.

AMARAL, A. C. Z. *et al.* Classe Polychaeta. In: AMARAL, A. C. Z., ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. (Org.). **Biodiversidade bentônica das regiões sudeste e sul do Brasil - Plataforma externa e**

**Talude superior.** Série documentos Revizee: Score Sul. São Paulo: Instituto Oceanográfico – USP, 2004, p. 114-125 p.

AMARAL, K. D. S.; VIEIRA, I. M.; OSÓRIO, F. M.; ROCHA, J. D. M.; LIMA, J. F. Bioecology of the crab *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda) in mangroves influenced by the Amazon River, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 2, p. 213-222, 2014.

ANA - Agência Nacional de Águas, Brasil - HIDROWEB - SNIRH — Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. Disponível em: < <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em: 21 set. 2020.

ANDRADE, H.; RENAUD, P. E. Polychaete/amphipod ratio as an indicator of environmental impact related to offshore oil and gas production along the Norwegian continental shelf. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2836-2844, 2011.

ANFUSO, G.; MARTÍNEZ DEL POZO, J. A.; GRACIA, F. J., LÓPEZ-AGUAYO, F. Long-shore distribution of morphodynamic beach states along an apparently homogeneous coast in SW Spain. **Journal of Coastal Conservation**, v. 9, n. 1, p. 49-56, 2003.

ANGER, K. Salinity as a key parameter in the larval biology of decapod crustaceans. **Invertebrate reproduction & development**, v. 43, n. 1, p. 29-45, 2003.

ANGER, K. **The biology of decapod crustacean larvae**. Lisse: AA Balkema Publishers, 2001.

ANSARI, K. G. M. T.; LYLA, P. S.; AJMAL KHAN, S. Faunal composition of metazoan meiofauna from the southeast continental shelf of India. **Indian Journal of Geo-Marine Sciences**, v. 41, p.457–467. 2012.

ANTIA, E. E. A morphodynamic model of sandy beach susceptibility to tar pollution and self-cleansing on the Nigerian coast. **Journal of coastal research**, p. 1065-1074, 1993.

Aplysia Soluções Ambientais. **Monitoramento Ambiental dos efeitos da pluma de turbidez sobre o ecossistema de praia (REBIO COMBOIOS)**. Relatório técnico nº 1763/2016, rev.1, 2016

ARAÚJO, M. S. L. C.; CALADO, T. C. S. Bioecologia do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus) no complexo estuarino lagunar Mundáu/Manguaba (CELMM), Alagoas, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 8, n. 2, p. 169-181, 2008.

ARAÚJO, M. S. L. C.; TENÓRIO, D. O.; CASTIGLIONI, D. S. Diversidade e distribuição dos Crustacea Brachyura dos manguezais dos rios Ariquindá e Mamucabas, litoral sul de Pernambuco, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 3, p. 483-499, 2014.

ARAÚJO, W.L.; NUNES-NESI, A.; OSORIO, S.; USADEL, B.; FUENTES, D.; NAGY, N.; BALBO, I.; LEHMANN, M.; STUDART-WITKOWSKI, C.; TOHGE, T.; MARTINOIA, E.; JORDANA, X.; DAMATTA, F.M.; FERNIE, A.R. Antisense Inhibition of the Iron-Sulphur Subunit of Succinate Dehydrogenase Enhances Photosynthesis and Growth in Tomato via an Organic Acid–Mediated Effect on Stomatal

Aperture. **Plant Cell**, v.23, p.600–627, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1105/tpc.110.081224>. Acesso em: 17 nov. 2020.

ARMENTEROS, M.; CREAGH, B.; GONZALEZ-SANSON, G. Distribution patterns of the meiofauna in coral reefs from NW shelf of Cuba (Gulf of Mexico). **Revista De Investigaciones Marinas**, v. 30, 2009.

ASHTON, C. A.; HOGARTH, P. J.; MACINTOSH, D. J. A comparison of brachyuran crab community structure at four mangrove locations under different management systems along the Melaka Straits-Andaman Sea coast of Malaysia and Thailand. **Estuaries**, 26(6):1461-1471, 2003.

ASRAR, Z.; KHAVARI-NEJAD, R. A.; HEIDARI, H. Excess manganese effects on pigments of *Mentha spicata* at flowering stage. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 51, n. 1, p. 101-107, 2005.

AZEVEDO, U. R. D.; MACHADO, M. M. M.; CASTRO, P. D. T. A.; RINGER, F. E.; TREVISOL, A.; BEATO, D. A. C. **Geoparque Quadrilátero Ferrífero (MG): proposta**. Rio de Janeiro (2012). Disponível em: <<http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/1209>>. Acesso em: 04 de novembro de 2020.

BACHELET, G.; DAUVIN, J.; SORBE, J. C. An updated checklist of marine and brackish water Amphipoda (Crustacea: Peracarida) of the southern Bay of Biscay (NE Atlantic). **Cahiers de Biologie Marine**, v. 44, n. 2, p. 121-152, 2003.

BACOCOLI, G. Os deltas marinhos holocênicos brasileiros-uma tentativa de classificação. **Bol Técnico da Petrobrás**, v. 14, p. 5-38, 1971.

BAIA, E.; VENEKEY, V. Distribution patterns of meiofauna on a tropical macrotidal sandy beach, with special focus on nematodes (Caixa d'Água, Amazon Coast, Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 67; 2019.

BALASUNDARAM, C.; PANDIAN, T. J. Egg loss during incubation in *Macrobrachium nobilii* (Henderson & Mathai). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 59, n. 2-3, p. 289-299, 1982.

BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. **Trees**, v. 2, n. 3, p. 129-142, 1988.

BANCI, K. R. S.; MORI, G. M.; OLIVEIRA, M. A. Can environmental pollution by metals change genetic diversity? *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) as a study case in Southeastern Brazilian mangroves. **Marine Pollution Bulletin**, v. 116, n. 1-2, p. 440-447, 2017.

BAOLING W.; JING Z. Preliminary studies on species of Hesionidae (Polychaeta) from Yellow Sea. **Journal of Oceanography of Huanghaie Bohai Seas**, v. 10, p. 36–41. 1992.

BARR, J. G.; ENGEL, V.; FUENTES, J. D.; FULLER, D. O.; KWON, H. Modeling light use efficiency in a subtropical mangrove forest equipped with CO<sub>2</sub> eddy covariance. **Biogeosciences**, v. 10, n. 3, p. 2145-2158, 2013.

BARRICK, R.; BECKER, S.; BROWN, L.; BELLER, H.; PASTOROK, R. Sediment quality values refinement: 1988 update and evaluation of Puget Sound AET. **Vol. I. Prepared for Tetra Tech Inc. and US EPA Region**, v. 10, 1988.

BARROS, F. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. **Conservation Biology**, v. 97, p. 399-404. 2001.

BARROSO, G. F. **Development of an evaluation framework for sustainable bivalve aquaculture: a strategic plan approach in Espírito Santo, Brazil**. 2004. 229f. Tese (Doutorado em Geografia) – University of Victoria, Canadá, 2004.

BASCOM, W. N. The relationship between sand size and beach-face slope. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 32, n. 6, p. 866-874, 1951.

BASTOS, A. C.; DIAS JUNIOR, C.; FERNANDES, L. F. L.; GHISOLFI, R. D.; RODRIGUES NETO, R.; QUARESMA, V. DA S.; GRILO, C. F.; RODRIGUES, D.; COSTA, E. E.; SÁ, F.; PERASSOLI, F.; BONI, G. C.; LÁZARO, G. C. S.; LEMOS, K. L.; LEITE, M. D. DE A.; BANDEIRA, M.; CAGNIN, R. C.; BISI JUNIOR, R.; SERVINO, R.; ROSSI, R. DO N. S.; MARTINS, T. Relatório Técnico Parcial. Resultados Parciais das Análises Realizadas em Amostras Coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do Rio Doce, Apa Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: Embarque Soloncy Moura. Relatório. Vitória: **Departamento de Oceanografia e Ecologia**, Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), 2016.

BASTOS, A. C.; OLIVERIA, K. S. S.; FERNANDES, L. F.; PEREIRA, J. B.; DEMONER, L. E.; NETO, R. R.; LERHBACK, B. D. **Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG**. 2015. Disponível em: <[https://www.icmbio.gov.br/port al/images/stories/Rio\\_Doce/relatorio\\_consolidado\\_ufes\\_rio\\_doce.pdf](https://www.icmbio.gov.br/port al/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf)>. Acesso em: 04 nov. de 2020.

BASTOS, A. C.; OLIVERIA, K. S. S.; FERNANDES, L. F.; PEREIRA, J. B.; DEMONER, L. E.; NETO, R. R., 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, Brasil. 254p. 2017.

BECHARA, F.C.; SALVADOR, L.Z.; VENTURA, R.A.; TOPANOTTI, L.R.; GERBER, D.; SANTA DA CRUZ, I.; SIMONELLI, M. Vegetation and seed bank of an open-scrub bush *restinga* formation in the Southeastern coast of Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v.68, n.2, p.541-550, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.15517/RBT.V68I2.39241>. Acesso em: 17 nov. 2020.

BEESELEY, P.I.; ROSS, G.J.B; GLASBY, C. J. **Polychaetese Allies: The Southern Synthesis. Fauna of Australia**. Vol. 4 A Polychaeta, Pogonophora, Echiura, Spuncula. Melbourn: CSIRO Publishing. 2000.

BEGON, M; TOWNSEND, C. R.; HARPER, John L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Artmed Editora, 2009.

BELIAEFF, B., BURGEOT, T. 2002. **Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment**. Environmental Toxicology Chemistry, 21: 1316.

BELLAN-SANTINI, D. Relationship between populations of Amphipods and pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 11, p. 224–227, 1980.

- BEMBE, S.; LIANG, D.; CHUNG, J. S. Optimal temperature and photoperiod for the spawning of blue crab, *Callinectes sapidus*, in captivity. **Aquaculture Research**, v. 48, n. 11, p. 5498-5505, 2017.
- BENGTTSSON, B.-E., BERGSTROM, B. A flowthrough fecundity test with *Nitocraspjnipes* (Harpachcoidea, Crustacea) for aquatic toxicity. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 14, n. 3, p. 260-268, 1987.
- BERGEY, L. L.; WEIS, J. S. Aspects of population ecology in two populations of fiddler crabs, *Uca pugnax*. **Marine Biology**, 154(3), 435-442, 2008.
- BERNABEU, A. M.; NUEZ DE LA FUENTE, M.; REY, D.; RUBIO, B.; VILAS, F.; MEDINA, R.; GONZÁLEZ, M. E. Beach morphodynamics forcements in oiled shorelines: Coupled physical and chemical processes during and after fuel burial. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 10, p. 1156–1168, 2006.
- BERNINI, E.; SILVA, M.A.B. DA; CARMO, T.M.S. DO; CUZZUOL, G.R.F. Spatial and temporal variation of the nutrients in the sediment and leaves of two Brazilian mangrove species and their role in the retention of environmental heavy metals. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.22, n.3, p.177-187, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1677-04202010000300005>. Acesso em: 29 out. 2020.
- BESADA, V.; QUELLE, C.; ANDRADE, J. M.; GUTIÉRREZ, N.; GÓMEZ-CARRACEDO, M. P.; SCHULTZE, F. A 10-year survey of trace metals in sediments using self-organizing maps. **Journal Chemometrics**, v. 28, p. 558-566, 2014.
- BITTENCOURT, A. C. S. P. *et al.* Past and current sediment dispersion pattern estimates through numerical modeling of wave climate: an example of the Holocene delta of the Doce River, Espírito Santo, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 79, n. 2, p. 333-341, 2007.
- BLACKMORE, G. Field evidence of metal transfer from invertebrate prey to an intertidal predator, *Thais clavigera* (Gastropoda: Muricidae). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 51, n. 2, p. 127-139, 2000.
- BLACKMORE, G. Interspecific variation in heavy metal body concentrations in Hong Kong marine invertebrates. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 3, p. 303-311, 2001.
- BOEGER, W. A.; PIE, M. R.; VICENTE, V.; OSTRENSKY, A.; HUNGRIA, D.; CASTILHO, G. G. Histopathology of the mangrove land crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae) affected by lethargic crab disease. **Diseases of aquatic organisms**, v. 78, n. 1, p. 73-81, 2007.
- BOROWSKY, B.; AITKEN-ANDER, P.; TANACREDI J. T. Changes in reproductive morphology and physiology observed in the amphipod crustacean, *Melita nitida* Smith, maintained in the laboratory on polluted estuarine sediments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 214, n. 1–2, p. 85-95, 1997.
- BORZONE, C. A.; SOUZA, J. R. B. Estrutura da macrofauna bentônica no supra, meso e infralitoral de uma praia arenosa do sul do Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 3, p. 197-212, 1997.



BOTELHO, E. R. O.; SANTOS, M. C. F.; SOUZA, J. R. B. Aspectos populacionais do Guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille 1825, do estuário do Rio Una (Pernambuco–Brasil). **Boletim Técnico Científico CEPENE**, v. 9, n. 1, p. 123-146, 2001.

BOTELHO, E. R. O.; SANTOS, M.; ALMEIDA, L.; SILVA, C. G. M. Caracterização biológica do guaiamum, *Cardisoma guanhumi*, Latreille, 1825 (DECAPODA: GECARCINIDAE) do estuário do rio Caravelas (CARAVELAS–BAHIA). **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**, v. 17, n. 1, p. 65-75, 2009.

BOYLE, E. A.; EDMOND, J. M.; SHOLKOVITZ, E. R. The mechanism of iron removal in estuaries. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 41, n. 9, p. 1313-1324, 1977.

BRANCO J. O.; AVILAR, M. G. Fecundidade em *Callinectes danae* Smith (Decapoda, Portunidae) da lagoa da Conceição, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 9, p. 167-173, 1992.

BRANCO, J. O. Aspectos bioecológicos do caranguejo *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda) do manguezal do Itacorubi, Santa Catarina, BR. **Arquivos de biologia e tecnologia**, v. 36, n. 1, p. 133-148, 1993.

BRANDT MEIO AMBIENTE. Estudo de Impacto Ambiental (EIA). Barragem de Rejeito do Fundão. Nova Lima. Mariana: novembro de 2005.

BRASIL. 2009. Resolução nº 417, de 23 de novembro de 2009. **Diário Oficial da União**, 224, 72, 2009.

BRASIL. 2012. Resolução nº 438, de 30 de dezembro de 2011. **Diário Oficial da União**, 2, p.117-120, 2012.

BRASIL. 2018. Portaria MMA nº 463, de 18 de dezembro de 2018. **Diário Oficial da União**, 243, p.160, 2018.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Portaria Nº. 52, de 30 de setembro de 2003**. Defesa pesqueiro do Caranguejo-Uçá (*Ucides cordatus*), 2003.

BRASIL. Ministério do Meio-Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno da Região Hidrográfica Atlântico Sudeste** – Brasília, 2006. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/estruturas/161/publicacao/161\\_publicacao03032011024106.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/161/publicacao/161_publicacao03032011024106.pdf).

BRAZ, M.I.G.; RODIN, O.; MATTOS, E.A. Soil seed bank in a patchy vegetation of coastal sandy plains in southeastern Brazil. **Plant Species Biology**, v.29, n.3, p.E40-E47, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12033>. Acesso em: 17 nov. 2020.

BRAZEIRO, A. Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 72, n. 1, p. 93-105, 1999.

BRAZEIRO, A; DEFEO, O. Macroinfauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environments. **Estuar Coast Shelf Sci**, v. 42, p. 523–536, 1996.

BRITTO, F. B.; SCHMIDT, A. J.; CARVALHO, A. M. F.; VASCONCELOS, C. C. M. P.; FARIAS, A. M.; BENTZEN, P.; DINIZ, F. M. Population connectivity and larval dispersal of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus* along the Brazilian coast. **PeerJ**, v. 6, p. e4702, 2018.

BROMENSCHENKEL, V. C. S. **Estimativa da População de *Ucides cordatus* em Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS)**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2016.

BROWN, A.C.; MCLACHLAN, A. **Ecology of Sandy Shores**. Amsterdam: Elsevier, 327 p. 1990.

BROWN, R. J.; RUNDLE, S. D.; HUTCHINSON, T. H.; WILLIAMS, T. D.; JONES, M. B. A microplate freshwater copepod bioassay for evaluating acute and chronic effects of chemicals. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, 24(6), 1528-1531, 2005.

BRYAN, G.W.; LANGSTON, W.J. Bioavailability, Accumulation and Effects of Heavy Metals in Sediments with Special Reference to United Kingdom Estuaries: A Review. **Environmental Pollution**, v. 76, p. 89-131, 1992.

BUAPET, P.; MAKKLIANG, F.; THAMMAKHET-BURANACHAI, C. Photosynthetic activity and photoprotection in green and red leaves of the seagrasses, *Halophila ovalis* and *Cymodocea Rotundata*: Implications for the photoprotective role of anthocyanin, **Marina Biology**, v.164, p. 182, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00227-017-3215-9>. Acesso em: 17 nov. 2020.

BUCHMAN, M. F. NOAA screening quick reference tables, NOAA Hazmat Report 99-1. **Coastal Protection and Restoration Division, Seattle**. 1999.

BUCHMAN, M. F. NOAA Screening Quick Reference Tables. 2008.

BULGARELLI, D.; SCHLAEPPI, K.; SPAEPEN, S.; VER LOREN VAN THEMAAT, E. PAUL SCHULZE-LEFERT, P. Structure and Functions of the Bacterial Microbiota of Plants. **Annual Review of Plant Biology**, v. 64, p.807-838, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-050312-120106>. Acesso em 17 nov. 2020.

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)**. Tese (Doutorado em Oceanografia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2018.

CAGNIN, R.C.; QUARESMA, V.S.; CHAILLOU, G.; FRANCO, T.; BASTOS, A.C. Arsenic enrichment in sediment on the eastern continental shelf of Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 607, p. 304-316, 2017.

CAMPOS, E. et al., The South Atlantic and the climate. **Proceedings of the OCEANOBS**, v. 99, 1999.

CAMPOS, L.S. **Implantação de estratégia de monitoramento de impacto na fauna bentônica da zona costeira rasa da Baía do Almirantado (Ilha Rei George, Antártica).** (Relatório único final de atividades) Projeto GEAMB/ UFRJ – PROANTAR – REDE 2, 120p., 2007.

CAPACCIONI R.; VILLORA S.; TORRES J. *Hesionura coineau* (Laubier, 1962) y *Hesionidesgohari* Hartmann-Schroder, 1960 (Annelide, Polychaeta) enelmeiobentos de lasplayas de arena del Golfo de Valencia. **Acta IX Reunion Bienal de la R.S.E.H.N**, v. 1, p. 11–19; 1989.

CARDOSO, R. S.; BARBOZA, C. A.; SKINNER, V. B.; CABRINI, T. M. Crustaceans as ecological indicators of metropolitan sandy beaches health. **Ecological Indicators**, v. 62, p. 154-162, 2016.

CARDOSO, R. S.; VELOSO, V. G. Population biology and secondary production of the sandhopper *Pseudorchestoideabrasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) in Prainha Beach, Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 142, p. 111-119, 1996.

CARMONA-SUÁREZ, C. Present status of *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Crustacea: Brachyura: Gecarcinidae) populations in Venezuela. **Interciencia**, v. 36, n. 12, p. 908-913, 2011.

CASTIGLIONI, D. S.; NEGREIROS-FRANSOZO, M. L.; CARDOSO, R. C. F. Breeding season and molt cycle of the fiddler crab *Uca rapax* (Brachyura, Ocypodidae) in a subtropical estuary, Brazil, South America. **Gulf and Caribbean Research**, v. 19, n. 1, p. 11-20, 2007.

CASTILLA, J. C. Environmental impact in sandy beaches of copper mine tailings at Chañaral, Chile. **Marine pollution bulletin**, v. 14, n. 12, p. 459-464, 1983.

CASTRO, A. C. L.; CORREIA, M. M. F.; NASCIMENTO, A. R.; PIEDADE-JÚNIOR, R. N.; GAMA, L. R. M.; SOUSA, M. M.; SOUSA, R. C. C. Aspectos bioecológicos do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus cordatus*, L. 1763) (Decapoda, Brachyura) nos manguezais da ilha de São Luís e litoral oriental do Estado do Maranhão, Brasil. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, v. 3, n. 6, p. 17-36, 2008.

CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N. J.; DA SILVA, M. G. A. J.; DIAS, M. A. F. S. **Tempo e clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

CHAI, M.; SHEN, X.; LI, R.; QIU, G. The risk assessment of heavy metals in Futian mangrove forest sediment in Shenzhen Bay (South China) based on SEM–AVS analysis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, n. 1-2, p. 431-439, 2015.

CHAKRAPANI, G.J. Factors controlling variations in river sediment loads. **Current Science**, v. 88, p. 569-575, 2005.

CHAN, H. M.; RAINBOW, P. S. The accumulation of dissolved zinc by the shore crab *Carcinus maenas* (L.). **Ophelia**, v. 38, n. 1, p. 13-30, 1993.

CHANDRA, A.; CHAKRABORTY, S. K. Distribution, density and community ecology of macrobenthic intertidal polychaetes in the coastal tract of Midnapore, West Bengal, India. **Journal of the Marine Biological Association of India**, v. 50, n. 1, p. 7–16, 2008.

- CHATTERJEE, C.; GOPAL, Rajeev; DUBE, B. K. Impact of iron stress on biomass, yield, metabolism and quality of potato (*Solanum tuberosum* L.). **Scientia horticulturae**, v. 108, n. 1, p. 1-6, 2006.
- CHENG, S.; TAM, N. F. Y.; LI, R.; SHEN, X.; NIU, Z.; CHAI, M.; QIU, G. Y. Temporal variations in physiological responses of *Kandelia obovata* seedlings exposed to multiple heavy metals. **Marine pollution bulletin**, v. 124, n. 2, p. 1089-1095, 2017.
- CHETTINI CAF & MIRANDA LB. Circulation and suspended particulate matter transport in a tidally dominated estuary: Caravelas estuary, Bahia, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 58(1): 1-11, 2010.
- CHRISTOFOLETTI, R. A.; HATTORI, G. Y.; PINHEIRO, M. A. A. Food selection by a mangrove crab: temporal changes in fasted animals. **Hydrobiologia**, v. 702, p. 63-72, 2013.
- COATES, K. A.; ELLIS, D. V. Enchytraeid oligochaetes as marine pollution indicators. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 11, p. 171-174, 1980.
- COBBETT, C.; GOLDSBROUGH, P. Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. **Annual review of plant biology**, v.53, n.1, p.159-182, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.53.100301.135154>. Acesso em: 15 nov. 2020.
- 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.
- COLODETE, M.F., PEREIRA, O.J. Levantamento Florístico da restinga de Regência, Linhares/ES. **Revista Brasileira de Biociência**, v.5, p.558-560, 2007. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/489/423>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- COLOMBINI, I.; ALOIA, A.; FALLACI, M.; PEZZOLI, G.; CHELAZZI, L. Temporal and spatial use of stranded wrack by the macrofauna of a tropical sandy beach. **Mar. Biol.**, v. 136, p. 531–541, 2000.
- CONLAN, K. E. Amphipod crustaceans and environmental disturbance: a review. **Journal of Natural History**, v.28, p. 519-554, 1994.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA) (2012) Resolução n 454, de 1 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>.
- CONTI, R. C.; NALESSO, R. C. Status of the population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) on the Piraquê-açu River estuary, Espírito Santo, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 2, p. 81-92, 2010.

- CORINGA, J. D. E. S.; PEZZA, L.; CORINGA, E. D. A. O.; WEBER, O. L. D. S. Geochemical distribution and bioavailability of trace metals in sediments of the Bento Gomes River, Poconé-MT, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 46, n.2, p. 161-174, 2016.
- CORRÊA JR, J. D.; DA SILVA, M. R.; DA SILVA, A. C. B.; DE LIMA, S. M. A.; MALM, O.; ALLODI, S. Tissue distribution, subcellular localization and endocrine disruption patterns induced by Cr and Mn in the crab *Ucides cordatus*. **Aquatic Toxicology**, v. 73, n. 2, 139-154, 2005.
- COSTA, E. S.; GRILO, C. F.; WOLFF, G. A.; THOMPSON, A., FIGUEIRA, R. C. L.; NETO, R. R. Evaluation of metals and hydrocarbons in sediments from a tropical tidal flat estuary of Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, p. 259-268, 2015.
- COSTA, E. S.; SÁ, F.; SILVA, C. A.; LERHBACK, B. D.; NETO, R. R. Monitoramento hidrogeoquímico da foz do Rio Doce: metais: total, dissolvido, material particulado em suspensão e sedimentos superficiais. In: BASTOS, A. C. (Co). **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**. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, Brasil, 2017, p.121-163.
- COSTA, M. B.; ZAMPROGNO, G. C.; PEDRUZZI, F. C.; DALBEM, G. B.; TOGNELLA, M. M. Assessing the continuous impact of tributyltin from antifouling paints in a Brazilian mangrove area using intersex in *Littoraria angulifera* (Lamarck, 1822) as biomarker. **International Journal of Oceanography**, v. 2013, 2013.
- COSTLOW JR, J. D.; BOOKHOUT, C. G. The Effect of Environmental Factors on Development of the Land-Crab, *Cardisoma gualanhum* Latreille. **American Zoologist**, v. 8, n. 3, p. 399-410, 1968.
- COULL, B. C. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. **Austr. J. Ecol.**, v. 24, p. 327-343, 1999.
- COULL, B. C. The ecology of the marine meiofauna. In: HIGGINS, R. P.; THIEL, H. eds. **Introduction to the Study of Meiofauna**. Washington: Smithsonian Institute. 1988.
- COULL, B. C.; CHANDLER, G. T. Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, 1992.
- COURTNEY, L. A.; CLEMENTS, W. H. Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 19, n. 1, p. 112-127, 2000.
- CRUZ, M. A. S.; SANTOS, L. T. O.; LIMA, L. G. L. M.; JESUS, T. B. Caracterização granulométrica e mineralógica dos sedimentos como suporte para análise de contaminação ambiental em nascentes do Rio Subaé, Feira de Santana (BA). **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, p. 49-62, 2013.
- CUNHA, S. R.; TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P.; COSTA C. S. Salinity and flooding frequency as determinant of mangrove forest structure in Babitonga Bay, Santa Catarina State, Southern Brazil.

**Journal of Coastal Research**, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), p.1175-1180. Itajaí-SC, Brazil. 2006.

DAHL, E. Some aspects of the ecology and zonation of the fauna of sandy beaches, **Oikos**, v. 4, p. 1-27, 1952.

DAÏNOU, K.; BAUDUIN, A.; BOURLAND, N.; GILLET, J.F.; FÉTÉKÉ, F.; DOUCET, J.L. Soil seed bank characteristics in Cameroonian rainforests and implications for post-logging forest recovery. **Ecological Engineering**, v.37, n.10, p.1499-1506, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.05.004>. Acesso em: 17 nov. 2020.

DALCORSO G. Heavy Metal Toxicity in Plants. In: Furini A. (eds) **Plants and Heavy Metals**. SpringerBriefs in Molecular Science. Dordrecht: Springer, p. 1-25, 2012. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4441-7\\_1](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4441-7_1).

DAMSKI, J. M.; PETERS, J. A.; DANIELOSKI, R.; BACARIN, M. A. Excess iron-induced changes in the photosynthetic characteristics of sweet potato. **Journal of plant physiology**, v. 168, n. 17, p. 2056-2062, 2011.

DE LEONARDIS, C.; SANDULLI, R.; VANAVERBEKE, J.; VINCX, M.; DE ZIO, S. Meiofauna and nematode diversity in some Mediterranean subtidal areas of the Adriatic and Ionian Sea. **Scientia Marina**, v. 72, n. 1, p. 5-13, 2008.

DE LIMA, M. N. B.; MOCHEL, F. R.; DE CASTRO, A. C. L. Bioecologia do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Brachyura) na área de proteção ambiental das reentrâncias maranhenses, Brasil. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 23, n. 1, 2010.

DEAN, H. K. The use of Polychaeta (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. **Revista de Biologia Tropical**, v. 56, n. 4, p. 11-38, 2008.

DEAN, R. G. *et al.* Heuristic models of sand transport in the surf zone. In: **First Australian Conference on Coastal Engineering, 1973: Engineering Dynamics of the Coastal Zone**. Institution of Engineers, Australia, 1973. p. 215.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. In: Fernandes, M. S. (ed.). **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa: SBCS, p.328-354, 2006.

DEFEO, O.; JARAMILLO, E.; LYONNET, A. Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna on the Atlantic coast of Uruguay. **Journal of Coastal Research**, p. 830-839, 1992.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: A multi-scale analysis. **Marine Ecology-progress Series**, v. 295, p. 1-20, 2005.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A.; SCHOEMAN, D. S.; SCHLACHER, T. A.; DUGAN, J.; LASTRA, M.; SCAPINI, F. Threats to sandy beach ecosystems: a review. **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 81, n. 1, p. 1-12, 2009.



- DEGRAER, S.; VOLCKAERT, A.; VINCX, M. Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macro-tidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 56, p. 459-468, 2003.
- DE-LA-OSSA-CARRETERO, J.A.; DEL-PILAR-RUSO, Y.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; SÁNCHEZ-LIZASO, J.L.; DAUVIN, J.C. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 96, p. 129-138, 2012.
- DEVIN, S., BURGEOT, T., GIAMBÉRINI, L., MINGUEZ, L., PAIN-DEVIN, S. 2014. **The integrated biomarker response revisited: optimization to avoid misuse**. *Environmental Science and Pollution Research*, 21: 2448-2454.
- DEXTER, D.M. Natural history of the Pan-American sandbeach isopod *Excirolana braziliensis* (Crustacea: Malacostraca). *J Zool Lond*, v. 183, p. 103–109; 1977.
- DI DOMENICO, M. **Poliquetas intersticiais da costa sul e sudeste do Brasil**. Tese (Doutorado em Zoologia) - Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, 2012.
- DI DOMENICO, M.; LANA, P.; GARRAFFONI, A. Distribution patterns of interstitial polychaetes in sandy beaches of southern Brazil. *Marine Ecology*, v. 30, p. 47-62, 2008.
- DIAS, J. A. Análise textural. In: DIAS, J. A. **A análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhos**. Ed. preliminar. Algarve, 2004.
- DIELE, K. **Life history and population structure of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Brachyura) in the Caeté Estuary, North Brazil**. Tese de Doutorado, Universidade de Bremen, Bremen, p. 116, 2000.
- DIELE, K.; KOCH, V. Growth and mortality of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus* (Ucididae) in N-Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 395, n. 1-2, p. 171-180, 2010.
- DIELE, K.; KOCH, V.; SAINT-PAUL, U. Population structure, catch composition and CPUE of the artisanally harvested mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae) in the Caeté estuary, North Brazil: Indications for overfishing? *Aquatic Living Resources*, v. 18, n. 2, p. 169-178, 2005.
- DIELE, K.; SMITH, D. J. Salinity tolerance of northern Brazilian mangrove crab larvae, *Ucides cordatus* (Ocypodidae): Necessity for larval export? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 600-608, 2006.
- DO CARMO, F. F. *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**, v. 15, n. 3, p. 145-151, 2017.
- DOI, H.; TAKAGI, A.; KIKUCHI, E. Stream macroinvertebrate community affected by point-source metal pollution. *International Review of Hydrobiology*, v. 92, n. 3, p. 258-266, 2007.

DOMINGUEZ, J. M. L.; BITTENCOURT, A. C. S. P.; MARTIN, L. Esquema evolutivo da sedimentação quaternária nas feições deltaicas dos rios São Francisco (SE/AL), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 11, n. 4, p. 227-237, 1981.

DOMINGUEZ, J.M.L.; BITTENCOURT, A.C.S.P. O Papel da deriva litorânea de sedimentos arenosos na construção das planícies costeiras associadas as desembocaduras dos Rios São Francisco (SE-AL), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 13, n. 2, p. 98-105, 1983.

DRAŹKIEWICZ, M.; BASZYŃSKIGROWTH, T. Parameters and Photosynthetic Pigments In Leaf Segments Of *Zea Mays* Exposed To Cadmium, As Related To Protection Mechanisms. **Journal of Plant Physiology**, v.162, n.9, p.1013-1021, 2005. Disponível Em: <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2004.10.010>. Acesso em: 17 nov. 2020.

DUARTE, L. F. A.; SOUZA, C. A.; NOBRE, C. R.; PEREIRA, C. D. S.; PINHEIRO, M. A. A. Multi-Level Biological Response In *Ucides Cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ucididae) As Indicators Of Conservation Status In Mangrove Áreas From The Western Atlantic. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 133: 176-187, 2016.

DUARTE, L. F. A.; SOUZA, C. A.; PEREIRA, C. D. S.; PINHEIRO, M. A. A. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 145, v. 367-376, 2017.

DUBEY, S.; SHRI, M.; GUPTA, A.; RANI, V.; CHAKRABARTY, D. Toxicity and detoxification of heavy metals during plant growth and metabolism. **Environmental Chemistry Letters**, v.16, p.1169–1192, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0741-8>. Acesso em 14 nov. 2020.

DUBILIER, N.; GIERE, O.; GRIESHABER, M. K. Concomitant effects of sulfide and hypoxia on the aerobic metabolism of the marine oligochaete *Tubificoides benedii*. **Journal of Experimental Zoology**, v. 269, p. 287–297. 1994.

ECOLOGYBRASIL; ECONSERVATION. **EIA – Estudo de Impacto Ambiental do Mineroduto Morro do Pilar/MG a Linhares/ES e Porto Norte Capixaba**. ECOLOGY AND ENVIRONMENT DO BRASIL LTDA; ECOSERVATION ESTUDOS E PROJETOS AMBIENTAIS LTDA, Relatório Técnico – RT-ECV-002/13, Revisão 01, 2013.

EKLÖF, J. Taxonomy and Phylogeny of polychaetes. **Department of Zoology. University Gothenburg**, p. 1-33, 2010.

EKMEKÇI, Y.; TANYOLAÇ, D.; AYHAN, B. Effects of cadmium on antioxidant enzyme and photosynthetic activities in leaves of two maize cultivars. **Journal of Plant Physiology**, v.165, n.6, p. 600-611, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2007.01.017>. Acesso em: 17 nov. 2020.

ELLIS, D. V.; HOOVER, P. M. Benthos on tailings beds from an abandoned coastal mine. **Marine Pollution Bulletin**, v. 21, n. 10, p. 477-480, 1990.

EL-SOROGY, A. S.; YOUSSEF, M. Assessment of heavy metal contamination in intertidal gastropod and bivalve shells from central Arabian Gulf coastline, Saudi Arabia. **Journal of African Earth Sciences**, v. 111, p. 41-53, 2015.

ELSTNER, E. F. Mechanism of oxygen activation in different compartments. In: Pell, E.J.; STEFFEN K. L. (Eds.), **Active Oxygen/Oxidative Stress and Plant Metabolism**. American Society of Plant Physiologists, Roseville, 1991, p. 13-25.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análises de solo**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento. 2011. 225p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5.ed. Brasília: Embrapa, 2018. 356p.

Espírito Santo. 2010. Decreto nº 2530-R. Identifica Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado. **Diário Oficial dos Poderes do Estado**, 22589, p.5-6, 2010.

EVANGELISTA, H.; VALERIANO, C. M.; DOS SANTOS, E. A.; VAZ, G.; NETO, C.; NOGUEIRA, J. S.; LICINIO, M. V.; RIBEIRO, J. N.; PEREIRA, M. G.; RIBEIRO, A. V. F. N.; CALDERON, E. N.; CASTRO, C. B.; GUEBERT, F.; JEROZOLIMSKI, R.; CRUZ, E.; CAJUEIRO, L. M.; RODRIGUES, A. Estudo preliminar sobre a detecção da pluma de sedimentos do Rio Doce sobre o Parque Nacional dos Abrolhos-BA, para o evento de 5-6 de Janeiro 2016. Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Documentos/DCOM\\_relatorio\\_UERJ\\_versao\\_final.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Documentos/DCOM_relatorio_UERJ_versao_final.pdf)>. Acesso em: 04 nov. 2020.

EVANGELISTA, H.; VALERIANO, C. 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). Disponível em: <[http://www.consultaesiccg.gov.br/busca/dados/Lists/Pedido/Attachments/612349/RESPOSTA\\_PEDIDO\\_0268002082201705%20-%20sumario\\_de\\_analises\\_UERJ\\_21Set2017.pdf](http://www.consultaesiccg.gov.br/busca/dados/Lists/Pedido/Attachments/612349/RESPOSTA_PEDIDO_0268002082201705%20-%20sumario_de_analises_UERJ_21Set2017.pdf)>, 2017.

FANNING, D. S; KERAMIDAS, V. Z.; EL-DESOKY, M. A. Micas. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B., eds. **Minerals in soils environments**. 2.ed. Madison, Soil Science Society of America, 1989. p. 551-634.

FENG, J.P., SHI, Q.H., WANG, X.F. Effects of exogenous silicon on photosynthetic capacity and antioxidant enzyme activities in chloroplast of cucumber seedlings under excess manganese. **Agricultural Sciences in China**, v.8, p.40–50, 2009. [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(09\)60007-9](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(09)60007-9). Acesso em 29 mai. 2020.

FERNANDES, L. M. G.; DE OLIVEIRA BOTELHO, E. R.; DO VALE BARRETO, A. Fecundidade do caranguejo *Ucides Cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda, Brachyura) Em Passo De Camaragibe, Alagoas, Brasil. **Boletim Técnico-Científico do Cepene**, v. 18, n. 1, p. 9-15, 2010.

FERNANDES, M. E. B.; CARVALHO, M. L. Bioecologia de *Ucides cordatus* Linnaeus, 1763 (Decapoda: Brachyura) na costa do estado do Amapá. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 20, n. 1, 2007.

FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, V.; SANTOS, C. S.G.; PIRES, A. P. F. Meta-analysis of the effects of organic matter on polychaetes of the east coast of South America. **Marine Environmental Research**, v. 149, p. 148-156, 2019.

FERRANDO, A.; MÉNDEZ, N. Effects of organic pollution in the distribution of annelid communities in the Estero de Urías coastal lagoon, Mexico. **Scientia Marina**, v. 75, p. 351 – 358, 2011.

FIRMO, A. M. S. **Etnoecologia da Comunidade de Catadores de Caranguejo de Mucuri, Bahia**. Dissertação de Mestrado. (Mestrado em Biodiversidade Tropical). Universidade Federal do Espírito Santo, 2012.

FLORA do Brasil 2020 em construção. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 21 mai. 2020.

FRAGA, C.N.; Chaves, G.F.; Silva, J.P.; Formigoni, M.H.; Ribeiro, R. S.; Reis, J C. L.; Capellão, R.T. **Espécies Ameaçadas do Espírito Santo**. Santa Teresa. Disponível em: <http://tempustecnologia.com/site/>. Acesso em: 20 ago. 2019.

FRANÇA, M. C.; COHEN, M. C.; PESSENDA, L. C.; ROSSETTI, D. F.; LORENTE, F. L.; JUNIOR, A. A. B.; MACARIO, K. Mangrove vegetation changes on Holocene terraces of the Doce River, southeastern Brazil. **Catena**, v. 110, p. 59-69, 2013.

FREITAS, M.C.; PACHECO, A.M.G.; ANAWAR, H.M.; DIONÍSIO, I.; DUNG, H.M.; CANHA, N.; BETTENCOURT, A.; HENRIQUES, F.; PINTO-GOMES, C.J.; CAPELO, S. Determination of phytoextraction potential of plant species for toxic elements in soils of abandoned sulphide-mining areas. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v.282, n.2, p.21-27, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10967-009-0222-4>. Acesso em: 17 nov. 2020.

GALLERANI, G. **Análise Qualitativa dos Amphipoda da Bacia de Campos, RJ, Brasil**. Dissertação (Mestrado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

GAO, G.; MA, Y.; FU, B. Multi-temporal scale changes of streamflow and sediment load in a loess hilly watershed of China. **Hydrological Processes**, v. 30, p. 365-382, 2015.

GAO, L.; WANG, Z.; LI, S.; CHEN, J. Bioavailability and toxicity of trace metals (Cd, Cr, Cu, Ni, and Zn) in sediment cores from the Shima River, South China. **Chemosphere**, v. 192, p.31-42. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.110>. Acesso em: 18 nov. 2020.

GAONKAR, T., NAYAK, P. K., GARG, S., BHOSLE, S. Siderophore-producing bacteria from a sand dune ecosystem and the effect of sodium benzoate on siderophore production by a potential isolate. **The Scientific World Journal**, v.3, p.857249, 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/857249>. Acesso em 04 jun. 2020.

GASPARINO, D.; MALAVASI, U.C.; MALAVASI, M.M.; SOUZA, I. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, v.1, n.30, p.1-9, 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000100001>. Acesso em: 17 nov. 2020.

- GHESKIERE, T. *et al.* Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. **Marine environmental research**, v. 60, n. 2, p. 245-265, 2005.
- GIANGRANDE, A.; LICCIANO, M.; DEL PASQUA, M.; FANIZZI, F. P.; MIGONI, D.; STABILI, L. Heavy metals in five Sabellidae species (Annelida, Polychaeta): ecological implications. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n 4, p. 3759–3768, 2017.
- GIANGRANDE, A.; LICCIANO, M; MUSCO, L. Polychaetes as environmental indicators revisited. **Mar Pollut Bull**, v. 50, p. 1153-1162, 2005.
- GIBSON, R. N.; ATKINSON, R. J. A.; GORDON, J. D. M. Role, routes and effects of manganese in crustaceans. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, v. 44, p. 61-83, 2006.
- GIER, S.D.; JOHNS, W. Heavy metal-adsorption on micas and clay minerals studied by X-ray photoelectron spectroscopy. **Applied Clay Science**, v.16, n.5-6, p.289-299, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(00\)00004-1](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(00)00004-1). Acesso em: 17 nov. 2020.
- GIERE, O. Beziehungen zwischen abiotischem Faktoren-system, Zonierung und Abundanz mariner Oligochaeten in einem Küstengebiet der Nord-see. **Thalassia Jugoslavica**, v. 7, p. 67 – 77, 1971.
- GIERE, O. Ecology and Biology of Marine Oligochaeta – an Inventory Rather than another Review. **Hydrobiologia**, v. 564, n. 1, p. 103 – 116, 2006.
- GIERE, O. **Meiobenthology: The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments**. 2ª ed. Berlin: Springer Verlag, 527p., 2009.
- GIERE, O. Population structure, food relations and ecological role of marine oligochaetes, with special reference to meiobenthic species. **Marine Biology**, v. 31, p. 139 – 156, 1975.
- GIERE, O. Untersuchungen zur Mikrozonierung und Ökologie mariner Oligochaeten im Sylter Watt. **Veroff Institute Meeresforsch**, v. 12, p. 491-529, 1970.
- GIERE, O.; PREUSSE, J. H.; DUBILIER, N. *Tubificoides benedii* (Tubificidae, Oligochaeta) a pioneer in hypoxic and sulfidic environments. An overview of adaptive pathways. **Hydrobiologia**, v. 406, p. 235–241, 1999.
- GIFFORD, C. A. Some observations on the general biology of the land crab, *Cardisoma guanhumi* (Latreille), in south Florida. **The Biological Bulletin**, v. 123, n. 1, p. 207-223, 1962.
- GILL, S.S.; TUTEJA, N. Reactive Oxygen Species And Antioxidant Machinery In Abiotic Stress Tolerance In Crop Plants. **Plant Physiology and Biochemistry** (Paris), v.48, n.12, p.909-930. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.Plaphy.2010.08.016>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- GLASER, M.; DIELE, K. Asymmetric outcomes: assessing central aspects of the biological, economic and social sustainability of a mangrove crab fishery, *Ucides cordatus* (Ocypodidae), in North Brazil. **Ecological economics**, v. 49, n. 3, p. 361-373, 2004.

- GLICK, B.R. The enhancement of plant growth by free-living bacteria. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 41, n. 2, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/m95-015>. Acessado em: 14 nov. 2020.
- GOES, P.; BRANCO, J. O.; PINHEIRO, M. A. A.; BARBIERI, E.; COSTA, D.; FERNANDES, L. L. Bioecology of the uçá-crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), in Vitória Bay, Espírito Santo State, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 2, p. 153-163, 2010.
- GOLDER ASSOCIATES. Qualidade da Água e do Sedimento na Zona Costeira Próxima a Foz do Rio Doce e na Apa Costa das Algas – Atualização de Agosto de 2016. Rio de Janeiro. RT\_022-159-515-2282\_00-B, 2016.
- GOLDER. Definição de níveis de referência e avaliação de potenciais impactos sobre os manguezais próximos à foz do Rio Doce. RT\_026-159-515-2282\_00-B, 2016.
- GOLDMAN, D.E. Potential, impedance, and rectification in membranes. **The Journal of General Physiology** v.1, p. 37-60, 1943. Disponível em: <https://doi.org/10.1085/jgp.27.1.37>. Acesso em: 14 nov. 2020.
- GOMES, L. E. D. O *et al.* The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017.
- GOMES, T. P.; ROSA FILHO, J. S. Composição e variabilidade espaço-temporal da meiofauna de uma praia arenosa na região amazônica (Ajuruteua, Pará). **Iheringia, Sér. Zool.**, v. 99, n. 2, p. 210-216, 2009.
- GONNELLI, C.; GALARDI, F.; GABBRIELLI, R. Nickel and copper tolerance and toxicity in three Tuscan population of *Silene paradoxa*. **Physiologia Plantarum**, v.113, n.4, p.507-514, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.2001.1130409.x>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- GONZALEZ-MENDOZA, D.; GIL, F.E.; ESCOBOZA-GARCIA, F.; SANTAMARIA, J.M.; ZAPATA-PEREZ, O. Copper Stress On Photosynthesis Of Black Mangle (*Avicennia Germinans*). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.85, n.2, p.665-670, 2013. <https://doi.org/10.1590/s0001-37652013000200013>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- GRANT, A; HATELY, G. H.; JONES, N. V. Mapping the ecological effect of Heavy Metals on the estuarine polychaete *Nereis diversicolor* using inherited metal tolerance. **Mar. Pollut. Bull**, v. 20, p. 235-238, 1989.
- GRAY, J. S.; RIEGER, R. M. A quantitative study of the meiofauna of an exposed sandy beach, at Robin Hood's Bay, Yorkshire. **J. mar. bioi. Ass. U.K**, v. 51, p. 1-19, 1971.
- GRAY, J.S. Animal-sediment relationships. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, v.12, p. 223-261. 1974.
- GRAY, J.S.; ELLIOTT, M. **Ecology of Marine Sediments**. Oxford Biology. 2009.



GREDILLA, A.; DE VALLEJUELO, S. F. O.; DE DIEGO, A.; MADARIAGA, J. M.; AMIGO, J. M. Unsupervised pattern-recognition techniques to investigate metal pollution in estuaries. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 46, p. 59-69, 2013.

GRÉMARE, A.; LABRUNE, C.; BERGHE, E. V.; AMOUROUX, J.M.; BACHELET, G.; ZETTLE, M.L.; VANAVERBEK, J.; FLEISCHE, D.; BIGO, L.; MAIRE, O.; DEFLANDRE, B.; CRAEYMEERSCH, J.; DEGRAER, S.; DOUNAS, C.; DUINEVELD, G.; HEIP, C.; HERRMANN, M.; HUMMEL, H.; KARAKASSIS, I.; KEDRA, M.; KENDALL, M.; KINGSTON, P.; LAUDIEN, J.; OCCHIPINTI-AMBROGI, A.; RACHOR, E.; SARDÁ, R.; SPEYBROECK, J.; HOEY, G. V.; VINCX, M.; WHOMERSLEY, P.; WILLEMS, W.; WLODARSKA-KOWALCZUK, M.; ZENETOS, A. Comparison of the performances of two biotic indices based on the Macro Ben database. **Mar. Ecol. Progr. Ser.**, v. 382, p. 297–311, 2009.

GRILO, C. F.; CHASSAGNE, C.; QUARESMA, V. D. S.; KAN, P. J. M. VAN, B. A. C. The role of charge reversal of iron ore tailing sludge on the flocculation tendency of sediments in marine environment. **Applied Geochemistry**, v. 117, 2020.

GROSS, M. G. Carbon determination. In: CARVER, R. E. (ed.) **Procedure in sedimentary petrology**. New York: Wiley-Interscience. Cap.25, p. 573-596, 1971.

GRUMIAUX, F.; *et al.* Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate community in streams in the north of France. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 385, n. 1-3, p. 33-46, 1998.

GUIMARÃES, V.; SÍGOLO, J. B. Detecção de contaminantes em espécie bioindicadora (*Corbicula fluminea*) - Rio Ribeira de Iguape - SP. **Química Nova**, v.15, n.3, p. 254-261, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700018>. Acesso em: 17 nov. 2020.

GUO, Y.; GEORGE, E.; MARSCHNER, H. Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. **Plant Soil**, v.184, p. 195-205, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00010449>. Acessado em: 14 nov.2020.

GYEDU-ABABIO, T. K. *et al.* Nematodes as indicators of pollution: a case study from the Swartkops River system, South Africa. **Hydrobiologia**, v. 397, p. 155-169, 1999.

HACKING, N. Macrofaunal community structure of beaches in northern New South Wales, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 49, n. 1, p. 47-53, 1998.

HALL, J.L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v.53, n.366, p.1–11, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jexbot/53.366.1>. Acesso em: 17 nov. 2020.

HALLIWELL, B. The wanderings of a free radical. **Free Radical Biology and Medicine**, v. 46 n. 5, p. 531-542, 2009.

HARRIS, PETER 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, R. R.; SANTOS, M. C. F. Heavy metal contamination and physiological variability in the Brazilian mangrove crabs *Ucides cordatus* and *Callinectes danae* (Crustacea: Decapoda). **Marine biology**, v. 137, n. 4, p. 691-703, 2000.
- HARRIS, R. R.; SANTOS, M. Carmo F. Sodium uptake and transport (Na<sup>++</sup> K<sup>+</sup>) ATPase changes following Na<sup>+</sup> depletion and low salinity acclimation in the mangrove crab *Ucides cordatus* (L.). **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology**, v. 105, n. 1, p. 35-42, 1993.
- HART, C.W. JR; FULLER, S.L.H. Pollution ecology of estuarine invertebrates. **Academic Press**, London, 1979
- HATJE, V.; PEDREIRA, R. M.; DE REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; DE SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**, v. 7, p. 10706, 2017.
- HATTORI, G. Y. **Densidade populacional do caranguejo-Uça, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustaceam Brachyura, Ocypodidae), na região de Iguape, (SP)**. Tese (Doutorado em Zootecnia). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo, 2006.
- HAYDON, M.J.; COBBETT, C.S. Transporters of ligands for essential metal ions in plants. **New Phytologist**, v.174, p.499–506, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02051.x>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- HAYYAN, M.; HASHIM, M.A.; ALNASHEF, I.M. Superoxide Ion: Generation And Chemical Implications. **Chemical Reviews**, v.116, n.5, p.3029-3085, 2016. Disponível Em: <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.5b00407>. Acesso em: 14 nov. 2020.
- HEDFI, A.; MAHMOUDI, E.; BOUFAHJA, F.; *et al.* Effects of Increasing Levels of Nickel Contamination on Structure of Offshore Nematode Communities in Experimental Microcosms. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 79, p. 345–349, 2007.
- HEIP, C.; VINCX, M.; VRANKEN, G. The ecology of marine nematodes. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, v. 23, p. 399-489, 1985.
- HENNING, H. G. OÊ kologische, ethologische und sinnesphysiologische Untersuchungen an der Landkrabbe *Cardisoma guanhumi* Latreille (Decapoda, Brachyura) in Nordkolumbien. **Forma et Functio**, v. 8, n. 1, p. 253-304, 1975.
- HERREID, C. F.; GIFFORD, C. A. The burrow habitat of the land crab, *Cardisoma guanhumi* (Latreille). **Ecology**, v. 44, n. 4, p. 773-775, 1963.
- HIDALGO, K. T. S.; CARRIÓN-HUERTAS, P.J.; KINCH, R.T.; BETANCOURT, L.E.; CABRERA, C.R. Phytanoremediation By *Avicennia Germinans* (Black Mangrove) And Nano Zero Valent Iron For Heavy Metal Uptake From Cienaga Las Cucharillas Wetland Soils, **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v.14, 100363, 2020. Disponível Em: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100363>. Acesso em: 17 nov. 2020.

HIGGINS, R.P.; THIEL, H. **Introduction to the study of meiofauna**. Washington D.C: Smithsonian Institution Press, 488 pp. 1988.

HILL, K. Inventory lagoon species of Indian River. Smithsonian Marine Station, 2001. Disponível em: [https://naturalhistory2.si.edu/smsfp/irlspec/Cardis\\_guanhu.htm](https://naturalhistory2.si.edu/smsfp/irlspec/Cardis_guanhu.htm). Acesso em: 16 de novembro de 2020.

HLADUN, K.R.; DI, N.; LIU, T.; TRUMBLE, J.T., Metal contaminant accumulation in the hive: consequences for whole colony health and brood production in the honey bee (*Apis Mellifera* L.). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.35, n.2 p.322–329, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.3273>. Acesso em: 17 nov. 2020.

HOLLING, C. S. **Adaptive environmental assessment and management**. John Wiley & Sons, 1978.

HOPKIN, S. P.; NOTT, J. A. Some observations on concentrically structured, intracellular granules in the hepatopancreas of the shore crab *Carcinus maenas* (L.). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 59, n. 4, p. 867-877, 1979.

HOWCROFT, C.F.; AMORIM, M.J.B.; GRAVATO, C.; GUILHERMINO, L.; SOARES, A.M.V.M. Effects of natural and chemical stressors on *Enchytraeus albidus*: Can oxidative stress parameters be used as fast screening tools for the assessment of different stress impacts in soils? **Environment International**, v.35, n.2, p. 318-324, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.08.004>. Acesso em: 17 nov. 2020.

HUTCHINGS, P. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1133–1145, 1998.

IBAMA. Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. 2015.

IMPELLITTERI, C.A.; LU, Y.; SAXE, J.K.; ALLEN, H.E.; PEIJNENBURG, W.J.G.M. Correlation Of The Partitioning Of Dissolved Organic Matter Fractions With The Desorption Of Cd, Cu, Ni, Pb And Zn From 18 Dutch Soils. **Environment International**, v.28, n.5, p. 401–410, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00065-X](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00065-X). Acesso em: 17 nov. 2020.

INGOLE, B. S.; PARULEKAR, A.H. Role of salinity in structuring the intertidal meiofauna of a tropical estuarine beach: Field evidence. **Indian Journal of Marine Sciences**, 1998.

IPEMA – Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. **Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica no estado do Espírito Santo**. Vitória: IPEMA, 2011.

JACKSON, D. W. T.; COOPER, J. A. G. Application of the equilibrium planform concept to natural beaches in Northern Ireland. **Coastal Engineering**, v. 57, n. 2, p. 112-123, 2010.

JACKSON, D. W. T.; COOPER, J. A. G. Geological control on beach form: accommodation space and contemporary dynamics. **Journal of Coastal Research**, p. 69-72, 2009.

JANKOWSKY, M.; PIRES, J. S. R.; NORDI, N. The capture of crab-uçá in Cananéia, State of São Paulo–Brazil. In: **International Conference on Coastal Conservation and the Management in the Atlantic and Mediterranean**. p. 325-332, 2006.

JARAMILLO, E. Sandy beach macroinfauna from the Chilean coast: zonation patterns and zoogeography. **Vie et Milieu**, v. 37, p. 165–174, 1987.

JARAMILLO, E.; MCLACHLAN, A. Community and population responses of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 37, n. 6, p. 615-624, 1993.

JING, Z.; BAOLING, W. A new species of interstitial polychaete *Hesionura shandongensis* sp. n. (POLYCHAETA, PHYLLODOCIDAE) from Yantai, the Huanghai Sea. **Acta Oceanologica Sinica**, v. 10, n. 3, p. 447-450, 1991.

JOÃO, M. C. A.; PINHEIRO, M. A. A. Reproductive potential of *Ucides cordatus* (Decapoda: Brachyura: Ocypodidae) from two mangrove areas subject to different levels of contaminants. **Journal of Crustacean Biology**. v. 39, n. 1, p. 74–81, 2018.

JONES, C. G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1946–1957, 1997.

JONES, D. A. Crabs of the mangal ecosystem. In: POR FD & I DOR (eds). **Hydrobiology of the Mangal**. W. Junk Publishers, Estados Unidos da América, Chap. v. 2, p. 89-108, 1984.

JØRGENSEN, Sven Erik; FATH, Brian D. **Fundamentals of ecological modelling: Applications in environmental management and research**. Elsevier, 2011.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, NY, p. 505, 2011.

KIBRIA, G.; LAU, T. C.; WU, R. Innovative ‘Artificial Mussels’ technology for assessing spatial and temporal distribution of metals in Goulburn–Murray catchments waterways, Victoria, Australia: Effects of climate variability (dry vs. wet years). **Environment International**, v. 50, p. 38–46, 2012.

KLAPOW, L.A. Ovoviviparity in the genus *Excirolana* (Crustacea: Isopoda). **Journal of Zoology**, v. 162, p. 359-369, 1970.

KNOX, G. A. **The Ecology of Sea Shores**. New York: CRC Press, p. 555, 2000.

KOCHIAN, L. V.; PINEROS, M. A.; LIU, J.; MAGALHAES, J. V. Plant adaptation to acid soils: the molecular basis for crop aluminum resistance. **Annual Review Of Plant Biology** v. 66, p.571–598, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-ar-plant-043014-114822>. Acesso em: 14 nov. 2020.

KOMAR, P. D. Beach processes and erosion—an introduction. In: KOMAR, P. D. **Handbook of coastal processes and erosion**. CRC Press, 1983, p. 1-20.

KOMAR, P. D. **Beach processes and sedimentation**. New Jersey: Prentice Hall, 544 p. 1998.

KOSSOFF, D.; DUBBIN, W. E.; ALFREDSSON, M.; EDWARDS, S. J.; MACKLIN, M. G.; HUDSON-EDWARDS, K. A. Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. **Applied Geochemistry**, v.51, p. 229-245, 2014.

KRAUSS, K. W.; BARR, J. G.; ENGEL, V.; FUENTES, J. D.; WANG, H. Approximations of stand water use versus evapotranspiration from three mangrove forests in southwest Florida, USA. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 213, p. 291-303, 2015.

KULKARNI, D.; DANIELS, B.; PREUSS, T. G. Life-stage-dependent sensitivity of the cyclopoid copepod *Mesocyclops leuckarti* to triphenyltin. **Chemosphere**, v. 92, n. 9, p. 1145-1153, 2013.

KUMAR SHARMA, R.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.66, n.2, p.258-266, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.11.007>. Acesso em: 14 nov. 2020.

LACERDA, L. D.; PFEIFFER, W. C.; FISZMAN, M. Mineral distribution and ecological role of a recently formed community in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro. **Tropical Ecology**, v. 24, n. 2, p. 162-167, 1983.

LACTEC. Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce e Região Costeira Adjacente TOMO IV – Zona Costeira e Marinha, 2020.

LALONDE, K.; MUCCI, A.; OUELLET, A.; GELINAS, Y. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron. **Nature**, v. 483, p. 198-200, 2012.

LARCHER, L.; BOEGER, M. R. T.; STERNBERG, L. S. L.O. Gas exchange and isotopic signature of mangrove species in Southern Brazil. **Aquatic Botany**, v. 133, p. 62-69, 2016.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. Tradução: Prado, CHBA São Carlos: Ed. Rima, 2006. 531p.

LASSÈRE, P. Action des variations de salinité sur le métabolisme respiratoire d'oligochètes euryhalins du genre *Marionina* Michaelsen. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 4, p.150-155, 1970.

LASSÈRE, P. Données écophysiologiques sur la répartition des oligochètes marins meiobenthiques. Incidence des paramètres salinité, température, sur le métabolisme respiratoire de deux espèces euryhalines du genre *Marionina* Michaelsen 1889 (Enchytraeidae, Oligochaeta). **Vie et Milieu**, v. 22, p. 523-540, 1971.

LASSÈRE, P. Oligochètes marins des côtes de France. II. Roscoff, Pempoull, étangs saumâtres de Concarneau: systématique, écologie. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 8, p. 273-293, 1967.

LEE, M.R.; CORREA, J.A. Copper mine tailings disposal: consequences for the interstitial polychaete *Saccocirrus sonomacus* (Canalipalpata: Protodrilida). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 603-606, 2004.

LEE, M.R.; CORREA, J.A.; SEED, R. A sediment quality triad assessment of the impact of copper mine tailings disposal on the littoral sedimentary environment in the Atacama region of Northern Chile. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 1389–1395, 2006.

LEE, M.R.; RIVEROS, M. Latitudinal trends in the species richness of free-living marine nematode assemblages from exposed sandy beaches along the coast of Chile (18-42°S). **Mar Ecol.**, v. 33, p. 317-325, 2012.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2 nd., Elsevier Science, 1998.

LEITE, M. D. M. L.; OGAWA, C. Y.; REZENDE, C. F.; SILVA, J. R. F. Temporal variation in the weight-size relationship of the mangrove crab *Ucides cordatus* L.(Decapoda: Ucididae) in relation to its life cycle phases. **Animal Biology**, v. 64, n. 4, p. 333-342, 2014.

LEONE, F. A.; LUCENA, M. N.; FABRI, L. M.; GARÇON, D. P.; FONTES, C. F. L.; FALEIROS, R. O.; MORAES, C. M.; MCNAMARA, J. C. Osmotic and ionic regulation, and modulation by protein kinases, FXYD2 peptide and ATP of gill (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>)-ATPase activity, in the swamp ghost crab *Ucides cordatus* (Brachyura, Ocypodidae). **Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology**, v. 250, p. 110507, 2020.

LERCARI, D; DEFEO, O.; CELENTANO, E. Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 12, p. 1397-1404, 2002.

LEVIN, S. A. Dispersion and population interactions. **The American Naturalist**, v. 108, n. 960, p. 207-228, 1974.

LIGNOT, J.-H.; SPANINGS-PIERROT, C.; CHARMANTIER, G. Osmoregulatory capacity as a tool in monitoring the physiological condition and the effect of stress in crustaceans. **Aquaculture** 191 (1-3): 209-245, 2000.

LIMA, G. V.; OSHIRO, L. M. Y. Crescimento somático do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) em laboratório. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 96, n. 4, p. 467-472, 2006.

LIMA, K. C.; SATYAMURTY, P.; FERNÁNDEZ, J. P. R. Large-scale atmospheric conditions associated with heavy rainfall episodes in southeast Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 101, p.121-135, 2010.

LIMA, T. M. J.; TOGNELLA, M. M. P. Estrutura e Função dos Manguezais: revisão conceitual. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v.8, n.15, p. 1801-1827, 2012.



LIU, X. S.; ZHANG, Z. N.; HUANG, Y. Sublittoral meiofauna with particular reference to nematodes in the southern Yellow Sea, China, Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 3–4, p. 616-628, 2007.

LOCY, S. M. **A thesis presented to the faculty of Moss Landing Marine Laboratories**. Thesis (M.S.) -- California State University, Sacramento, 1981.

LONGHINI, C. M.; MAHIEU, L.; SÁ, F.; VAN DEN BERG, C. M.; 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**, 2020.

LOVELOCK, C. E.; FELLER, I. C.; BALL, M. C.; ENGELBRECHT, B. M. J.; EWE, M. L. Differences in plant function in phosphorus-and nitrogen-limited mangrove ecosystems. **New Phytologist**, v. 172, n. 3, p. 514-522, 2006.

MACFARLANE, G. R.; BURCHETT, M. D. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. **Marine Environmental Research**, v. 54, n. 1, p. 65-84, 2002.

MACFARLANE, G. R.; KOLLER, C. E.; BLOMBERG, S. P. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: a synthesis of field-based studies. **Chemosphere**, v. 69, n. 9, p. 1454-1464, 2007.

MAGRIS, R. A.; MARTA-ALMEIDA, M.; MONTEIRO, J. A.; BAN, N. C. 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.

MAHAR, A.; WANG, P.; ALI, A.; AWASTHI, M. K.; LAHORI, A. H.; WANG, Q.; ZHANG, Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p.111-121, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>. Acessado em: 14 nov. 2020.

MAIA, C.; LIMA, M. C. P.; SILVA, M. M. T.; PAIVA, R. S. Densidade e estrutura populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) na Reserva Extrativista Marinha de Tracuateua, Pará, Brasil. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 6, n. 2, p. 86-92, 2016.

MANCY, R.; PROSSER, P.; ROGERS, S. Discrete and continuous time simulations of spatial ecological processes predict different final population sizes and interspecific competition outcomes. **Ecological modelling**, v. 259, p. 50-61, 2013.

MANTELATTO, F.L.M.; FRANSOZO, A. Fecundity of the crab *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Decapoda, Brachyura, Portunidae) from the Ubatuba region, São Paulo, Brazil. **Crustaceana**, v. 70, n. 2, p. 214-226, 1997.

MARCHAND, C.; FERNANDEZ, J. M.; MORETON, B. Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). **The Science of the total environment**, v. 562, p. 216–227, 2016.

- MARIA, T. F.; VANAVERBEKE, J.; ESTEVES, A. M.; DE TROCH, M.; VANREUSEL, A. The importance of biological interactions for the vertical distribution of nematodes in a temperate ultra-dissipative sandy beach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 97, p. 114–126, 2012.
- MARIUS, C.; LUCAS, J. Holocene mangrove swamps of West Africa: sedimentology and soils. *Journal of African Earth Sciences*, v. 12, p.41- 54, 1991.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. New York: Academic Press, p. 889, 1995.
- MARTIN, L. *et al.* Coastal Quaternary formations of the southern part of the State of Espírito Santo (Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 68, n. 3, p. 389-404,1996.
- MARTIN, L.; SUGULO, K.; FLEXOR, J. M. As flutuações de nível do mar durante o Quaternário Superior e a evolução geológica de "deltas" brasileiros. 1993.
- MARTIN, P.; MARTINEZ-ANSEMIL, E.; PINDER, A.; TIMM, T.; WETZEL, M. J. Global diversity of oligochaetous clitellates ("Oligochaeta"; Clitellata) in freshwater. *Hydrobiologia*, v. 595, p. 117–127, 2007.
- MARTINELLI, G.; MORAES, A.A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. 1ed., Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1100p. 2013.
- MARTÍNEZ, S.; MAHIQUES, M. M.; BURONE, L. Mollusks As Indicators Of Historical Changes. An Estuarine-Lagoonal System (Cananéia-Iguape, Se, Brazil). *The Holocene*, V. 23, N. 1, P. 888-897. 2013.
- MASUNARI, S.; MARTINS, S. B.; ANACLETO, A. F. M. Uma chave ilustrada para os caranguejos violinistas (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) da costa atlântica do Brasil. *ZooKeys* , v. 943, p. 1, 2020.
- MAURI, G. **Macrofauna bentônica da praia de Degredo (Linhares, Es) após a chegada da lama com rejeitos de mineração**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Programa de Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2017.
- MAURI, M.; BARALDI, E.; SIMONINI, R. Effects of zinc exposure on the polychaete *Dinophilus gyrociliatus*: a life-table response experiment. *Aquat Toxicol*, v, 65, p. 93-100,2003.
- MCEVOY, J. P.; BRUDVIG, G. W. Química da divisão da água do fotossistema II. *Revisões químicas*, v. 106, n. 11, p. 4455-4483, 2006.
- MCHENGA, I.; TSUCHIYA, T. Nutrient dynamics in mangrove crab burrow sediments subjected to anthropogenic input. *Journal of Sea Research*, v. 59, n. 1, p. 103-113, 2008.
- MCLACHLAN, A. Composition, Distribution, Abundance and Biomass of the Macrofauna and Meiofauna of Four Sandy Beaches, *Zoologica Africana*, v. 12, n. 2, p. 279-306, 1977.

MCLACHLAN, A. Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. **Journal of coastal research**, p. 57-71, 1990.

MCLACHLAN, A. Sandy beach ecology- a review. In: MCLACHLAN, A.; ERASMUS, T. (Eds). **Sandy beaches as ecosystems**. Springer, Dordrecht, 1983. p. 321-380. 1983.

MCLACHLAN, A., DEFEO, O. Chapter 7 - Benthic Macrofauna Communities. In: MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. (Eds). **The Ecology of Sandy Shores**. Academic Press, 2018, p. 139-191.

MCLACHLAN, A.; BROWN, A. C. The ecology of sandy shores. 2. ed. New York: Academic Press, 2006.

MCLACHLAN, A.; DE RUYCK, A.; HACKING, N. Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 69, p. 451-67. 1996.

MCLACHLAN, A.; DORVLO, A. Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. **Journal of Coastal Research**, p. 674-687, 2005.

MCLACHLAN, A.; *et al.* Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. **Journal of Coastal Research**, p. 27-38, 1993.

MCLACHLAN, A.; TURNER, I. The interstitial environment of sandy beaches. **Marine Ecology**, v. 15, n. 3-4, p. 177-212, 1994.

MCLACHLAN, A.; WOOLDRIDGE, T.; DYE, ANDA H. The ecology of sandy beaches in southern Africa. **African Zoology**, v. 16, n. 4, p. 219-231, 1981.

MCLACHLAN, A.; DEFEO, O.; JARAMILLO, E.; SHORT, A. D Sandy beach conservation and recreation: guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. **Ocean and coastal management**, v. 71, p. 256-268, 2013.

MEDEIROS, D.B.; BARROS, K.A.; BARROS, J.A.S.; OMENA-GARCIA, R.P.; ARRIVAU, S.; SANGIARD, L.M.V.P.; DETMANN, K.C.; SILVA, W.B.; DALOSO, D.M.; DAMATTA, F.M.; NUNES-NESI, A.; FERNIE, A.R.; ARAÚJO, W.L. Impaired Malate and Fumarate Accumulation Due to the Mutation of the Tonoplast Dicarboxylate Transporter Has Little Effects on Stomatal Behavior. **Plant Physiology**, v.175, p.1068-1081, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1104/pp.17.00971>. Acesso em: 17 nov. 2020.

MELO, C. G. B.; MAIA, R C; DE ALMEIDA ROCHA-BARREIRA, C. Variação Morfológica da Concha e Densidade Populacional de *Littoraria Angulifera* (Mollusca: Gastropoda) em Manguezais do Ceará, Brasil. **Arquivos De Ciências Do Mar**, V. 45, n. 2. 2012.

MELO, G. A. S. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. Editora Plêiade; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 1996.

MENDES, L. N.; CRUZ, R. Estimation of density and abundance of the blue land crab, *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828, in the Imburana peninsula, northern Brazil. **Crustaceana**, v. 90, n. 5, p. 571-587, 2017.

MESQUITA, A. M.; KAISARY, S. Distribution of iron and manganese. **The Mandovi and Zuari estuaries**, p. 99-104, 2007.

MICHALAK, A. Phenolic compounds and their antioxidant activity in plants growing under heavy metal stress. **Polish Journal of Environmental Studies**, v.15, n.4, p.523–530, 2006.

MILAN, M.; DALLA ROVERE, G.; SMITS, M.; FERRARESSO, S.; PASTORE, P.; MARIN, M.G.; BOGIALLI, S.; PATARNELLO, T.; BARGELLONI, L.; MATOZZO, V. Ecotoxicological effects of the herbicide glyphosate in non-target aquatic species: Transcriptional responses in the mussel *Mytilus Galloprovincialis*. **Environmental Pollution**, v.237, p. 442-451, 2018. Disponível Em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.049>. Acesso em: 17 nov. 2020.

MILAZZO, A. D. D. **Biodisponibilidade e bioconcentração de metais em ecossistema manguezal do estuário do Rio São Paulo, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil**. 83f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

MILLWARD, R.N.; GRANT, A. Assessing the impact of copper on nematode communities from a chronically metal enriched estuary using pollution-induced community tolerance. **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, p. 701–706, 1995.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Projeto Caranguejo**. Coordenação geral: Jaime Roy Doxsey. Vitória - ES, 2007.

MIRLEAN, N.; BAISCH, P.; GARCIA, F.; SEUS, E.; SILVA-SILVEIRA, E.; VICENTI, J. Coralline algae and arsenic fixation in near shore sediments. **Regional Studies in Marine Science**, v. 3, p. 83-88, 2016.

MIRLEAN, N.; GARCIA, F.; BAISCH, P.; QUINTANA, G.C.; AGNES, F. Sandy beaches contamination by arsenic, a result of nearshore sediment diagenesis and transport (Brazilian coastline). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.135, p.241-247, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.10.020>. Acesso em: 17 nov. 2020.

MIRLEAN, N.; MEDEANIC, S.; GARCIA, F. A.; TRAVASSOS, M. P.; BAISCH, P. Arsenic enrichment in shelf and coastal sediment of the Brazilian subtropics. **Continental Shelf Research**, v. 35, p. 129-136, 2012.

MISHRA, S.; SRIVASTAVA, S.; TRIPATHI, R.D.; GOVINDARAJAN, R.; KURIAKOSE, S.V.; PRASAD, M.N.V. phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L. **Plant Physiology and Biochemistry**, v.44, p. 25-37. 2006. Acesso Em: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2006.01.007>. Disponível em: 17 nov. 2020.

MMA - Ministério do Meio Ambiente, Brasil. **Sistema de Modelagem Costeira, SMC-Brasil**: Manual de Referência – SMC-Tools. Brasília: MMA, 2017a.

MMA - Ministério do Meio Ambiente, Brasil. **Sistema de Modelagem Costeira, SMC-Brasil**: Manual do Usuário – SMC 3.0. Brasília: MMA, 2017b.

MOENS, T.; FONSECA, G.; BRAECKMAN, U.; DERYCKE, S.; GALLUCCI, F.; GINGOLD, R.; GUILLINI, K.; INGELS, J.; LEDUC, D.; VANAVERBEKE, J.; COLEN, C. V.; VANREUSEL, A.; VINCX, M. Ecology of free-living marine nematodes. In: Andreas Schmidt-Rhaesa. (Org.). **Handbook of Zoology**. p. 109-152, 2013.

MOENS, T.; VINCX, M. Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes. **J. mar. biol. Ass. U.K.**, v. 77, p. 211–227, 1997.

MORAES, E. E. B; NUNESMAIA, B. J. B; PINHEIRO, M. A. A. Population biology of the 'uçá'-crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura: Ucididae), in mangroves of the Joanes River, Bahia State, Brazil. **Nauplius**, v. 23, n. 1, p. 59-71, 2015.

MORAES, R. Estudos sobre Poluição Marinha: Importância e Perspectivas. In: MORAES, R *et al.* **Efeitos de Poluentes em Organismos Marinhos**. Rio de Janeiro, 2011.

MORGAN, B.; JOHNSTON, S. G.; BURTON, E. D.; HAGAN, R. E. Acidic drainage drives anomalous rare Earth element signatures in intertidal mangrove sediments. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 831-840, 2016.

MORTON, A. C.; HALLSWORTH, C. R. Processes controlling the composition of heavy mineral assemblages in sandstones. **Sedimentary geology**, v. 124, n. 1-4, p. 3-29, 1999.

MUEHE, D.; GARCEZ, D. S. A plataforma continental brasileira e sua relação com a zona costeira e a pesca. **Mercator-Revista de Geografia da UFC**, v. 4, n. 8, p. 69-88, 2005.

MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A. M. S. Polychaete associations in a subtropical environment (São Sebastião Channel, Brazil) Brazil: A structural analysis. **Marine Ecology**, v. 21, n. 2, p. 145-160, 2000.

MUÑOZ-PÉREZ, J. J.; TEJEDOR, L.; MEDINA, R. Equilibrium beach profile model for reef-protected beaches. **Journal of Coastal Research**, p. 950-957, 1999.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environ Chem Lett**, n. 8, p. 199–216, 2010.

NAIR, S. *et al.* A selective sweep driven by pyrimethamine treatment in southeast asian malaria parasites. **Molecular biology and evolution**, v. 20, n. 9, p. 1526-1536, 2003.

NANAJKAR, M.; INGOLE, B. Comparison of tropical nematode communities from three harbours, west coast of India. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 51, n. 1, p. 9, 2010.

NASCIMENTO, D. M.; ALVES, R. R. N.; BARBOZA, R. R. D., SCHMIDT, A. J.; DIELE, K.; MOURÃO, J. S. Commercial relationships between intermediaries and harvesters of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) in the Mamanguape River estuary, Brazil, and their socio-ecological implications. **Ecological Economics**, v. 131, p. 44-51, 2017.

NASCIMENTO, P. S.; SEREJO, C. S. The family Phoxocephalopsidae (Crustacea: Amphipoda) from Brazilian coastal waters with description of four new species. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 3, p. 3031-3061. 2018.

NEGREIROS-FRANSOZO, M. L.; FRANSOZO, A.; BERTINI, G. Reproductive cycle and recruitment period of *Ocypode quadrata* (Decapoda, Ocypodidae) at a sandy beach in southeastern Brazil. **Journal of Crustacean Biology**, v. 22, n. 1, p. 157-161, 2002.

NEVES, L. C. L. **Dinâmica sedimentar de uma porção do banco arenoso na desembocadura do sistema estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim, Aracruz- ES**. Monografia (Graduação em oceanografia) - Universidade Federal do Espírito Santo, 2013.

NG, P. K. L.; GUINOT, D.; DAVIE, P. J. F. Systema Brachyurorum: Part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. **The Raffles Bulletin of Zoology**, v. 17, n. 1, p. 1-286, 2008.

NICHOLAS, W.L.; HODDA, M. The free-living nematodes of a temperate, high energy, sandy beach: faunal composition and variation over space and time. **Hydrobiologia**, v. 394, p. 113-127, 1999.

NIZOLI, E. C.; LUIZ-SILVA, W. O papel dos sulfetos volatilizados por acidificação no controle do potencial de biodisponibilidade de metais em sedimentos contaminados de um estuário tropical, no sudeste do Brasil. **Química Nova**, v. 32, p.365–372, 2009.

NORDHAUS, I.; DIELE, K.; WOLFF, M. Activity patterns, feeding and burrowing of the crab *Ucides cordatus* (Ucididae) in a high intertidal mangrove forest in North Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 379, 104–112, 2009.

NORDHAUS, I.; WOLFF, M. Feeding ecology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae): food choice, food quality and assimilation efficiency. **Marine Biology**, v. 151, n. 5, p. 1665-1681, 2007.

NORDHAUS, I; WOLFF, M; DIELE, K. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 67, n. 1-12, p. 239-250, 2006.

NORET, N.; MEERTS, P.; VANHAELEN, M.; SANTOS, A.D.; ESCARRÉ, J. Do metal-rich plants deter herbivores? A field test of the defense hypothesis. **Oecologia**, v.152, p. 92–100, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0635-5>. Acesso em 14 nov. 2020.

OGAWA, H.; DICKSON, M. E.; KENCH, P. S. Hydrodynamic constraints and storm wave characteristics on a sub-horizontal shore platform. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 1, p. 65-77, 2015.



- OLIVA, S.R.; MINGORANCE, M.D.; VALDÉS, B.; LEIDIUPTAKE, E.O. Localisation and physiological changes in response to copper excess in *Erica andevalensis*. **Plant And Soil**, v.328, n.1–2, p. 411-420, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0121-z>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- OLIVEIRA, K. S. S.; DA SILVA, V. Q. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 78, p. 101-105, 2017.
- OLIVEIRA, P. J. A. D.; COELHO, P. A.; CASTIGLIONI, D.A S. Population biology of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae) from two tropical mangroves sites in northeast coast of Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 8, n. 2, p. 89-103, 2013.
- OLIVEIRA, T.C.A; ALBINO, J.; VENANCIO, I.D. Littoral longshore sediment transport along the deltaic plain of Rio Doce. **Quaternary Environmental Geosciences**, v. 6, n. 1, p. 20–25, 2015.
- OLIVEIRA-NETO, J. F.; BATISTA, E.; METRI, R.; METRI, C. B. Local distribution and abundance of *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1928 (Brachyura: Gecarcinidae) in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 1-7, 2014.
- OLSGARD, F.; SOMERFIELD, P.J. Surrogates in marine benthic investigations – which taxonomic unit to target? **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 7, p. 25–42, 2000.
- OMENA, E. P.; AMARAL, A. C. Z. Distribuição Espacial De Polychaeta (Annelida) Em Diferentes Ambientes Entremarés De Praias De São Sebastião (SP). **Oecologia Brasiliensis**. v. 03, p. 183-196; 1997.
- OMENA, E. P.; AMARAL, A. C. Z. Sandy beach morphodynamic and the polychaete fauna in Southeast Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 35, p. 431-439, 2003.
- OMENA-GARCIA, R.P.; OLIVEIRA MARTINS, A., MEDEIROS, D.B., VALLARINO, J.G., MENDES RIBEIRO, D., FERNIE, A.R., ARAÚJO, W.L., AND NUNES-NESI, A. Growth and metabolic adjustments in response to gibberellin deficiency in drought stressed tomato plants. **Environmental and Experimental Botany**, v.159, p.95–107, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.12.011>. Acesso em: 17 nov. 2020.
- ORLANDO, M. T. D.; GALVÃO, E. S.; CAVICHINI, A. S.; RANGEL, C. V. G. T.; ORLANDO, C. G. P.; GRILO, C. F.; SOARES, J.; OLIVEIRA, K. S. S.; SÁ, F.; JUNIOR, A. C.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. D. S. Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure. **Chemosphere**, v. 257, p. 1271844, 2020.
- ORTEGA, P.; VITORINO, H. A.; MOREIRA, R. G.; PINHEIRO, M. A.; ALMEIDA, A. A.; CUSTÓDIO, M. R.; ZANOTTO, F. P. Physiological differences in the crab *Ucides cordatus* from two populations inhabiting mangroves with different levels of cadmium contamination. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 36, n. 2, p. 361-371, 2017.
- PARIDA, A. K.; JHA, B. Salt tolerance mechanisms in mangroves: a review. **Trees**, v. 24, n. 2, p. 199-217, 2010.

PAUNOV, M., KOLEVA, L., VASSILEV, A., VANGRONSVELD, J.; GOLTSEV, V. Effects Of Different Metals On Photosynthesis: Cadmium And Zinc Affect Chlorophyll Fluorescence In Durum Wheat. **International Journal Of Molecular Sciences**, v.19, n.3, 787, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijms19030787>. Acesso em: 26 set. 2020.

PAYE, H.S.; DE MELLO, J.W.V.; ABRAHÃO, W.A.P.; FILHO, E.I.F.; DIAS, L.C.P.; CASTRO, M.L.O.; DE MELO, S.B.; FRANÇA, M.M., Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 34, n.6, p. 2041–2051, 2010. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832010000600028>. Acesso em: 31 mai. 2020.

PEJMAN, A.; GHOLAMREZ NABI, B.; SAEEDI, M.; BAGHVANDA, A. A New index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. **Ecological Indicators**, v. 58, p.365–373, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.012>. Acesso em: 17 nov. 2020.

PEREIRA, M. D.; SIEGLE, E.; MIRANDA, L. B.; SCHETTINI, C. A. F. Hidrodinâmica e transporte de material particulado em suspensão sazonal em um estuário dominado por maré: Estuário de Caravelas (BA). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 28, n. 3, p. 427-444, 2010.

PEREIRA, O.J.; ASSIS, A. M.; SOUZA, R.L.D. Vegetação da restinga de Pontal do Ipiranga, Município de Linhares (ES). In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia. **Anais [...]. Águas de Lindóia: ACIESP**. v. 3, 1998. p. 117-128.

PEREIRA, O.J.; GOMES, J.M.L. Levantamento florístico das comunidades vegetais de restinga no Município de Conceição da Barra, ES. In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Subsídios a um gerenciamento ambiental, 3., 1993, Serra Negra. **Anais [...]. Serra Negra: ACIESP**, 1993. p. 67-78.

PEREIRA, Solimar Vieira. **Análise fitossociológica nas formações halófila-psamófila e praias graminóide com arbusto na restinga da Reserva Biológica de Comboios, ES**; 1995. 62 f. Monografia (Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 1995.

PHANDEE, S.; BUAPET, P. Photosynthetic and antioxidant responses of the tropical intertidal seagrasses *Halophila ovalis* and *Thalassia hemprichii* to moderate and high irradiances. **Botanica Marina**, v.61, n.3, p. 247-256, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1515/bot-2017-0084>. Acesso em: 17 nov. 2020.

PINHEIRO, M. A. A.; ALMEIDA, R. Monitoramento de populações do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (brachyura ucididae). In: TURRA, A., and DENADAI, MR., orgs. *Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos* [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, p. 122-133. ISBN 978-85-98729-25-1, 2015

- PINHEIRO, M. A. A.; BAVELONI, M. D.; TERCEIRO, O. S. L. Fecundity of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae). **Invertebrate reproduction & development**, v. 43, n. 1, p. 19-26, 2003.
- PINHEIRO, M. A. A.; DUARTE, L. F. A.; TOLEDO, T. R.; ADAMS, M. A.; TORRES, R. A. Habitat monitoring and genotoxicity in *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucididae), as tools to manage a mangrove reserve in southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 10, p. 8273-8285, 2013.
- PINHEIRO, M. A. A.; FISCARELLI, A. G. Length-weight relationship and condition factor of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 2, p. 397-406, 2009.
- PINHEIRO, M. A. A.; FISCARELLI, A. G.; HATTORI, G. Y. Growth of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Brachyura, Ocypodidae). **Journal of Crustacean Biology**, v. 25, n. 2, p. 293-301, 2005.
- PINHEIRO, M. A. A.; SANTOS, L. C. M.; SOUZA, C.A. Avaliação do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ucididae). **Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014**, 2016.
- PINHEIRO, M. A. A.; SILVA, P. P. G.; DUARTE, L. F. A.; ALMEIDA, A. A.; ZANOTO, F. F. Accumulation of six metals in the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: ucididae) and its food source, the red mangrove *Rhizophora mangle* (Angiosperma: rhizophoraceae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 81, p. 114-121, 2012.
- PINHEIRO, M. A.; SOUZA, M. R.; SANTOS, L.; FONTES, R. F. Density, abundance and extractive potential of the mangrove crab, *Ucides cordatus* (Linn aeus, 1763)(Brachyura, Ocypodidae): subsidies for fishery management. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, p. 1381-1395, 2018.
- PINHEIRO, M.; TERCEIRO, O. Fecundity and reproductive output of the speckled swimming crab *Arenaeus cribrarius* (Lamarck, 1818) (Brachyura, Portunidae). **Crustaceana**, v. 73, n. 9, p. 1121-1137, 2000.
- PINHEIRO, T.S. Variação espaço-temporal do banco de sementes do solo de duas florestas de restinga do Nordeste do Brasil. 2013. 83 f. **Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Botânica)** - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2013.
- PINTO, T. K. D. O.; SANTOS, P. J. P. D. Meiofauna community structure variability in a Brazilian tropical sandy beach. **Atlântica**, Rio Grande, v. 28, n. 2, p. 117-127, 2006.
- PIOU, C.; BERGER, U.; GRIMM, V. Proposing an information criterion for individual-based models developed in a pattern-oriented modelling framework. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 17, p. 1957-1967, 2009.

PIOU, C.; BERGER, U.; HILDENBRANDT, H.; GRIMM, V.; DIELE, K.; D'LIMA, C. Simulating cryptic movements of a mangrove crab: recovery phenomena after small scale fishery. **Ecological Modelling**, v. 205, n. 1-2, p. 110-122, 2007.

PMQQS - Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos da Fundação Renova. Relatório Anual do PMQQS. Maio 2019.

PORTO, L. A. **Estrutura Populacional do *Ucides Cordatus* (Linnaeus,1763) (Crustacea: Decapoda: Brachyura): Subsídios para a gestão da espécie**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2016.

PRAKASA, R .M.; SWAMY, A. S. R. Clay mineral distribution in the mangrove of the Godavari delta. **Clay Research**, v. 6, p.81-86, 1987.

PRITCHARD, D. W. **Estuarine Circulation Patterns**. Proc. Amer. Soc. Civil Eng., v. 81, p.1-11. 1955.

PSG. **Estudo de Impacto Ambiental: Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro**. Vitória: PSG EQUILIBRIUM DO BRASIL LTDA, 2013. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/EIA/2013/Nutripetro/EIA%20-%20Nutripetro.pdf>. Acesso em: 04 nov. de 2020.

PULFORD, I.D.; WATSON, C. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees – a Review. **Environment International**, v.29, n.4, p:529-40, 2003 Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6). Acesso em: 17 nov. 2020.

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.

RAEL, L.T.; THOMAS, G.W.; CRAUN, M.L.; CURTIS, C.G.; BAR-OR, R.; BAR-OR, D. Lipid Peroxidation and the Thiobarbituric Acid Assay: Standardization of the Assay When Using Saturated and Unsaturated Fatty Acids. **Journal of Biochemistry and Molecular Biology**, v.37, n.6, p.749–752, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.5483/BMBRep.2004.37.6.749>. Acesso em: 17 nov. 2020.

RAMIREZ, M. *et al.* Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 1, p. 62-72, 2005.

RAO, G. C. On the occurrence of interstitial fauna in the intertidal sands of some Andaman and Nicobar group of islands. **Curr. Sci.**, v.39, p. 251-252, 1970.

RÉ, A.; FREITAS, R.; SAMPAIO, L.; RODRIGUES, A.M.; QUINTINO, V., Estuarine sediment acute toxicity testing with the European amphipod *Corophium multisetosum* Stock, 1952. **Chemosphere**, v. 76, p. 1323–1333, 2009.

REISH, D. J., GERLINGER, T. V. A review of the toxicological studies with polychaetous annelids. in Reish, D. e Qian, Pei-Yuan (eds). Proceedings of the Fifth International Polychaete Conference, China. **Bulletin of Marine Science**, v. 60, n. 2, p. 584-607, 1997.

REISH, D.J.; CARR, R.C. The effect of heavy metals on the survival, reproduction, development and life cycles for two species of polychaetous annelids. **Mar. Pollut. Bull.**, n. 9, p. 24-27, 1978.

Renova Foundation. Tailings management. Disponível em: <<https://www.fundacaorenova.org/en/tailings-management/>>. Acesso em: 18 out. 2019.

RIBEIRO, R. A.; ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; CASTAÑEDA-MOYA, E. Spatial variability of mangrove primary productivity in the neotropics. **Ecosphere**, v. 10, n. 8, p. 1-13. 2019.

RICHARD, E. C.; *et al.* Influence of Fundão Tailings Dam Breach on Water Quality in the Doce River Watershed. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v.16, p. 583-595, 2020.

RIGO, D. **Análise do escoamento em regiões estuarinas com manguezais – medições e modelagem na baía de Vitória, ES**. 2004. 140f. Tese (Programa de Pós Graduação em Engenharia Oceânica - COPPE/UFRJ) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

ROBELLO, E.; GALATRO, A.; PUNTARULO, S. Iron role in oxidative metabolism of soybean axes upon growth: effect of iron overload. **Plant science**, v. 172, n. 5, p. 939-947, 2007.

ROCHA, C. H. da S.; LIMA, T. B. Biometric differences in *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (Crustacea; Brachyura; Ocypodidae) as an indicative of environmental stress. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n. 2, p. 228-235, 2020.

RODRIGUES, D. R. P. **Metais dissolvidos no sistema estuarino Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim e a composição geoquímica de rochas e solos da bacia hidrográfica adjacente, Aracruz-ES**. 2017. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

RODRIGUES, F. O.; ROQUETTI-HUMAYTÁ, M. H. Estudo dos Manguezais da Baixada Santista. **São Paulo: CETESB**, p. 70, 1988.

RODRÍGUEZ, J. G.; LASTRA, M.; LÓPEZ, J. Meiofauna distribution along a gradient of sandy beaches in northern Spain. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 58, p. 63-69, 2003.

RODRÍGUEZ-FOURQUET, C.; SABAT, A. M. Effect of harvesting, vegetation structure and composition on the abundance and demography of the land crab *Cardisomaguahumi* in Puerto Rico. **Wetlands Ecology and Management**, v. 17, n. 6, p. 627-640, 2009.

ROSENBERG, D.; RESH, V. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman Hall, 1993.

ROSLI, N. S.; YAHYA, N.; ARIFIN, I.; BACHOK, Z. Diversity of Polychaeta (Annelida) in the Continental Shelf of Southern South China Sea. **Middle East Journal of Scientific Research**, v. 24, p. 2086-2092, 2016.

ROSS, K.; COOPER, N.; BIDWELL, J.; ELDER, J. Genetic diversity and metal tolerance of two marine species: A comparison between populations from contaminated and reference sites. **Marine pollution bulletin**, v. 44, p. 671-9, 2002.

ROSS, K.B., BIDWELL, J.R. 2001. **A 4-h larval development toxicity test using the marine polychaete *Galeolaria caespitos* Lamar (Fam. Serpulidae).** Arch. Environ. Contam. Toxicol. 40: 489-496.

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 – 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 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 5 Manguezal RT-21, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 600 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Integração da Biodiversidade da Zona Costeira.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral – Seção 3 – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-05, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 315 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral – Seção 3 – Anexo 5 Manguezal. RT-09, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 190 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, RT 20 – Anexo 4 – **Praias**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-rio-doce-mar>>. 153 p, 2019.

RRDM, RT17 – Anexo 1 – **Monitoramento ecotoxicológico dos impactos causados pela lama oriunda do rompimento da barragem de Mariana (MG) em regiões dulcícolas, estuarinas e marinhas**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/cif/notas-tecnicas/ct-bio/relatorios-da-rede-rio-doce-mar>>. 884p, 2019.

RT-31, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 23 pag. 2019.

RUDORFF, N.; RUDORFF, C. M.; KAMPEL, M.; ORTIZ, G. 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. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 145, p. 349-361, 2018.



RUMISHA, C.; ELSKENS, M.; LEERMAKERS, M.; KOCHZIUS, M. Trace metal pollution and its influence on the community structure of soft bottom molluscs in intertidal areas of the Dar es Salaam coast, Tanzania. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 3, p. 521-531, 2012.

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.

SAATKAMP, A.; POSCHLOD, P.; VENABLE, D.L. **The functional role of soil seed banks in natural communities**. In: Gallagher RS, ed. *Seeds – the ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford, UK: CABI, p. 263–294. 2014.

SAENGER, P.; MCCONCHIE, D., Heavy metals in mangroves: methodology, monitoring and management. **Envis Forest Bulletin**, v. 4, p. 52, 2004.

SAJAN S.; DAMODARAN, R. Faunal composition of meiobenthos from the shelf region off west coast of India. **J. Mar. Biol. Ass. India**, v. 49, p. 19-26, 2007.

SAJAN, S.; JOYDAS, T. V.; DAMODARAN, R. Meiofauna of the western continental shelf of India, Arabian Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86, n. 4, p. 665-674, 2010.

SANDRINI-NETO, L.; LANA, P. C. Distribution patterns of the crab *Ucides cordatus* (Brachyura, Ucididae) at different spatial scales in subtropical mangroves of Paranaguá Bay (southern Brazil). **Helgoland Marine Research**, v. 66, n. 2, p. 167-174, 2012.

SANPANICH, K.; WELLS, F. E.; CHITRAMVONG, Y. Reproduction and growth of *Littoraria* (Gastropoda: Littorinidae) at Ang Sila, Thailand. **Raffles Bull. Zool**, v. 18, p. 225-233, 2008.

SANT'ANNA, A. O. **Influência da temperatura e da salinidade no desenvolvimento larval de *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) em laboratório**. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Espírito Santo, 2004.

SANTOS, E.S.; ABREU, M.M.; NABAIS, C.; SARAIVA, J.A. Trace elements and activity of antioxidative enzymes in *Cistus ladanifer* L. growing on an abandoned mine area. **Ecotoxicology**, v.18, p. 860-868, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0329-y>. Acesso em: 17 nov. 2020.

SANTOS, L. C. M.; PINHEIRO, M. A. A.; DAHDUOH-GUEBAS, F.; BITENCOURT, M. D. Population status and fishery potential of the mangrove crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) in North-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, p. 299-309, 2016.

SANTOS, M. do C. F.; BOTELHO, E. R. O.; CINTA, I. H. A.; BARRETO, A. V.; SILVA, K. C. A.; BRANCO, J. O. Caracterização topográfica do habitat do *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Decapoda, Gecarcinidae) na APA Costa dos Corais (Pernambuco e Alagoas, Brasil). **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 6, n. 3, p. 102-107, 2016.

SANTOS, T.M.T.; VENEKEY, V. Meiofauna and free-living nematodes in volcanic sands of a remote South Atlantic, Oceanic Island (Trindade, Brazil). **Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom**, p. 1-16, 2017.

SAUVÉ, S.; MARTINEZ, C.E.; MCBRIDE, M.; HENDERSHOT, W. Adsorption Of Free Lead By Pedogenic Oxides, Ferrihydrite and Leaf Compost. **Soil Science Society of America Journal**, n.64, v.2, p. 595–599, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642595x>. Acesso em: 17 nov. 2020.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R. 1990, Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.

SCHAFER, C. E. G. R.; SANTOS, E. E.; FERNANDES FILHO, E. I.; ASSIS, I. R. Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem ambiental, em Mariana. **Boletim Informativo da SBCE**, v. 42 p.18-23, 2016.

SCHIMTZ, M.C. **Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna**. In: KAGEYAMA, P. Y. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. SÉRIE IPEF, Piracicaba, v. 8, n.25, p. 7-8, 1992.

SCHLACHER T. A.; THOMPSON L. Environmental control of community organisation on ocean-exposed sandy beaches. **Marine and Freshwater Research**, v. 64, p. 119-129, 2013.

SCHLACHER, T. A.; LUCREZI, S.; CONNOLLY, R. M.; PETERSON, C. H.; GILBY, B. L.; MASLO, B.; OLDS, A. D.; WALKER, S. J.; LEON, J. X.; HUIJBERS, C. M.; WESTON, M. A.; TURRA, A.; HYNDEN, G. A.; HOLT, R. A.; SCHOEMAN, D. S. Human threats to sandy beaches: A meta-analysis of ghost crabs illustrates global anthropogenic impacts. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 169, p. 56-73, 2016.

SCHMIDT, A. J. **Estudo da dinâmica populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea-Decapoda-Brachyura), e dos efeitos de uma mortalidade em massa desta espécie em manguezais do Sul da Bahia**. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

SCHMIDT, A. J. **Ritmos de acasalamento e habitat de recrutamento do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* e suas implicações para a gestão em manguezais de Caravelas, BA**. (Tese de Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, 2012.

SCHMIDT, A. J.; OLIVEIRA, M. A.; SOUZA, E. P.; MAY, M.; ARAÚJO, S. M. B. Estudo comparativo da dinâmica populacional de caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (CRUSTACEA-DECAPODA-BRACHYURA), em áreas afetadas e não afetadas por uma mortalidade em massa no Sul da Bahia, Brasil. **Brasil. Bol. Técn. Cient. CEPENE**, v. 17, n. 1, p. 41-64, 2009.

SCHMIDT, A. J.; OLIVEIRA, M. A.; SOUZA, E. P.; MAY, M.; BRITO, S. M. Relação entre abertura de galeria e comprimento de cefalotórax do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea- Decapoda-Brachyura). **Bol. Téc. Cient. CEPENE, Tamandaré**, v. 16, n. 1, p. 56-58, 2008.

SCHMIDT, A. J.; THEIL, C. M. I.; GALLI, O. B. S. Estudos preliminares sobre efeitos de uma mortalidade em massa em uma população de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Caravelas (Bahia-Brasil). **Boletim Técnico Científico CEPENE**, v. 16, n. 1, 43-49, 2008.

SETHY, S. K.; GHOSH, S. Effect of heavy metals on germination of seeds. **Journal of Natural Science Biology and Medicine**, v.4, n.2, p.272, 2013. <https://doi.org/10.4103/0976-9668.116964>. Acesso em 04 jun. 2020.

SHIH, H.; NG, P. K. L.; DAVIE, P. J. F.; SCHUBART, C. D.; TURKAY, M.; NADERLOO, R.; JONES, D.; LIU, M. Y. Sistemática da família Ocypodidae Rafinesque, 1815 (Crustacea: Brachyura), baseada em relações filogenéticas, com reorganização dos rankings de subfamílias e revisão do status taxonômico de *Uca* Leach, 1814, sensu lato e seus subgêneros. **Raffles Bulletin of Zoology**, v. 64, 2016.

SHINOZAKI-MENDES, R. A.; SANTENDER-NETO, J.; SILVA, J. R. F.; HAZIN, F. H. V. Sazonalidade da proporção sexual do guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Decapoda: Gecarcinidae) no estuário do Rio Jaguaribe, Ceará, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, 3, (3), 27-30, 2008.

SHORT, A. D. Australian beach systems—nature and distribution. **Journal of Coastal Research**, v. 22, n. 1, p. 11-27, 2006.

SHORT, A. D. **Handbook of beach and shoreface morphodynamics**. Chichester: Wiley Sons Ltd, 1999.

SHORT, A. D.; WRIGHT, L. D. Morphodynamics of high energy beaches: an Australian perspective. **Coastal geomorphology in Australia**, p. 43-68, 1984.

SHU, S.; YUAN, L. Y.; GUO, S. R.; SUN, J.; YUAN, Y. H. Effects of exogenous spermine on chlorophyll fluorescence, antioxidant system and ultrastructure of chloroplasts in *Cucumis sativus* L. under salt stress. **Plant Physiology and Biochemistry**, v.63, p.209-216, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2012.11.028>.

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; FRANCO JÚNIOR, R.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON, J. D.; FERNANDEZ-OUTON, L. E.; SILVA, L. R.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S.; SILVA, L. C. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, v. 5, p.44-53, 2016.

SILVA, C. C.; SCHWAMBORN, R.; OLIVEIRA, J. E. Population biology and color patterns of the blue land crab, *Cardisoma guanhumi* (Latreille 1828) (Crustacea: Gecarcinidae) in the Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 4, p. 949-958, 2014.

SILVA, E. F. F.; MENDONÇA, B. B.; NOERNBERG, M. A. The Mariana dam's disaster: quantifying turbidity changes and behavior of the River Doce plume in Brazil. **Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto -SBSR**. 2017.

SILVA, R. D.; OSHIRO, L. M. Y. Aspectos da reprodução do caranguejo guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille (Crustácea, Decapoda, Gecarcinidae) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, p. 71-78, 2002.

SILVA, R.R.; COELHO, F.T.A.; ANJOS, M.A.; VAZ FILHO, V. Controle do Capim-gordura nas Áreas de Recuperação Ambiental da Mineração Corumbaense Reunida (MCR), Corumbá, MS. **Biodiversidade Brasileira**, v.3, n.2, p. 237-242, 2013. Disponível em: <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/article/download/327/377>. Acesso em: 17 nov. 2020.

SMITH, T. J.; BOTO, K. G.; FRUSHER, S. D.; GIDDINS, R. L. Keystone species and mangrove forest dynamics: the influence of burrowing by crabs on soil nutrient status and forest productivity. **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 33, n. 5, p. 419-432, 1991.

SNIRH - **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**. 2019. Séries históricas. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em janeiro de 2019.

SOARES, M. L. G.; TOGNELLA, M. M. P.; CUEVAS, E.; MEDINA, E. Photosynthetic capacity and intrinsic water-use efficiency of *Rhizophora mangle* at its Southern most western Atlantic range. **Photosynthetica**, v. 53, n. 3, p. 464-470, 2015.

SOLA, M. C. R.; PAIVA, P. C. Variação temporal da macrofauna bentônica sublitoral da praia da Urca (RJ) após a ocorrência de ressacas. **Rev. bras. oceanogr.**, v. 49, 2001.

SOLTWEDEL, T. Metazoan meiobenthos along continental margins: a review. **Prog Oceanogr**, v. 46, p. 59–84, 2000.

SOMERFIELD, P.J.; GEE, J.M.; WARWICK, R.M. Benthic community structure in relation to an instantaneous discharge of waste water from a tin mine. **Mar. Pollut. Bull**, v. 28, p. 363-369, 1994.

SOUZA JUNIOR, I. G.; COSTA, A. C. S.; SAMBATTI, J. A.; PETERNELE, W. S.; TORMENA, C. A.; MONTES, C. R.; CLEMENTE, C. A. Contribuição dos constituintes da fração argila de solos subtropicais à área superficial específica e à capacidade de troca catiônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p.1355-1365, 2007.

SOUZA, A.K.R.; MORASSUTI, C.Y.; DEUS, W.B. Poluição do Ambiente Por Metais Pesados E Utilização De Vegetais Como Bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v.9, n.3, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18571/acbm.189>. Acesso em: 17 nov. 2020.

SØVIK, E., PERRY, C.J., LAMORA, A., BARRON, A.B., BEN-SHAHAR, Y., Negative impact of manganese on honeybee foraging. **Biology Letters**, v.11, n.3, 20140989, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0989>. Acesso em: 17 nov. 2020.

SPIER, C. A.; DE OLIVEIRA, S. M. B.; ROSIÈRE, C. A.; ARDISSON, J. D. Mineralogy and trace-element geochemistry of the high-grade iron ores of the Águas Claras Mine and comparison with the Capão Xavier and Tamanduá iron ore deposits, Quadrilátero Ferrífero, Brazil. **Mineralium Deposita**, v. 43, p. 229-254, 2008.

STIRBET, A.; GOVINDJEEB. On the relation between the Kautsky effect (chlorophyll a fluorescence induction) and Photosystem II: Basics and applications of the OJIP fluorescence transient. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v.104, n.1–2, p.236-257, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2010.12.010>. Acesso em: 15 nov. 2020.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blüncher, EDUSP, 1973. 318p.

SUGUIO, K.; MARTIN, L.; DOMINGUEZ, J. L. M. Evolução da planície costeira do Rio Doce (ES) durante o quaternário: Influência das flutuações do nível do mar. Pp. 93-116. In: K. Suguio; M.R.M. De Meis & M.G. Tessler (eds.). **Simpósio do Quaternário no Brasil, Anais 4, Rio de Janeiro**. São Paulo, ACIESP, 1982.

SYTAR, O.; KUMAR, A.; LATOWSKI, D.; STRZAŁKA, K.; PRASAD, M.N.V. Heavy metal-induced oxidative damage, defense reactions, and detoxification mechanisms in plants. **Acta Physiologiae Plantarum**, v.35: p.985–999, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11738-012-1169-6>. Acesso em: 17 nov. 2020.

TAISSOUN, E. El cangrejo de tierra Cardisoma guanhumi (Latreille) en Venezuela. I Parte. **Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas**, n. 10, 1974.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. **Environmental Pollution**, v. 94, n. 3, p. 283-291, 1999.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Mangrove soils in removing pollutants from municipal wastewater of different salinities. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, n. 2, p. 556-564, 1999.

TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Retention of nutrients and heavy metals in mangrove sediments receiving wastewater of different strengths. **Environmental Technology**, v.14, p. 719-729, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593339309385343>. Acesso em: 17 nov. 2020.

TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. **Environmental Pollution**, v.110, n.2, p. 195-205, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00310-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00310-3). Acesso em: 17 nov. 2020.

TAN, C. G. S; NG, P. K. L. An annotated checklist of mangrove brachyuran crabs from Malaysia and Singapore. **Hydrobiologia**, v. 285, n. 1-3, p. 75-84, 1994.

TEIXEIRA, B. A. C. **Estrutura da fauna bentônica de duas praias do norte do Espírito Santo**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2016.

TEIXEIRA, G. M.; FRANSOZO, V.; GÓES, J. M.; FERNANDES-GÓES, L. C.; HIROSE, G. L.; ALMEIDA, A. C.; FRANSOZO, A. Reproductive investment and multiple spawning evidence in the redfinger rubble crab *Eriphia gonagra* (Brachyura, Eriphioidea). **Nauplius**, v. 25, 2017.

TÉLLEZ, I. V.; VÁZQUEZ-LÓPEZ, H. Fecundidad de *Cardisoma Crassum* Smith, 1870 en un estero del pacífico mexicano. **Biocyt: Biología, Ciencia y Tecnología**, v. 9, n. 33, p. 632-641, 2016.

THIEL, M.; GUERRA-GARCÍA, J.M.; LANCELOTTI, D.A.; VASQUEZ, N. The distribution of littoral caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) along the Pacific coast of continental Chile. **Rev. Chil. Hist. Nat.**, v. 76, p. 297-312, 2003.

THOMAS, J.D. Identification Manual for the Marine Amphipoda: (Gammaridea) I. Common Coral Reef and Rocky Bottom Amphipods of South Florida. Florida **Department of Environmental Protection**, 83 pp, 1993.

THOMAZ, Luciana Dias. **Distribuição e diversidade de espécies na vegetação hálófila-psamófila no litoral do Espírito Santo**. 1995. 143 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1991.

THURMAN, C. L.; FARIA, S. C.; MCNAMARA, J. C. The distribution of fiddler crabs (*Uca*) along the coast of Brazil: implications for biogeography of the western Atlantic Ocean. **Marine Biodiversity Records**, v. 6, 2013.

TIETJEN, J.H. Abundance and biomass of metazoan meiobenthos in the deep sea. In: ROWE, G., PARIENTE, V. (Eds). **Deep-sea food chains and the global carbon cycle**. Leiden: Kluwer. NATO ASI Series. Series C: mathematical and physical sciences, v. 360, p. 45-62, 1992.

TOGNELLA, M. M. P.; LEOPOLDO, R. V. S.; OLIVEIRA, C. P.; PASCOALINI, S. S., DELL'ORTO E SILVA, E. Diversidade estrutural das florestas de mangue da costa central e Norte do Espírito Santo: contribuições para entendimento de funções ecossistêmicas. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v.17, n.33, p. 178-193, 2020.

TOGNELLA, M. M. P.; TOSTA, M. C. R.; CARROSO, G. F.; HOFFMAN, M.; FILHO, E. A. Gestão do Ecossistema Manguezal no Brasil. In: RODRIGUES, T. A. R.; NETO, J. L.; GALVÃO, D. O. **As ciências do mar em todos os seus aspectos** [recurso eletrônico]. Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. 143 p.

TOMLINSON, P. B. **The botany of mangroves**. Cambridge University Press, 1986. 419p.

TRIPATHI, V.; EDRISI, S.A.; CHEN, B., et al. Biotechnological advances for restoring degraded land for sustainable development. **Trends in Biotechnology**, v.35 n.9, p.847–859, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2017.05.001>. Acessado em: 14 nov. 2020.



TROMBETTA, T. B.; MARQUES, W. C.; GUIMARÃES, R. C.; COSTI, J. An overview of longshore sediment transport on the Brazilian coast. **Regional Studies in Marine Science**, v. 35. p. 101099, 2020.

TUREKIAN, K.K.; WEDEPOHL, K.H. Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. **Geological Society of America Bulletin**, v.72, n.2, p.175–192, 1961. Disponível em: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175:DOTEIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175:DOTEIS]2.0.CO;2). Acesso em: 14 nov. 2020.

TWILLEY, R. R.; RIVERA-MONROY, V. H. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wetlands. **Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach**. Elsevier, Amsterdam, v. 641, 2009.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, soils and Oils**. (Technical Resource Document, EPA SW-846/3052). 2013.

VALERIANO, C. M.; NEUMANN, R.; ALKMIM, A. R.; EVANGELISTA, H.; HEILBRON, M.; AGUIAR NETO, C. C.; SOUZA, G. P. Sm-Nd and Sr isotope fingerprinting of iron mining tailing deposits spilled from the failed SAMARCO Fundão dam 2015 accident at Mariana, SE-Brazil. **Applied Geochemistry**, v.106, p.34-44, 2019.

VALÉRIO-BERARDO, M. T.; FLYNN, M. N.; WAKABARA, Y. Patterns of distribution based on the life style of amphipods from the sub-tropical shelf of Ubatuba, southeastern Brazil. **Pol. Arch. Hydrobiol.**, v. 47, n. 3-4, p. 533-539, 2000b.

VALERIO-BERARDO, M. T; WAKABARA, Y. **Composição e distribuição da fauna de amphipoda de fundos não consolidados da região de Ubatuba (SP, Brasil)**. 1992.Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.

VANAVERBEKE, J.; GHESKIERE, T.; VINCX, M. The meiobenthos of subtidal sandbanks on the Belgian Continental Shelf (Southern Bight of the North Sea). **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 51, n. 5, p. 637-649, 2000.

VANOSMAEL, C.; WILLEMS, K. A.; CLAEYS, D.; VINCX, M.; HEIP, C. Macrobenthos of a sublittoral sandbank in the Southern Bight of the North Sea. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 62, p. 521-534, 1982.

VARISCO, M.; COLOMBO, J.; DI SALVATORE, P.; BALZI, P.; BOVCON, N.; LOVRICH, G.; VINUESA, J. Fisheries-related variations in the fecundity of the southern king crab in Patagonia. **Fisheries Research**, v. 218, p. 105-111, 2019.

VASCONCELLOS, F. C.; CAVALCANTI, I. F. A. Extreme precipitation over Southeastern Brazil in the austral summer and relations with the Southern Hemisphere annular mode **Atmospheric Science Letters**, v. 11, n. 1, p. 21-26, 2010.

VELOSO, G.V., NEVES, G., DE ALMEIDA CAPPET, L. Sensitivity of a cirrolanid isopod to human pressure. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 782-788, 2011.

- VELOSO, V. G.; CARDOSO, R. S. Effect of Morphodynamics on the spatial and temporal variation of macrofauna on three sandy beaches, Rio de Janeiro State, Brazil. *J mar. Biol.*, v. 81, p. 369-375, 2001.
- VELOSO, V. G.; SALLORENZO, I. A.; FERREIRA, B. C. A.; NEVES, G. *Atlantorchestoide abrasiliensis* (Crustacea: Amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 1, p. 13-21, 2009.
- VEENEKEY, V.; SANTOS, P.J.P.; FONSECA-GENEVOIS, V.G. Effect of environmental factors on intertidal Nematoda in a tropical sandy beach (Tamandare Bay, Pernambuco, Brazil). **J. Coastal Res.**, v.30, n.4, p.785-794, 2014.
- VERÍSSIMO, P.; BERNÁRDEZ, C.; GONZÁLEZ-GURRIARÁN, E.; FREIRE, J.; MUIÑO, R.; FERNÁNDEZ, L. Changes between consecutive broods in the fecundity of the spider crab, *Maja brachydactyla*. **ICES Journal of Marine Science**, v. 68, n. 3, p. 472-478, 2010.
- VERRIOPOULOS, G. La toxicité du Cr sur le copépode harpacticoïde *Tisbe holothuriae* en relation avec la temperature. **V es Journées Etudes Pollutions**. CIESM, Cagliari, p. 797-802, 1980.
- VERRIOPOULOS, G.; MORAITOU-APOSTOLOPOLOU, M. Toxicity of zinc to the marine copepod *Tisbe holothuriae*; the importance of the food factor. **Arch. Hydrobiol.** v. 114, p. 457-463, 1989.
- VIGLIO, E. P., CUNHA, F.G., Atlas geoquímico da bacia do Rio Doce: Minas Gerais e Espírito Santo. 2016.
- VILARINHO, E. S. **Solos e indicadores ambientais na região do canal Caboclo Bernardo, delta do Rio Doce, ES**. 145f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005.
- VILLORA-MORENO S. Environmental heterogeneity and the biodiversity of interstitial polychaeta. **Bulletin of Marine Science**, v. 60, p. 494–501, 1997.
- VILLORA-MORENO S.; CAPACCIONI-AZZATI R.; GARCIA-CARRASCOSA A.M. Meiobenthos of sandy beaches from the Gulf of Valencia (Western Mediterranean): ecology of interstitial polychaetes. **Bulletin of Marine Science**, v. 48, p. 376–385, 1991.
- VITORINO, H. A.; ORTEGA, P.; ALTA, R. Y. P.; ZANOTTO, F. P.; ESPÓSITO, B. P. Evaluation of iron loading in four types of hepatopancreatic cells of the mangrove crab *Ucides cordatus* using ferrocene derivatives and iron supplements. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n.16, p. 15962-15970, 2015.
- VOIGT, C.L.; SILVA, C.P.; CAMPOS, S.X. Avaliação da bioacumulação de metais em *Cyprinus carpio* pela interação com sedimento e água de reservatório. **Química Nova**, v.39, n.2, p.180-188. 2016. Disponível Em: <https://dx.doi.org/10.5935/0100-4042.20160014>. Acesso em: 17 nov. 2020.

- VRANKEN, G.; TIRÉ, C.; HEIP, C. Effect of temperature and food on hexavalent chromium toxicity to the marine nematode *Monhystera disjuncta*. **Marine Environmental Research**, v. 27, n. 2, p. 127-136, 1989.
- WALSH, J. P.; NITTROUER, C. A. Understanding fine-grained river-sediment dispersal on continental margins. **Marine Geology**, v. 263, n. 1-4, p. 34-45, 2009.
- WARREN, J. H.; UNDERWOOD, A. J. Effects of burrowing crabs on the topography of mangrove swamps in New South Wales. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 102, n. 2-3, p. 223-235, 1986.
- WARWICK, R. M. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. **Marine Pollution Bulletin**, v. 19, p. 259-268, 1988.
- WATSON, G.J.; PINI, J.; LEACH, A.; FONES, G. Longterm incubation of adult *Nereis virens* (Annelida: Polychaeta) in copper-spiked sediment: the effects on adult mortality, gametogenesis, spawning and embryo development. **Aquat Toxicol.**, p. 128-129, 2013.
- WEBER, R. R.; MONTONE, R. C. Rede-2: Gerenciamento ambiental na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica. Relatório final. Ministério do Meio Ambiente/ CNPq/SeCIRM/Proantar, Brasil. 255 p., 2006.
- WEI, B.; YANG, L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agriculture soils from China. **Microchemical Journal**, v.94, n.2, p.99–107, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>.
- WEINBERG, J. R.; STARCZAK, V. R. Morphological differences and low dispersal between local populations of the tropical beach isopod, *Excirrolana braziliensis*. **Bull. Mar. Sci.**, v. 442, p. 296—309. 1988.
- WELLENS, S.; SANDRINI-NETO, L.; GONZÁLEZ-WANGUEMERT, M.; LANA, P. C. Do the crabs *Goniopsis cruentata* and *Ucides cordatus* compete for mangrove propagules? A field-based experimental approach. **Hydrobiologia**, v. 757, n. 1, p. 117-128, 2015.
- WENDT, G. E.; MCLACHLAN, A. Zonation and biomass of the intertidal macrofauna along a South African sandy beach. **Cahiers de Biologie Marine**. v. 26, n. 1, p. 1-14, 1985.
- WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **Journal of Geology**, v.30, p.377-392, 1922.
- WESTHEIDE W. La faune des Polychètes et des Archiannélides dans les plages sableuses à ressac de la côte Méditerranéenne de la Tunisie. **Bulletin L'Institut National Scientifique et Technique Oceanographie et de Pêche de Salammbo**, v. 2, p. 449-468, 1972.
- WESTHEIDE, W. **Polychaetes: Interstitial families**, 2nd Editio. ed. Field Studies Council, Shrewsbury, 169 pp, 2008.

- WESTHEIDE, W. Progenesis as a principle in meiofauna evolution. **J. Nat. Hist.**, v. 21, p. 843-854, 1987.
- WESTHEIDE, W. The concept of reproduction in polychaetes with small body size: adaptation in interstitial species. In Fischer A, Pfannenstiel HD (eds), Polychaete Reproduction. **Fortschr. Zool.**, v. 29, p. 265-287, 1984.
- WILSON, M.; KAKOULI-DUARTE, T. **Nematodes as Environmental Indicators**. CABI, 2009.
- WISE, R. R.; NAYLOR, A. W. Chilling-enhanced photooxidation: evidence for the role of singlet oxygen and superoxide in the breakdown of pigments and endogenous antioxidants. **Plant Physiology**, v. 83, n. 2, p. 278-282, 1987.
- WRIGHT, L. D. Recent advances in understanding continental shelf sediment transport. In: LI M., KING E.L., PRESCOTT R.H. (Eds). **Sediments, Morphology and Sedimentary Processes on Continental Shelves: Advances in Technologies, Research and Applications**. International Association of Sedimentologists, Special Publication, v. 44, 2012, p. 159-172.
- WRIGHT, L. D. River deltas. In: DAVIS, J. R. A. (Eds). **Coastal Sedimentary Environments**. New York: Springer-Verlag, 1978, p. 1-68.
- WRIGHT, L. D.; NITTROUER, C. A. Dispersal of river sediments in coastal seas: six contrasting cases. **Estuaries**, v. 18, n. 3, p. 494-508, 1995.
- WRIGHT, L. D.; SHORT, A. D. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. **Marine geology**, v. 56, n. 1-4, p. 93-118, 1984.
- WU, B.; SONG, J.; LI, X. Evaluation of potential relationships between benthic community structure and toxic metals in Laizhou Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 87, n. 1-2, p. 247–256. 2014b.
- WU, B.; SONG, J.; LI, X. Linking the toxic metals to benthic community alteration: A case study of ecological status in the Bohai Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 1, p. 116–126, 2014a.
- WU, R.S.S.; LAU, T.C.; FUNG, W.K.M.; KOA, P.H.; LEUNG, K.M.Y. An artificial mussel for monitoring heavy metals in a marine environment. **Environmental Pollution**, v. 145, p. 104–110, 2007.
- WU, S.C.; CHEUNG, K.C.; LUO, Y.M.; WONG, M.H. Effects of inoculation of plant growth-promoting rhizobacteria on metal uptake by *Brassica juncea*. **Environmental Pollution**, v.140 n.1, p. 124-135, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.06.023>. Acessado em: 14 nov. 2020.
- WUNDERLICH, A. C.; PINHEIRO, M. A. A. Mangrove habitat partitioning by *Ucides cordatus* (Ucididae): effects of the degree of tidal flooding and tree-species composition during its life cycle. **Helgoland Marine Research**, v. 67, n. 2, 279, 2013.
- WUNDERLICH, A. C.; PINHEIRO, M. A. A.; RODRIGUES, A. M. T. Biology of the mangrove uca crab, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), in Babitonga Bay, Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 188-198, 2008.

XIE, Z.C., WONG, N.C., QIAN, P.Y., QIU, J.W. 2005. **Responses of polychaete Hydroides elegans life stages to copper**. Mar. Ecol. Prog. Ser. 285: 89-96.

XIE, Zhi-Cai *et al.* Responses of polychaete Hydroides elegans life stages to copper stress. **Marine Ecology Progress Series**, v. 285, p. 89-96, 2005.

YU, O. H.; SUH, H. L.; SHIRAYAMA, Y. Feeding ecology of three amphipod species Synchelidium lenorostratum, S. trioostegitum and Gitanopsis japonica in the surf zone of a sandy shore. **Marine Ecology Progress Series**, v. 258, p. 189-199, 2003.

ZAMPROGNO, G. C.; FERNANDES, F. C.; FERNANDES, L. L. Temporal and spatial variation of rocky shores intertidal benthic communities in Southeast Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 102, n. 4, p. 375-383, 2012.

ZAMPROGNO, G. C.; TOGNELA, M. M. P.; QUARESMA, V. S.; COSTA, M. M.; PASCOALINI, S. S.; COUTO, G. F. The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 2, p. 157-172, 2016.

ZEIDAN, G. C.; BARROSO, C. M.; BOEHS, G. EFICIÊNCIA DE ANESTÉSICOS EM FÊMEAS DO GASTRÓPODE Littoraria angulifera. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 44, n. 3, p. 145-151, 2018.

ZENG, C.; ROTLLANT, G.; GIMÉNEZ, L.; ROMANO, N. Effects of environmental conditions on larval growth and development. **The Natural History of the Crustacea: Developmental Biology and Larval Ecology, Volume 7**, p. 195, 2020.

ZETTLER, E.; MINCER, T.; AMARAL-ZETTLER, L. Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris. **Environmental science e technology**, n. 47, 2013.

ZHANG, S.; CHEN, M.; LI, T.; XU, X.; DENG, L. A newly found cadmium accumulator—*Malva sinensis* Cavan. **Journal of Hazardous Materials**, v.173, n.1-3, p. 705-709, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.142>. Acessado em 15 nov. 2020.

ZHAO, G., MU, X.; STREHMEL, A.; TIAN, P. Temporal variation of streamflow, sediment load and their relationship in the Yellow River Basin, China. **PLoS One**, v. 9, n. 3, p. 91048, 2014.

ZHOU, J. L.; SALVADOR, S. M.; LIU, Y. P.; SEQUERIA, M. Heavy metals in the tissues of dolphins (Delphinus delphis) stranded on the Portuguese coast. **Science of the Total Environment**, v. 273, p. 61-76, 2001.

ZHOU, Q.X.; SONG, Y.F. **Principles and methods of contaminated soil remediation**. Beijing: Science Press. p.215–219. 2004.