

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

RELATÓRIO ANUAL 2021 DO PMBA/Fest-RRDM

**RT-39C - EVOLUÇÃO ESPAÇO TEMPORAL NA QUALIDADE
AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE COSTEIRO**

RT-39 RRDM/FEV 22

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Vitória,

Fevereiro de 2022

COORDENAÇÕES

Ambiente Dulcícola

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Ambientes Marinho e Costeiro

Fabian Sá (UFES)

Anexo 1

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Subprojetos

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Juliana Zomer Sandrini (FURG)

Marta Marques de Souza (FURG)

Anexo 3

Daniel Rigo (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Subprojetos

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Antônio Sérgio Ferreira Mendonça (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Fabian Sá (UFES)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luiz Fernando Loureiro Fernandes (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (URFJ)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Valquíria Ferreira Dutra (UFES)

Vânia Marcia Duarte Pasa (UFMG)

Anexo 4

Jacqueline Albino (UFES)

Subprojetos

Jacqueline Albino (UFES)

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Anexo 5

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

Anexo 6

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Subprojetos

Aginaldo Silva Martins (UFES)

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

Anexo 7

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Subprojetos

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Anexo 8

Heitor Evangelista (UERJ)

Coordenação Técnico-Científica (CTEC)

Adalto Bianchini

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

Escritório de Projetos (EscPro)

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Karla Pereira Rainha

Kennedy Gera Nishio

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Petrusca Mello Costa Filha

Sidnei Vieira

Walter Luiz Alda Júnior

Wanessa da Costa Cruz

Núcleo de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (NADEC)

Alex Cardoso Bastos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL DO AMBIENTE COSTEIRO	28
2	ANEXO 4 PRAIAS	30
2.1	APRESENTAÇÃO	30
2.1.1	Questões norteadoras e indicadores do sistema praial	30
2.1.2	Integração e impactos sobre a morfodinâmica, geoquímica e comunidade bentônica no sistema praial no caso do rompimento da barragem.....	32
2.1.3	Compartimentação da área de monitoramento	34
2.2	DINÂMICA COSTEIRA DA ÁREA DE MONITORAMENTO	37
2.2.1	Ondas, correntes e transporte de sedimentos	37
2.2.2	Condições hidrológicas e oceanográficas das campanhas	45
2.3	MORFODINÂMICA.....	51
2.3.1	Morfologia das praias	51
2.3.2	Sedimentologia das praias	60
2.3.3	Síntese dos aspectos morfodinâmicos	69
2.4	GEOQUÍMICA	71
2.4.1	Análise exploratória de dados para as amostras da praia emersa, antepraia rasa, isóbata 5 m e isóbata 10 m em função dos compartimentos geomorfológicos	72
2.4.2	Avaliação espaço-temporal da concentração elementar nas praias	75
2.4.3	Aplicação dos índices de referência para avaliação de contaminação no ambiente praial	83
2.4.4	Comparação entre os dados do PMBA/Fest-RRDM e o Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo de Sistema de Água e de Sedimentos (PMQQS)	89
2.4.5	Síntese dos aspectos geoquímicos.....	90
2.5	BENTOS.....	93
2.5.1	Fauna Bentônica de Praias Emersas.....	94
2.5.2	Fauna Bentônica da Antepraia	108
2.5.3	Síntese dos aspectos da comunidade bentônica	118

2.6	INTEGRAÇÃO DOS PARÂMETROS ABIÓTICOS COM A DIVERSIDADE BENTÔNICA	119
2.6.1	Compartimento A	119
2.6.2	Compartimento B	131
2.6.3	Compartimento B'	131
2.6.4	Compartimento C	135
2.7	CONCLUSÃO	148
3	ANEXO 5 RESTINGA	150
3.1	RESULTADOS E DISCUSSÃO	150
3.1.1	Inventário da vegetação da restinga.....	150
3.1.2	Contaminação dos ambientes restingas.....	162
3.1.3	Contaminação da vegetação	175
3.1.4	Indicadores biológicos da restinga	182
3.1.5	Perspectivas para a recuperação da vegetação da restinga	205
3.2	CONSIDERAÇÕES FINAIS	210
4	ANEXO 5 MANGUEZAL	211
4.1	RESULTADOS E DISCUSSÃO	211
4.1.1	Metais nos sedimentos	211
4.1.2	Metais foliares, fotossíntese, concentração de pigmentos e estresse oxidativo	219
4.1.3	Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos	242
5	ANEXO 1 ECOTOXICOLOGIA	264
5.1	RESULTADOS E DISCUSSÃO	265
5.1.1	Manguezais: metais e arsênio em amostras de água e sedimento	265
5.1.2	Manguezais: padrões de bioacumulação de metais e arsênio	269
5.1.3	Manguezais: resposta de biomarcadores em caranguejos.....	274
5.1.4	Praias: metais e arsênio em amostras de água e sedimento.....	278
5.1.5	Praias: padrões de bioacumulação de metais e arsênio	282
5.1.6	Praias: resposta de biomarcadores	290

5.1.7	Aves: padrões de bioacumulação de metais/arsênio e compostos orgânicos	298
5.2	AMBIENTE COSTEIRO: DISCUSSÃO INTREGRA	304
6	REFERÊNCIAS	308

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: 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.	39
Figura 2: Distribuição da frequência e energia das ondas por direção e energia. série história de 2008 a 2019. Dados modelados pelo sistema NWW3.....	39
Figura 3: 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.	42
Figura 4: 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.....	43
Figura 5: Ajuste linear da declividade dos perfis batimétricos dos diferentes compartimentos. Menores declividades maiores dissipação das ondas junto à costa.	44
Figura 6: Médias mensais do regime de ondas considerando dados históricos (2008-2019) e frequência de ocorrência de eventos ($H_s > 1,8$ m) por ano.....	44
Figura 7: Distribuição da vazão mensal do Rio Doce, série histórica 1985 a 2014 dados do Sistema de Informações Hidrológicas.....	45
Figura 8: Série temporal de altura significativa, agosto de 2018 a julho de 2021. Destaque para campanhas de período seco (áreas em cinza) e chuvoso (áreas em amarelo). Linha cinza marca o limite das maiores alturas de ondas consideradas como eventos de alta energia, H_s maior que 1,8 m.	46
Figura 9: Altura significativa (H_s), período de pico (T_p) e direção das ondas correspondentes as oito campanhas amostrais, setembro e dezembro de 2018, abril, julho e dezembro de 2019, janeiro de 2020, janeiro e julho de 2021.	48
Figura 10: Dados hidrológicos do Rio Doce com destaque para as campanhas de período chuvoso (áreas em amarelo) e seco (áreas em cinza) entre setembro de 2018 e julho de 2021.	50
Figura 11: Box plot dos parâmetros morfológicos das praias dos Compartimentos A (amarelo), B e 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 ($^\circ$) reforçam o agrupamento proposto entre as praias. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	51
Figura 12: Box plot do parâmetro ω para as praias dos compartimentos propostos (A: amarelo; B e B': verde; C: vermelho). No gráfico estão delimitadas as faixas de estágios morfodinâmicos reflexivo (R), Intermediários (I) e Dissipativo (D). NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	52

Figura 13: Perfis das praias do Compartimento A e fotos ilustrando a morfologia do compartimento. A presença dos terraços lateríticos na antepraia restringem as trocas de sedimento e determinam a formação de perfis estreitos e inclinados.	54
Figura 14: (a) Mapeamento dos terraços de abrasão submersos na área de monitoramento; (b) Detalhe para a estação amostral S3, Praia de Putiri, indicando a distribuição dos terraços.	55
Figura 15: Perfil da praia de Regência (S7), demonstrando a alta mobilidade e a retração da costa entre fevereiro de 2020 e julho de 2021. Em campo foi possível observar a desestabilização da vegetação frontal de restinga (setas vermelhas) pelo espriamento da onda.	57
Figura 16: Perfis de praia da estação amostral N1 ao longo do monitoramento demonstrando a alta mobilidade do perfil no compartimento. Em Povoação após sucessivos recuos da linha costa entre setembro de 2018 e janeiro de 2020, atingindo inclusive construções à beira-mar, a praia recuperou areia, com ocorrência de avanço da face praial na ordem de 50 m na campanha de julho de 2021. Ponto fixo sinalizado pela seta vermelha demonstra a mobilidade morfológica das praias do Compartimento B' e o processo erosivo associado.	58
Figura 17: Amplitude máxima de variação horizontal do perfil praial das diferentes praias.	60
Figura 18: Caracterização composicional das areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B, 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. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	61
Figura 19: Principais minerais pesados identificados nas areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B, B' e C ao longo do monitoramento, categorizados em função da densidade e da estabilidade físico-química dos grãos. Minerais pesados com densidade superior à 4 g/cm ³ : zircão, rutilo, monazita e minerais opacos. Minerais pesados com densidade inferior à 3,5 g/cm ³ : anfibólio, turmalina, silimanita e epidoto. Minerais ultraestáveis: zircão, turmalina e rutilo. Minerais instáveis: anfibólio e epidoto. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	62
Figura 20: Teor total de minerais pesados e teor relativo dos principais minerais pesados identificados nas areias superficiais da face da praia ao longo da área de monitoramento.	63
Figura 21: Caracterização granulométrica das areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B, 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. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	64
Figura 22: Caracterização granulométrica das areias superficiais nas profundidades de 5 e 10 m nas praias dos Compartimentos A, B, B' e C ao longo do monitoramento. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	65

Figura 23: Acúmulo de minerais pesados na face praias, em junho de 2019, associado à intensificação das ondas. Praia de Degredo (N2), Compartimento C.	67
Figura 24: Caracterização transversal dos perfis praias quanto a composição e granulometria das areias das praias dos Compartimentos A, B, 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.	67
Figura 25: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das amostras da praia emersa e antepraia rasa; Compartimento A (amarelo); Compartimento B (verde) e Compartimento C (vermelho) coletadas no Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.	74
Figura 26: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das amostras da praia submersa; Compartimento A (amarelo); Compartimento B (verde) e Compartimento C (vermelho) coletadas no Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.	75
Figura 27: Distribuição espaço-temporal da concentração elementar no sedimento da face inferior das praias dos Compartimentos A, B, B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	77
Figura 28: Distribuição espaço-temporal da concentração elementar no sedimento da isóbata 5 m das praias dos Compartimentos A, B, B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	78
Figura 29: Distribuição espaço-temporal da concentração elementar no sedimento da isóbata 10 m das praias dos Compartimentos A, B, B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	79
Figura 30: Avaliação transversal 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 31: Recorte da distribuição espaço-temporal da concentração de Fe na isóbata de 10 m das praias dos Compartimento B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	82
Figura 32: Avaliação da frequência de ocorrência de concentração de As, Cr, Cu, Pb, e Ni na face inferior e nas isóbatas de 5 m e 10 m acima dos valores orientadores para qualidade de sedimentos (TEL e PEL) do NOAA das praias dos Compartimento A, B, B' e C.	84
Figura 33: Avaliação da frequência de ocorrência de concentração de As, Cr, Cu, Pb, e Ni na isóbata de 5 m acima dos valores orientadores para qualidade de sedimentos (TEL e PEL) do NOAA das praias dos Compartimento A, B, B' e C.	85
Figura 34: Avaliação da frequência de ocorrência de concentração de As, Cr, Cu, Pb, e Ni na isóbata de 5 m acima dos valores orientadores para qualidade de sedimentos (TEL e PEL) do NOAA das praias dos Compartimento A, B, B' e C.	87

Figura 35: Índice de contaminação do sistema praias baseado no SQG-q (sediment quality guideline quotient) baseados nos valores de PEL dos elementos As, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni e Zn nas Isóbatas de 5 e 10 m. Compartimentos A, B, B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19....	88
Figura 36: Concentração de elementos químicos obtidos pelo PMBA/Fest-RRDM e pelo Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo de Sistema De Água e de Sedimentos (PMQQS).	89
Figura 37: Avaliação temporal da concentração de ferro na isóbata de 10 m da praia de povoação. Resultados obtidos pelo Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo de Sistema de Água e de Sedimentos (PMQQS) entre setembro de 2017 e janeiro de 2021.	90
Figura 38: Parâmetros de diversidade da macrofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H') entre compartimentos e campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	95
Figura 39: 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 por campanha.	97
Figura 40: Densidade média (ind/m^2 ; $\text{LogX}+1$) de Oligochaeta de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	98
Figura 41: Densidade média (ind/m^2 - $\text{LogX}+1$) de Amphipoda de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	98
Figura 42: Contribuição (%) dos grupos tróficos da macrofauna de praias emersas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	100
Figura 43: Parâmetros de diversidade da meiofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H') entre compartimentos e campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	101
Figura 44: Análise multivariada de ordenação (nMDS) da meiofauna 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.	102
Figura 45: Densidade média (ind/m^2 - $\text{LogX}+1$) de Copepoda em praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	103
Figura 46: Densidade média (ind/m^2 - $\text{LogX}+1$) de <i>Saccocirrus pussicus</i> e <i>Hesionura cf. variodentata</i> em praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	103
Figura 47: Parâmetros de diversidade da meiofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H') entre compartimentos e campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	106

Figura 48: Análise multivariada de ordenação (nMDS) da nematofauna 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.	106
Figura 49: Contribuição (%) dos grupos tróficos da nematofauna de praias emersas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 1A- detritívoro seletivo, 1B- detritívoro não seletivo, 2A- comedor de epistrato e 2B-predador.	107
Figura 50: Densidade média (ind/m ²), riqueza média e diversidade (H') da Macrofauna bentônica da antepraia entre compartimentos e campanhas. A) isóbata de 5 m e B) isóbata de 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	110
Figura 51: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da macrofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (12/19,02/20,01/21 e 07/21). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.	111
Figura 52: Contribuição (%) dos grupos tróficos da macrofauna da antepraia. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	112
Figura 53: Densidade média (ind/10cm ²), diversidade média (H') e riqueza da Meiofauna bentônica da antepraia entre compartimentos e campanhas. A) isóbata de 5 m e B) isóbata de 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	113
Figura 54: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da Meiofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (12/19,02/20,01/21 e 07/21). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.	114
Figura 55: Densidade média (ind/10cm ²), diversidade média (H') e riqueza da nematofauna bentônica da antepraia entre compartimentos e campanhas. A) isóbata de 5 m e B) isóbata de 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	115
Figura 56: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da Nematofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (12/19,02/20,01/21 e 07/21). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.	116
Figura 57: Densidade média (ind/10cm ²) de Copepoda da antepraia entre compartimentos e campanhas. A) isóbata de 5 m e B) isóbata de 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.	116
Figura 58: Contribuição (%) dos grupos tróficos da nematofauna da antepraia. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 1A- detritívoro seletivo, 1B- detritívoro não seletivo, 2A- comedor de epistrato e 2B-predador.	117
Figura 59: Seleção do grão e riqueza média (inds/m ²) da macrofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.	121

Figura 60: Distribuição de Alumínio (mg/kg) e riqueza da macrofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.	121
Figura 61: Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e a densidade média (ind/m ²) de A) <i>Excirrolana braziliensis</i> e B) Amphipoda entre as praias emersas durante o monitoramento.	121
Figura 62: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e a densidade média (ind/m ²) de Amphipoda entre as praias emersas durante o monitoramento.	122
Figura 63: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e a densidade média (ind/m ²) de A) <i>Saccocirrus pussicus</i> e B) <i>Hesionura cf. variodentata</i> entre as praias emersas durante o monitoramento.	122
Figura 64: Distribuição de Carbonato de Cálcio (CaCO ₃) (%) e a densidade média (ind/m ²) de A) <i>Saccocirrus pussicus</i> e B) <i>Hesionura cf. variodentata</i> entre as praias emersas durante o monitoramento.	122
Figura 65: Distribuição de Níquel (Ni) (mg/kg) e a densidade média (ind/m ²) de A) Oligochaeta e B) Amphipoda entre as praias emersas durante o período de monitoramento.....	123
Figura 66: Distribuição de Alumínio (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm ²), B) diversidade (H') e C) riqueza da meiofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.	123
Figura 67: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e densidade média (ind/10cm ²) da meiofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.	124
Figura 68: Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e densidade média (ind/10cm ²) da nematofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.....	124
Figura 69: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm ²), B) diversidade (H') e C) riqueza da nematofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.	125
Figura 70: Distribuição de Bário (Ba) (mg/kg) e densidade média (ind/10cm ²) da meiofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.	125
Figura 71: Distribuição de Lama (%) e a densidade média (ind/m ²) de A) Oligochaeta e B) <i>Excirrolana braziliensis</i> entre as praias emersas durante o monitoramento.	126
Figura 72: Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm ²) e B) riqueza da meiofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.....	126
Figura 73: Distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) e a riqueza da meiofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.....	126
Figura 74: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm ²) e B) diversidade média (H') e C) riqueza da meiofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.	128

Figura 75: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm ²) e B) diversidade média (H') e C) riqueza da nematofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.	129
Figura 76: Distribuição de A) Alumínio (Al) (mg/kg), B) Arsênio (As) (mg/kg), C) Bário (Ba) (mg/kg) e D) Ferro (Fe) (mg/kg) e a densidade média (ind/10cm ²) de Copepoda da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.	130
Figura 77: Densidade média (inds/m ²) da macrofauna entre as praias emersas do Compartimento B' durante o período de monitoramento. S6 – REBio Comboios; S7 - Regência, N1 – Povoação. S7 foi incluída na malha amostral do monitoramento a partir da campanha 12/19.	132
Figura 78: Distribuição de Chumbo (Pb) (mg/kg) e A) densidade média (ind/m ²) e B) riqueza da macrofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.	133
Figura 79: Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm ²) e B) diversidade média (H') e C) riqueza da nematofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.	134
Figura 80: Distribuição de Bário (Ba) (mg/kg) e A) diversidade média (H') e B) riqueza da meiofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m. ...	135
Figura 81: Relação positiva das densidades da macrofauna em relação à declividade.	136
Figura 82: Diâmetro médio do grão e densidade média (inds/m ²) da A) macrofauna e B) Oligochaeta entre as praias emersas durante o período de monitoramento.	137
Figura 83: Distribuição de Lama (%) e a densidade média (ind/m ²) de Oligochaeta e <i>Excirolana braziliensis</i> entre as praias emersas durante o monitoramento.	138
Figura 84: Distribuição de Lama (%) e A) densidade média (ind/10cm ²) da meiofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.	139
Figura 85: Distribuição de Lama (%) e A) densidade média (ind/10cm ²), B) diversidade (H') e C) riqueza da nematofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.	140
Figura 86: Distribuição de alumínio (Al) (mg/Kg) e a densidade de <i>Excirolana braziliensis</i> entre as praias emersas durante o monitoramento.	141
Figura 87: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e a densidade média (ind/m ²) de A) <i>Saccocirrus pussicus</i> e B) <i>Hesionura cf. variodentata</i> entre as praias emersas durante o período de monitoramento.	141
Figura 88: Densidade e riqueza média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2021 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. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 142

Figura 89: Densidades médias dos grupos chaves da macrofauna amostradas entre 2015 e 2021 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. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 144

Figura 90: 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. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 146

Figura 91: Densidade e riqueza média da meiofauna bentônica amostrados entre 2015 e 2021 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) Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 147

Figura 92: Densidades médias dos grupos chaves da meiofauna bentônica amostrados entre 2015 e 2021 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 148

Figura 93: 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. 151

Figura 94: Mapa comparativo da riqueza capturada nas estações amostrais e das formações vegetais de restinga avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I (PMBA/Fest-RRDM). 152

Figura 95: Mapa comparativo da fenologia reprodutiva (floração) das comunidades vegetais capturada durante o período chuvoso nas estações amostrais avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I. 154

Figura 96: Mapa comparativo da fenologia reprodutiva (frutificação) das comunidades vegetais capturada durante o período chuvoso nas estações amostrais avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I.	155
Figura 97: Mapa comparativo da fenologia reprodutiva (floração) das comunidades vegetais capturada durante os períodos secos nas estações amostrais avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I.	156
Figura 98: Mapa comparativo da fenologia reprodutiva (frutificação) das comunidades vegetais capturada durante o período seco nas estações amostrais avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I.	157
Figura 99: Número de espécies analisadas pelo Diagrama de Venn nas formações herbácea não inundável (três amostragens), arbustiva (Ano 1 e Ano 3) e arbórea não inundável (Ano 1 e Ano 3) referentes às oito estações amostrais da restinga.	158
Figura 100: Elementos químicos presentes no “spray” (aerossol marinho) depositado sobre a vegetação, no solo e nos tecidos foliares das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, coletados no período Seco Ano 3 (2021) a norte da foz do Rio Doce - APA Conceição da Barra (E1) e Cacimbas (E6), e a sul da foz - REBIO Comboios (E7) e Mar Azul (E9).	164
Figura 101: Elementos químicos presentes nos solos das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, coletados em cinco períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021) e comparados com valores de referência obtidos a partir do EIA-Nutripetro realizado em 2013 (PSG, 2013) localizado em Barra do Riacho, Aracruz.	168
Figura 102: Relação de distribuição espaço-temporal de Fe pseudo-total e elementos acima dos limites pré-rompimento no solo das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, utilizando como referência os valores descritos pelo EIA-Nutripetro (PSG, 2003). Coletas realizadas nos períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).	170
Figura 103: 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, 2013). 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).	173
Figura 104: Elementos minerais em folhas de espécies vegetais da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga. Coletas realizadas nos períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).	176

Figura 105: Fator de Bioacumulação: BAF_Fe, BAF_Cu, BAF_Mn e BAF_Zn em espécies da formação herbácea, arbustiva e arbórea da Restinga. Coletas realizadas nos períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). A linha vermelha nos gráficos delimita a localidade foz do Rio Doce. 178

Figura 106: Alerta de perigo para contaminação da vegetação: elementos minerais nas folhas de plantas das formações herbácea, arbustiva e arbórea nas estações amostrais da Restinga em diferentes períodos de monitoramento do PMBA/FEST-RRDM: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). Vermelho = acima de 50% dos elementos minerais analisados categorizados em Situação de Risco ALTA em cada estação amostral, Cinza = abaixo de 50% dos elementos minerais analisados categorizados em Situação de Risco ALTA em cada estação amostral. 181

Figura 107: Índice de desempenho total da cadeia de transporte fotossintético 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). 185

Figura 108: 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). 187

Figura 109: Concentrações de Ascorbato, Metabolismo primário, 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). 190

Figura 110: 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). 193

Figura 111: 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).. 195

Figura 112: 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021)..... 198

Figura 113: Fenologia - Frutificação (Frut) 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). 201

Figura 114: Alerta de Perigo Biológico para as plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga em diferentes períodos de monitoramento: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). 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. 202

Figura 115: Número Total de isolados bacterianos produtores de sideróforos, isolados solubilizadores de fosfatos e isolados produtores de quitinase quantificados em amostras das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga. 207

Figura 116: Coleta e Implementação de material vegetal (estacas, sementes e mudas) em casa de vegetação para testes *ex situ*..... 209

Figura 117: Análise de componentes principais dos parâmetros matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃), granulometria (areia, silte e argila) e os metais Ferro (Fe) e Manganês (Mn) para o período Chuvoso 2019. 212

Figura 118: Análise de componentes principais dos parâmetros matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃), granulometria (areia, silte e argila) e os metais Ferro (Fe) e Manganês (Mn) para o período Seco 2019. 212

Figura 119: Análise de componentes principais dos parâmetros matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃), granulometria (areia, silte e argila) e os metais Ferro (Fe) e Manganês (Mn) para o período Chuvoso 2019/2020 213

Figura 120: Análise de componentes principais dos parâmetros matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃), granulometria (areia, silte e argila) e os metais Ferro (Fe) e Manganês (Mn) para o período Chuvoso 2021. 214

- Figura 121: Gráfico de valores máximos dos pontos (P1, P2 e P3) em relação a Foz, nos estuários de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR) para o período Chuvoso 2018/2019. 214
- Figura 122: Gráfico de valores máximos dos pontos (P1, P2 e P3) em relação a Foz, nos estuários de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR) para o período Seco 2019. 215
- Figura 123: Gráfico de valores máximos dos pontos (P1, P2 e P3) em relação a Foz, nos estuários de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR) para o período Chuvoso 2019/2020. 215
- Figura 124: Gráfico de valores máximos dos pontos (P1, P2 e P3) em relação a Foz, nos estuários de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR) para o período Chuvoso 2021. 216
- Figura 125: Dados da Anomalia Mensal para as vazões registradas para o período de 2015 a 2021 para o Rio Doce. 216
- Figura 126: Gráficos com desvio padrão das comparações dos elementos Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Arsênico (As) ao longo dos anos por estuário: Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Caravelas (CR), São Mateus (SM), Barra Nova (BN), Urussuquara (UR), Barra do Riacho (BR), Costa das Algas (CA) e Rio Doce (RD). 219
- Figura 127: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 1 em *Rhizophora mangle*. Legenda: PA: Piraquê-Açu, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, 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 entre outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso do Ano 1) e entre abril a setembro de 2019 (período seco do Ano 1). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial. A: PCA e B: correlação. 229
- Figura 128: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 2 em *Rhizophora mangle*. Legenda: PA: Piraquê-Açu, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, 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 entre outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso do Ano 2). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb –

clorofila *b*, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação. 230

Figura 129: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 3 em *Rhizophora mangle*. Legenda: PA: Piraquê-Açu, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, 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 entre janeiro de 2021 a março de 2021 (período chuvoso do Ano 3) e entre abril a setembro de 2021 (período seco do Ano 3). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação... 231

Figura 130: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 1 em *Laguncularia racemosa*. Legenda: 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 entre outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso do Ano 1) e entre abril a setembro de 2019 (período seco do Ano 1). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial. A: PCA e B: correlação. 233

Figura 131: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 2 em *Laguncularia racemosa*. Legenda: 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 entre outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso do Ano 2). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação..... 234

Figura 132: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 3 em *Laguncularia racemosa*. Legenda: 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 entre janeiro de 2021 a março de 2021 (período chuvoso do Ano 3) e entre abril a setembro de 2021 (período seco do Ano 3). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, ppt – precipitação,

sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação..... 235

Figura 133: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 1 em *Avicennia schaueriana*. Legenda: CA: Costa das Algas, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados entre outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso do Ano 1) e entre abril a setembro de 2019 (período seco do Ano 1). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação... 237

Figura 134: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 3 em *Avicennia schaueriana*. Legenda: CA: Costa das Algas, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados entre janeiro de 2021 a março de 2021 (período chuvoso do Ano 3) e entre abril a setembro de 2021 (período seco do Ano 3). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação... 238

Figura 135: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para os Anos 1, 2 e 3 em *Talipariti pernambucense*. Legenda: RD – Rio Doce - Área de coleta de dados na foz do Rio Doce, ES, dados coletados entre outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso do Ano 1), abril a setembro de 2019 (período seco do Ano 1), outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso do Ano 2), janeiro de 2021 a março de 2021 (período chuvoso do Ano 3) e entre abril a setembro de 2021 (período seco do Ano 3). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação. 239

Figura 136: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio ($CaCO_3$) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período chuvoso 2018/2019 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas. 254

Figura 137: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período seco 2019 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas..... 255

Figura 138: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período chuvoso 2019/2020 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas. 256

Figura 139: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período chuvoso 2021 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas..... 257

Figura 140: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período seco 2021 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas..... 258

Figura 141 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água coletada em manguezais durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. 266

Figura 142 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo coletada em manguezais durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. 266

Figura 143 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em manguezais durante

a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. 267

Figura 144 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em manguezais durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. 268

Figura 145 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. 272

Figura 146 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 - período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. 273

Figura 147 – Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para caranguejos de mangue coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos 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), e Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR; Rio Mariricu, ponto RMA; Rio São Mateus, ponto RSM; e Rio Caravelas, ponto RCA). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR bioacumulação mostram a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice. 274

Figura 148 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação em brânquia (LPO_b) e hepatopâncreas (LPO_h), metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas, proteínas carboniladas (PCO) em músculo e danos no DNA (AP) em hemócitos de caranguejos coletados em

manguezais durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. 276

Figura 149 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação em brânquia (LPO_b) e hepatopâncreas (LPO_h), metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas, proteínas carboniladas (PCO) em músculo e danos no DNA (AP) em hemócitos de caranguejos coletados em manguezais durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)]. 277

Figura 150 - Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para caranguejos de mangue coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos 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), e Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR; Rio Mariricu, ponto RMA; Rio São Mateus, ponto RSM; e Rio Caravelas, ponto RCA). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR biomarcador mostram a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 278

Figura 151 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn), na fração dissolvida, em amostras de água coletadas em praias durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 279

Figura 152 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn), na fração dissolvida, em amostras de água coletadas em praias durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 280

Figura 153 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a

Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 281

Figura 154 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 282

Figura 155 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de anfípodas (anf) e isópodas (iso) coletadas em praias durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 284

Figura 156 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de anfípodas (anf) e isópodas (iso) coletadas em praias durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 285

Figura 157 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para anfípodas e isópodas coletados no ambiente praias durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jun/ago 2021 – período seco), nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Aracruz – Refúgio, ponto ARR; e Aracruz – Putiri, ponto ARP), Setor B (Comboios, ponto DSC; Regência, ponto DSR; e Povoação, ponto DNP), e Setor C (Vila de Cacimbas, ponto DNC; Pontal do Ipiranga, ponto DNPI; Urussuquara, ponto DNU; e Guriri, ponto DNG). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR bioacumulação mostram a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice. 286

Figura 158 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo

(m) de caranguejos de praia coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 288

Figura 159 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 289

Figura 160 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para caranguejo de praia coletados no ambiente praial durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Aracruz – Refúgio, ponto ARR; e Aracruz – Putiri, ponto ARP), Setor B (Comboios, ponto DSC; Regência, ponto DSR; e Povoação, ponto DNP), e Setor C (Vila de Cacimbas, ponto DNC; Pontal do Ipiranga, ponto DNPI; Urussuquara, ponto DNU; e Guriri, ponto DNG). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR bioacumulação mostram a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice. 290

Figura 161 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação (LPO) e metalotioneínas (MT) em anfípodos (anf) e isópodos (iso) de praia coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 292

Figura 162 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação (LPO) e metalotioneínas (MT) em anfípodos (anf) e isópodos (iso) de praia coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 293

Figura 163 - Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para anfípodos e isópodos coletados no ambiente praial durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Aracruz – Refúgio, ponto ARR; e Aracruz – Putiri, ponto ARP), Setor B (Comboios, ponto DSC; Regência, ponto DSR; e Povoação, ponto DNP), e

Setor C (Vila de Cacimbas, ponto DNC; Pontal do Ipiranga, ponto DNPI; Urussuquara, ponto DNU; e Guriri, ponto DNG). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR biomarcador mostram a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 295

Figura 164 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação em brânquia (LPO_b) e hepatopâncreas (LPO_h), metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas, proteínas carboniladas (PCO) em músculo e danos no DNA (AP) em hemócitos de caranguejos de praia coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 296

Figura 165 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação em brânquia (LPO_b) e hepatopâncreas (LPO_h), metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas e proteínas carboniladas (PCO) em músculo e danos no DNA (AP) em hemócitos de caranguejos de praia coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)]. 297

Figura 166 - Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para caranguejo de praia durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jun/ago 2021 – período seco), nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Aracruz – Refúgio, ponto ARR; e Aracruz – Putiri, ponto ARP), Setor B (Comboios, ponto DSC; Regência, ponto DSR; e Povoação, ponto DNP), e Setor C (Vila de Cacimbas, ponto DNC; Pontal do Ipiranga, ponto DNPI; Urussuquara, ponto DNU; e Guriri, ponto DNG). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR biomarcador mostram a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. 298

Figura 167 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sangue (_s) e pena (_p) de aves coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso), nas áreas nomeadas como manguezal, costeiro (litoral) e estuário. 301

Figura 168 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sangue (_s) e pena (_p) de aves coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco), nas áreas nomeadas como manguezal, costeiro (litoral) e estuário. 302

Figura 169 - 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 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso), nas áreas nomeadas como manguezal, costeiro (litoral) e estuário. 302

Figura 170 - 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 6 (jul/ago 2021 - período seco), nas áreas nomeadas como manguezal, costeiro (litoral) e estuário. 303

Figura 171 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) calculado para dados de aves (pena e sangue) coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR bioacumulação mostram a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice. Composição de estações amostrais para cada área amostral: mangue (Setor A), estuário (Setor B) e costeiro (Setor C). 304

Figura 172 – Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais e As e efeitos biológicos (biomarcadores) observados para os diferentes locais amostrais e Campanha, no âmbito do monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM para o ambiente costeiro, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco). Os espaços em branco indicados com * nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19. Setor A (monitoramento de praias: Aracruz – Refúgio, ponto ARR, e Aracruz – Putiri, ponto ARP; monitoramento de manguezais: REVIS Santa Cruz, pontos RSC1 e RSC2, e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim, ponto PAM), Setor B (monitoramento de praias: Comboios, ponto DSC, Regência, ponto DSR, e Povoação, ponto DNP; monitoramento de manguezais: foz do Rio Doce, ponto FRG), e Setor C (monitoramento de praias: Vila de Cacimbas, ponto DNC, Pontal do Ipiranga, ponto DNPI, Urussuquara, ponto DNU, e Guriri, ponto DNG; monitoramento de manguezais: Rio Urussuquara, ponto RUR, Rio Mariricu, ponto RMA, Rio São Mateus, ponto RSM, e Rio Caravelas, ponto RCA)..... 307

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.	47
Tabela 2: Valores limites dos metais (mg kg^{-1}) para sedimentos.	211
Tabela 3: Estatística descritiva das comparações dos elementos Ferro, Manganês e Arsênio ao longo dos anos por estuário: Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Caravelas, São Mateus, Barra Nova, Urussuquara, Barra do Riacho, Costa das Algas e Rio Doce.	217
Tabela 4: Dados médios dos elementos Ferro, Manganês e Arsênio ao longo dos anos por estuário: Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Caravelas, São Mateus, Barra Nova, Urussuquara, Barra do Riacho, Costa das Algas e Rio Doce. NA: Não amostrado.	218

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Indicadores bióticos definidos para o Ano 1 (out/2018 a set/2019), Ano 2 (out/2019 a set/2020) e Ano 3 (out/2020 a set/2021).....	183
---	-----

EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA QUALIDADE AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE COSTEIRO

1 INTRODUÇÃO GERAL DO AMBIENTE COSTEIRO

A área de atuação do monitoramento no Ambiente Costeiro, ao longo destes 3 anos do PMBA/Fest-RRDM (2018–2021), compreendeu uma região transicional que se estende desde o município de Serra/ES até o município de Itaúnas/ES. Foram realizadas coletas de amostras de água, sedimentos e organismos, em ambientes de praia, mangue e restinga. Cabe ressaltar que devido à pandemia da COVID-19, não foram realizadas amostragens em agosto e setembro de 2020 (período seco), o que caracterizou uma lacuna no monitoramento.

Os Anexos, e seus respectivos subprojetos, que contemplam o monitoramento do Ambiente Costeiro são: Anexo 1 - Ecotoxicologia; Anexo 4 - Praias; Anexo 5 - Manguezal e Anexo 5 - Restinga. Os resultados obtidos no monitoramento do Ambiente Costeiro são apresentados em uma sequência em que foi levada em consideração as matrizes ambientais analisadas e os diferentes níveis tróficos, seguindo-se dos parâmetros abióticos para os bióticos e da base da cadeia trófica para os organismos de topo de cadeia. A sequência de apresentação é a seguinte: Ecotoxicologia, Geomorfologia Costeira, Geoquímica, Bentos, Manguezais e Restinga.

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

O monitoramento ecotoxicológico do Ambiente Costeiro realizado pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM (2018 a 2021), teve como principal objetivo avaliar, de forma espacial e temporal, como a contaminação ambiental oriunda do rompimento da barragem está afetando a saúde de organismos aquáticos que habitam a região costeira adjacente ao Rio Doce. Para tanto, o monitoramento considerou, principalmente, duas abordagens complementares: (1) análise da concentração de metais e arsênio (As) em amostras de água, sedimento e biota; e (2) análise de respostas biológicas em organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, através da avaliação de diferentes biomarcadores de exposição e efeito de contaminantes. Adicionalmente, foram analisadas as concentrações de metais, metalóides e diferentes classes de contaminantes orgânicos em tecidos (sangue e penas) de aves. Seguindo o disposto no TR4, o Anexo 1 realizou seis campanhas com intervalos semestrais, sendo estas: Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 - período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). É importante ressaltar que, devido a pandemia da COVID-19, o Anexo 1 não realizou amostragem em ago/set 2020 (período seco), como originalmente previsto no Plano de Trabalho, levando assim a uma lacuna no monitoramento. A

malha amostral do Anexo 1 – Ecotoxicologia no Ambiente Costeiro contemplou 10 estações amostrais em praias, 8 estações amostrais em manguezais e 3 áreas de amostragem de aves.

O monitoramento dos sistemas de praias adjacentes à desembocadura do Rio Doce, realizado pelo Anexo 4 no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, tem como principal objetivo avaliar os possíveis impactos do aporte de rejeitos de minério de ferro oriundos do rompimento da Barragem de Fundão (MG) sobre o ambiente praial e a fauna bentônica. O Anexo 4 integra parâmetros morfodinâmicos e geoquímicos, buscando possíveis assinaturas do aporte de rejeitos, como indicadores de impacto, em conjunto com informações sobre o regime de chuvas, descarga fluvial, regime de ondas e estimativas de espreamento máximo, oferecendo, assim, informações sobre as condições ambientais que podem impactar a diversidade da comunidade bentônica.

O monitoramento da morfodinâmica, geoquímica e dos organismos bentônicos de praias compreende a área entre os municípios de Serra/ES e Conceição da Barra/ES, e considera 13 estações amostrais. A área monitorada abrange 7 unidades de conservação: APA de Praia Mole, APA Costa das Algas, REVIS de Santa Cruz, REBIO de Comboios, ARIE do Degredo, APA de Conceição da Barra e Parque Estadual de Itaúnas. O monitoramento foi realizado a partir do levantamento topobatimétrico de perfis praias transversais à linha de costa, coleta de sedimentos para as análises sedimentológicas, geoquímicas e biológicas, bem como a coleta de amostras de água para análise do material particulado em suspensão.

A amostragem dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foi realizada de forma integrada ao longo dos perfis praias, nas diferentes subestações: berma, face da praia (superior e inferior), antepraia rasa (correspondente à zona de surfe e/ou arrebenção) e antepraia propriamente dita, nas isóbatas de 5 m e 10 m, próximo à profundidade de fechamento do perfil praial. Ao longo de todo o monitoramento, foram realizados os levantamentos topobatimétricos e as coletas de sedimentos para as análises sedimentológicas e geoquímicas em todas as estações e subestações amostrais. A partir de dezembro de 2019, foram incluídas amostragens da fauna bentônica nas isóbatas de 5 m e 10 m, bem como amostragens de água para análise de contaminantes no material particulado em suspensão.

A frequência amostral do monitoramento praial seguiu o regime hidrológico do Rio Doce, com coletas durante os períodos secos e chuvosos, considerando ainda períodos de maior energia das forçantes meteoceanográficas e eventos extremos de cheia do Rio Doce. As campanhas para obtenção dos parâmetros morfodinâmicos e geoquímicos tiveram inicialmente periodicidade trimestral, passando para semestral a partir de dez/2019. Já os parâmetros biológicos mantiveram a frequência semestral, respeitando assim a sazonalidade dos períodos secos e chuvosos. Cabe ressaltar que durante o monitoramento, a campanha prevista para jul/2020 (período seco) não pôde ser realizada, em função da pandemia da COVID-19.

O objetivo principal do Anexo 5 - Manguezal no âmbito do PMBA/Fest-RRDM é monitorar os impactos diretos e indiretos sobre a estrutura e o funcionamento da fauna e flora do ecossistema manguezal e na foz do Rio Doce, que por sua vez, proporciona condições propícias para a sustentação de

comunidades tradicionais e manutenção da biodiversidade. As áreas monitoradas por este anexo contemplam a foz do Rio Doce em Linhares e os manguezais que abrangem municípios costeiros do litoral norte do Espírito Santo, como Aracruz (rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), APA Costa das Algas (lateritos, rio Sauí e rio Riacho), Linhares (rio Ipiranga, isto é, praia de Urussuquara), São Mateus (rio Mariricu – manguezal de Barra Nova), Conceição da Barra (rio São Mateus) e o estuário de Caravelas, sendo que este último está localizado na região sul do estado da Bahia. As amostragens foram bimestrais no Ano 1 (set/2018-set/2019) e a partir do Ano 2 (out/2019) passaram a ser trimestrais.

O monitoramento da vegetação da restinga realizada pelo Anexo 5 – Restinga teve início em out/2018 e continuou até set/2021. Os resultados desses 36 meses de estudo estão sendo aqui apresentados, principalmente, através da análise da variação temporal dos resultados obtidos, considerando-se 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 do presente relatório representa a média de cinco intervalos: out/2018-mar/2019 (período chuvoso Ano 1); abr-set/2019 (período seco Ano 1); out/2019--mar/2020 (período chuvoso Ano 2); out/2020-mar/2021 (período chuvoso Ano 3) e abr-set/2021 (período seco Ano 3).

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 a planície costeira do Rio Doce. Estes setores foram estabelecidos com base na tipologia e morfodinâmica das praias. O compartimento A restringe-se a estação amostral em Mar Azul, Aracruz/ES. O compartimento B abrange a região entre Cacimbas (Linhares/ES) e a REBIO de Comboios. Por sua vez, o compartimento C abrange a região entre a APA de Conceição da Barra e Pontal do Ipiranga (Linhares/ES);

2 ANEXO 4 PRAIAS

2.1 APRESENTAÇÃO

2.1.1 Questões norteadoras e indicadores do sistema praial

Os rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, chegaram na região costeira do Espírito Santo atingindo as praias adjacentes à desembocadura do Rio Doce em nov/2015. Nos anos seguintes, o enriquecimento das concentrações de alguns elementos químicos foi reportado nas praias e plataforma continental adjacentes à foz do Rio Doce (Aplysia Soluções Ambientais, 2016; Costa *et al.*, 2017). Após três anos do rompimento da barragem de minério de ferro, Gabriel *et al.* (2020) ainda encontraram elevadas concentrações de elementos químicos no estuário do Rio Doce. Utilizando o indicador mineralógico IMS (*iron mineralogical set*) como assinatura da presença do rejeito, Orlando *et al.* (2020) constataram ainda que após a chegada do rejeito, entre dez/2015 e jul/2019, o valor de IMS não havia retornado ao valor de base obtido para o período anterior ao

rompimento da barragem. Um dos pontos amostrais do trabalho de Orlando *et al.* (2020) se encontra na foz do Rio Doce, na isóbata de 10 m, com relação muito próxima ao ambiente praial. Dessa forma, é possível que, em função da dinâmica costeira, os rejeitos possam migrar para os ambientes praias contemplados pelo PMBA/Fest-RRDM. O monitoramento conduzido no ambiente praial vem demonstrando, até o momento, que os maiores impactos se concentram no setor da costa localizado ao norte da planície deltaica do Rio Doce, enquanto a planície ao sul tem mostrado melhores condições ambientais. Já a costa de falésias associada à Formação Barreiras apresenta concentrações elevadas de alguns elementos químicos, as quais estão associadas à geologia local, morfodinâmica distinta das praias de terraços de abrasão e composição dos sedimentos que compõem as praias (Souza *et al.*, 2022).

O Anexo 4 trata do monitoramento de possíveis impactos do aporte de rejeitos sobre a fauna bentônica e 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 de os contaminantes atingirem a parte superior da praia e quais as condições necessárias de energia de ondas 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 na 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 ou 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 espraiamento e refluxo da onda na face praial, levando a um reajuste da morfologia da praia. Alcances mais altos dos espraiamentos 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 as faixas arenosas úmidas e estreitas podem alterar os processos reprodutivos das tartarugas marinhas. Processos erosivos nos perfis de praia próximos à desembocadura do Rio Doce estão associados aos maiores eventos de vazão fluvial e alta contribuição da lama, que causam rápidos ajustes morfodinâmicos. Os processos de transporte de sedimentos e prováveis contaminantes ao longo da costa são também considerados, com base 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 e seus efeitos sobre a comunidade bentônica. Ao longo do monitoramento, as maiores concentrações de elementos químicos estiveram associadas à fração lamosa, despejada de forma concentrada pelo rejeito, cujo aporte e distribuição são intensificados por ocasião das maiores vazões. Nas amostras de sedimento foram determinadas as concentrações de Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn. 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 dentre eles.

c) Diversidade da fauna bentônica (Indicador Biótico e Integrador): a introdução de lama no ambiente praial interfere diretamente na composição e distribuição da fauna bentônica, por alterar a granulometria do sedimento praial, ou indiretamente, devido aos elementos químicos associados. Abordagens e testes robustos no monitoramento da biodiversidade associados 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 esta experimentados.

2.1.2 Integração e impactos sobre a morfodinâmica, geoquímica e comunidade bentônica no sistema praial no caso do rompimento da barragem

A fauna bentônica de praias arenosas é influenciada tanto por parâmetros morfodinâmicos (por exemplo: estado morfodinâmico, inclinação do perfil praial e granulometria) quanto geoquímicos (por exemplo: 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).

Os organismos da fauna bentônica de praias arenosas podem ser afetados pelos contaminantes desde os níveis genéticos e bioquímicos até os 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, bem como 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, na composição específica e abundância como efeito da 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 de As e Mn, 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, utilizando-se os valores limites estipulados pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA USA), considerando, assim, 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 está relacionada com a morfodinâmica. Praias refletivas com areias grossas, elevada declividade da zona de espraiamento-refluxo da onda, ausência ou reduzida largura da zona de surfe e elevada permeabilidade apresentam reduzida variabilidade topográfica do perfil praial e 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 assim um ambiente favorável à meiofauna que, constituindo a base da cadeia alimentar, habita os interstícios e superfície dos grãos de areia. Em contrapartida, os poluentes apresentam maior longevidade em praias dissipativas (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 e refluxo da onda incompleto, proporcionando assim 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. Por sua vez, as praias intermediárias são frequentemente compostas por areias médias e apresentam um ou mais bancos paralelos ou oblíquos à praia, que ora se juntam e 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 a manutenção destes 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 espraçamento (*run up, uprush*) é caracterizado pela velocidade e distância de espraçamento, sendo 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 espraçamento ou duração do ciclo completo espraçamento-refluxo (McLachlan, 1990; McArdle e McLachlan, 1992; Muehe, 2020). A morfologia da praia, principalmente a altura da berma, influencia na capacidade deste ambiente em responder ao espraçamento, impedindo a transposição da onda sobre a praia e, consequentemente, sua total inundação em eventos de espraçamentos máximos. Concomitantemente, em função da declividade da face da praia, o espraçamento 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.

2.1.3 Compartimentação da área de monitoramento

O recorte geográfico proposto para este monitoramento abrange dois setores morfodinâmicos distintos, conforme proposto por Albino *et al.* (2016): a costa de falésias e terraços de abrasão (Estações S1, S2 e S3) e a planície arenosa do Rio Doce (Estações S4 a N6) (*Material Suplementar A4PS1, Figura 1*).

2.1.3.1 Costa de falésias e terraços de abrasão

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 (Bernabeu-Tello *et al.*, 2002; Anfuso *et al.*, 2003; Jackson e Cooper, 2009; 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,

consequentemente, reduzem a variação topográfica dos perfis praias em resposta às variações hidrodinâmicas (Ogawa *et al.*, 2015, Albino *et al.*, 2016).

Durante eventos de moderada a alta energia, a impermeabilidade dos terraços de abrasão reduz parte da infiltração do espraçamento, 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 praias e a erosão de feições à retroterra da praia (Albino *et al.*, 2001; Albino *et al.*, 2006).

Em relação ao estado morfodinâmico, essas praias apresentam características intermediárias a refletivas na preamar e dissipativas na baixa-mar (Albino *et al.*, 2016), se encaixando no estado morfodinâmico intermediário proposto por Short (2006), quando a praia se encontra associada a uma barreira e/ou encontra-se confinada. Neste sentido, há o predomínio de arrebentação do tipo ascendente na face praias 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). A dissipação da energia sobre o terraço confere uma nova distribuição energética e, consequentemente, granulométrica dos perfis transversais de praia: areias mais grossas estão associadas ao estado refletivo, na porção superior do perfil, enquanto as mais finas, no domínio dissipativo, na face da praia (Burini e Albino, 2021).

Outros modelos de praia associadas a terraços de abrasão consideram a morfologia e distribuição dos terraços (Kennedy e Milkins, 2015; Gallop *et al.*, 2020). Albino *et al.* (2016) propõem que, devido ao baixo volume das praias de terraços, as quais estão limitadas por falésias e pelos substratos rígidos, e pelo fato dos terraços serem o limite do perfil de fechamento, a proximidade dos terraços à linha de costa favorecem as praias com tipologia refletiva, devido ao acúmulo dos sedimentos na porção emersa. À medida que o terraço se afasta, as praias se tornam mais baixas e com maior suavidade, aproximando-se da tipologia dissipativa.

2.1.3.2 Planície arenosa do Rio Doce

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 a descarga fluvial, bem como 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 (S4) e da Terra Indígena (S5), 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, são observadas praias intermediárias, 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 (próxima ao Rio São Mateus) (Albino *et al.*, 2016).

2.1.3.3 Compartimentos adotados ao longo do monitoramento

Os resultados obtidos durante o monitoramento identificaram as particularidades geomorfológicas e sedimentologias das praias associadas à costa de falésias e terraços de abrasão, e ainda destacaram a influência do aporte fluvial do Rio Doce e o impacto do material do rejeito na costa monitorada.

O compartimento que compreende as praias associadas às falésias e terraços de abrasão, localizadas ao sul da planície deltaica do Rio Doce, no litoral dos municípios de Serra/ES e Aracruz/ES (Estações S1, S2 e S3), foi renomeado como **Compartimento A**. Neste trecho do litoral, 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 neste compartimento, que ainda apresenta contribuição carbonática e aporte fluvial do Piraquê-Açu, os quais atuam sobre a comunidade bentônica.

A planície deltaica do Rio Doce proposta por Albino *et al.* (2016) foi subcompartimentada em três outros compartimentos:

Compartimento B: é representado pelas praias localizadas no extremo sul da planície do Rio Doce e inclui as praias de Barra do Riacho e da Reserva Indígena de Comboios (Estações S4 e S5). Estas praias recebem ocasionalmente o aporte do Rio Doce, já que a deriva preferencial é para norte, onde baixos teores de lama são verificados na antepraia. Além disto, estas praias de areias grossas, com alta porosidade e permeabilidade apresentam alta mobilidade e altas velocidades de refluxo das ondas, responsáveis 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 B': compreende as praias da REBIO de Comboios e Regência, ao sul da desembocadura, e Povoação, ao norte da desembocadura do Rio Doce (Estações S6, S7 e N1). Estes perfis 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 espacialmente e temporalmente nas características morfodinâmicas e sedimentológicas da praia. O alto grau de exposição às ondas incidentes soma-se à influência dos processos fluviais nas alterações morfológicas e morfodinâmicas.

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 e areias finas ao longo dos perfis, caracterizados ainda por menores inclinações, favorecem o alto potencial de transposição das ondas e a permanência e distribuição horizontal dos contaminantes, com consequente efeito na comunidade bentônica.

Em todos os compartimentos, salienta-se que 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. Sedimentos de fundo e em suspensão são levados para a praia emersa por meio do espreamento e refluxo da onda na face praial (*swash climate*) e da praia emersa para a antepraia, através dos movimentos oscilatórios, correntes longitudinais (*longshore current*) e correntes de retorno (*rip currents*). Estas últimas funcionam como correias de transporte de sedimentos e contaminantes da praia emersa para a zona submarina.

2.2 DINÂMICA COSTEIRA DA ÁREA DE MONITORAMENTO

2.2.1 Ondas, correntes e transporte de sedimentos

Cerca de 43,7 milhões de m³ de rejeitos vazaram da Barragem do Fundão (Do Carmo *et al.*, 2017). Deste volume, cerca de 30,5 milhões de m³ ficaram retidos nas barragens, como na usina hidrelétrica de Candonga, ao longo da bacia hidrográfica. Estima-se que 10 milhões de m³ tenham seguido o curso do Rio Doce, atingindo o Oceano Atlântico (IBAMA, 2015; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019). 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

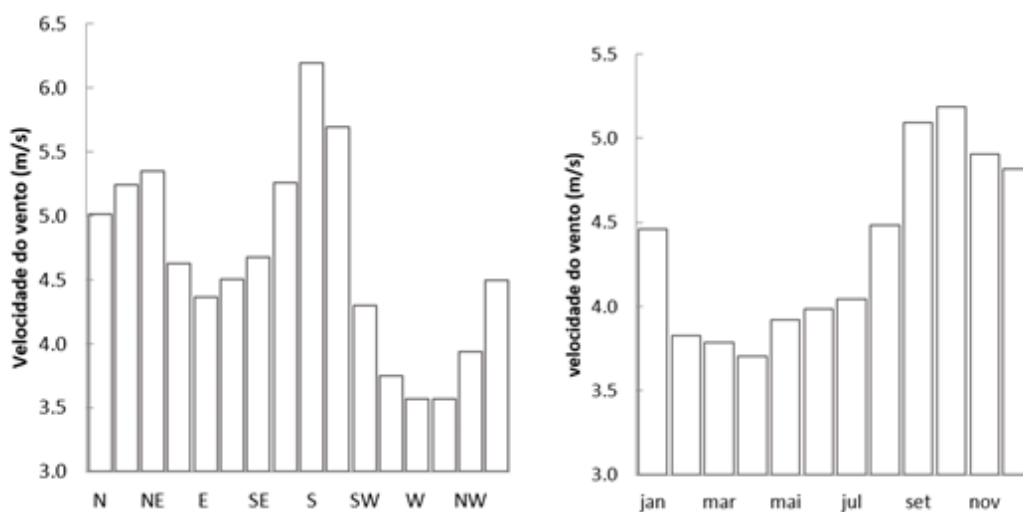
aos impactos decorrentes do rompimento da barragem, por receber naturalmente e mais frequentemente material fino aportado na região costeira.

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 o 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 por Wright (2012). A deposição e o 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 e Nittrouer, 1995). Portanto, o transporte e distribuição do rejeito na área de monitoramento seguem o regime das forçantes 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 pela 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. No presente 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 (NE), os quais são geradores de correntes de deriva em direção ao sul e indutores do fenômeno de ressurgência, bem como ventos do quadrante sul (S), os quais estão associados às frentes frias de maior intensidade, às correntes de deriva para o norte e à subsidência (Figura 1).

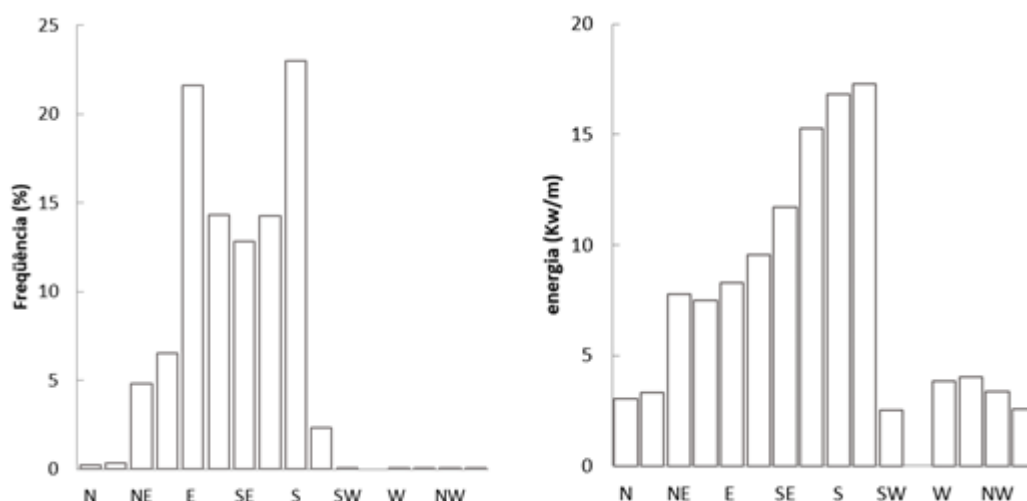
Figura 1: Velocidade do vento por direção e por mês. Dados modelados pelo sistema de previsões global (GFS – Global Forecast System) de fev/2008 a jan/2019.



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 provenientes de leste/nordeste (E-NE) e de menor energia, durante a primavera e verão, com prevalência por cerca de 60% do período. No outono e inverno, estes eventos são provenientes de sul/sudeste (S-SE), com prevalência por cerca de 70% no outono e 50% no inverno (Figura 2).

Figura 2: 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 no setor ao norte da desembocadura do Rio Doce (Figura 3), devido às características do clima de ondas e a orientação da 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 a atuação de sistemas de NE gera 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 4). 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.

Conforme os resultados das 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 (entre as estações N1 e 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 3 e 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 (N1), onde a linha de costa apresenta orientação 110°, o transporte líquido de sedimentos ganha volume em direção ao norte. Ao norte de Degredo (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 3: 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.

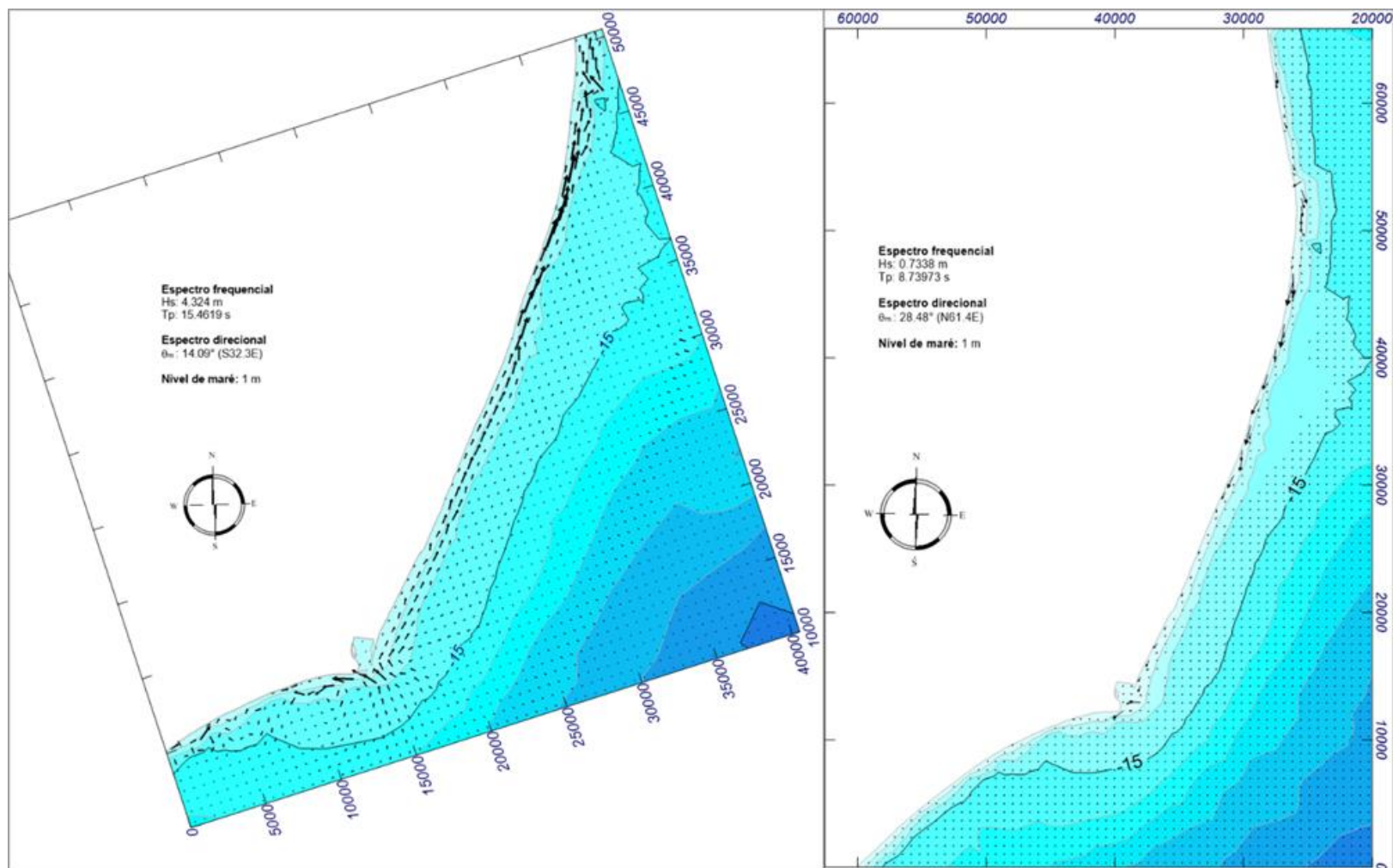


Figura 4: Vetores de correntes geradas por ondas e variação de Hs, em escala de cores. Exemplo de atuação de sistemas S-SE com atenuação de Hs ao norte E-NE e com redução ao sul da desembocadura.

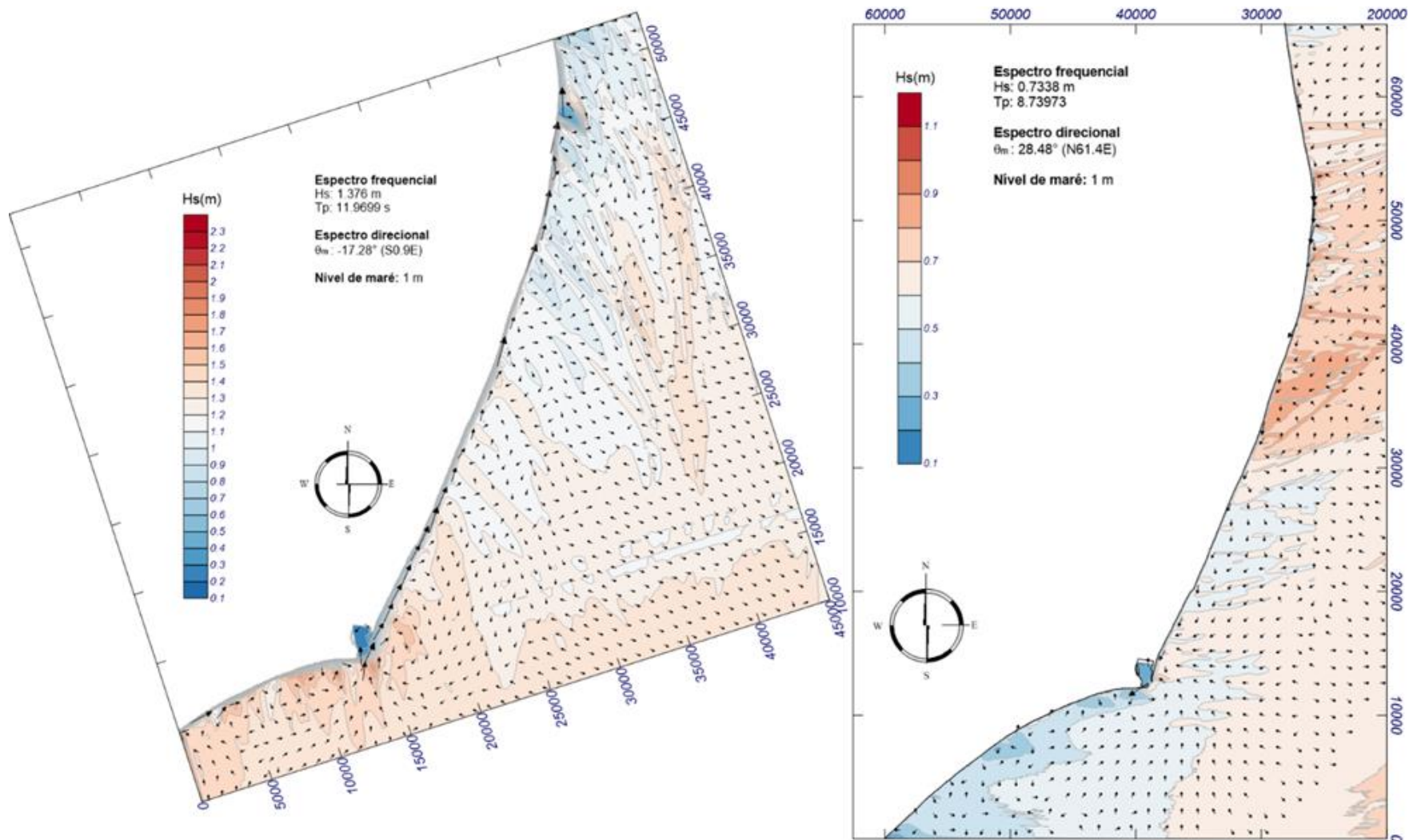
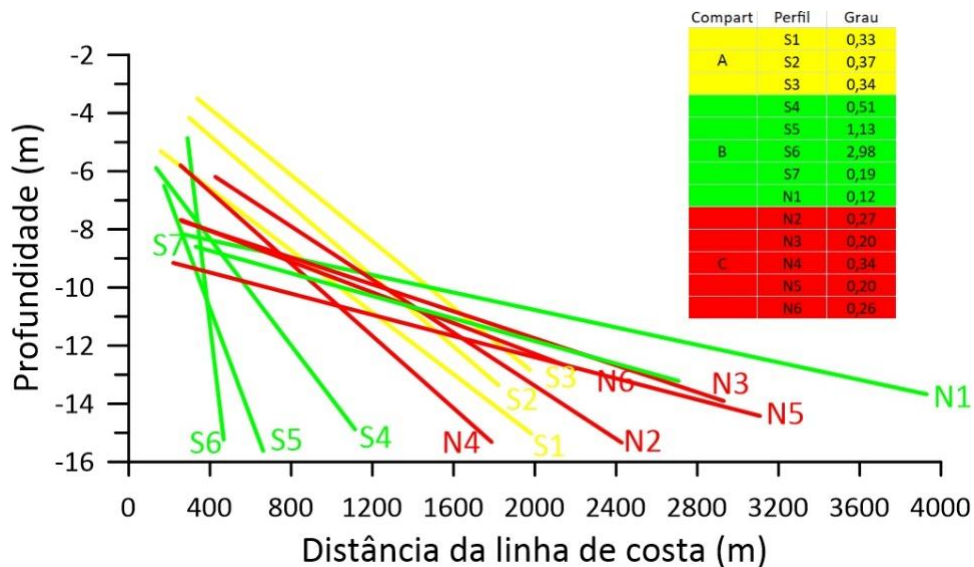
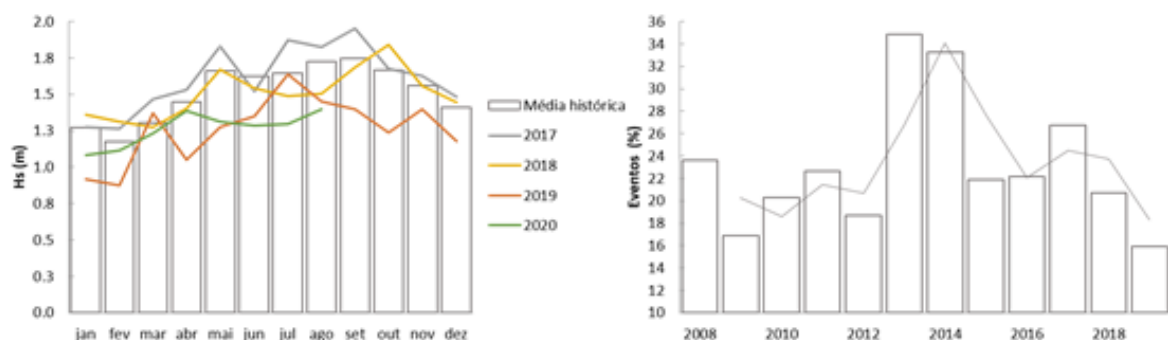


Figura 5: Ajuste linear da declividade dos perfis batimétricos dos diferentes compartimentos. Menores declividades indicam maiores dissipação das ondas junto à costa.



Durante o período de monitoramento, as alturas de ondas médias mensais apresentaram valores ligeiramente distintos em relação à média histórica (Figura 6). Considerando a variação sazonal, por exemplo, no ano de 2018 foram registradas alturas de ondas maiores nos meses de setembro e dezembro, enquanto 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 observados em anos anteriores, com tendência descendente.

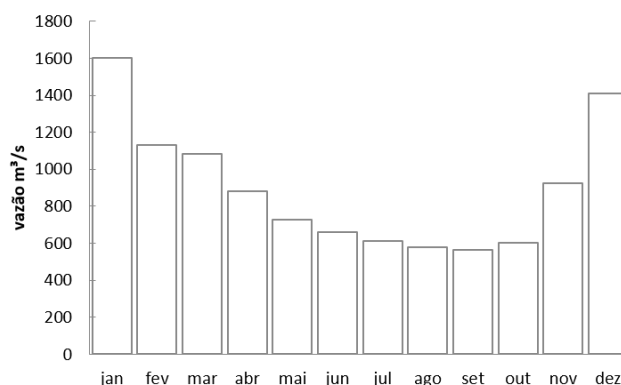
Figura 6: Médias mensais do regime de ondas considerando dados históricos (2008-2019) e frequência de ocorrência de eventos ($H_s > 1,8$ m) por ano.



O padrão sazonal meteocceanográfico se conjuga com o regime hidrológico do Rio Doce quando a maior vazão do rio corresponde ao período de predominância do sistema E-NE (Figura 7). 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, sendo que neste período o transporte longitudinal de sedimentos e os processos de ressuspensão se intensificam.

Figura 7: Distribuição da vazão mensal do Rio Doce. Série histórica 1985 a 2014, com base nos 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 conjugadas 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. A mesma abordagem também foi considerada para os aspectos meteoceanográficos.

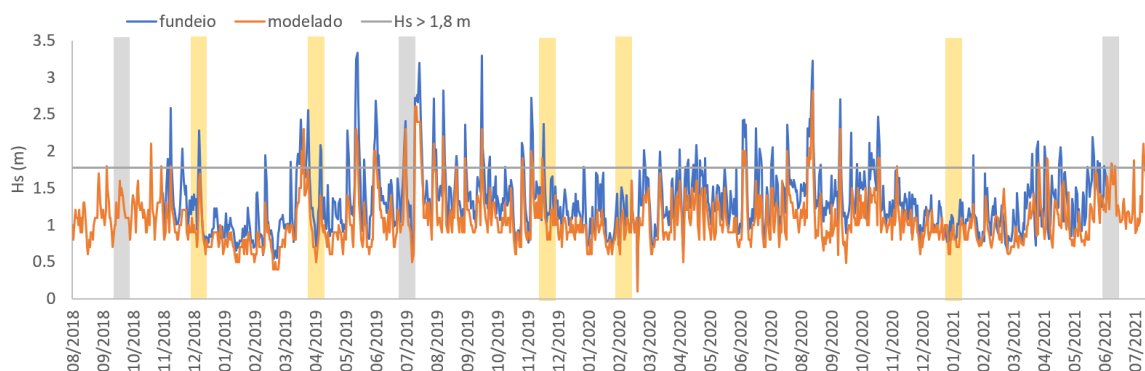
2.2.2 Condições hidrológicas e oceanográficas das campanhas

2.2.2.1 Análise do período de setembro de 2018 a julho de 2021

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 (H_s) abaixo de 1 m e período de pico (T_p) abaixo de 8 s, predominaram entre o final de nov/2018 e início de mar/2019, assim como entre dez/2019 e fev/2020 e entre out/2020 e mar/2021. O período de out/2020 a mar/2021 foi reconhecido como sendo o período mais longo com ondas de mar calmo durante os três anos do monitoramento até o momento. Por outro lado, os meses de set-nov/2018 e mar-dez/2019, mar-nov/2020 e abr-jul/2021 foram marcados por eventos de maior energia, com H_s e T_p acima do regime médio (1,6 m e 9,6 s) provenientes dos quadrantes S-SE (Figura 8). O período de jul/2019 a fev/2020 abrangeu duas campanhas, uma semestral, em dezembro, e outra de evento, em fevereiro. A campanha de fev/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 para o verão. O período de fev/2020 a jan/2021 foi caracterizado por uma redução na frequência e intensidade de eventos de maior energia quando comparado com o

período anterior (fev/2019 a jan/2020). Da mesma forma, houve diminuição da frequência e intensidade das ondas para o período entre jan/2021 e jul/2021, em relação ao ano anterior.

Figura 8: Série temporal de altura significativa, ago/2018 a jul/2021. Destaque para campanhas de período seco (áreas em cinza) e chuvoso (áreas em amarelo). A linha cinza marca o limite das maiores alturas de ondas consideradas como eventos de alta energia (Hs maior que 1,8 m).



As ondas de estado de mar calmo, abaixo do regime médio, predominaram em 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 estas ocorrem elas interferem no equilíbrio da praia e consequentemente na distribuição de sedimentos, de elementos químicos e da fauna bentônica.

As oito campanhas em campo se distinguiram quanto à variação dos sistemas de ondas predominantes (E-NE e S-SE) e à intensidade e duração dos eventos de maior energia, considerando a data das campanhas e os dez dias anteriores à estas (Tabela 1). Especificamente durante o período de campo é possível observar picos da passagem de ondas com maiores alturas nas campanhas de dez/2018, jul/2019 e dez/2019. Já em set/2018 e abr/2019, os valores de Hs foram mais elevados no início das campanhas, diminuindo gradativamente no decorrer destas. Os eventos de maior energia (Hs >1,8 m com duração mínima de 72 h) foram menos frequentes no período entre jan/2020 e jul/2021. Entre jan/2020 e jan/2021 foram registrados três eventos (jun, jul e ago/2020) com prevalência de ondas acima de 1,8 m durante 12% do tempo. Durante o período de jan a jul/2021, apenas um evento foi registrado (05 a 07/05/2021), com prevalência de ondas acima 1,8 m em 9% do período. 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 8 e Figura 9).

De maneira geral, períodos de menor energia das ondas foram observados nas campanhas de set/2018, e fev/2020 e jan/2021, enquanto as maiores energias de onda foram registradas em dez/2018, abr/2019, jul/2019, dez/2019 e jul/2021.

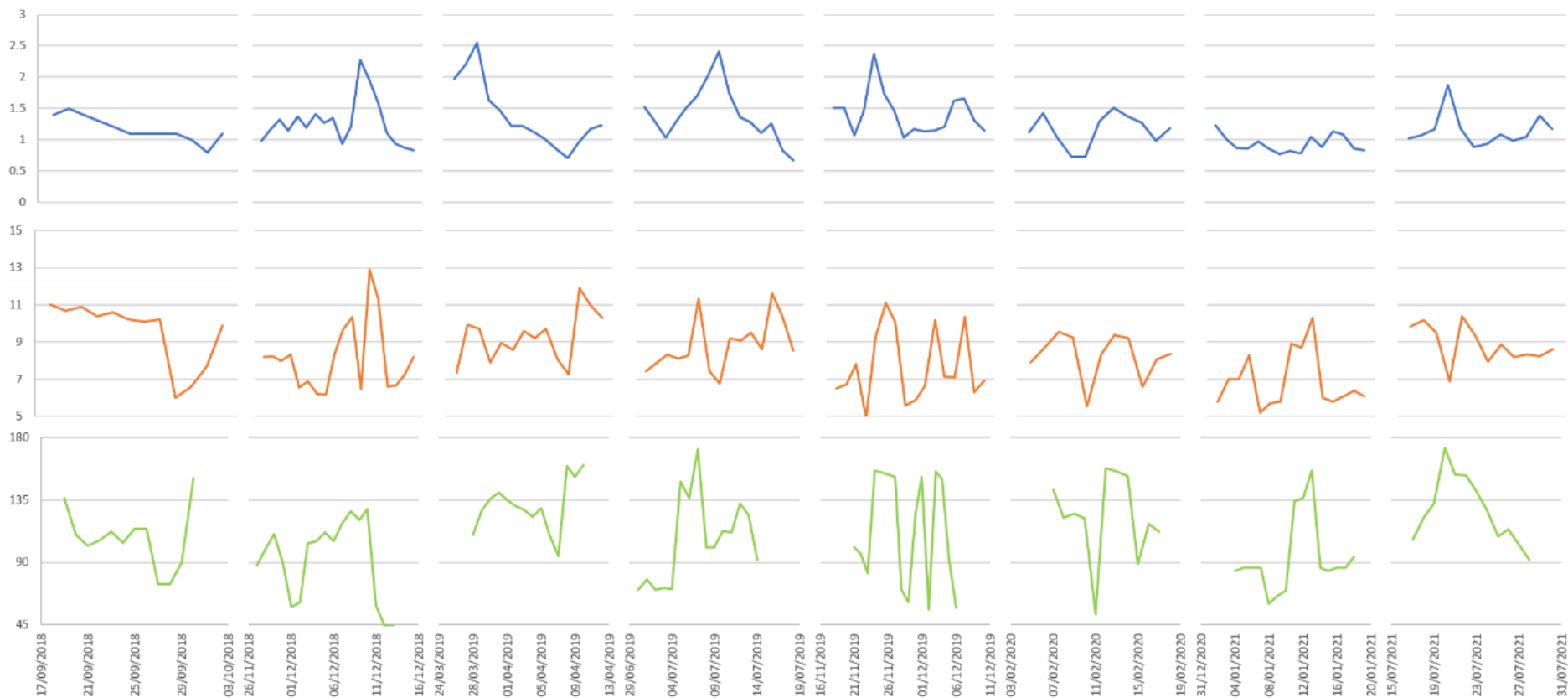
Para as campanhas com menor energia de ondas (set/2018, fev/2020 e jan/2021), é importante destacar algumas particularidades observadas durante os levantamentos realizados. Apesar de menores alturas de ondas em set/2018, o período precedente foi marcado pela atuação de sistemas

de sul até o início da campanha, quando ocorreram então ondas com altura máxima de 1,8 m. Já a campanha de fev/2020 foi precedida pelo pico de maior vazão do Rio Doce durante o monitoramento (Figura 9 e Figura 10).

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. (m)	Tp máx. (s)	Hs > 1,8 m	Vazão máx. (m³/s)	Pluviosidade acumulada (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
01/21	1,2	8,9	0	3920	61,8	Maior período com ondas do sistema Leste, Hs abaixo de 1,5 m, até o momento
07/21	1,9	10,4	2%	1190	1,4	Redução de frequência e intensidade de eventos em comparação com períodos anteriores do monitoramento

Figura 9: Altura significativa (Hs), período de pico (Tp) e direção das ondas correspondentes as oito campanhas amostrais (set/2018, dez/2018, abr/2019, jul/2019, dez/2019, jan/2020, jan/2021 e jul/2021).



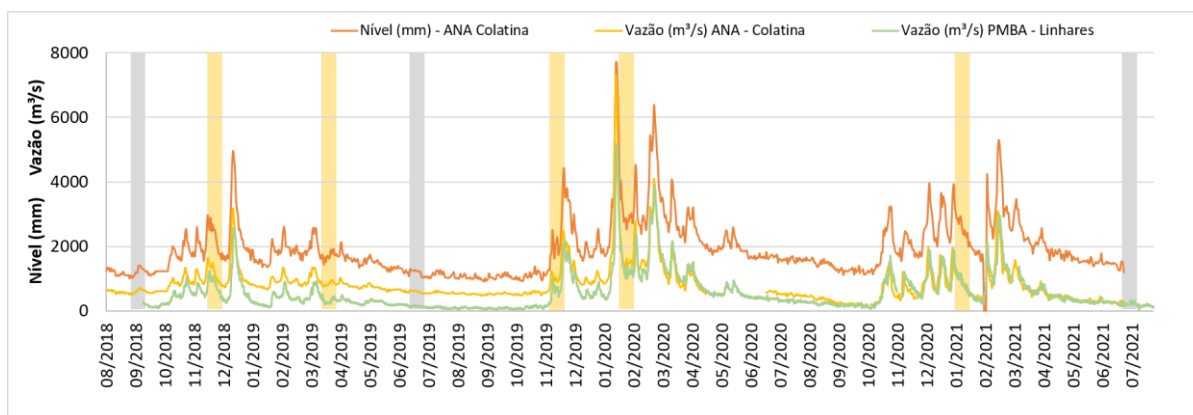
Em dez/2018, abr/2019, jul/2019 e dez/2019 destacaram-se a frequência de incidência de eventos de alta energia de ondas durante e entre as campanhas realizadas. A campanha de dez/2018 foi marcada pela passagem de uma frente fria de curta duração, entre os dias 8 e 10/12/2018 (4,5% da campanha), que gerou ondas com Hs máxima de 2,1 m e Tp máximo de 16,9 s. Considerando o período entre as campanhas de set e dez/2018, destaca-se um evento de alta energia com ondas de Hs máxima de 2,6 m na data de 09/11/2018 (Figura 9). A campanha de abr/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 marcou também o fim de um longo período de tempo bom, entre as campanhas de dez/2018 e abr/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 abr e jul/2019, com dois eventos registrados neste intervalo. Eventos de alta energia, com duração média de 6,7 dias, predominaram durante a campanha de jul/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 jul e dez/2019, período marcado pela passagem de quatro eventos significativos. Porém, a duração destes eventos entre jul e dez/2019 foi menor quando comparados ao período anterior (mai a jul/2019). Durante a campanha de dez/2019, os valores de Hs e Tp chegaram a 2,4 m e 22,2 s, com prevalência de Hs > 1,8 m de 5,2%. As campanhas de fev/2020 e jan/2021 foram bastante semelhantes, com alturas significativas abaixo de 1,5 m, período de pico abaixo de 11 s e direções predominantes do quadrante E-NE, representando condições típicas de verão. Os padrões de ondas para a campanha de jul/2021 foram dentro do esperado para o período seco. Alturas significativas ficaram acima de 1,5 m no início da campanha, com período de pico em torno de 9 s e direções predominantes dos quadrantes S-SE.

Comparando as condições de ondas nos períodos de coleta de dados em campo pode-se notar uma semelhança, considerando os registros de alturas significativas (Hs) acima de 1,5 m e direções predominantes de S-SE, entre a campanha de jul/2021 e as campanhas de dez/2018 e de abr, jul e dez/2019. Já as campanhas de set/2018, fev/2020 e jan/2021 apresentaram Hs abaixo de 1,5 m e direções oscilando entre os quadrantes SE e E, mas com predomínio de ondas de leste.

2.2.2.2 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 10 e Tabela 1) (ANA, 2021). 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 de 4,69 m em 02/01/2019 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 10). 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 e 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 10: Dados hidrológicos do Rio Doce com destaque para as campanhas de período chuvoso (áreas em amarelo) e seco (áreas em cinza) entre set/2018 e jul/2021.



O período de cota mais elevada ocorreu a partir de nov/2019 com um primeiro pico coincidindo com o final da campanha de dez/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 fev/2020. Dados de vazão e nível do Rio Doce apresentaram valores semelhantes às campanhas anteriores para o período seco, cerca de 1100 m³/s em jun/2021, jul/2019 e set/2018 na estação da ANA em Colatina. Comparando o período anual de 2021, incluindo período chuvoso, com os períodos anteriores, observa-se que as principais diferenças estão nos períodos chuvosos. O período com maior consistência nas vazões e nível do rio ocorreu entre nov/2019 e abr-mai/2020, com valores de vazão próximos de 8000 m³/s, enquanto os períodos chuvosos de 2018/2019 e 2020/2021 apresentaram incremento nos valores de nível e vazão a partir do mês de outubro até março/abril, atingindo picos em torno de 5000 m³/s em jan/2019 e fev/2021 para a estação ANA em Colatina.

2.2.2.3 Relação entre os parâmetros hidrológicos e as condições meteoceanográficas para o ambiente praial

Considerando que os valores de vazão para os períodos secos são bastante semelhantes, cerca de 1000 m³/s na estação ANA Colatina, entre os três períodos anuais (2018/2019, 2019/2020 e 2020/2021) e que o período chuvoso 2019/2020 apresentou maiores vazões, com quatro picos acima dos 4000 m³/s em Colatina contra um pico para o período 2018/2019 e dois no período 2020/2021, é possível avaliar a interação das condições meteoceanográficas em relação aos parâmetros hidrológicos. A frequência de atuação de sistemas frontais provenientes de S e SE, com alturas de ondas significativas acima de 1,5 m, durante as campanhas de dez/2018, abr/2019, jul/2019, dez/2019 e jul/2021 e no

período entre campanhas, confere maior probabilidade de ressuspensão de material fino, lama aportada pelo Rio Doce, especialmente na região da antepraia. Enquanto a atuação de sistemas de ondas de leste, com alturas significativas abaixo de 1,5 m, durante as campanhas de set/2018, fev/2020 e jan/2021, confere maior probabilidade de deposição de material fino na região da antepraia.

Neste sentido, pode-se destacar a interação entre períodos de maior vazão do rio, com maior contribuição de material fino, e ondas mais brandas nas campanhas de fev/2020 e jan/2021. Ressaltando que os valores de maior vazão até o momento durante o monitoramento ocorreram no período chuvoso 2019/2020, combinado com ondas de menor potencial para ressuspensão de sedimentos finos em fev/2020, seria esperado que os menores teores de lama nos sedimentos durante o monitoramento corresponderem aos levantamentos realizados nesta campanha. Por outro lado, os menores teores de lama na antepraia seriam esperados nos registros da campanha de jul/2019, combinando a baixa vazão de período seco com a maior incidência de eventos meteoceanográficos (com ondas de Hs acima de 1,8 m).

2.3 MORFODINÂMICA

Esta seção apresenta a caracterização dos aspectos morfodinâmicos das praias dos Compartimentos A, B, B' e C ao longo do monitoramento, considerando apenas as campanhas que foram realizadas de maneira integrada pelos três subprojetos. Os parâmetros aqui analisados correspondem àqueles que apresentaram diferenças significativas espacialmente ou temporalmente. Os demais parâmetros, bem como os resultados das demais campanhas realizadas pelo subprojeto Morfodinâmica, estão disponíveis no *Material Suplementar A4PMS1*.

2.3.1 Morfologia das praias

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. Na Figura 11, observa-se a evolução temporal dos principais parâmetros morfológicos da praia obtidos a partir dos perfis praias levantados em cada um dos compartimentos propostos.

O cálculo do 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 quanto ao seu estado morfodinâmico: refletivo, dissipativo ou intermediário (Wright e Short, 1984) (Figura 12).

Figura 11: Box plot dos parâmetros morfológicos das praias dos Compartimentos A (amarelo), B e B' (verde) e C (vermelho), ao longo do monitoramento. Comprimento da praia (m), altura das dunas frontais (m), volume do perfil (m³) e inclinação da face (°) reforçam o agrupamento proposto entre as praias. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

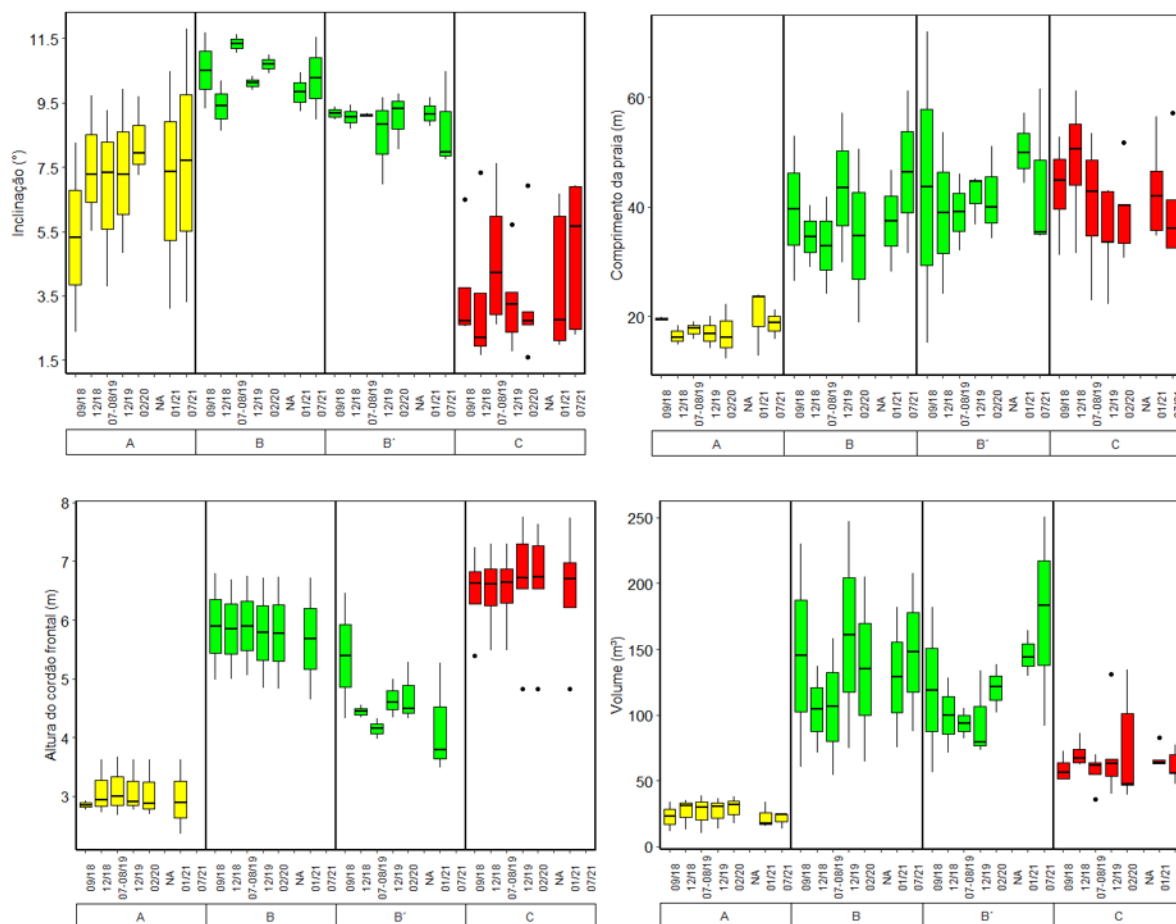
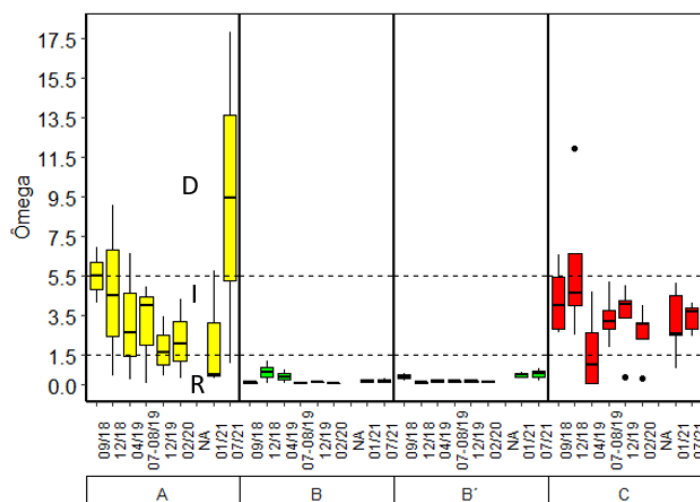


Figura 12: Box plot do parâmetro ω para as praias dos compartimentos propostos (A: amarelo; B e B': verde; C: vermelho). No gráfico estão delimitadas as faixas de estágios morfodinâmicos refletivo (R), Intermediários (I) e Dissipativo (D).
NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Na abordagem sobre a morfologia da praia e a tipologia morfodinâmica (estágio morfodinâmico), existe a relação entre a declividade e o diâmetro médio do grão, onde praias de areais grossas apresentam maior declividade e praias de areias finas apresentam menores declividades (Bascom, 1951; Wiegel, 1964; Sunamura, 1984). A declividade também é influenciada pela característica da onda ao aproximar-se da costa, sendo o grau de exposição de uma praia um fator que interfere na configuração morfológica da praia. Nesse sentido, de maneira geral, há um incremento na declividade em praias mais abrigadas (McFall, 2019). Logo, a declividade e a granulometria do grão atuam na tipologia das praias e o emprego conjunto do estágio morfodinâmico e da classificação da declividade pode representar uma abordagem mais representativa da resposta da face da praia aos processos oceanográficos e, consequentemente, ajudar na compreensão do comportamento da fauna bentônica.

Aliado à adoção do critério de análise conjunta entre o estágio morfodinâmico e os parâmetros morfológicos, também é apresentada a relação entre o espraiamento máximo da onda (*run up*) e a altura da berma, o que permite com isso identificar o limite superior do alcance de contaminantes. Maiores detalhes podem ser encontrados no *Material Suplementar A4PMS1*.

No Compartimento A, as praias são estreitas e apresentam reduzido volume de sedimento, condição típica de praias confinadas (Jackson e Cooper, 2009), limitadas 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 acima do NMM, junto das falésias sedimentares da Formação Barreiras (Figura 11 e Figura 13). Nas diferentes campanhas amostrais, há uma superposição parcial das praias com declividades entre 4 e 7 graus, variando entre estágios morfodinâmicos dissipativos a intermediários, essencialmente em Putiri (S3) e Praia Formosa (S2). Com declividade mais alta, entre 9 e 11 graus, a Praia Mole (S1) se caracterizou pelo estágio refletivo.

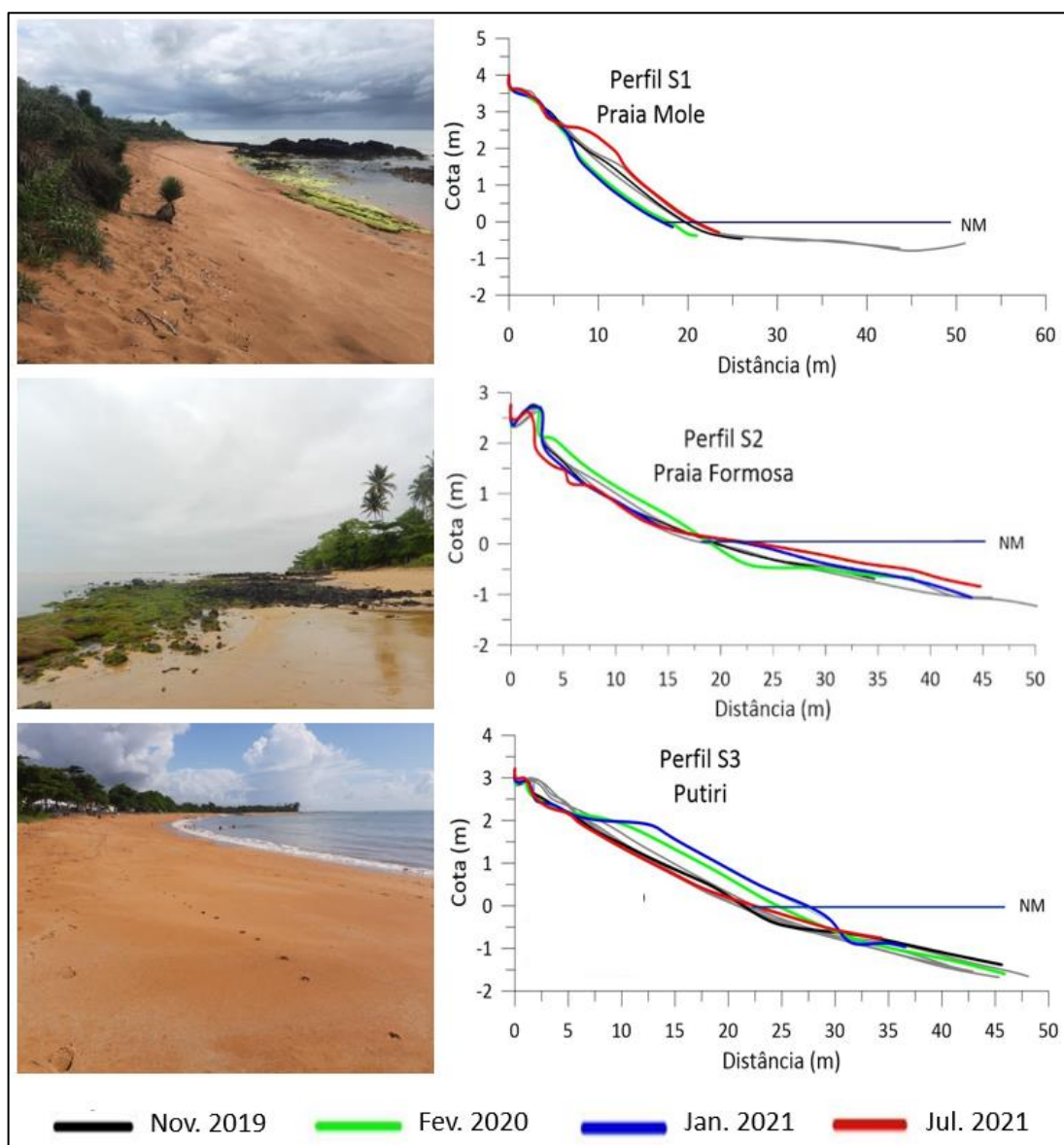
A baixa declividade do perfil na antepraia é marcada pela morfologia irregular dos terraços de abrasão. Nas praias inseridas no Compartimento A, tais estruturas regem, além da morfologia, a morfodinâmica e a mobilidade dos perfis praias (Bernabeu-Tello *et al.*, 2002; Anfuso *et al.*, 2003; Trenhaile, 2004). As estruturas lateríticas são responsáveis pela grande heterogeneidade morfológica da antepraia, o que torna a costa bastante recortada e resulta em diferentes graus de exposição à onda.

Quando comparadas às praias da planície do Rio Doce (Compartimentos B, B' e C), as praias do Compartimento A são abrigadas a moderadamente abrigadas à entrada de ondas, dada a presença dos obstáculos na antepraia que alteram e reduz a ação das ondas oceânicas (Mangor *et al.*, 2017), e tornam o ambiente menos resiliente à presença de contaminantes, uma vez que as trocas de sedimentos são comparativamente menos expressivas.

Além de dissipar a energia das ondas incidentes, as plataformas de abrasão contribuem para restringir o espaço de acomodação das praias, favorecendo o acúmulo de sedimentos junto à costa e a formação de perfis praias altos e estreitos (Albino *et al.*, 2016). A presença dos terraços de abrasão ainda limita o transporte longitudinal de sedimento, predominando, portanto, as trocas transversais (Albino *et al.*, 2016; Souza e Albino, 2020). As trocas sedimentares, contudo, são mais expressivas sob condições

de ondas mais energéticas (Anfuso *et al.*, 2003), o que resulta na baixa variação topográfica dos perfis praias observadas ao longo do monitoramento. Essas praias apresentam ainda mobilidades distintas, em função da duração dos eventos e da distribuição dos terraços de abrasão na antepraia, que implica em diferenciados padrões de difração das ondas (Jackson e Cooper, 2010).

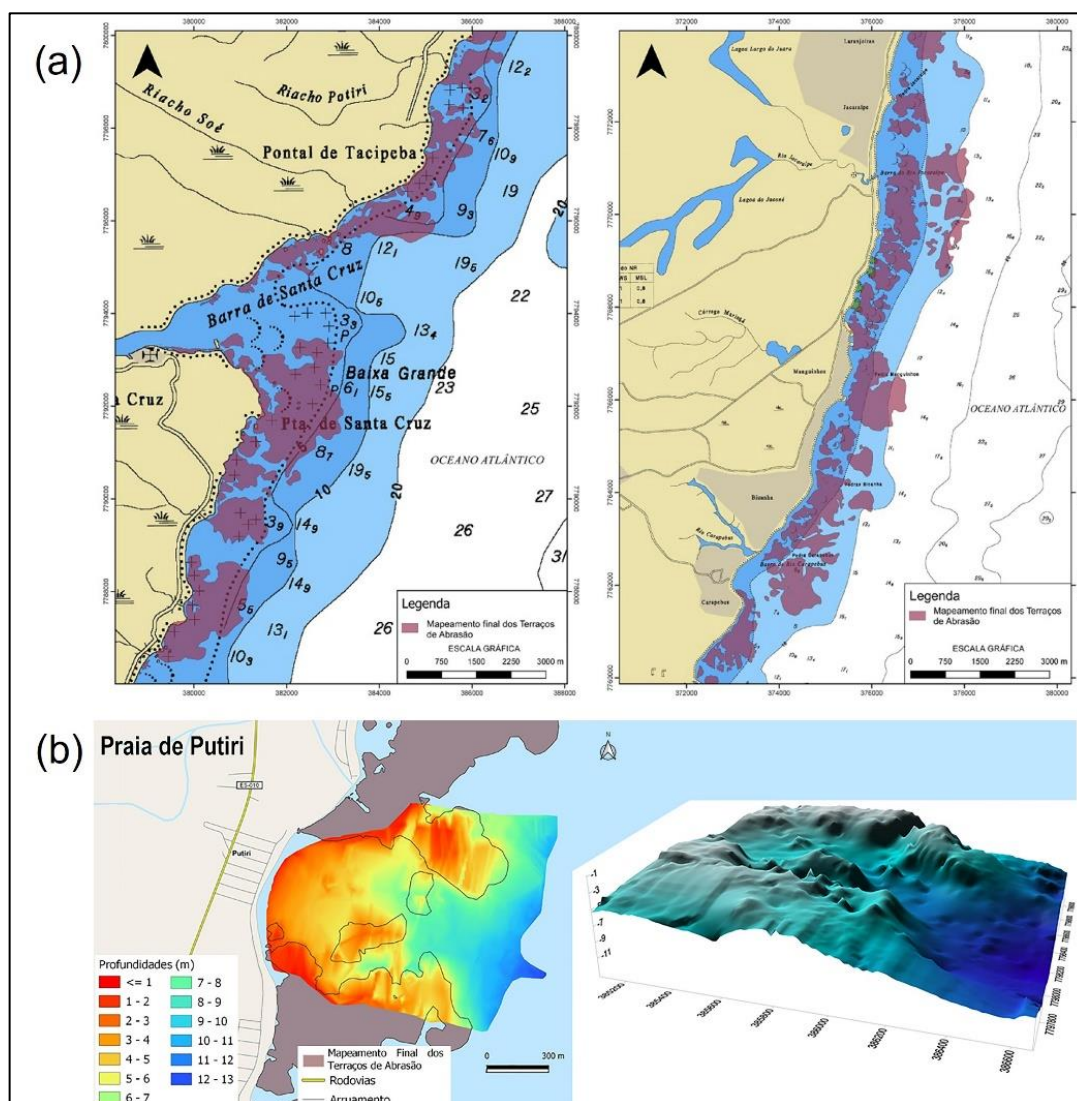
Figura 13: Perfis das praias do Compartimento A e fotos ilustrando a morfologia do compartimento. A presença dos terraços lateríticos na antepraia restringem as trocas de sedimento e determinam a formação de perfis estreitos e inclinados.



Na Praia Formosa (S2), a mobilidade do perfil tende a ser mais efetiva na porção superior da praia, próximo ao cordão frontal vegetado, podendo ser constatada pela desestabilização das feições mais altas da praia, como a berma e o cordão arenoso frontal, principalmente na campanha de jul/2021 em que o cordão arenoso frontal foi desestabilizado e colapsado (Figura 13). Tal fato está associado à potencialização do *run up* com a berma da praia, sendo comumente alagada pelo espriamento máximo da onda.

Em Praia Mole (S1) e Putiri (S3) é possível notar o deslocamento da face praial e as variações de volume, ora criando perfis mais côncavos com melhor desenvolvimento de berma, ora perfis mais estreitos e convexos com pouco desenvolvimento ou mesmo ausência da berma (Figura 13). Cabe destacar que os processos de recuo e progradação da face praial nas praias do Compartimento A não ocorrem no mesmo período. Logo, os processos hidrodinâmicos costeiros atuam de forma diferente em cada uma das praias em função dos recortes na costa e a distribuição dos terraços presentes no Compartimento A. Albino *et al.* (2020) em levantamento remoto validado por levantamento batimétrico, mapearam a distribuição caótica dos terraços, cuja disposição atua diferentemente sobre o limite transversal do transporte e a mobilidade do perfil praial (Muñoz-Péres *et al.*, 1999) (Figura 14).

Figura 14: (a) Mapeamento dos terraços de abrasão submersos na área de monitoramento; (b) Detalhe para a estação amostral S3, Praia de Putiri, indicando a distribuição dos terraços.



Fonte: Albino *et al.*, 2020.

Nesse compartimento, o pouco desenvolvimento da berma praial 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 (Butt *et al.*, 2000). Desta forma, o alcance do espraçamento máximo (*run up*) causa a inundação das praias, havendo uma frequência de transposição do espraçamento superior a 85% durante o período que antecedeu às campanhas de monitoramento. Apesar da maximização do *run up*, não há um reflexo direto 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.

No Compartimento B, considerando o aporte do Rio Doce no desenvolvimento da planície deltaica (Bacoccoli, 1971), a sedimentação é influenciada pela carga de sedimento disponibilizada pelo rio e pelas variações sazonais no regime hidrológico, bem como pela capacidade de transporte pelos processos costeiros (Wright, 1978; Morton e Hallsworth, 1999). As praias são mais bem desenvolvidas, com larguras na ordem de 30 m, berma praial mais alta, maior volume de sedimento e a face mais íngreme (Figura 11). Nesse compartimento é também possível notar grande mobilidade de sedimentos. No presente estudo, a mobilidade da praia é dada pelas variações no volume das praias e pelo deslocamento horizontal da face praial em relação ao NMM ao longo do monitoramento. Para o Compartimento B, as praias caracterizaram-se pelo estágio refletivo com declividades entre 8 e 10 graus (Figura 12).

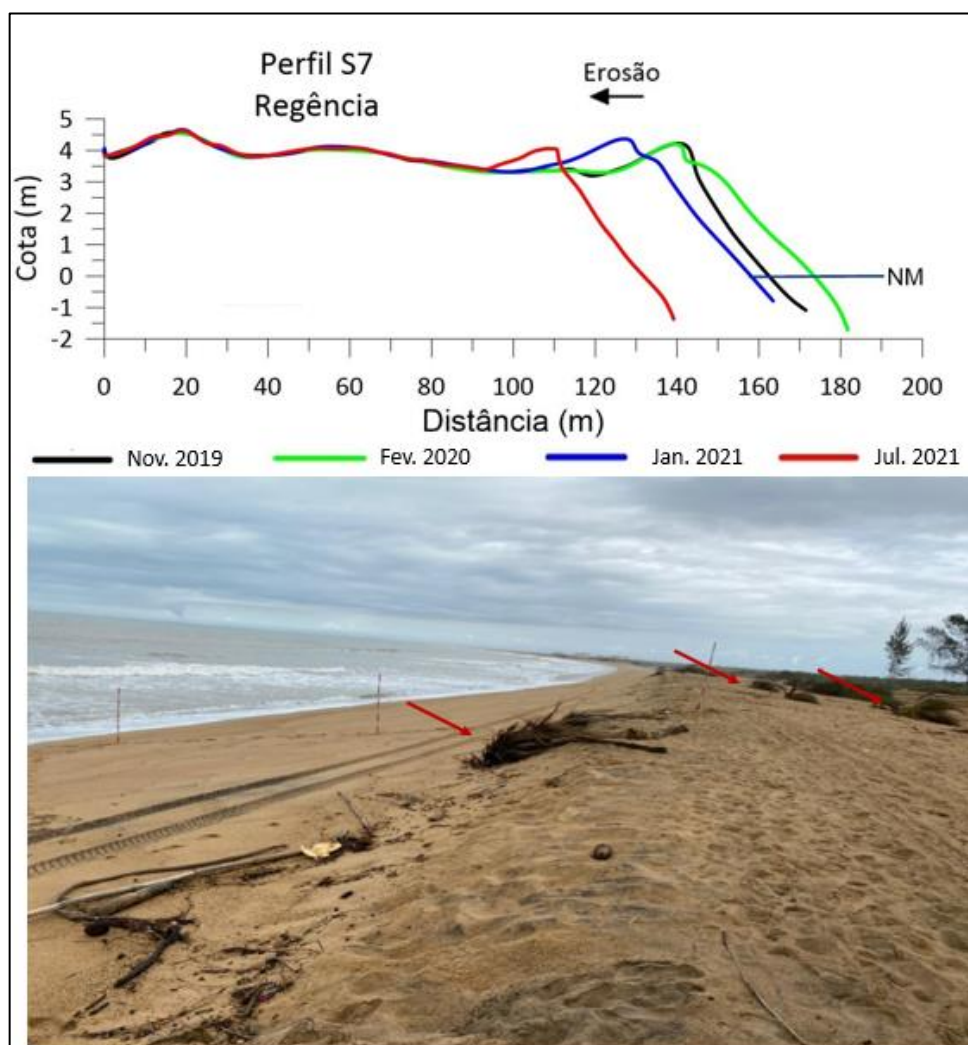
Na Figura 11, a variação dos volumes e do comprimento dos perfis demonstra a alta mobilidade da praia e a ocorrência de trocas de sedimento entre o sistema emerso e submerso. É possível observar ainda a formação de bancos arenosos na antepraia, desenvolvidos pelo aporte fluvial e amortecimento das ondas nas proximidades da desembocadura (*Material Suplementar A4PMS1*). Praias associadas à desembocadura fluvial são tipicamente sujeitas à variabilidade topográfica dos perfis, seja pela carga e descarga fluvial, seja pelo alto grau de exposição às ondas. Além disso, a presença de lama na antepraia, sob a zona de arrebentação 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 espraçamento máximo.

Apesar das similaridades entre as características morfológicas das praias do compartimento, diferenças na mobilidade de sedimento permitiu subdividir o Compartimento B em Compartimento B, incluindo as praias de Barra do Riacho (S4) e da Terra Indígena de Comboios (S5), mais ao sul da planície; e no Compartimento B', incluindo as estações mais próximas à foz, na praia da Reserva Biológica de Comboios (S6), em Regência (S7) e na praia de Povoação (N1).

A mobilidade das praias associadas à foz do rio, no Compartimento B', é superior àquela encontrada mais ao sul da foz, com impacto direto nas alterações de linha de costa para este trecho do litoral. A análise temporal dos perfis ao longo do período monitorado indica haver uma tendência erosiva para as praias desse compartimento, sendo possível observar o recuo da linha de costa nas praias de Regência (S7) e Povoação (N1), respectivamente a sul e a norte da foz. Essa tendência também ocorre na praia de Degredo (N2), Compartimento C, abordado mais à frente.

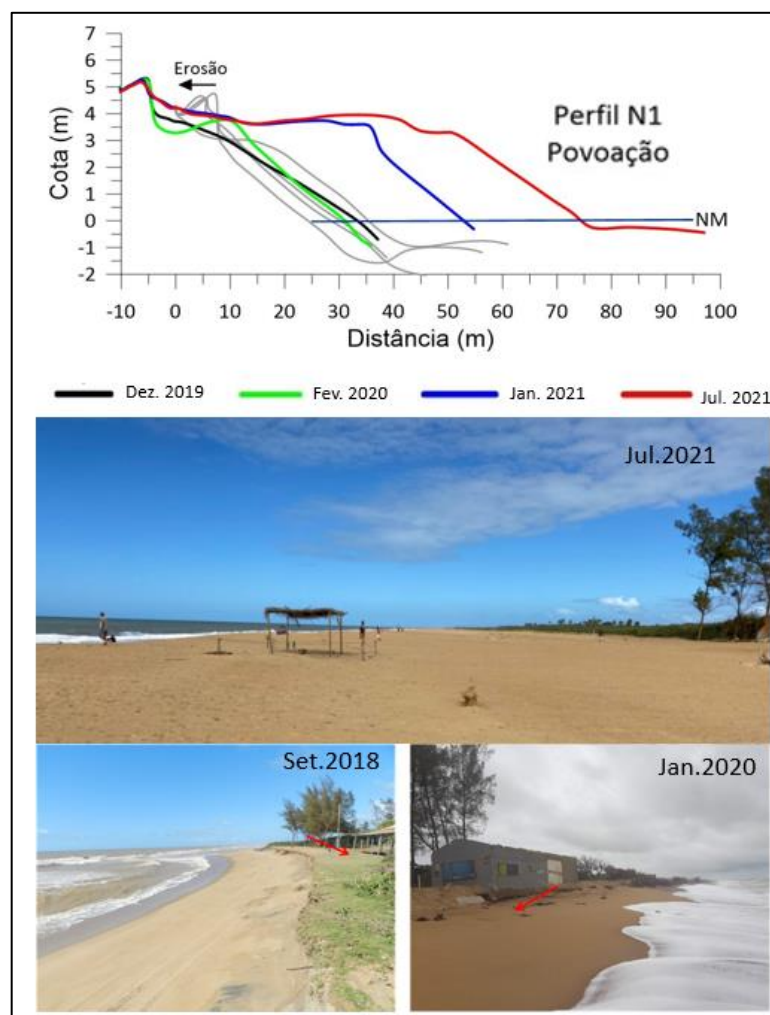
A estação S7, localizada na vila de Regência, logo ao sul da foz, passou a integrar o monitoramento a partir da campanha de dez/2019. Em fev/2020, o perfil avançou na ordem de 10 m e assumiu uma forma côncava, característica de perfis de verão. De jan a jul/2021, o perfil sofreu um recuo na ordem de 20 m, sendo suficiente para remover a vegetação de restinga e retraindo, com isso, a linha de costa neste setor (Figura 15).

Figura 15: Perfil da praia de Regência (S7), demonstrando a alta mobilidade e a retração da costa entre fevereiro de 2020 e julho de 2021. Em campo foi possível observar a desestabilização da vegetação frontal de restinga (setas vermelhas) pelo espriamento da onda.



Na praia de Povoação (N1), mesmo com a presença de bancos de deposição fluvial na antepraia, é possível observar o recuo sucessivo da linha de costa, com a remoção total da duna frontal e retração da linha de costa atingindo o valor máximo de 10 m (Figura 16). A duna frontal nessa estação sofreu sucessivas desestabilizações, com o espraçamento máximo da onda solapando a base e a face frontal do cordão. Na campanha de jul/2019 foi possível notar o recuo máximo da costa, com a remoção total da duna frontal alcançando construções instaladas na orla de Povoação. Apesar dessa retração, nas campanhas que se sucederam, em dez/2019 e fev/2020, a readaptação do perfil mostrou a reconstituição da berma praial e a recuperação de volume de sedimento. Nas campanhas de jan e jul/2021, a praia de Povoação tornou a receber sedimento e continuou o processo de acresção, atingindo o máximo da sua extensão ao longo do monitoramento, com a praia estendendo a faixa de areia em aproximadamente 100 m.

Figura 16: Perfis de praia da estação amostral N1 ao longo do monitoramento demonstrando a alta mobilidade do perfil no compartimento. Em Povoação após sucessivos recuos da linha costa entre setembro de 2018 e janeiro de 2020, atingindo inclusive construções à beira-mar, a praia recuperou areia, com ocorrência de avanço da face praial na ordem de 50 m na campanha de julho de 2021. Ponto fixo sinalizado pela seta vermelha demonstra a mobilidade morfológica das praias do Compartimento B' e o processo erosivo associado.



A permeabilidade do sedimento associada aos movimentos de infiltração e exsudação na camada superior do sedimento da face praial influenciam no transporte *onshore* e *offshore*, uma vez que atuam na desestabilização, podendo afetar significativamente a mobilidade do perfil (Butt *et al.*, 2000). No Compartimento B', além da influência direta da carga de sedimento disponibilizada pelo rio para as praias adjacentes, o aumento do nível do lençol freático pode alterar a fluidez do sedimento, contribuindo para a maior mobilidade de sedimentos. Sendo assim, variações no regime de vazão do rio influenciam no transporte de sedimento nas praias. A permeabilidade da face praial é dada pelas características dos sedimentos e tende a aumentar com o incremento da granulometria, bem como diminuir com a diminuição do grau de selecionamento dos grãos.

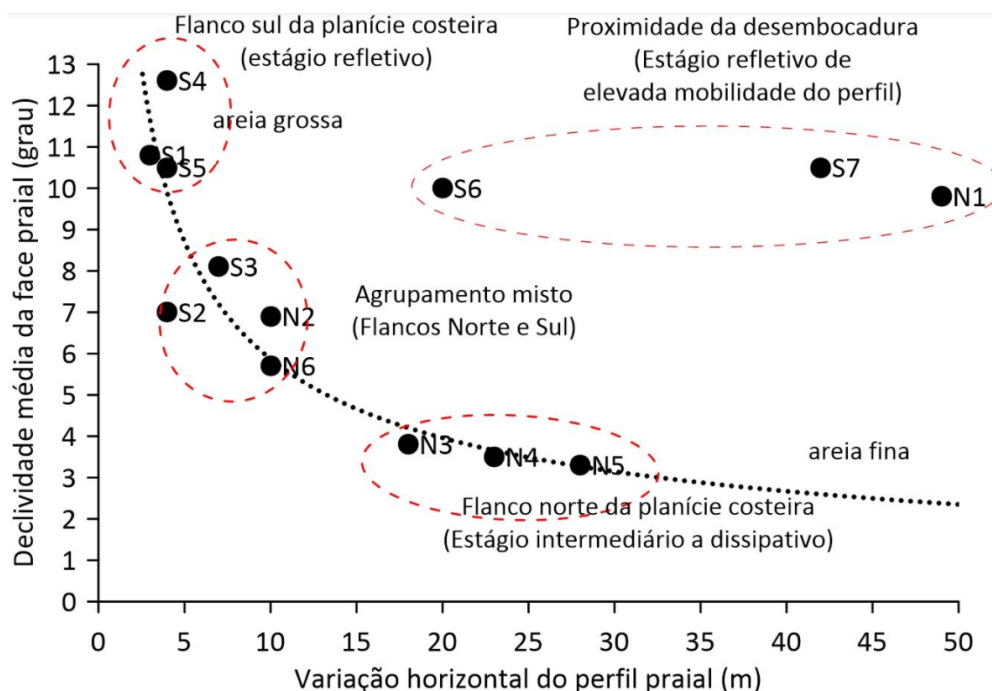
O Compartimento C situa-se ao norte da foz do Rio Doce e se estende até o extremo norte da planície deltaica, em Itaúnas (N6), sob influência direta da redistribuição de sedimentos do Rio Doce que são aportados na costa e dispersos pelos processos costeiros (Oliveira *et al.*, 2015; Bittencourt, *et al.*, 2007). As praias desse compartimento apresentam menor inclinação, variando em média entre 2 e 7 graus, e presença de terraços de baixa-mar com afloramento do lençol freático em bancos e calhas (Albino *et al.*, 2016). 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. Devido à exposição de uma longa faixa de areia e à presença de sedimentos mais finos, a atuação do vento sobre o sedimento é mais efetiva, favorecendo o transporte eólico e formando um relevo elevado, constituído por campos de dunas na retropraia (*Material Suplementar A4PMS1*), principalmente nas estações N3, N4, N5 e N6.

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 5,7 e 7,7 graus, típicas para os estágios intermediário e refletivo, representam a ocorrência dominante da praia N2, que ora se apresenta como intermediária, ora como refletiva.

Na estação amostral N2, a atuação do espriamento provocou o aplainamento da berma em jun/2019 e o recuo da costa em 10 m a partir de dez/2019, com a remoção total da duna frontal. Na estação N2, o registro do processo erosivo pode estar relacionado ao incremento das correntes longitudinais para este trecho do litoral. A modelagem de propagação de ondas (*Material Suplementar A4PMS1*), mostra a intensificação dos vetores de correntes nesse trecho. A costa neste setor alinha-se no sentido que favorece a chegada oblíqua das ondas do quadrante sul, o que amplia a competência de transporte pelas correntes longitudinais.

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 17). Nesse tipo de representação, três grupos aparecem de forma bem distinta, representando parcialmente os processos morfodinâmicos dos compartimentos propostos.

Figura 17: Amplitude máxima de variação horizontal do perfil praial das diferentes praias.



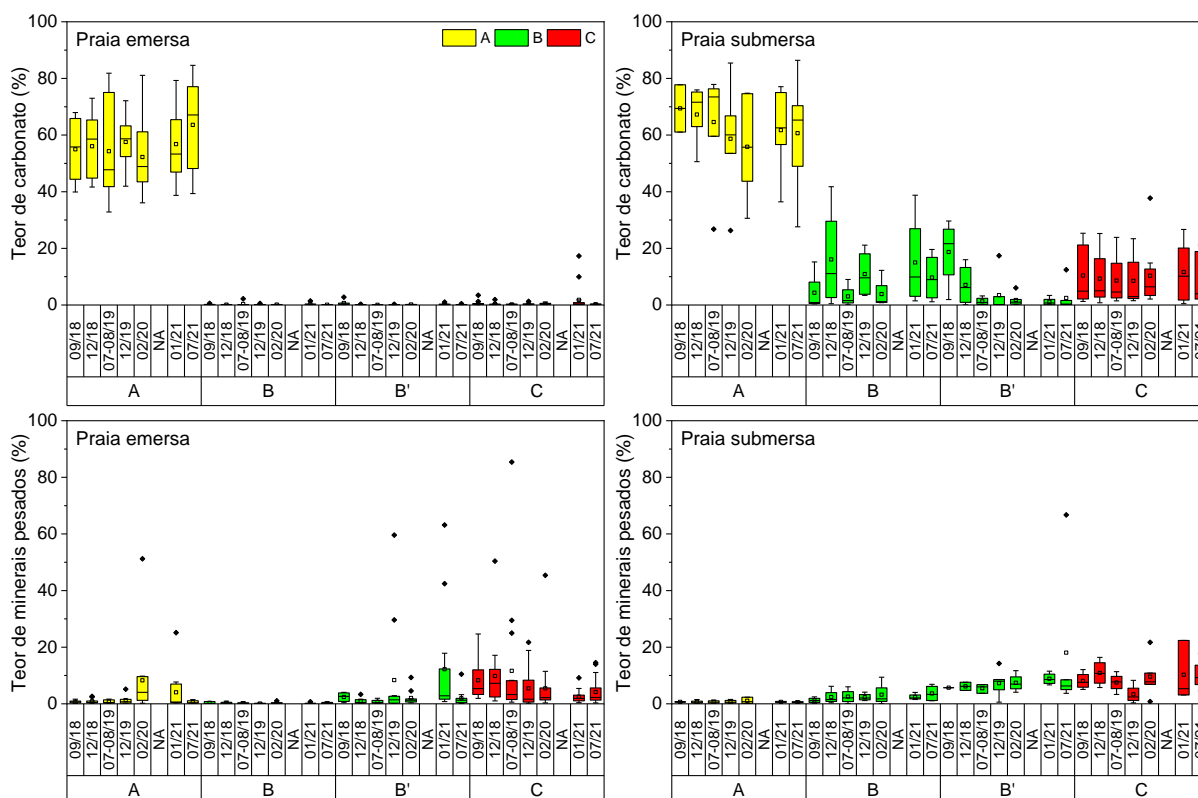
Os resultados indicam o agrupamento dos perfis quanto aos aspectos morfológicos, como presença de terraços (S2 e S3) e proximidade da desembocadura fluvial (S6, N1 e S7) que refletem também nas características sedimentológicas que serão analisadas a seguir.

As praias do Compartimento C (N3, N4 e N5) tendem a se agrupar com características dissipativas, baixa declividade da face praial e alta mobilidade, devido aos diversos momentos de espraiaamentos altos. E, por fim, mesmo sendo de compartimentos distintos e com distintas geomorfologias, as praias refletivas e intermediárias associadas aos terraços do Compartimento A (S1, S2 e S3) e as praias refletivas do Compartimento B (S4 e S5) são agrupadas pelas características morfológicas.

2.3.2 Sedimentologia das praias

As praias do Compartimento A são compostas predominantemente por areias biosiliciclásticas (Figura 18). Nestas praias, o percentual de bioclastos está associado à incrustação de organismos carbonáticos sobre os terraços de abrasão ao longo da antepraia e plataforma continental interna (Albino e Suguio, 2011; Albino *et al.*, 2016). Após a sua morte, esses organismos são retrabalhados por ondas e correntes de maré e passam a compor o sedimento praial (*Material Suplementar A4PMS1, Figuras 20 e 21*). Ao longo do monitoramento, não foram observadas grandes variações no teor médio de carbonato nos sedimentos da praia emersa (Figura 18). Na praia submersa, a diminuição dos teores de carbonato está associada aos sedimentos silicibioclásticos encontrados entre as rugosidades dos terraços de abrasão, possivelmente provenientes de estuários próximos, como observado por Albino (1999) (Figura 18).

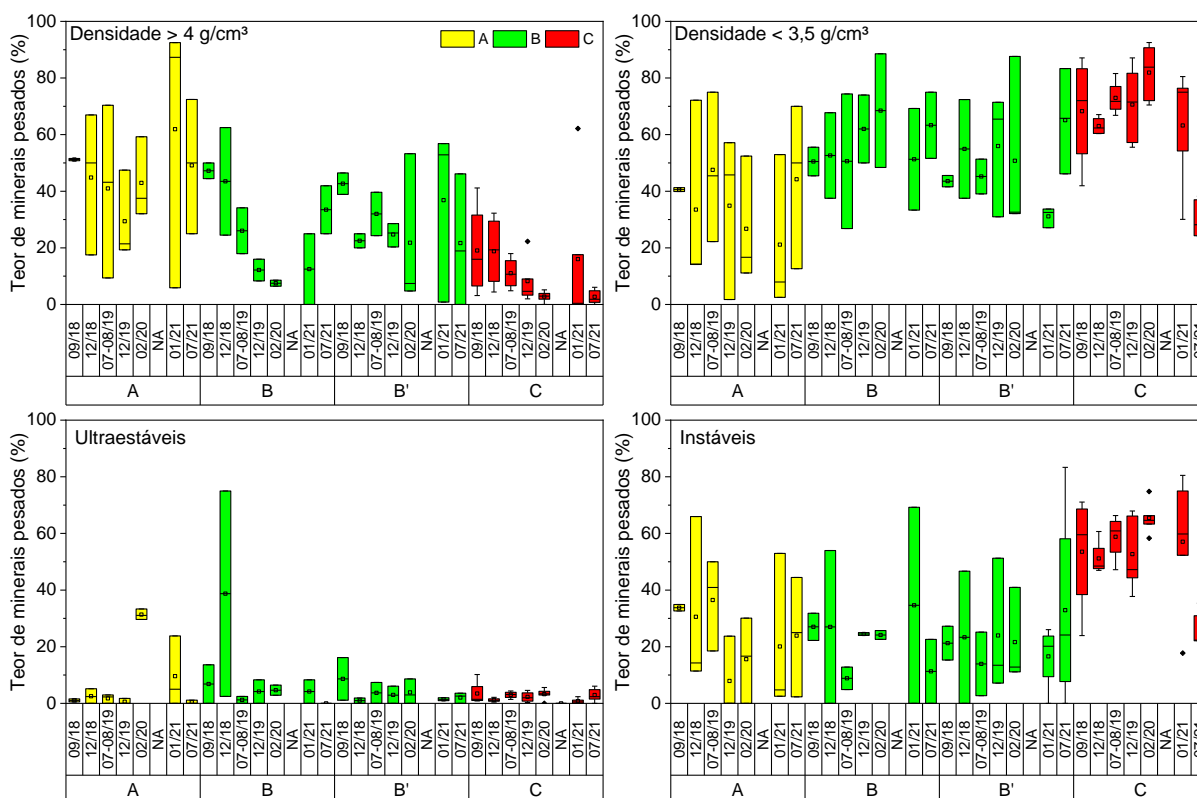
Figura 18: Caracterização composicional das areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B, B' e C ao longo do monitoramento. A Praia emersa engloba as subestações berma, face superior, face inferior e antepraia rasa e a Praia submersa (antepraia) refere-se as isóbatas de 5 m e 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Neste compartimento, as praias apresentaram teor médio de minerais pesados frequentemente inferior a 2% (Figura 18). Contudo, nos meses de fev/2020 e jan/2021, foram registrados teores mais elevados de minerais pesados na praia emersa, associados ao aumento relativo do nível médio do mar, em função da alta pluviosidade, e consequente recuo do perfil praiar (Figura 10, Figura 13 e Figura 18). Diversos estudos têm correlacionado a erosão praiar e o aumento nos teores de minerais pesados após eventos de tempestade (Rao, 1957; Cordes, 1966; Woosley *et al.*, 1975; Komar e Wang, 1984). Nessas condições, os minerais mais leves e mais abundantes, em sua maioria quartzo e feldspato, são preferencialmente mobilizados e transportados, ocasionando um recuo do perfil praiar e um acúmulo relativo de minerais pesados (Komar, 2007).

A seletividade na mobilização e no transporte dos sedimentos pode ainda ser observada dentro de um grupo de minerais pesados. As variações na densidade, granulometria e forma dos grãos podem gerar taxas diferenciais de transporte, que produzem diferentes padrões de deposição (Komar e Wang, 1984; Komar, 2007). Essas diferenças nas propriedades hidrodinâmicas dos grãos também foram observadas durante os meses de fev/2020 e jan/2021, a partir do aumento dos teores de minerais pesados mais densos em relação aos menos densos (Figura 19).

Figura 19: Principais minerais pesados identificados nas areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B, B' e C ao longo do monitoramento, categorizados em função da densidade e da estabilidade físico-química dos grãos. Minerais pesados com densidade superior a 4 g/cm³: zircão, rutilo, monazita e minerais opacos. Minerais pesados com densidade inferior a 3,5 g/cm³: anfibólio, turmalina, silimanita e epidoto. Minerais ultraestáveis: zircão, turmalina e rutilo. Minerais instáveis: anfibólio e epidoto. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

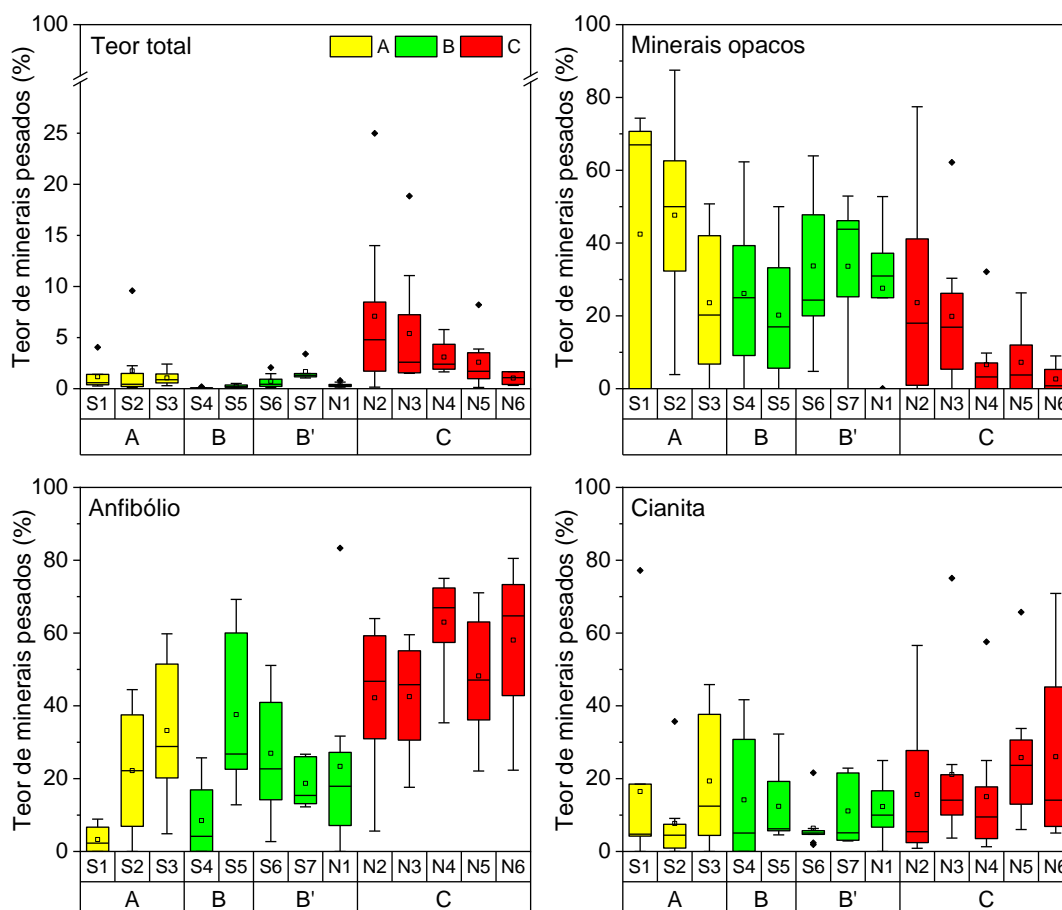


Os minerais pesados também podem ser analisados quanto à sua estabilidade físico-química, o que permite avaliar o grau de maturidade do pacote sedimentar (Van Gosen, *et al.*, 2014; Garzanti, 2017). Durante o período ressaltado, foi observado um aumento no teor de minerais ultraestáveis (Figura 19), possivelmente associado à erosão dos cordões arenosos à retroterra das praias, com disponibilização de sedimentos mais maduros para o sistema praial. Em geral, os minerais pesados identificados nas praias do Compartimento A parecem estar associados a fontes locais, em função da descontinuidade do padrão de distribuição dos principais minerais observados ao longo da costa (Figura 20).

Quanto à granulometria, os sedimentos da porção emersa das praias foram classificados como areias grossas a muito finas, com moderado a bom grau de seleção (Figura 21). Elevados teores de lama foram observados na praia emersa, nas campanhas de fev/2020 e jan/2021, associados aos elevados teores de minerais pesados (Figura 18 e Figura 21), geralmente, encontrados nas frações mais finas, porém dificilmente transportados em função da alta densidade dos grãos (Komar, 2007). Na antepraia, os sedimentos foram classificados como areia grossa a silte fino, com menor grau de seleção em relação aos sedimentos da praia emersa (Figura 21). Os sedimentos mais finos, com teores de lama de até 99%, foram observados preferencialmente na profundidade de 5 m, isolados entre as

rugosidades dos terraços de abrasão (Figura 22). Esses sedimentos estão possivelmente associados às cargas de estuários próximos, como mencionado anteriormente.

Figura 20: Teor total de minerais pesados e teor relativo dos principais minerais pesados identificados nas areias superficiais da face da praia ao longo da área de monitoramento.

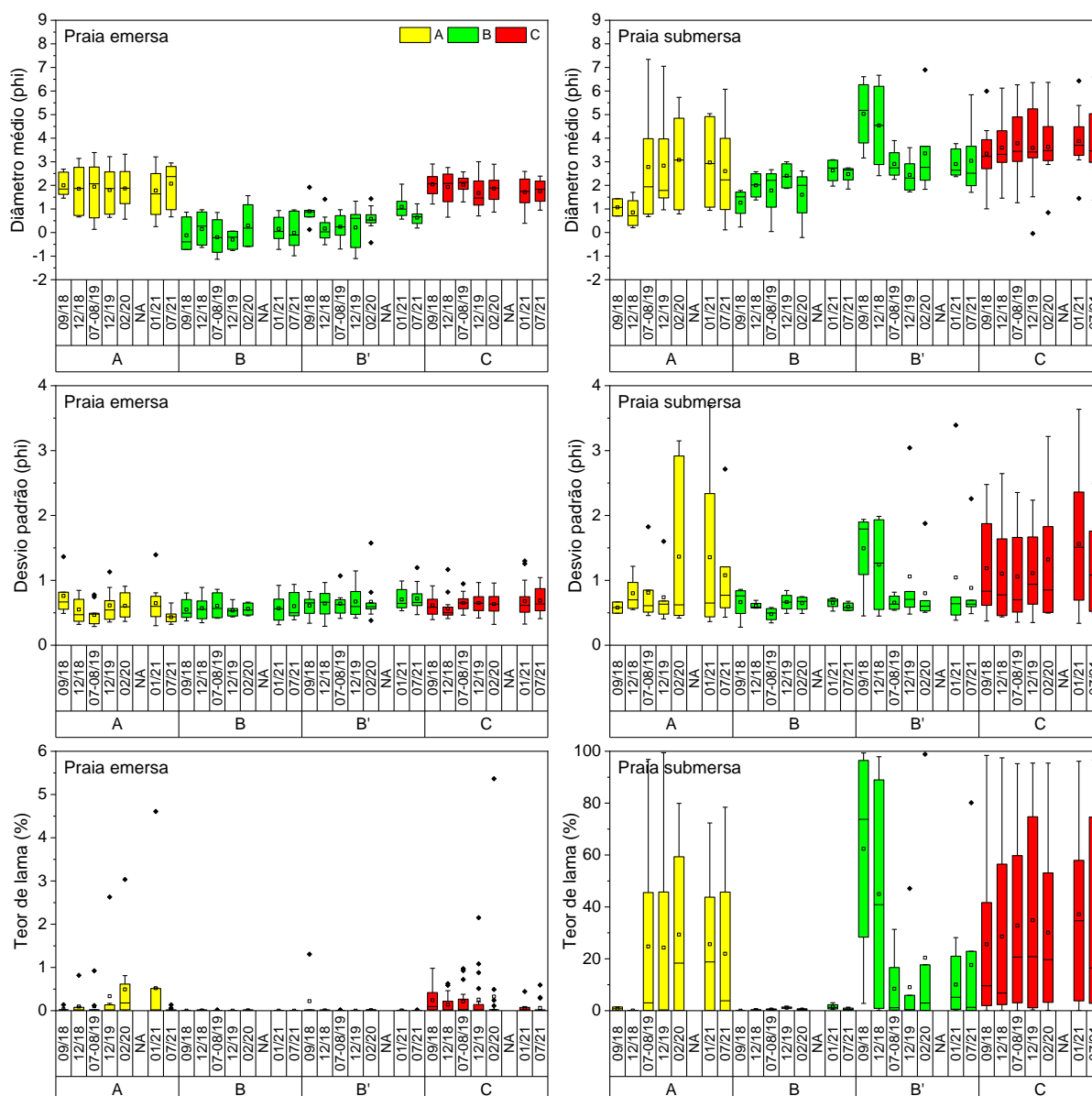


As praias dos Compartimentos B e B' são compostas essencialmente por areias siliciclásticas, contudo, elevados teores de carbonato foram observados na antepraia (Figura 18), provavelmente associados à contribuição marinha proveniente da plataforma continental (Albino, 1999; Quaresma *et al.*, 2015). De maneira geral, os maiores teores de carbonato foram observados durante as campanhas realizadas no período chuvoso, sob a atuação de ondas menos energéticas, que favorecem a deposição desses sedimentos, geralmente mais grossos (Figura 18).

Nestes compartimentos, os maiores teores de minerais pesados foram registrados na estação amostral mais próxima à desembocadura do Rio Doce (S7), com sistemática diminuição dos valores em direção às estações ao sul (S4, S5 e S6) e imediatamente ao norte da foz (N1) (Figura 20). Essa seletividade no transporte longitudinal de sedimentos ocorre, assim como no transporte transversal, em função das características hidrodinâmicas dos grãos de minerais pesados (Trask e Hand, 1985; Komar e Wang, 1984; Frihy e Komar, 1991; Li e Komar, 1992). Este comportamento pôde ainda ser observado dentro da assembleia de minerais. Assim, neste trecho do litoral, minerais pesados mais densos, como os

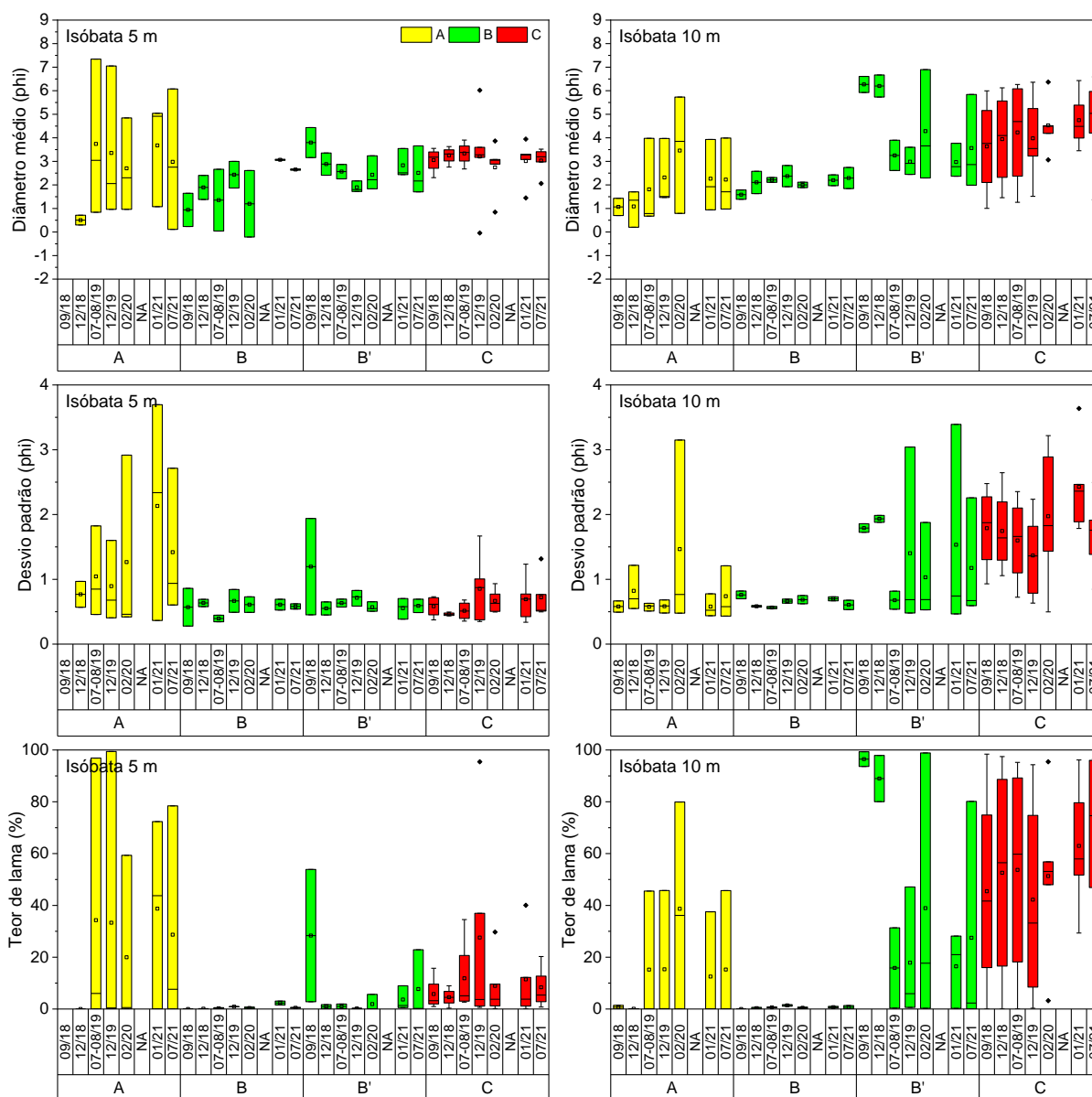
minerais opacos, apresentaram teores mais elevados próximo à desembocadura do rio, com progressiva diminuição com o distanciamento longitudinal, enquanto minerais pesados menos densos, como os anfibólios e cianitas, apresentaram comportamento inverso (Figura 20).

Figura 21: Caracterização granulométrica das areias superficiais das praias dos Compartimentos A, B, 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. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Ao longo do monitoramento, essas praias apresentaram teor médio de minerais pesados inferior a 6%, (Figura 18). Teores maiores que a média passaram a ser observados a partir de dez/2019, em função da inclusão da estação amostral S7, localizada na vila de Regência, próximo à desembocadura do Rio Doce (Figura 18). Em geral, os maiores teores de minerais pesados, em sua maioria minerais menos densos e instáveis, foram observados durante as campanhas realizadas no período chuvoso, associados ao maior aporte fluvial (Figura 19).

Figura 22: Caracterização granulométrica das areias superficiais nas profundidades de 5 e 10 m nas praias dos Compartimentos A, B, B' e C ao longo do monitoramento. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Com relação à granulometria, os sedimentos da praia emersa foram classificados como areias médias a muito grossas, com moderado a bom grau de seleção (Figura 21). Teores de lama de até 1,31% foram observados nesta porção do perfil praiar em set/2018, associados à um leve aumento no teor de minerais pesados (Figura 18 e Figura 21). Os sedimentos da antepraia variaram entre areias grossas a silte médio, com menor grau de seleção em relação aos sedimentos da praia emersa (Figura 21). Os sedimentos mais finos, com os maiores teores de lama, foram observados nas estações adjacentes à desembocadura do Rio Doce (Compartimento B'), preferencialmente na profundidade de 10 m (Figura 21 e Figura 22). De acordo com Quaresma *et al.* (2015), neste trecho do litoral, o processo de floculação favorece a deposição dos sedimentos lamosos provenientes do rio, contudo, a deposição só ocorre a partir da profundidade de 10 m, com a diminuição da influência das ondas e da descarga fluvial.

De maneira geral, ao longo do monitoramento, observou-se um afinamento dos sedimentos durante as campanhas realizadas no período chuvoso, possivelmente associado ao aumento da vazão e da carga sedimentar do rio para as praias (Figura 21 e Figura 22). Esse padrão foi mais claramente observado nas estações amostrais mais distantes da desembocadura do Rio Doce (Compartimento B), que recebem o sedimento fluvial fino transportado pela deriva litorânea, depositado sob condições de menor energia das ondas.

As praias do Compartimento C são compostas predominantemente por areias siliciclásticas. No entanto, elevados teores de carbonato foram observados na antepraia (Figura 18), possivelmente associados, assim como nos Compartimentos B e B', à contribuição marinha proveniente da plataforma continental. Ao longo do monitoramento, não foram observadas variações significativas no teor médio de carbonato.

Esse compartimento inclui as praias com os mais elevados teores de minerais pesados, que diminuem progressivamente com o distanciamento da desembocadura do Rio Doce (Figura 20). Este padrão foi igualmente observado para os minerais pesados mais abundantes. Ao longo deste trecho do litoral, os teores de minerais pesados mais densos (minerais opacos) diminuem sistematicamente em direção ao norte da área de monitoramento, enquanto os minerais menos densos (anfibólios e cianitas) passam a ser mais abundantes (Figura 20). Os elevados teores de minerais pesados, bem como a assembleia de minerais identificada, corroboram o transporte preferencial de sedimentos do Rio Doce de sul para norte pela deriva litorânea, conforme descrito por Oliveira *et al.* (2015). A abundância de minerais pesados mais instáveis, em sua maioria anfibólios, reflete ainda o aporte recente do rio.

Os maiores teores de minerais pesados foram observados na campanha de jun/2019, associados à intensificação das ondas e consequente recuo do perfil praias (Figura 8, Figura 18 e Figura 23). Como descrito anteriormente, nessas condições, os minerais mais leves são preferencialmente mobilizados e transportados gerando um acúmulo relativo de minerais pesados (Komar, 2007).

Em geral, os sedimentos da porção emergida das praias foram classificados como areias grossas a finas, com moderado a bom grau de seleção (Figura 21). Teores de lama de até 5,37% foram observados na praia emergida, associados aos elevados teores de minerais pesados (Figura 18 e Figura 21). Na antepraia, os sedimentos variaram entre areias médias a silte médio, com menor grau de seleção em relação aos sedimentos da praia emergida (Figura 21). Elevados teores de lama foram consistentemente observados nas praias deste compartimento na profundidade de 10 m (Figura 22), possivelmente associados à carga sedimentar do Rio Doce transportada pela deriva litorânea.

Ao longo do monitoramento, foi observado um leve afinamento dos sedimentos, durante as campanhas realizadas no período seco, possivelmente associado à intensificação do transporte de sedimentos pela deriva litorânea (Figura 21). Segundo Oliveira *et al.* (2015), neste período ocorrem as maiores taxas de transporte longitudinal de sedimentos, em função da atuação de ondas do quadrante sul. Durante essas campanhas, foi observado ainda um aumento relativo no teor de minerais pesados menos densos, que são preferencialmente transportados pela deriva litorânea (Figura 19).

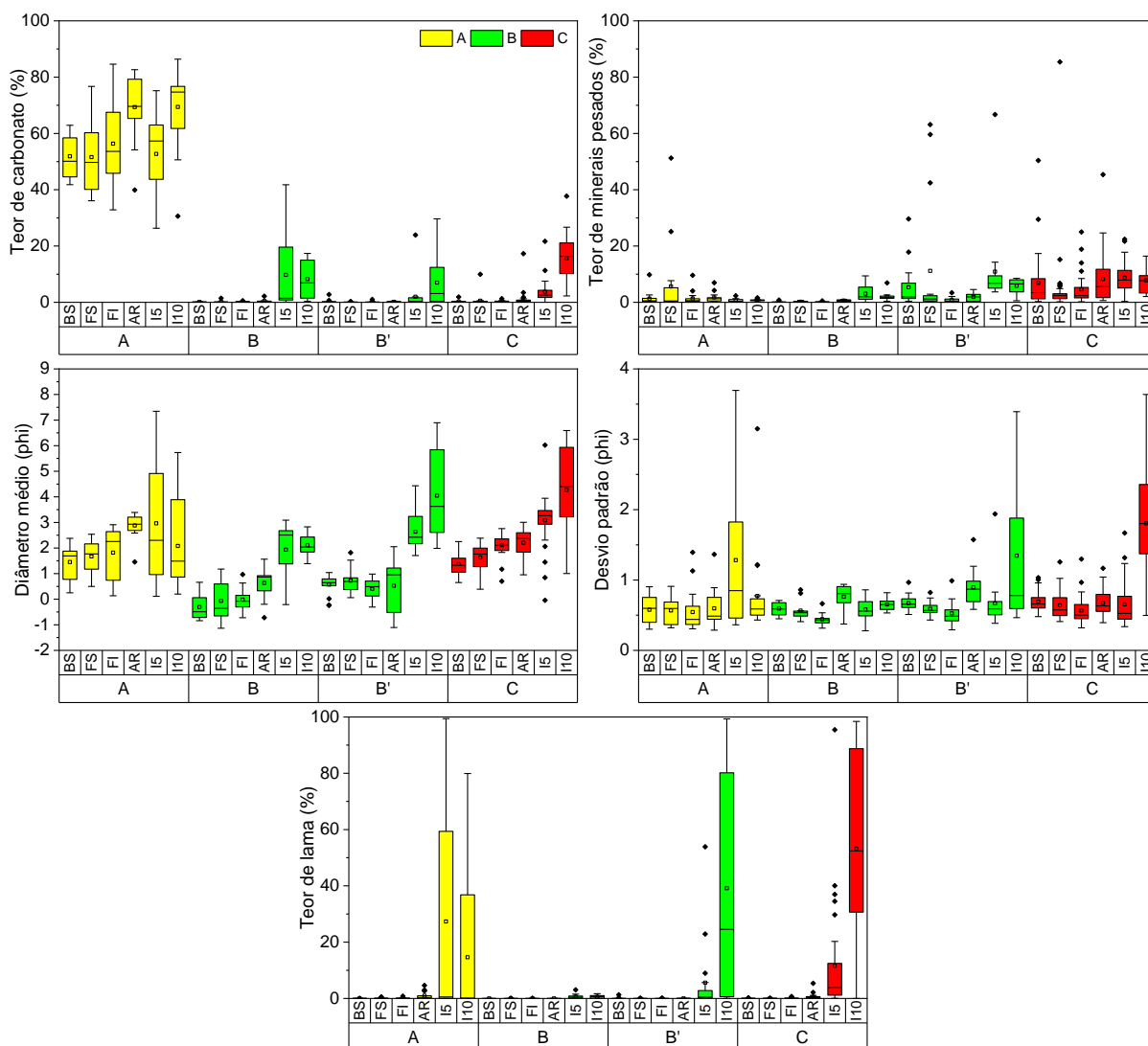
Figura 23: Acúmulo de minerais pesados na face praial, em junho de 2019, associado à intensificação das ondas. Praia de Degredo (N2), Compartimento C.



Ao longo dos perfis praias, não foram observadas diferenças significativas quanto à composição dos sedimentos, que já não tenham sido destacadas na descrição dos compartimentos (Figura 24). O padrão observado ao longo da área monitorada é justificado pelas principais fontes sedimentares da região. A distribuição granulométrica dos sedimentos, por sua vez, é função dos processos hidrodinâmicos, que impõem respostas diferenciadas sobre o diâmetro e grau de seleção dos grãos. Em geral, sedimentos mais grossos e pouco selecionados são encontrados na face da praia e na antepraia rasa associados a processos turbulentos como os de arrebentação, espraçamento e refluxo das ondas (Komar, 1998). A redução na atuação desses processos em direção à berma e à antepraia mais profunda favorece o afinamento e o selecionamento dos sedimentos nas duas extremidades do perfil praial.

Nas praias do Compartimento A, os terraços de abrasão influenciam os processos hidrodinâmicos em função da variação dos níveis de maré. Nestas praias, durante a baixa-mar, parte da energia das ondas é dissipada pelos terraços de abrasão, reduzindo a quantidade total de energia que chega na face da praia (Muñoz-Pérez *et al.*, 1999; Marshall e Stephenson, 2011; Ogawa *et al.*, 2011, 2015; Ogawa, 2013). Em contrapartida, durante a preamar, a atenuação das ondas é reduzida e os terraços proporcionam o empilhamento das ondas junto à costa, concentrando a energia das ondas na porção emersa do perfil praial (Jackson e Cooper, 2009; Souza e Albino, 2020).

Figura 24: Caracterização transversal dos perfis praias quanto a composição e granulometria das areias das praias dos Compartimentos A, B, 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.



Condicionadas às particularidades hidrodinâmicas destas praias, areias mais grossas são encontradas desde a berma até a face inferior da praia, enquanto a antepraia caracteriza-se por um afinamento dos sedimentos (Figura 24). A presença de areias mais grossas na antepraia pode estar associada, por sua vez, à proximidade da área fonte. Neste compartimento, as praias apresentaram perfis estreitos, com ausência de berma ou berma pouco desenvolvida, justificando, assim, a zonação granulométrica pouco evidente na praia emersa (Figura 24).

No Compartimento B', as praias apresentaram a zonação granulométrica esperada (Figura 24). No entanto, as praias do Compartimento B apresentaram areias mais grossas na praia emersa com progressivo afinamento em direção à antepraia (Figura 24). A alta declividade dos perfis batimétricos, característico destas praias, favorece os tipos de arrebentação ascendente e colapsante. Nestas condições, a praia apresenta reduzida zona de surfe e grande parte da energia das ondas é refletida pela face da praia, promovendo a retirada de sedimentos mais finos, que são transportados em direção à antepraia (Davidson-Arnott, 2010).

Nas praias do Compartimento C, a ausência do padrão transversal esperado pode estar associada às constantes trocas transversais de sedimento entre a praia emersa e submersa, características de praias intermediárias (Figura 24). A troca de sedimentos entre a face praial e os bancos arenosos da antepraia, caracterizados por areias mais finas, afina os sedimentos desde a face superior, onde o espraçamento é mais frequente, até a antepraia (Figura 24).

De maneira geral, em todos os compartimentos, as areias da praia emersa apresentaram moderado a bom grau de seleção (Figura 24). Na antepraia, os elevados valores de desvio padrão estão associados aos elevados teores de lama (Figura 24). Nas praias do Compartimento A, os depósitos de lama estão possivelmente associados à carga sedimentar de estuários próximos. Nos Compartimentos B e B', estes depósitos podem ser justificados pela proximidade da desembocadura do Rio Doce, enquanto no Compartimento C estão associados ao sentido preferencial de atuação da deriva litorânea.

2.3.3 Síntese dos aspectos morfodinâmicos

Ao longo do monitoramento, a morfodinâmica da praia adotou como hipótese que o despejo de granulometria fina dos sedimentos em uma costa exposta e de alta energia teria como respostas e possíveis indicadores de impactos: (a) o ajuste morfodinâmico, baseado na relação entre morfologia e granulometria; (b) o incremento de sedimentos oriundos da planície fluvial, que poderia ser verificado pela alta contribuição de minerais pesados, representados por teores superiores aos esperados para sistemas praias, e pela representatividade de minerais instáveis, que indicam aporte recente, e (c) o incremento de teores de lama, seja na antepraia mais rasa e ainda na praia emersa, onde esta fração não é comumente verificada.

Como uma das respostas, foram observados os altos teores de lama na praia e antepraia. Assim que alcançaram a região costeira, a lama e os rejeitos associados ao rompimento da Barragem de Fundão 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 é efetuada gradativamente ao longo do tempo pelas ondas e correntes atuantes. Contudo, foi observado que, além dos altos volumes despejados após o acidente, há o persistente aporte durante os períodos chuvosos, constatados pelos dados de maior vazão fluvial e maiores concentrações de lama na antepraia.

A partir da determinação de profundidade de fechamento do perfil praial, segundo a equação proposta por Hallemeier (1981), que considera o valor de H_s (média do 1/3 das ondas mais altas) e o desvio padrão desta porção ($d = 2H_s + 11\alpha$), foi obtida a profundidade de 7,6 m. Esta profundidade aponta que a mobilização, e posteriores transportes transversal e longitudinal dos sedimentos, é efetivo ao longo do perfil desde os 7,6 m de profundidade na antepraia até o espraçamento máximo.

Desta forma, a energia das ondas na costa exposta teria a competência de expulsar as frações de lama para maiores profundidades, caracterizadas por menor energia das ondas, desde que o aporte não seja

persistente e/ou o volume de sedimentos seja alto. Contudo, ao longo do monitoramento, a presença de lama foi verificada na antepraia rasa (zona de arrebentação) e nas profundidades de 5 m e 10 m, nesta última em maiores teores e profundidades aquém do perfil de fechamento.

A contribuição do sedimento fluvial lamoso depositado próxima à linha de costa e sob a zona de empinamento e arrebentação das ondas influencia a morfologia da praia, principalmente nas proximidades da desembocadura do Rio Doce. A complexidade hidrológica e o aumento relativo do nível do mar junto à foz em função da vazão e padrão oceanográficos são responsáveis pela alta mobilidade da linha de costa (Albino e Suguio, 2010). Sob condições da alta vazão, há o incremento dos níveis marinhos, o que pode resultar em erosão das margens costeiras próximas à desembocadura, sendo a adaptação morfológica ainda influenciada pela granulometria, um fator de complexidade; que com a presença da lama na antepraia amortecer 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, espriamentos 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 (Compartimento B'), 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. Os teores de minerais pesados, assim como a identificação dos mais instáveis, foram utilizados para corroborar o sentido da deriva litorânea, assim como a localização atual e preferencial da deposição dos sedimentos de origem fluvial.

A deposição de sedimentos lamosos e arenosos na antepraia das praias do Compartimento C imprime características dissipativas, com 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. Destaca-se neste compartimento o enriquecimento de arsênio (As), associado à formação geológica do substrato e aos processos de transporte dissipados no compartimento. Este tema foi abordado recentemente por Souza *et al.* (2022), considerando que elevadas concentrações de arsênio podem estar associadas à geologia local, e será discutido com maiores detalhes a seguir, no item 3.4 deste documento.

O monitoramento indicou que a lama de rejeito encontra-se presente na antepraia das praias estudadas e é ocasionalmente transportada para a praia emersa.

Os padrões hidrológicos e meteorológicos indicaram que no período chuvoso, há incremento do aporte de lama proveniente da bacia hidrográfica do Rio Doce, que, uma vez na antepraia, é moderadamente transportada pelas ondas do período que se encontram menos intensas. No período seco, a lama depositada na antepraia e plataforma é remobilizada pelas ondas mais energéticas do período, conferindo sua alta distribuição espacial. Desta forma, confere-se às praias, apesar da resiliência do ambiente, uma realimentação sazonal dos impactos da lama sobre o sistema praial. Houve diferenças nos aspectos da dinâmica costeira para os três anos de monitoramento realizados até o momento. O primeiro ciclo iniciado em set/2018 (2018–2019) foi marcado pela ocorrência de eventos de maior energia de ondas com maior frequência e intensidade que os demais anos. No segundo ciclo (2019–2020) foram registrados maiores volumes de pluviosidade na bacia hidrográfica, com consequente aumento da vazão do Rio Doce. No terceiro ciclo (2020–2021), houve diminuição tanto dos parâmetros hidrológicos do Rio Doce quanto dos parâmetros meteoceanográficos observados nos períodos anteriores. Portanto, para cada um dos três períodos do monitoramento verificam-se respostas distintas na morfodinâmica das praias, com prováveis consequências na geoquímica e na fauna bentônica.

As características geomorfológicas distintas entre os Compartimentos A, B e C, bem como 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.

2.4 GEOQUÍMICA

O conjunto de dados dessa seção aborda aspectos relacionados à concentração elementar no sedimento das praias dos Compartimentos A, B, B' e C, ao longo do período de monitoramento, considerando-se apenas as campanhas que foram realizadas de maneira integrada pelos três subprojetos. As concentrações dos elementos aqui apresentados correspondem à fração pseudo total

no sedimento, as quais apresentaram diferenças relevantes sob aspecto espacial ou temporal. A fração biodisponível dos elementos químicos no sedimento, concentração dos elementos no material particulado em suspensão (MPS) e aspectos relacionados a composição mineralógica do sedimento estão disponíveis no *Material Suplementar A4PGS1*.

2.4.1 Análise exploratória de dados para as amostras da praia emersa, antepraia rasa, isóbata 5 m e isóbata 10 m em função dos compartimentos geomorfológicos

Inicialmente, uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada visando uma interpretação preliminar dos dados, uma vez que o número de amostras analisadas e variáveis determinadas foi elevado. A partir desta análise foi possível verificar as possíveis tendências entre as amostras analisadas.

Desta forma, a Figura 25 apresenta a distribuição das amostras provenientes da praia emersa e antepraia rasa. É possível observar no gráfico de escores (Figura 25a) uma tendência de formação de 2 grandes grupos de amostras. Um grupo é formado pelas amostras do Compartimento A (amarelo), as quais estão agrupadas no quadrante negativo da PC1 e positivo da PC2, e são bem diferentes quando comparadas com as amostras dos Compartimentos B (verde) e C (vermelho). Esse agrupamento tem alta correlação com os elementos químicos As, Ba, Hg, Mn, Ni, e V, conforme apresentado no gráfico de pesos (Figura 25b). Cabe ressaltar que esse padrão de agrupamento das amostras coletadas na parte emersa e na antepraia rasa do Compartimento A tem apresentado o mesmo perfil ao longo de todo o monitoramento executado no âmbito do PMBA/Fest-RRDM.

Os Compartimentos B (verde) e C (vermelho), formam um grande grupo de amostras com tendência a dividir-se em dois subgrupos. Um desses subgrupos está com as amostras distribuídas entre o quadrante negativo da PC1 e PC2. Essas amostras pertencem às estações amostrais (S6 e S7) do Compartimento B que estão localizadas próxima à desembocadura do Rio Doce, e pelas estações amostrais (N4, N5 e N6) do Compartimento C que estão sujeitas à deposição associada ao transporte de sedimentos pela deriva litorânea. Estes sedimentos possuem alta correlação com os elementos Al, Co, Cr, Cu, Fe, Pb e Zn. O outro subgrupo de amostras está localizado no quadrante positivo da PC1 e PC2 e possuem menores concentrações dos elementos supracitados. De forma geral, há uma tendência de maiores concentrações dos elementos químicos característicos do rejeito de mineração da Barragem de Fundão na praia emersa e antepraia rasa das praias dos Compartimentos B e C, indicando que esses compartimentos foram os mais impactados.

A Figura 26a mostra o comportamento das amostras dos Compartimentos A, B e C para o perfil da praia submersa (isóbatas de 5 e 10 m), e não é possível observar um agrupamento entre as amostras do Compartimento A, B e C. Contudo, observa-se uma tendência à formação de dois grupos com amostras de todos os compartimentos. O primeiro grupo está localizado na parte positiva da PC1 e é formado por muitas amostras dos Compartimentos A, B e C. Essas amostras são provenientes majoritariamente das isóbatas de 5 m e possuem as menores concentrações dos elementos químicos

analisados, como pode ser visto na Figura 26b. Um segundo grupo de amostras está disperso ao longo da parte negativa da PC1 e contém muitas amostras de todos os compartimentos. Grande parte dessas amostras pertencem às isobátas de 10 m e tem as maiores concentrações dos elementos químicos analisados, como indicado na Figura 26a. Destaca-se ainda que grande parte dessas amostras pertencem aos Compartimentos B e C e são mais impactadas pelas possíveis ações do Rio Doce. 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.

Figura 25: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das amostras da praia emersa e antepraia rasa; Compartimento A (amarelo); Compartimento B (verde) e Compartimento C (vermelho) coletadas no Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

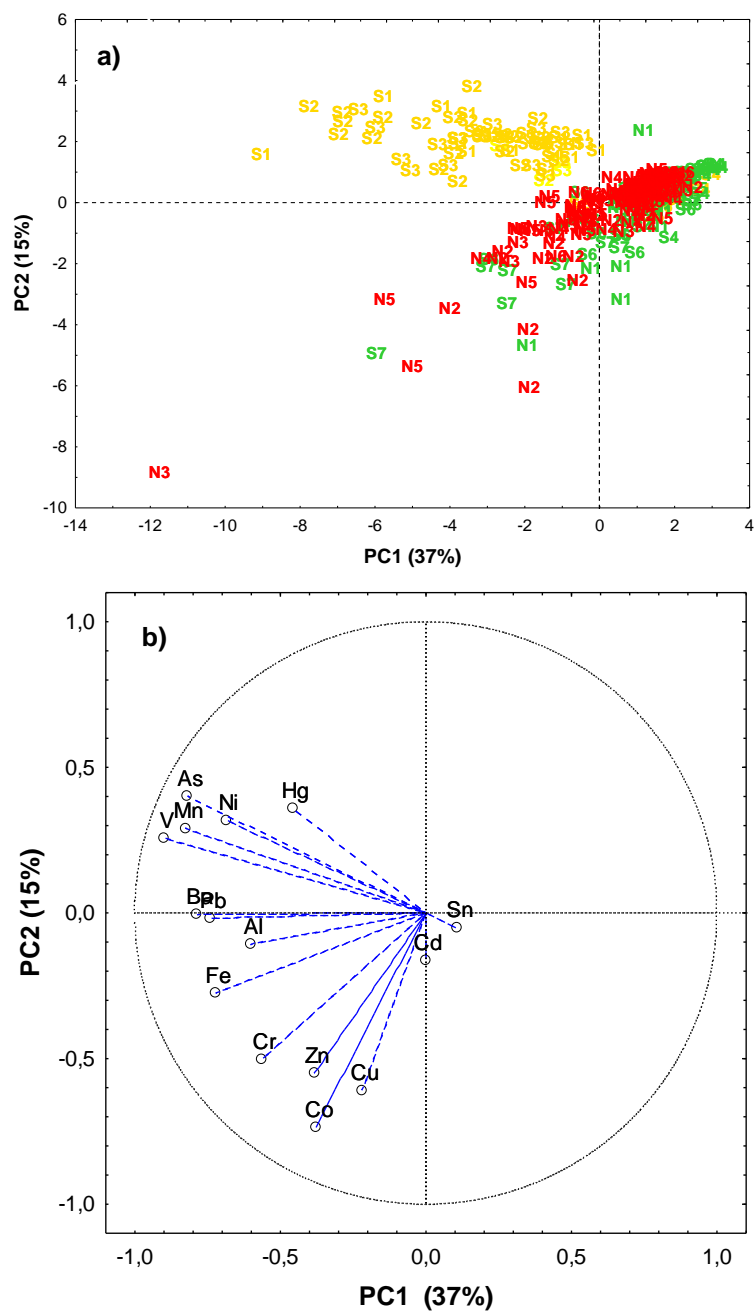
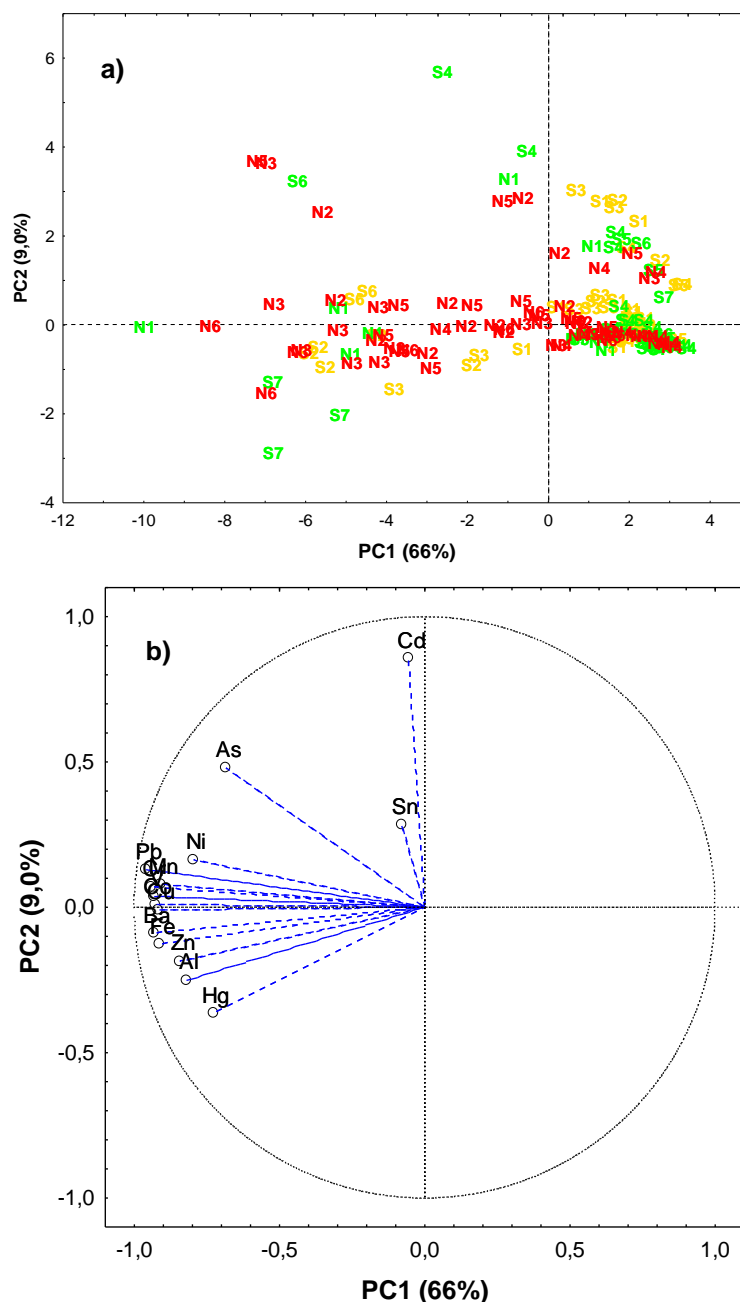


Figura 26: Escores (a) e pesos (b) para PC1 e PC2 em função das amostras da praia submersa; Compartimento A (amarelo); Compartimento B (verde) e Compartimento C (vermelho) coletadas no Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.



2.4.2 Avaliação espaço-temporal da concentração elementar nas praias

O Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA/Fest-RRDM), desde sua implantação em 2018, tem apresentado o panorama de contaminação em relação à presença de elementos químicos potencialmente tóxicos nas diferentes feições das praias estudadas (berma, face superior, face inferior, antepraia rasa e isóbatas de 5 e 10 m).

As praias do Compartimento A [S1 (Mole), S2 (Formosa) e S3 (Putiri)], apesar de estarem menos sujeitas à influência direta da ação do Rio Doce, seja pela ação da deriva litorânea ou pela dispersão da pluma, apresentam alta concentração de alguns elementos químicos (Al, As, Ba, Cr, Fe, Mn, Ni e Pb) na face inferior e isóbata de 5 m. Esse compartimento possui algumas particularidades devido à presença de formações lateríticas, que compõem os terraços de abrasão. Essas formações geológicas limitam as trocas transversais de sedimentos entre a praia e a plataforma e, aliada às características geoquímicas desse compartimento, resulta na fixação dos elementos químicos no sedimento. Esse comportamento é mais pronunciado na praia de Formosa, onde pode-se encontrar um alto teor de lama na isóbata de 5 m, o que reflete na alta concentração dos elementos químicos analisados. Vale ressaltar que Al, Fe, Mn e Cr, por exemplo, estão associados com a presença de rejeito de minério de ferro. De maneira geral, não foi observado no Compartimento A uma grande variabilidade da concentração dos elementos encontrada ao longo dos três anos de monitoramento, exceto para o Ni, quando analisa-se o histórico de resultados das demais campanhas realizadas no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, como pode ser observado na Figura 27, Figura 28 e Figura 29.

O Compartimento B (S4-Barra do Riacho e S5-Comboios) e B' (S6-Rebio Comboios, S7-Regência e N1-Povoação) se diferenciam quanto aos elementos químicos, tanto no valor absoluto da concentração quanto na variabilidade (Figura 27, Figura 28 e Figura 29). No Compartimento B', foi observada uma maior variabilidade, principalmente na face inferior e isóbata 5 m, na concentração de alguns elementos químicos, como Al, Ba, Fe e Cr, em relação ao Compartimento B. Esse comportamento indica que distribuição de elementos químicos nas estações amostrais do Compartimento B' são fortemente influenciadas pelo Rio Doce. Como a face inferior e isóbata de 5 m estão sujeitas à ação das ondas, isso torna esses pontos do perfil praias muito dinâmicos, o que reflete na concentração dos elementos químicos.

Uma observação que merece destaque e pode ser visualizada quando o perfil transversal é apresentado na Figura 30, está relacionada à isóbata de 5 m do Compartimento A. Os valores médios de alguns elementos químicos 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 avaliada na estação amostral praia Formosa (S2). Dados de batimetria indicam que existe uma “depressão” encontrada nessa isóbata e que conserva sedimento fino (lamoso), impedindo, em condições de baixa energia de onda, a troca de sedimento com a isóbata de 10 m. Destaca-se que a isóbata de 10 m avaliada em Formosa (S2) é composta majoritariamente por carbonato, e essa mesma observação pode ser considerada para as demais isóbatas de outras estações que compõem o Compartimento A (Figura 18). Assim sendo, os valores médios de concentrações presentes na Figura 30 para a isóbata de 5 m estão sendo fortemente influenciados pela praia de Formosa (S2), e esses valores acabam não descrevendo a realidade para as isóbatas de 5 m no Compartimento A. Essa observação ressalta 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.

Figura 27: Distribuição espaço-temporal da concentração elementar no sedimento da face inferior das praias dos Compartimentos A, B, B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

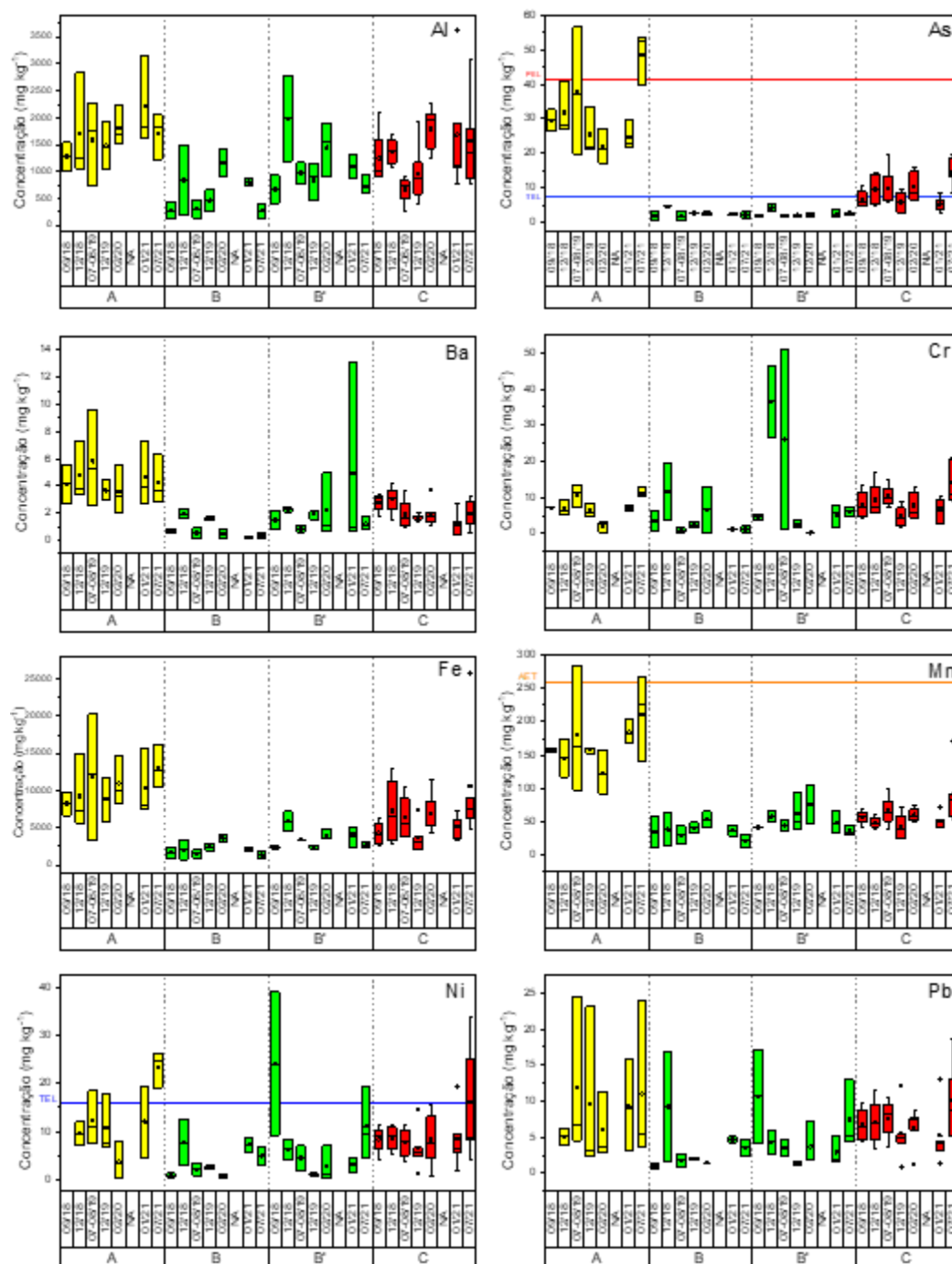


Figura 28: Distribuição espaço-temporal da concentração elementar no sedimento da isóbara 5 m das praias dos Compartimentos A, B, B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

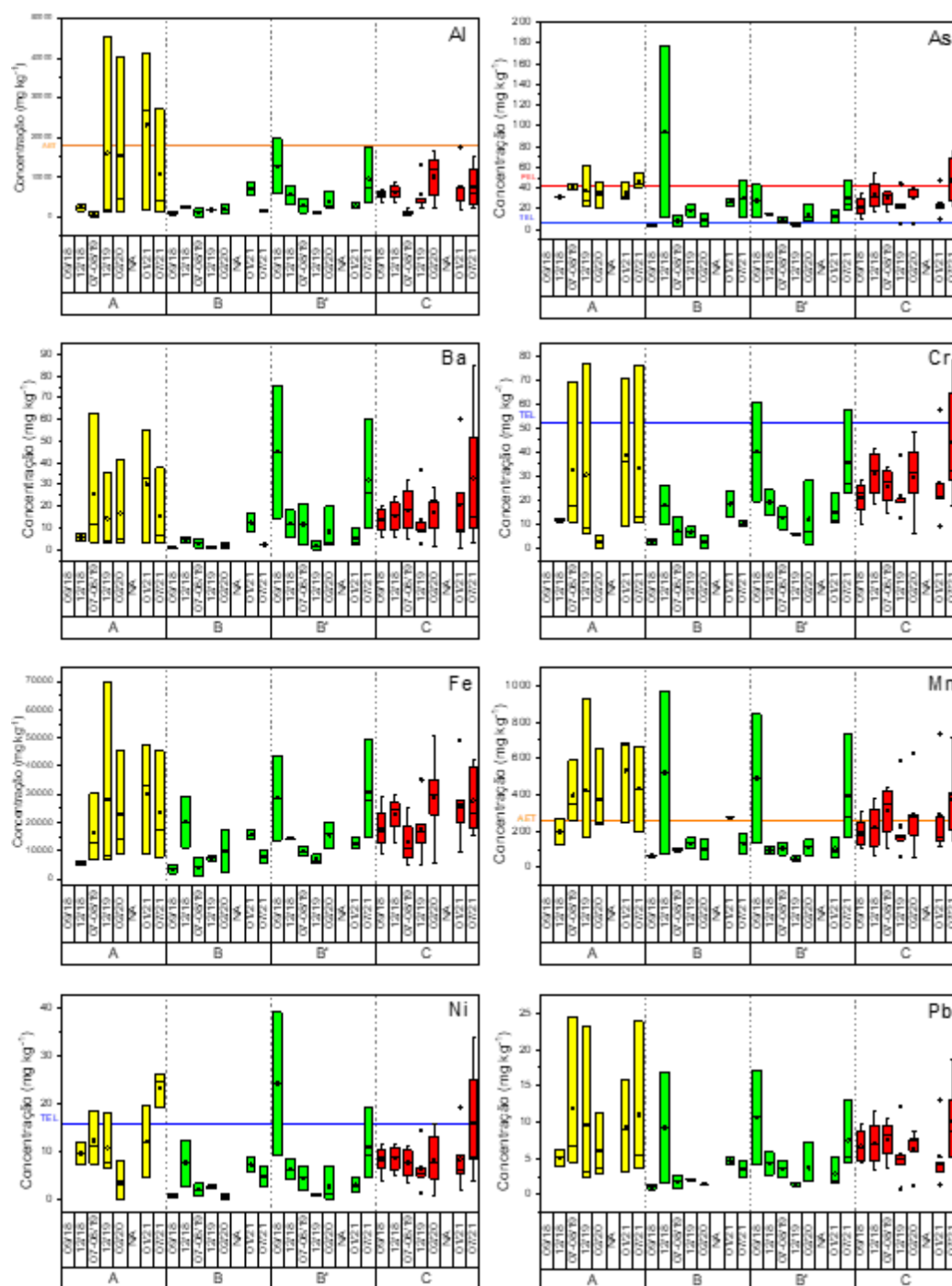


Figura 29: Distribuição espaço-temporal da concentração elementar no sedimento da isóbeta 10 m das praias dos Compartimentos A, B, B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

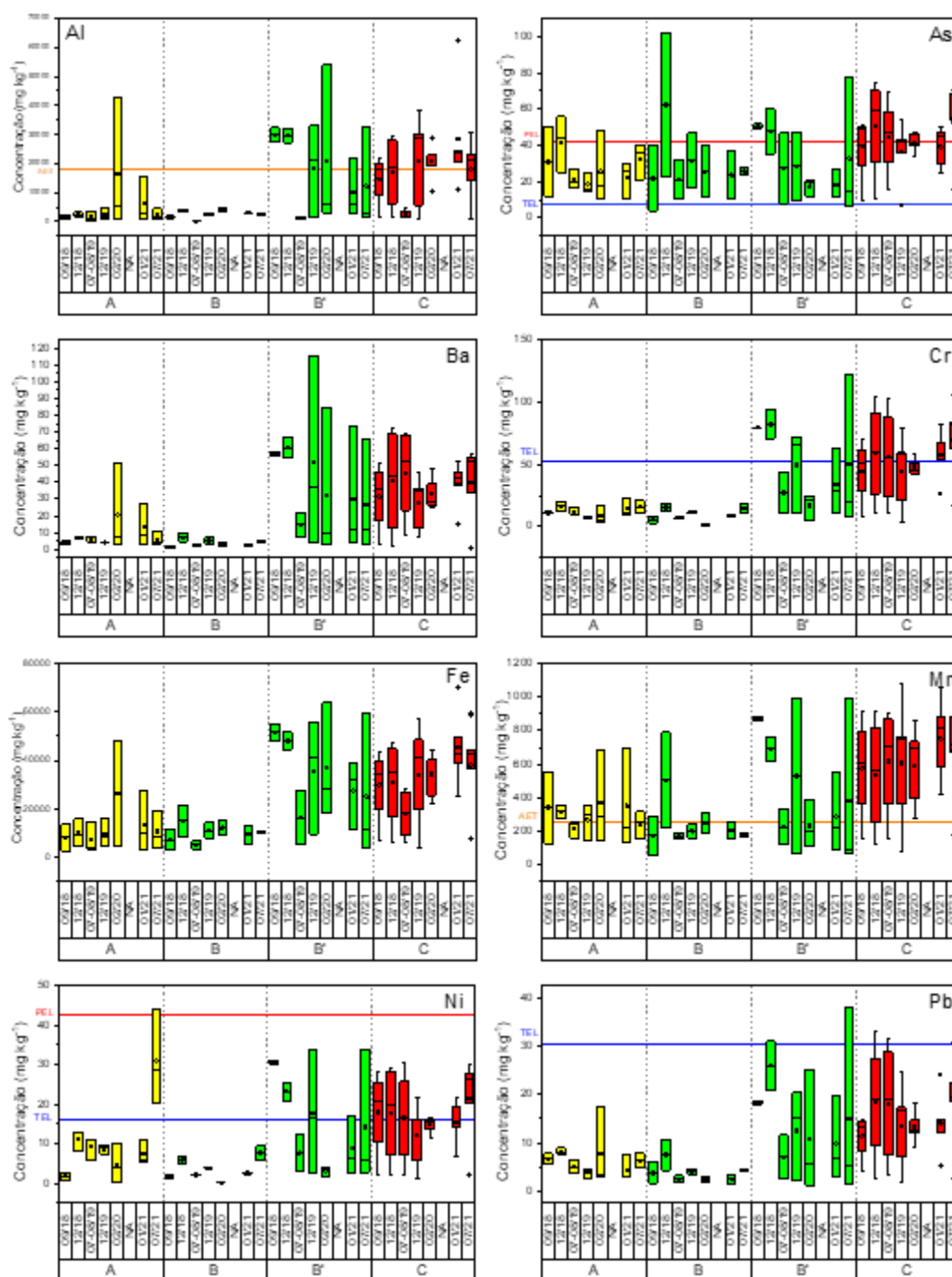
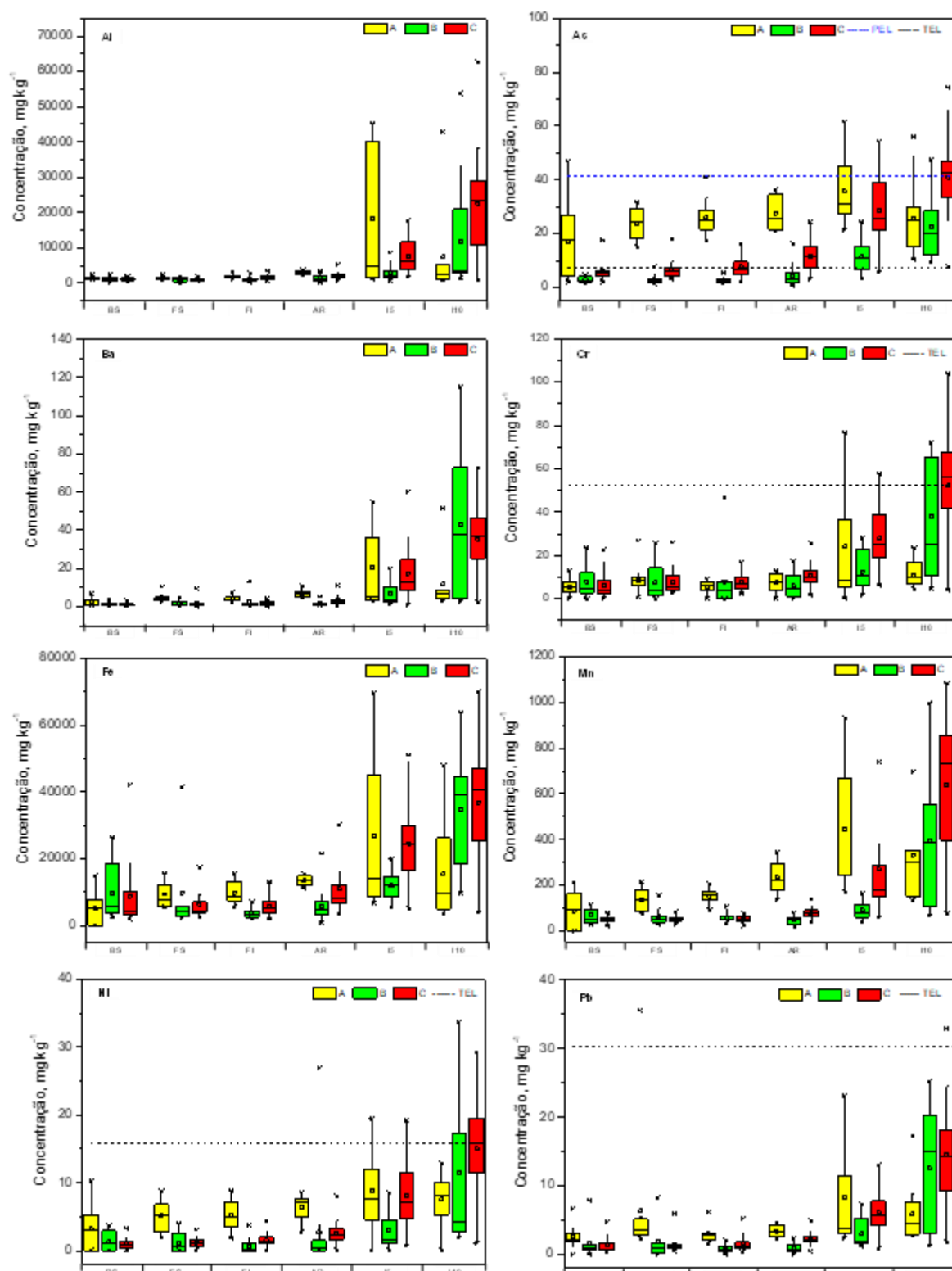


Figura 30: Avaliação transversal dos elementos químicos na praia emersa: berma (BS), face superior (FS), face inferior (FI) e antepaia rasa (AR); e submersa: isóbatas de 5 m (I5) e 10 m (I10) ao longo dos Compartimentos A, B e C.



Para uma melhor avaliação do comportamento da concentração dos elementos químicos ao longo do tempo de monitoramento no âmbito do PMBA/Fest-RRM, foi feita uma comparação com dados gerados

pela Aplysia Soluções Ambientais (2016). Logo após a chegada do rejeito de minério de ferro no litoral capixaba, esta empresa realizou amostragens de água e sedimentos na região da foz do Rio Doce, avaliando, dentre outros parâmetros, a concentração de ferro (Aplysia Soluções Ambientais, 2016). Esta empresa realizou três campanhas (11/2015, 12/2015 e 01/2016) e os resultados obtidos para Fe na face inferior da praia REBIO de Comboios (S6) apresentaram valores entre 1.552 mg kg⁻¹ e 3.577 mg kg⁻¹. Ao se comparar esses valores com os valores obtidos nos estudos do PMBA/Fest-RRDM, percebe-se que as concentrações de Fe na face inferior não apresentam tendência de diminuição ao longo do tempo, como pode ser observado na Figura 27.

Maiores valores das concentrações dos elementos químicos foram observados nas amostras da isóbata de 10 m dos Compartimentos B' e C (Figura 29), evidenciando, de maneira muito clara, a influência do Rio Doce e das condições hidrodinâmicas de deposição sobre a distribuição espacial dos elementos químicos ao longo da malha amostral avaliada. De maneira geral, as concentrações dos elementos químicos nos Compartimentos A e B são significativamente menores do que aquelas encontradas nos Compartimentos B' e C. A separação mais detalhada do Compartimento B, conforme proposto no início da execução do PMBA/Fest-RRDM, evidenciou uma expressiva diferença entre as praias S4 e S5 das praias S6, S7 e N1. A proximidade do Compartimento B' da desembocadura do Rio Doce faz com que as praias desse compartimento recebam aporte constante de lama. Além disso, o Compartimento C é o que mais se destaca, com as maiores médias de concentração dos elementos químicos analisados. Esse fato pode estar relacionado 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). Assim sendo, pode-se 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.

Pode ser observado ainda principalmente nas amostras de sedimento da isóbata 10 m, que houve um aumento da concentração de alguns elementos no Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, indicando uma nova entrada de material oriundo do Rio Doce, caracterizando assim um aporte recente no ambiente praias associado às condições fluviais.

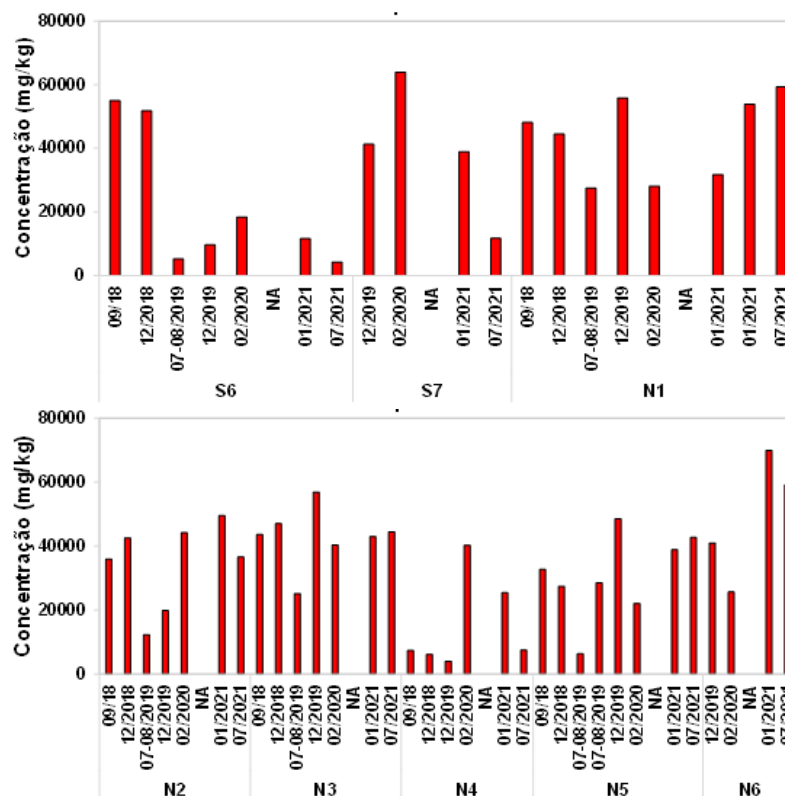
Uma análise mais detalhada dos Compartimentos B' e C, mais sujeitos ao aporte de lama proveniente do Rio Doce, foi realizada com base na concentração de Fe. Os resultados podem ser observados na Figura 31.

As praias S6-REBIO de Comboios, S7-Regência e N1-Povoação, que compõem o Compartimento B', apresentaram alta variabilidade na concentração de Fe. Essa variação pode ser reflexo da influência do Rio Doce, das condições hidrológicas e meteorológicas. A alta variabilidade entre as campanhas também pôde ser observada nas praias que compõem o Compartimento C (N2-Degredo até N6-Itaúnas).

Um fato que merece destaque é a alta concentração de Fe na praia de Itaúnas (N6), indicando que o aporte lama está, possivelmente, alcançando pontos mais distantes ao norte da foz do Rio Doce. Isso

é indicativo para responder uma das perguntas norteadoras do TR4 sobre qual o alcance máximo do rejeito ao longo da costa, permitindo inferir que a influência do Rio Doce sobre a composição química das praias pode se expandir para além da atual área de estudo.

Figura 31: Recorte da distribuição espaço-temporal da concentração de Fe na isóbata de 10 m das praias dos Compartimento B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Considerando o que foi observado nos resultados obtidos, é importante destacar que não é possível observar ainda uma tendência de estabilidade na concentração dos elementos químicos dentro do período de execução do PMBA/Fest-RRDM, visto que eventos de cheia, característicos das estações chuvosas, podem ser responsáveis pela ressuspensão do rejeito de minério de ferro depositado na calha do Rio Doce e a consequente reentrada de contaminantes químicos no ambiente praial.

Gabriel *et al.* (2020) avaliaram a contaminação do estuário do Rio Doce e concluíram que, após três anos do rompimento da barragem de rejeitos de minério de ferro, a área em estudo ainda apresentou um elevado nível de contaminação. Um fato interessante é que esse estudo foi conduzido entre ago/2017 e ago/2018, ou seja, um mês antes do início da execução do PMBA/Fest-RRDM. Gabriel *et al.* (2020) classificaram a região estuarina do Rio Doce como altamente poluída, quando foi utilizado o índice mCd (do inglês *modified contamination degree*) como parâmetro de avaliação, e como poluída, quando foi utilizado o índice PLI (do inglês *polluted load index*) como parâmetro de avaliação. Esse estudo reforça o cenário que tem sido reportado pelo PMBA/Fest-RRDM, que aponta o fato de que a contaminação ambiental ainda persiste na zona costeira.

A contaminação da zona costeira é corroborada pelo trabalho de Orlando *et al.* (2020), que investigaram a contaminação do ambiente marinho provocada pelo rompimento da barragem de rejeito de minério de ferro. Cabe ressaltar que a proximidade de uma das estações monitorada por Orlando *et al.* (2020) com a do presente estudo (1,5 km da foz do Rio Doce na isóbata de 10 m, ou seja, entre as praias S7 e N1 do Compartimento B') auxilia na comparação dos resultados obtidos em ambos os estudos. A partir da adoção do IMS (do inglês *iron mineralogical set*), um indicador mineralógico que sugere a assinatura da presença do rejeito oriundo do rompimento da barragem de minério de ferro, e a análise da sua evolução temporal no período entre dez/2015 a jul/2019 e o seu valor de referência obtido em abr/2012, Orlando *et al.* (2020) concluíram que, após a chegada do rejeito, o valor de IMS não retornou ao valor de base no período estudado. Assim, é possível afirmar que, baseado nos dados disponíveis na literatura, o estuário do Rio Doce e a área ao norte de sua desembocadura se encontram fortemente impactados. Dessa forma, é possível inferir que, em função da dinâmica da zona costeira, essa contaminação pode migrar para as praias abrangidas no escopo do PMBA/Fest-RRDM.

Em estudo recentemente reportado por Richard *et al.* (2020), foram avaliados os impactos causados pelas concentrações de Al, Fe e Mn no litoral capixaba. Estes autores coletaram amostras de sedimentos e água em estações amostrais ao sul e ao norte da desembocadura do Rio Doce, o que equivale aos Compartimentos B' e C do PMBA/Fest-RRDM, respectivamente. De acordo com estes autores, as maiores concentrações de Al, Fe e Mn foram observadas nas amostras coletadas ao norte da desembocadura do Rio Doce. Essas observações estão em concordância com os resultados obtidos ao longo dos três anos de monitoramento executado no âmbito do PMBA/Fest-RRDM.

2.4.3 Aplicação dos índices de referência para avaliação de contaminação no ambiente praial

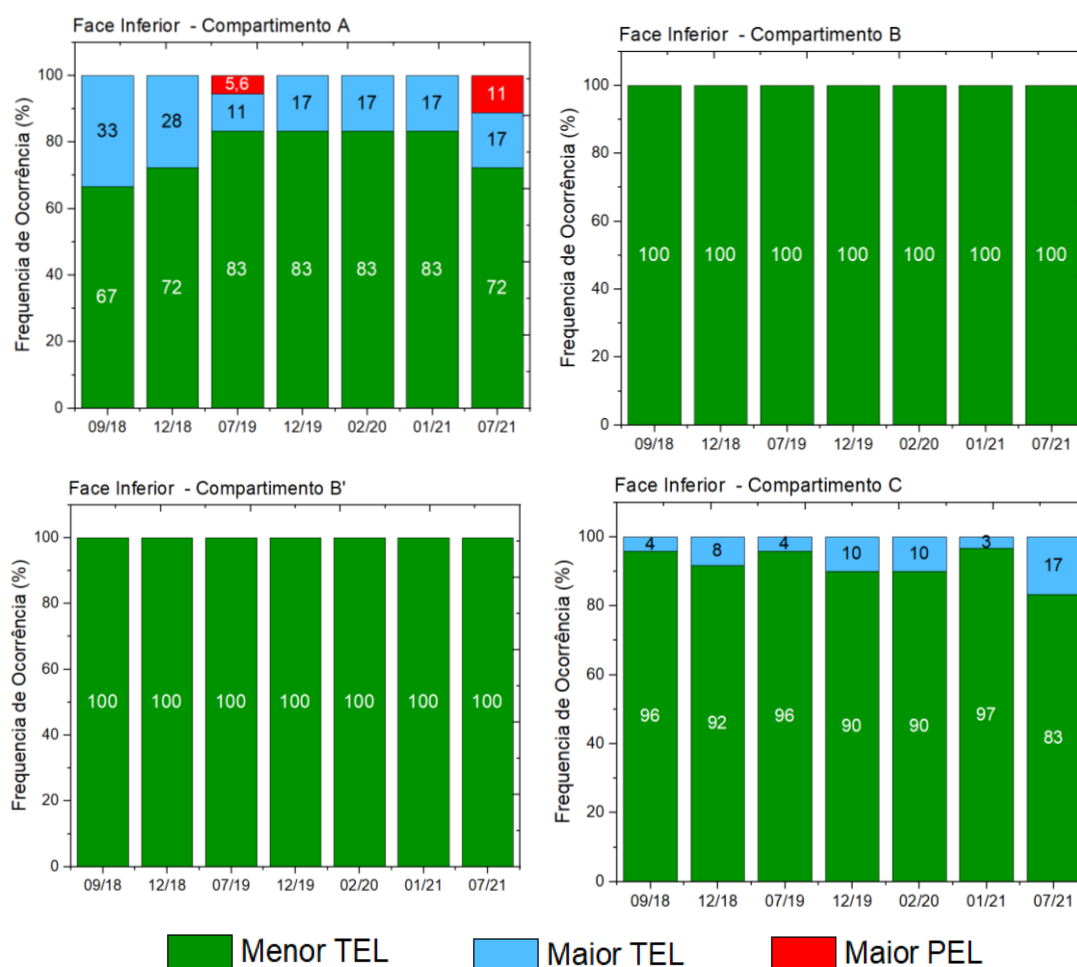
Em termos qualitativos, o nível de contaminação do sedimento por elementos químicos pode ser avaliado por alguns índices de referência, dentre os quais destacam-se o TEL e o PEL. Nos últimos anos, gráficos de frequência de ocorrência estão sendo utilizados para avaliar o número de resultados que se encontram acima desses valores orientadores, permitindo assim realizar uma análise da evolução temporal dos dados. Portanto, o nível de contaminação das praias em estudo por elementos químicos foi avaliado por meio da frequência de ocorrência.

As frequências de ocorrência para a face inferior e as isóbatas de 5 e 10 m apresentadas na Figura 32, Figura 33 e Figura 34, respectivamente, consideram o número de resultados superiores aos valores de TEL e PEL, expressos em porcentagem para os elementos químicos As, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn.

A face inferior do Compartimento A apresenta, em média, 20% dos resultados obtidos ao longo do monitoramento com valores acima de TEL e 2,4% acima de PEL. Por sua vez, os Compartimentos B e B' não apresentaram valores acima de TEL durante a execução do PMBA/Fest-RRDM. Isso indica que, provavelmente, a biota presente nos Compartimentos B e B' esteja menos sujeita aos efeitos tóxicos dos contaminantes químicos. Por fim, o Compartimento C apresentou uma maior frequência de resultados acima dos valores orientadores (TEL), em comparação àqueles observados para o

Compartimento B. Esta frequência foi de 8%, considerando-se o valor médio para todo o período do monitoramento.

Figura 32: Avaliação da frequência de ocorrência de concentração de As, Cr, Cu, Pb, e Ni na face inferior e nas isóbatas de 5 m e 10 m acima dos valores orientadores para qualidade de sedimentos (TEL e PEL) do NOAA das praias dos Compartimento A, B, B' e C.



Na figura 32, é possível observar que a frequência de ocorrência para a face inferior apresentou uma leve tendência de redução de valores acima de TEL no período entre 09/2018 e 07/2019, com frequência de resultados abaixo de TEL na faixa de 67 a 83%. Esse panorama se manteve estabilizado até a campanha de 07/2021, onde é possível observar uma piora nos parâmetros de qualidade de sedimento, com uma frequência significativa de valores acima de TEL (17%) e PEL (11%). Por sua vez, a face inferior do Compartimento C apresenta um comportamento aleatório, com frequência de valores acima de TEL na faixa entre 3 e 17%. Vale lembrar que a frequência de ocorrência considera apenas os elementos que possuem valores orientadores e que, para uma avaliação mais fidedigna sobre a contaminação do ambiente, deve-se considerar também o comportamento global observado para os demais elementos químicos.

Os resultados obtidos para as isóbatas de 5 m e 10 m (Figura 33 e Figura 34) apresentaram uma maior frequência de resultados com valores acima de TEL e PEL, em comparação àquela observada para a praia emersa. Esse fato se deve principalmente ao maior teor de lama encontrada nessas estações amostrais, o qual está associado a um maior teor de elementos químicos. Nesse sentido, considerando que a isóbata de 10 m é onde são encontrados os maiores teores de lama, e que a deriva litorânea transporta o material lamoso oriundo do Rio Doce para o norte da malha amostral, é de se esperar que o Compartimento C seja o mais susceptível à contaminação ambiental por elementos químicos. Assim, o panorama geral para esse compartimento, considerando todo o período de monitoramento executado no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, apresentou aproximadamente 27% dos resultados com valores acima de TEL e 11% acima de PEL. Assim, é possível inferir que a biota, mais precisamente a fauna bentônica, está sujeita a alterações em função da contaminação química. Um fato interessante que pode ser observado para as isóbatas de 10 m dos Compartimentos B' e C é a alta variabilidade dos resultados com valores acima de TEL e PEL. Esse comportamento pode ser considerado um reflexo da influência da descarga do Rio Doce e da deriva litorânea que possui o potencial de alterar significativamente a composição química do sedimento das praias localizadas no setor norte da malha amostral avaliada.

Figura 33: Avaliação da frequência de ocorrência de concentração de As, Cr, Cu, Pb, e Ni na isóbata de 5 m acima dos valores orientadores para qualidade de sedimentos (TEL e PEL) do NOAA das praias dos Compartimento A, B, B' e C.

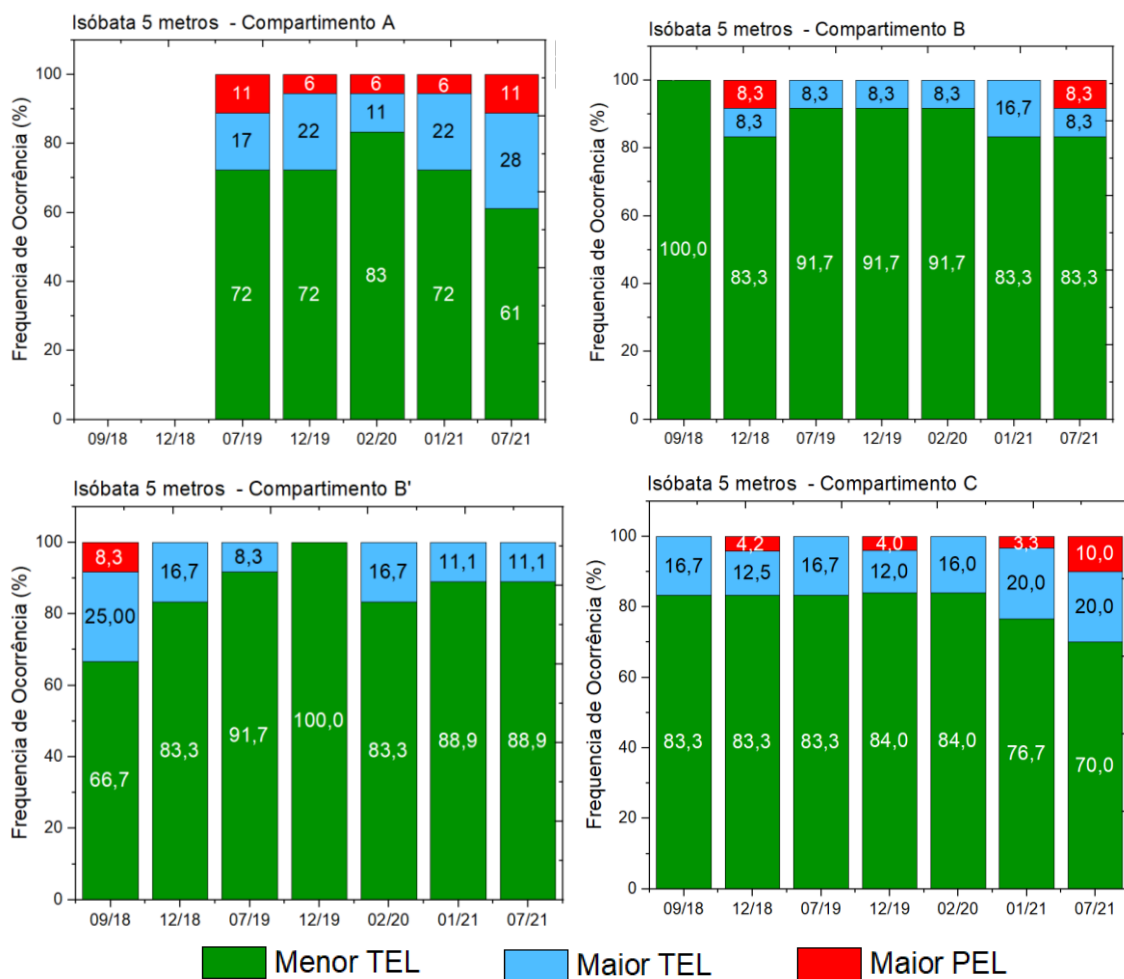
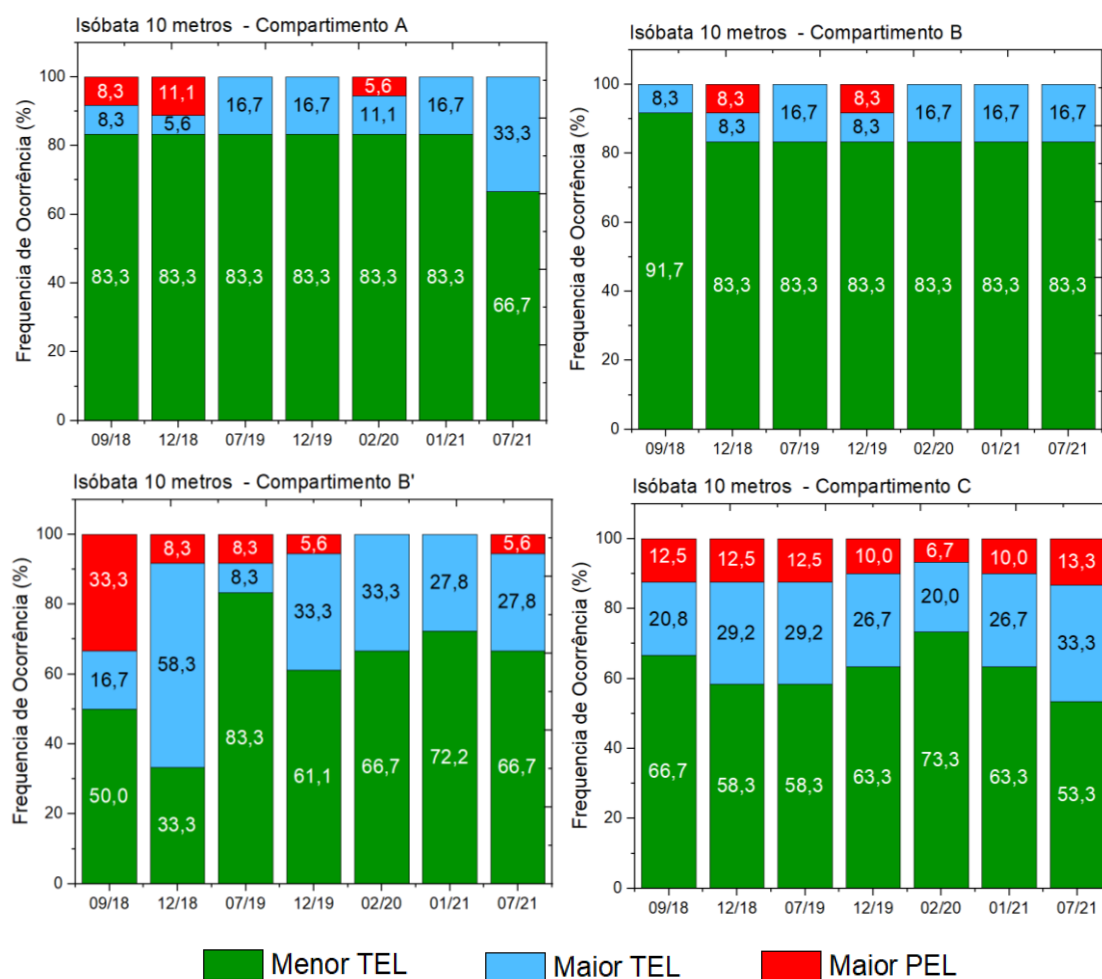


Figura 34: Avaliação da frequência de ocorrência de concentração de As, Cr, Cu, Pb, e Ni na isóbata de 5 m acima dos valores orientadores para qualidade de sedimentos (TEL e PEL) do NOAA das praias dos Compartimento A, B, B' e C.



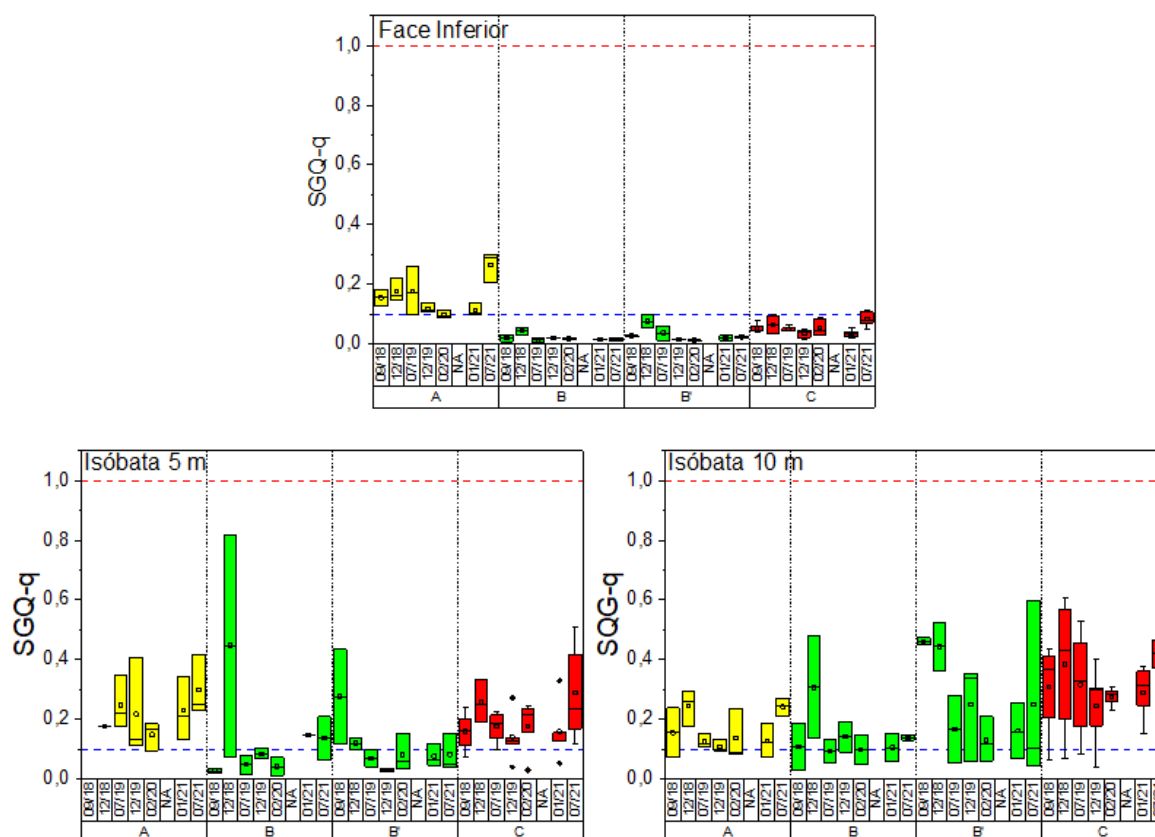
Apesar de útil, a frequência de ocorrência de resultados com valores acima daqueles de TEL e PEL fornecem apenas uma ideia qualitativa e generalista sobre a “saúde” do ambiente, por considerar apenas o número de resultados com valores acima daqueles orientadores utilizados para determinação da qualidade de sedimento. Assim, com o objetivo de se obter uma avaliação mais assertiva sobre o status de contaminação das praias, para o presente relatório foi utilizado o *sediment quality guidelines quotient (SQG-q)*, um índice que permite classificar o ambiente praial em função das concentrações dos elementos químicos, de acordo com o nível de contaminação (Longhini *et al.*, 2022). A utilização do SQG-q para o ambiente praial é interessante principalmente devido à falta de valores de referência locais para a concentração dos elementos químicos, o que inviabiliza o emprego de índices consolidados como, por exemplo, o Índice de Geoacumulação (Igeo).

O SQG-q pode ser obtido de acordo com a equação abaixo:

$$SQG - q = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{[M]}{PEL}$$

Onde [M] é a concentração dos elementos químicos, PEL é o *probable effect level*, preconizado pelo NOAA, e n é o número de elementos químicos avaliados. Com base nessa abordagem, o ambiente pode ser classificado como não contaminado para valores de SQG-q < 0,1; moderadamente impactado para valores de SQG-q entre 0,1 e 1; e fortemente impactado para valores de SQG-q superiores a 1. O resultado da análise temporal realizada para avaliar qualitativamente o nível de contaminação das praias em estudo, a partir da aplicação deste índice, pode ser observado na Figura 35.

Figura 35. Índice de contaminação do sistema praial baseado no SQG-q (sediment quality guideline quotient) baseados nos valores de PEL dos elementos As, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni e Zn nas Isóbatas de 5 e 10 m. Compartimentos A, B, B' e C. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

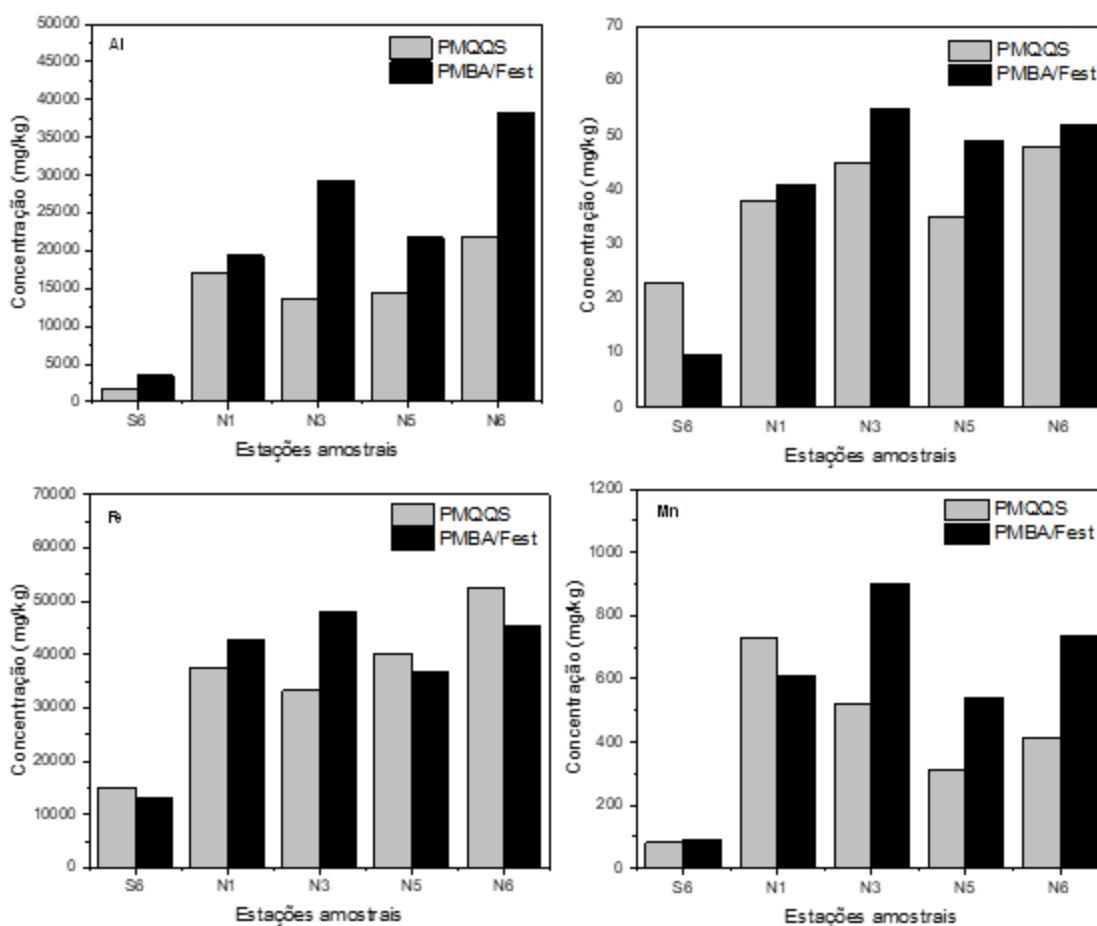


De forma geral, em todos os compartimentos, as isóbatas de 5 e 10 m apresentaram-se, de maneira sistemática, como moderadamente contaminadas ao longo da malha amostral, em todo o período de monitoramento. Esse fato pode ser atribuído à atuação da carga e descarga do Rio Doce que alcançam estas subestações amostrais. É possível observar que o Compartimento C apresentou um valor de SQG-q maior do que os Compartimentos A, B e B' na isóbata de 10 m, corroborando a influência da deriva litorânea sobre esse compartimento que resulta numa maior contaminação do Compartimento C.

2.4.4 Comparação entre os dados do PMBA/Fest-RRDM e o Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo de Sistema de Água e de Sedimentos (PMQQS)

As estações monitoradas pelos dois programas (PMBA/Fest-RRDM e Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo de Sistema de Água e de Sedimentos - PMQQS) são: Regência (S6), Povoação (N1), Pontal do Ipiranga (N3), Guriri (N5) e Itaúnas (N6). A Figura 36 apresenta as médias das concentrações de Al, As, Fe e Mn para as amostras coletadas na isóbata de 10 m nas campanhas de 09/2018, 12/2018, 07/2019, 12/2019, 02/2020, 01/2021 e 07/2021. Para As e Fe, é possível notar que as médias obtidas nos dois programas de monitoramento são bem similares e com as maiores concentrações sendo observadas nas estações amostrais do Compartimento C. Contudo, é observada uma discrepância entre as médias para Al e Mn.

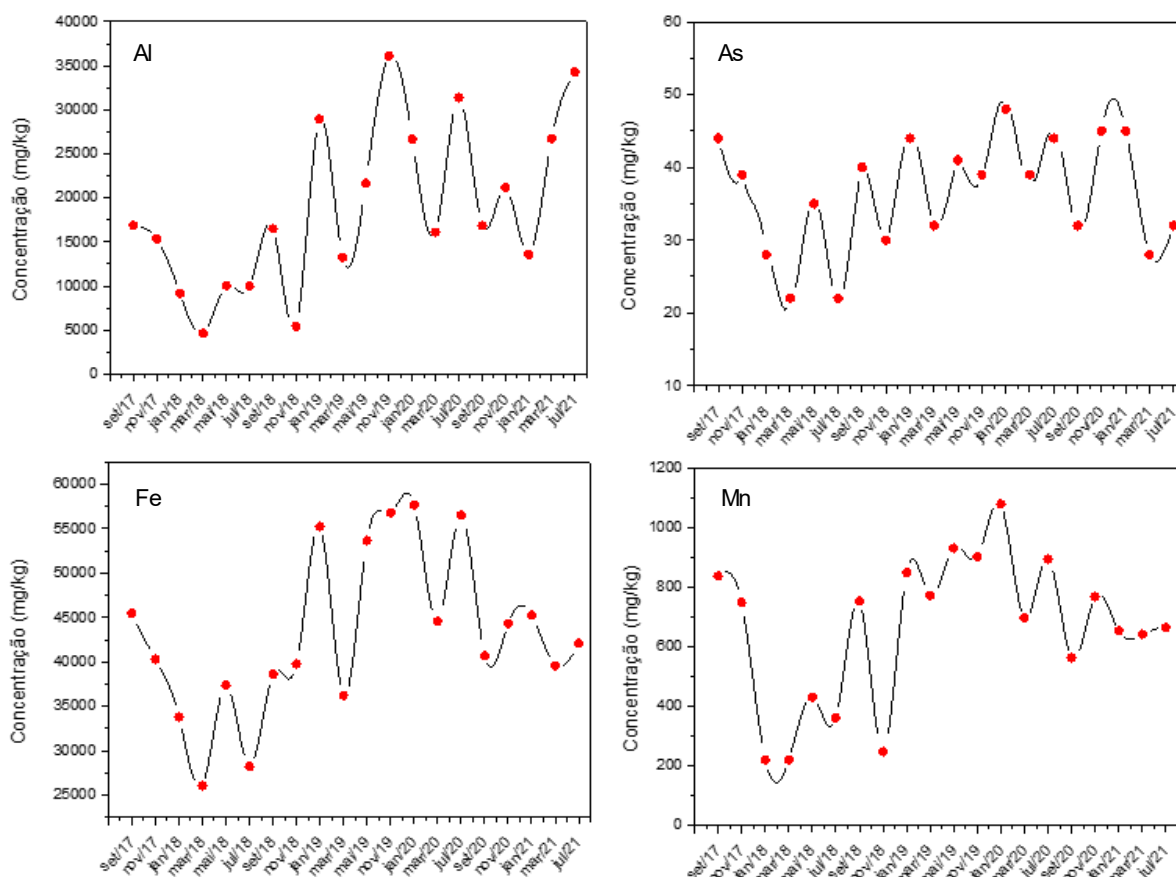
Figura 36: Concentração de elementos químicos obtidos pelo PMBA/Fest-RRDM e pelo Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo de Sistema De Água e de Sedimentos (PMQQS).



O PMQQS vem realizando amostragens mensais desde ago/2017 e vem obtendo resultados que demonstram que as concentrações dos elementos químicos oscilam bastante em função do período de coleta e que ainda não é possível verificar uma tendência de recuperação/estabilização dos níveis de contaminação, conforme pode ser visto para a estação amostral N1 (Figura 37) (PMQQS, 2021). Esse

comportamento corrobora os resultados obtidos no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, demonstrando a importância da continuidade do PMBA/Fest/-RRDM.

Figura 37: Avaliação temporal da concentração de ferro na isóbata de 10 m da praia de povoação. Resultados obtidos pelo Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo de Sistema de Água e de Sedimentos (PMQQS) entre setembro de 2017 e janeiro de 2021.



2.4.5 Síntese dos aspectos geoquímicos

Durante o período de monitoramento executado no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, os estudos de geoquímica tiveram o objetivo de compreender como os elementos químicos (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn) provenientes do rejeito de minério de ferro se distribuem ao longo da zona costeira do estado do Espírito Santo, buscando responder às perguntas norteadoras estabelecidas no TR4. Os principais objetivos e desafios dos estudos de geoquímica são compreender como os elementos químicos respondem à dispersão da lama, qual é o alcance máximo dos contaminantes e identificar as possíveis trocas transversais dos elementos entre a praia emersa e a antepraia. Os resultados da geoquímica, em conjunto com os aspectos morfológicos destacados no presente relatório, servem como ferramenta de base para compreender e elucidar os potenciais impactos ocasionados pela chegada do rejeito de minério de ferro nas praias do Espírito Santo. Adicionalmente, possibilita uma avaliação espaço-temporal que pode identificar, ao longo do

monitoramento, como as condições meteoceanográficas (vazão do Rio Doce, incidência de ondas, potencial de inundação das praias, entre outras) podem influenciar na concentração dos elementos químicos.

As praias que compõem a malha amostral avaliado pelo Anexo 4 foram agrupadas originalmente em 3 compartimentos, em função das características morfodinâmicas (Compartimentos A, B e C). Porém, os últimos resultados obtidos no âmbito do PMBA/Fest-RRDM permitiram subdividir o Compartimento B em dois compartimentos (B e B'), sendo que o compartimento B' é caracterizado pela influência direta da hidrodinâmica e aporte sedimentar do Rio Doce. É interessante pontuar que a análise por componentes principais (PCA), utilizando a concentração dos elementos químicos como variáveis, corroboraram essa compartimentalização.

O Compartimento A está localizado em uma região de terraços de abrasão, onde os aspectos morfodinâmicos, a presença de barreiras lateríticas e a composição do sedimento exercem um papel preponderante para a alta concentração de elementos químicos como As, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e V. Devido à presença dessas formações lateríticas, as trocas transversais são limitadas de tal forma que essas praias podem ser consideradas pouco resilientes em relação à contaminação por elementos químicos. Ou seja, uma vez que os contaminantes atingem o sistema praia-antepraia do Compartimento A, a praia possui baixa capacidade de eliminação desses contaminantes, devido à limitação das trocas transversais impostas pelas suas características morfodinâmicas.

Por outro lado, no Compartimento B, que se localiza mais próximo à foz do Rio Doce, as trocas transversais ocorrem com maior facilidade em relação às praias do Compartimento A, sendo essa uma das características que tornam as praias do Compartimento B mais resilientes à presença de contaminantes em relação às praias do Compartimento A. Um fato interessante que foi observado durante os estudos realizados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM é a diferença significativa nas concentrações dos elementos químicos observadas nas praias que compõem o Compartimento B que, originalmente, era composto pelas praias S4, S5, S6, S7 e N1. Foi observado que as praias mais próximas à desembocadura apresentam as maiores concentrações de elementos químicos. Assim, para possibilitar uma maior resolução espacial em relação à distribuição dos contaminantes, o Compartimento B foi subdividido em Compartimento B, composto pelas estações amostrais S4 e S5, e Compartimento B', composto pelas estações amostrais S6, S7 e N1. Essa alteração possibilitou identificar de maneira mais precisa as oscilações temporais nas concentrações dos elementos químicos das praias mais próximas da desembocadura do Rio Doce. É possível observar que a concentração dos elementos químicos no Compartimento B' está mais sujeita ao regime de vazão do Rio Doce, onde uma maior vazão contribui com um maior aporte de material lamoso para a antepraia, resultando em maiores concentrações dos elementos nas praias desse compartimento. Vale à pena ressaltar que, considerando as características dinâmicas do sistema praial, nem sempre uma alta vazão do Rio Doce irá resultar num aumento imediato das concentrações dos elementos químicos no sistema praial. Isso se dá principalmente porque as ondas também exercem um papel preponderante na deposição desse material lamoso na antepraia.

Sabe-se que a deriva litorânea direciona a descarga do Rio Doce principalmente para a região norte da malha amostral e isso afeta a distribuição dos elementos químicos que apresentam maiores concentrações nas estações amostrais do Compartimento C, tendo este sido caracterizado como o compartimento mais impactado da malha amostral em estudo. Os dados indicam que a última estação amostral (N6-Itaúnas) também está sob forte influência da descarga do Rio Doce, uma vez que o nível de concentração dos elementos químicos nessa praia se encontra elevado em relação às praias situadas ao sul da desembocadura do Rio Doce.

Um dos objetivos do PMBA/Fest-RRDM é identificar a magnitude dos impactos ambientais provocados pelo rejeito de minério de ferro. Entretanto, considerando a ausência de valores de referência locais para as concentrações de elementos químicos e de dados pretéritos à chegada do rejeito de minério de ferro, a identificação dos impactos ambientais (elevação da concentração dos elementos químicos) é uma tarefa desafiadora. Para contornar essa limitação, foram utilizados os valores orientadores de TEL e PEL, preconizados pela NOAA.

O Compartimento A apresenta resultados com valores acima de TEL, indicando que a biota pode estar sujeita aos efeitos deletérios da presença desses contaminantes, enquanto os resultados encontrados nos Compartimentos B e B' apresentaram valores abaixo daqueles de TEL. Por sua vez, o Compartimento C apresentou resultados com valores acima de PEL e, assim, a biota presente nesse compartimento possui uma maior chance de sofrer os efeitos deletérios da presença desses contaminantes.

De forma a obter uma classificação das estações amostrais em função do grau de contaminação, foi utilizado o índice *sediment quality guidelines quotient* (SGQ-q). De acordo com esse índice, a fração emersa das praias do Compartimento A foram classificadas como moderadamente contaminadas, enquanto as praias dos Compartimentos B, B' e C foram classificadas como não contaminadas, ao longo de todo o período de monitoramento. Entretanto, quando avaliamos a antepraia (isóbatas de 5 m e 10 m), todos os compartimentos são classificados como moderadamente impactados. Esse comportamento é devido principalmente à maior influência do Rio Doce sobre a composição química do sedimento da antepraia.

Por fim, pode-se destacar que, dentre todas as praias monitoradas, aquelas que se encontram mais próximas à desembocadura do Rio Doce (S6, S7 e N1) estão mais sujeitas ao impacto ambiental e, consequentemente, são mais vulneráveis e sensíveis às variações de curto prazo, em função da cota de inundação ou outro evento climático que impacte tanto a Bacia do Rio Doce como a zona costeira. Apesar disso, não se pode desconsiderar o fato de que a última estação amostral (N6-Itaúnas) também está sujeita à influência do Rio Doce e, por isso, não está descartada a hipótese de que praias localizadas mais ao norte foram, de certa forma, também impactadas pelo rejeito de minério de ferro. Cabe destacar que os resultados apresentados pelo PMBA/Fest-RRDM estão em concordância com os resultados apresentados pelo PMQQS.

2.5 BENTOS

Com relação aos estudos de bentos, primeiramente alguns esclarecimentos se fazem necessários, tendo em vista às modificações no TR4 que foram sugeridas ao longo do monitoramento. No primeiro ano de monitoramento, foram realizadas duas campanhas de amostragens da fauna bentônica apenas na praia emersa, que ocorreram em set/2018 (período seco) e dez/2018 (período chuvoso). Essas campanhas ocorreram concomitantemente com as amostragens dos dados abióticos levantados pelas equipes associados aos estudos de morfodinâmica e geoquímica. No entanto, as amostragens da fauna bentônica foram sazonais e as amostragens da morfodinâmica e geoquímica foram trimestrais (set/2018, dez/2018, abr/2019 e jul/2019). Dessa forma, ao final do primeiro ano de execução do PMBA/Fest-RRDM, já com a continuidade prevista a partir de out/2019, foi realizada uma terceira campanha do subprojeto Bentos, em ago/2019 (período seco), sem a alteração da malha amostral, para manter a periodicidade em vigor àquela época. Para a continuidade, foram inseridas amostragens da fauna bentônica na praia submersa (isóbatas de 5 e 10 m), as quais ocorreram em dez/2019 (período chuvoso) e fev/2020 (campanha de evento), juntamente com as demais amostragens realizadas pelo Anexo 4 - Praias. A campanha do período seco de 2020 não foi realizada devido à pandemia da COVID-19. As campanhas do Ano 3 (chuvosa: jan/2021; seca: jul/2021) foram realizadas de acordo com os protocolos estabelecidos.

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. No entanto, essa fauna precisa se adaptar ao intenso estresse 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 do ambiente (por exemplo, temperatura e salinidade), o que permite a presença de uma maior diversidade (Gray, 2009). Além dos fatores físicos, fatores biológicos também estruturam as comunidades bentônicas nessa região, 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, bem como 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 no âmbito do PMBA/Fest-RRDM foram analisados e serão apresentados de forma separada em praia emersa e antepraia.

Na avaliação espaço-temporal, a descrição da fauna bentônica foi realizada considerando-se as características sedimentológicas das praias, porém mantendo o agrupamento original das praias do

Compartimento B. Neste primeiro momento, o subprojeto Bentos não adotou a subdivisão do Compartimento B em dois compartimentos (B e B'), como foi abordado pelos estudos de morfodinâmica e geoquímica. Para as análises estatísticas, a variável categórica "Compartimento" é formada por três níveis, sendo o Compartimento A (n=3), o Compartimento B (n=5) e o Compartimento (n=5). Essa diferença no número de amostras (n) no modelo apresenta um pequeno desequilíbrio amostral. Ao subdividir o Compartimento B em dois, este desequilíbrio se torna mais acentuado, tornando o modelo ainda mais desbalanceado (Compartimento A: n=3, Compartimento B: n=2, Compartimento B': n=3, e Compartimento C: n=5), reduzindo assim o poder estatístico de observar as diferenças reais do ambiente. Comparar duas categorias em que uma destas tem apenas 2 amostras enquanto a outra possui 5 amostras é estatisticamente desaconselhável. Porém, discussões pontuais, como ocorre na integração dos dados bióticos e abióticos relativos aos estudos de praia, foram feitas com base em resultados observacionais.

2.5.1 Fauna Bentônica de Praias Emersas

2.5.1.1 Macrofauna

Ao longo dos três anos de monitoramento, a macrofauna foi composta por um total de 12.131 indivíduos distribuídos em 151 táxons. De maneira geral, os anelídeos *Oligochaeta* (64%), o crustáceo *Excirolana braziliensis* (9%) e o filo Nemertea (7%) foram os táxons mais abundantes, seguidos pelos poliquetas *Hemipodia simplex* (5%) e *Scolecopsis* spp. (4%). Os demais 146 táxons contribuíram com 11% da macrofauna (ver tabela de distribuição da macrofauna das praias emersas no *Material Suplementar A4PBS1*).

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, quando em alta abundância, possuem importante papel ecológico na produtividade secundária das regiões entremarés (Giere, 1975). Quanto aos poliquetas, é amplamente conhecida a vasta importância ecológica deste grupo de organismos, pois além de apresentarem alta abundância e diversidade (Rosli *et al.*, 2016), devido à variedade de hábitos de vida e alimentares, bem como a morfologia (Giangrande *et al.*, 2005; Eklof, 2010), eles participam de forma ativa da cadeia alimentar, ocupando diversos nichos (Chandra *et al.*, 2008), podendo assim ser utilizados como bioindicadores ambientais (Andrade e Renaud, 2011; Giangrande *et al.*, 2017). Além disso, 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, 2001; Sola e Paiva, 2001; Martin *et al.*, 2007).

O isópode *Excirolana braziliensis* é uma das espécies mais onipresentes ao longo de praias arenosas das Américas (Dexter, 1977). Esse organismo possui reprodução contínua e crescimento rápido sem dispersão larval, ocupando diretamente o habitat parental (Klapow, 1970). É um membro comum da região do supralitoral e entremarés de praias arenosas ao redor do mundo, sendo frequentemente

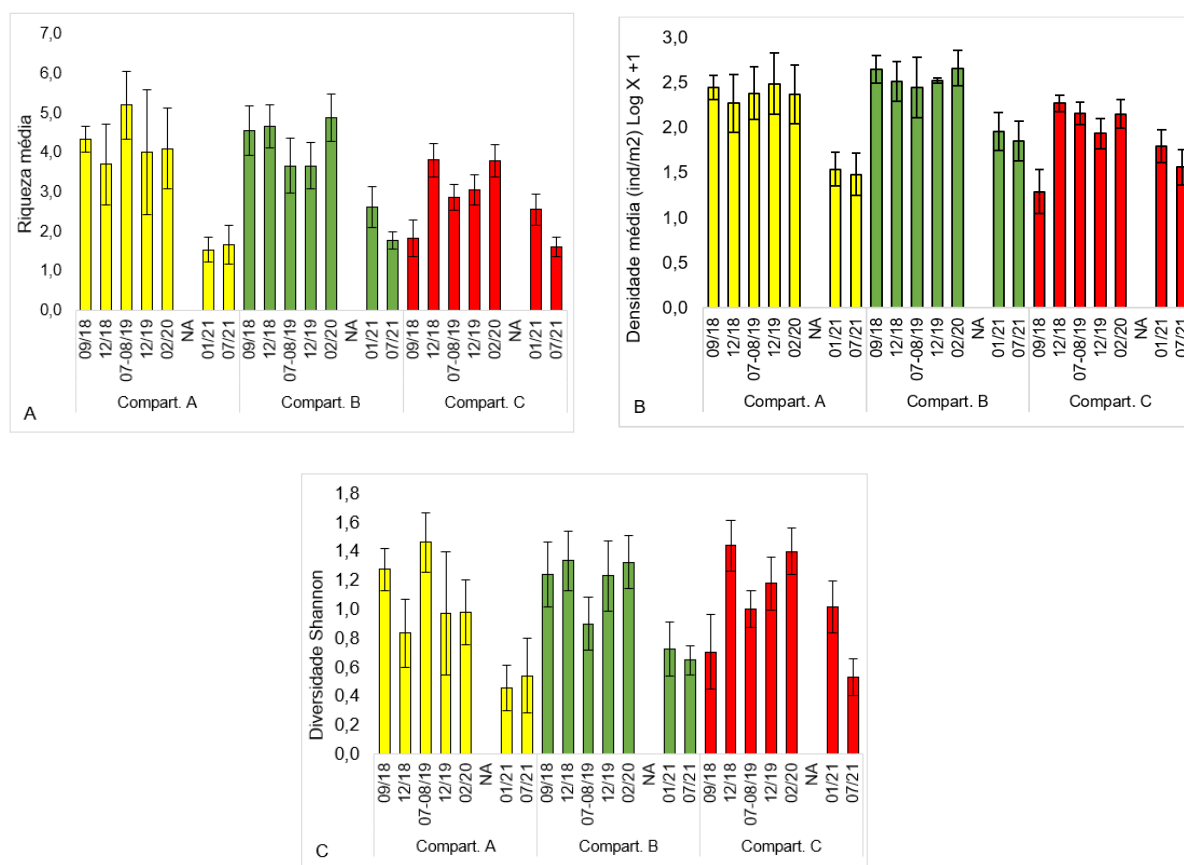
dominante em termos numéricos ou de biomassa (Defeo, *et al.*, 1992; Veloso e Cardoso, 2001; Wendt e McLachlan, 1985). Por sua vez, os nemertinos são mais comuns em praias de baixas latitudes, sendo dominantes em areias com diâmetro inferior a 300 μm (Defeo e McLachlan, 2005; McLachlan e Brown, 2006).

Todos os descritores ecológicos analisados para a macrofauna apresentaram variações espaço-temporal significativas ($p < 0,05$). A riqueza e a densidade apresentaram diferenças entre compartimentos e campanhas, enquanto a diversidade de Shannon-Wiener só apresentou diferença significativa entre campanhas. Todos os resultados das análises de variâncias (ANOVAs) estão listadas no *Material Suplementar A4PBS1*.

Quanto aos compartimentos, a riqueza se mantém significativamente menor no Compartimento C, enquanto a densidade apresentou os menores valores nos Compartimentos A e C (Figura 38A e 38B). De acordo com a literatura, praias dissipativas apresentam maiores diversidade, abundância, riqueza 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, os menores valores observados nesse compartimento sugerem que essa área ainda é afetada pelos rejeitos da Barragem de Fundão.

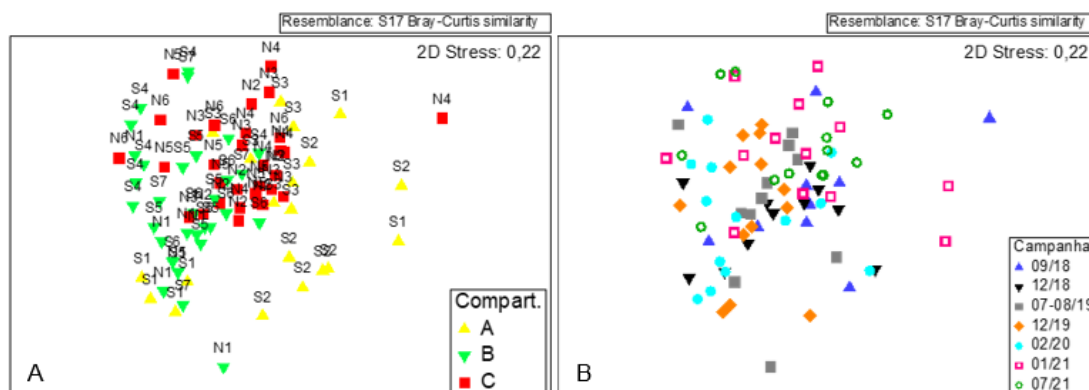
No que se refere à variação temporal, as duas campanhas realizadas em 2021 (01/2021 e 07/2021) apresentaram os menores valores médios significativos de riqueza, densidade e diversidade ($p < 0,05$) (Figura 38), demonstrando uma redução nos valores dos parâmetros no ambiente praial.

Figura 38: Parâmetros de diversidade da macrofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H') entre compartimentos e campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



A partir das análises multivariadas da comunidade macrobentônica foi possível observar diferenças significativas entre compartimentos e campanhas. A análise de ordenação nMDS mostrou agrupamento entre os compartimentos, que foi confirmado pela análise ANOSIM, onde todos os compartimentos diferiram entre si [$R(\text{global})=0,056$; $p=0,001$] (Figura 39A). Cabe destacar que esse mesmo padrão foi observado anteriormente e relatado no RA2020 (RRDM, 2020b). A análise SIMPER indicou que 70% das diferenças entre os compartimentos ocorreram devido às variações nas densidades dos grupos mais abundantes (*Oligochaeta*, *Excirolana braziliensis* e *Nemertea*) e de poucos outros táxons. Já entre as campanhas, não houve um padrão claro de separação mostrado no nMDS. No entanto, o ANOSIM revelou algumas diferenças significativas [$R(\text{global})=0,019$; $p=0,001$], com as campanhas 01/2021 e 07/2021, principalmente, sendo diferentes das demais (Figura 39B). Do mesmo modo que entre os compartimentos, as variações nas densidades de poucos táxons, incluindo os grupos macrofaunais mais abundantes, foram responsáveis por cerca de 70% destas diferenças. Todos os resultados das análises ANOSIM e SIMPER estão listadas no *Material Suplementar A4PBS1*.

Figura 39: 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 por campanha.



Grupos chave

Entre os grupos chaves da macrofauna, a densidade de Oligochaeta foi significativamente menor no Compartimento C ($p < 0,05$) (Figura 40). Isso não era esperado, visto que oligoquetas marinhos ocorrem em costas abertas com areia móvel, média a fina, geralmente limpa (JNCC, 2015), como as praias deste compartimento. Além disso, Giere (2006) observou que oligoquetas, que são detritívoros, também podem ser muito abundantes na zona de deriva das praias, onde detritos de plantas e animais tendem a se acumular e organismos em decomposição prevalecem. Em relação às campanhas, as menores densidades foram encontradas nas campanhas do Ano 3, sendo que na campanha 01/2021 os valores observados foram significativamente inferiores àqueles registrados nas demais campanhas ($p = 0,001$). A Tabela ANOVA correspondente está disponível no *Material Suplementar A4PBS1*.

Assim como em campanhas anteriores, a densidade do crustáceo Amphipoda manteve as diferenças significativas entre os compartimentos ($p < 0,0001$) (Figura 41), com os maiores valores tendo sido registrados no Compartimento A. Por outro lado, não foram registradas variações significativas entre as campanhas ($p > 0,05$).

Figura 40: Densidade média (ind/m²; LogX+1) de Oligochaeta de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

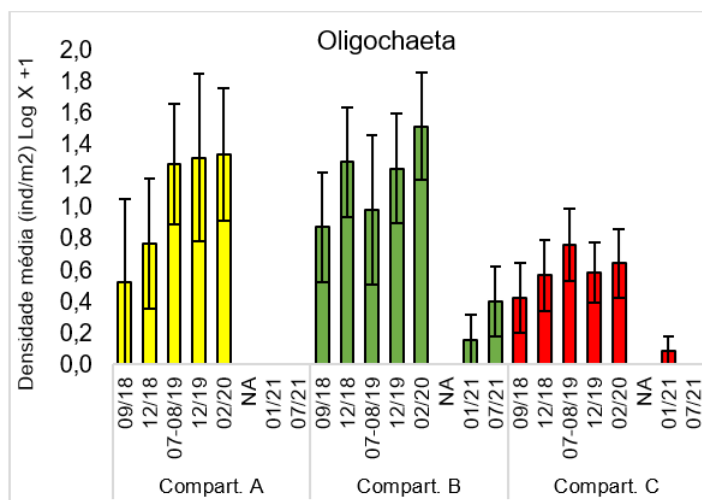
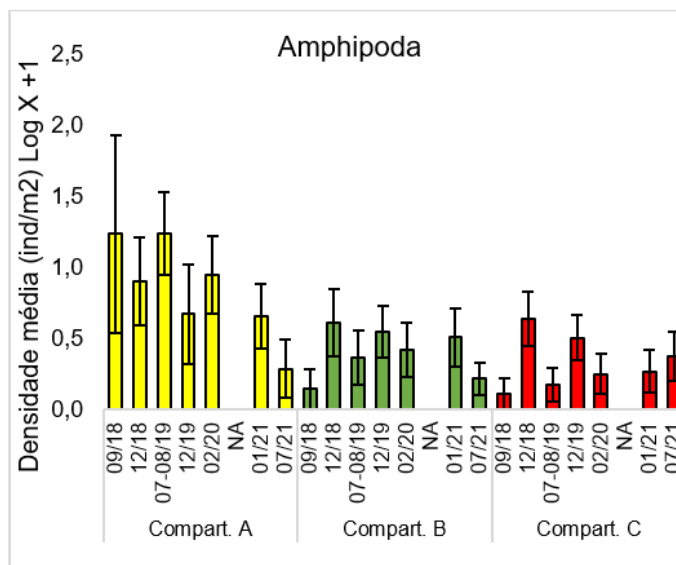


Figura 41: Densidade média (ind/m²-LogX+1) de Amphipoda de praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Os anfípodas apresentam importantes funções ecológicas (Borowsky *et al.*, 1997) e possuem ampla distribuição, sendo extremamente comuns em regiões tropicais, polares e temperadas (Cardoso e Veloso, 1996). Este grupo é considerado como sendo um dos mais importantes táxons na comunidade bentônica quanto à diversidade, abundância e biomassa (Bachelet *et al.*, 2003). Entre os anfípodas mais abundantes registrados no presente monitoramento, as famílias Phoxocephalopsidae (*Puelche* sp.) e Talitriidae dominaram em todos os compartimentos. Esses anfípodas vivem em substrato inconsolidado (Nascimento e Serejo, 2018). Ecologicamente, os talitrídeos são os primeiros colonizadores de

depósitos frescos de algas nas praias e correspondem à 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 isópodes cirolanídeos do gênero *Excirolana* são notáveis membros de praias arenosas ao redor do mundo e podem ser dominantes em termos de número e biomassa (Wendt e McLachlan, 1985; Jaramillo, 1987; Defeo *et al.*, 1992; Brazeiro e Defeo, 1996; Veloso e Cardoso, 2001; Lercari *et al.*, 2002). A espécie *Excirolana braziliensis* é onipresente ao longo de praias arenosas das Américas (Dexter, 1977). Embora seja um dos táxons que mais contribuiu para a macrofauna bentônica nas praias estudadas ao longo do monitoramento, não foi observada variação significativa na densidade de *E. braziliensis* entre os compartimentos analisados e campanhas realizadas ($p > 0,05$).

Grupos tróficos - Macrofauna

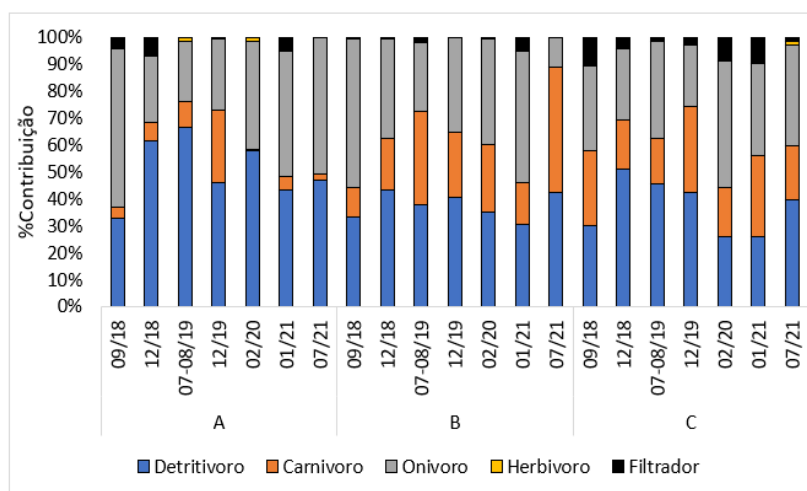
Os organismos foram classificados segundo os seus hábitos alimentares, utilizando-se de literatura específica para cada grupo (Rios, 1994; Ruppert e Barnes, 1996; Battistola, 2005; Brusca e Brusca, 2007; Dionisio, 2008; Rodrigues, 2009; Silva, 2010; Santana, 2011; Matta, 2014; Jumars *et al.*, 2015; Santos-Martín *et al.*, 2015; Faria, 2019). As espécies identificadas no presente estudo, que ainda não tiveram os seus grupos tróficos descritos, foram classificadas pelo seu gênero, família ou grande grupo. Devido às diversas classificações descritas nas diferentes literaturas consultadas, os organismos foram classificados em 5 grupos tróficos: detritívoros, aqueles organismos que se alimentavam exclusivamente de detritos; onívoros, os que apresentavam mais de um hábito alimentar; carnívoros, incluindo os predadores; herbívoros, os que se alimentavam de algas, folhas e frutas; e filtradores, os que se alimentavam de matéria particulada suspensa na coluna d'água.

A praia emersa foi caracterizada pela presença dos cinco grupos tróficos: detritívoro, onívoro, carnívoro, filtradores e herbívoros. De maneira geral, durante todo o monitoramento, o grupo detritívoro foi o mais abundante, representando 77% do total, seguido pelo onívoro (16%), carnívoro (6%), filtrador (1%) e herbívoro (<1%). As análises univariadas detectaram diferenças significativas apenas para os carnívoros e filtradores ($p < 0,05$) (Figura 42).

A contribuição dos carnívoros, representado principalmente pelo poliqueta *Hemipodia simplex*, foi significativamente menor no Compartimento A. Quanto aos filtradores, tendo como principal representante o crustáceo *Emerita brasiliensis*, foram observadas variações significativas entre os compartimentos e as campanhas ($p < 0,05$). Entre os compartimentos, a maior contribuição ocorreu no Compartimento C, formado por praias dissipativas e intermediárias, que são habitats mais adequados para alimentação desse grupo do que as praias refletivas (McLachlan 1983, Defeo e Scarabino, 1990),

que tem disponibilidade reduzida de alimentos. Entre as campanhas, as maiores contribuições foram verificadas na campanha 01/2021.

Figura 42: Contribuição (%) dos grupos tróficos da macrofauna de praias emersas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



A análise multivariada ANOSIM detectou que o Compartimento B foi diferente dos demais [$R(\text{global})=0,011$, $p=0,016$], sendo que a dissimilaridade entre os compartimentos foi atribuída à contribuição de detritívoros, como apontou a análise SIMPER. Também foram observadas diferenças entre as campanhas, com a porcentagem de contribuição dos grupos tróficos da campanha realizada em 01/2021 sendo diferente daquelas registradas nas campanhas de 12/2018, 12/2019 e 02/2020.

2.5.1.2 Meiofauna

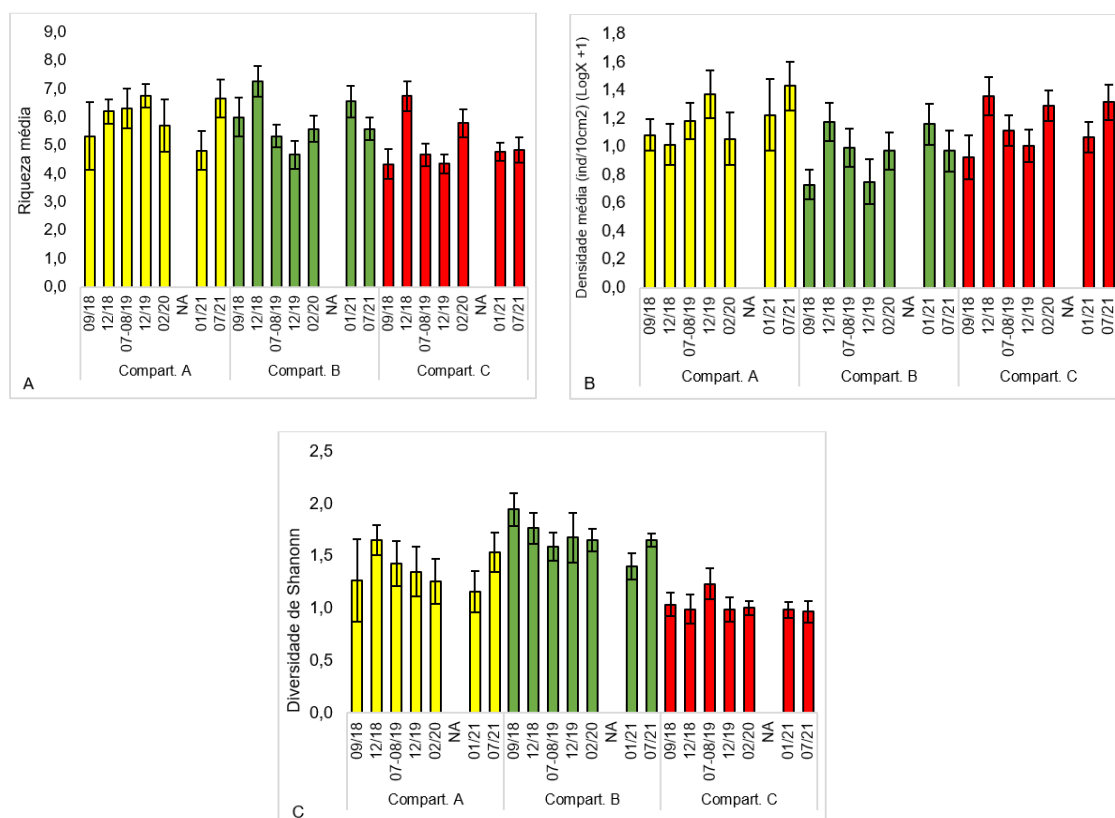
A meiofauna das praias emersas foi composta por um total de 55.475 indivíduos pertencentes a 23 grandes grupos. Os grupos Nematoda (62%) e Copepoda (17%) foram os mais abundantes durante todo o estudo, seguidos por Platyhelminthes (8%) e Gastrotricha (4%). O restante dos indivíduos analisados (9%) estiveram distribuídos em 19 grandes grupos (informações disponíveis no *Material Suplementar A4PBS1*).

A meiofauna de ambientes arenosos é geralmente dominada pelos grupos 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 isso, esse táxon geralmente domina a meiofauna, correspondendo a mais de 50% dos indivíduos presentes (Coull, 1988). De fato, essa dominância pode chegar a mais de 90% de todos os indivíduos em diversas áreas (Giere, 2009). A dominância de Nematoda na comunidade meiobentônica já foi amplamente descrita na literatura, podendo ser atribuída a sua tolerância às mais diversas condições ambientais, como teor de umidade, matéria orgânica e granulometria, dentre outros,

independentemente do tipo de ecossistema, seja estuarino, litorâneo ou oceânico (Heip *et al.*, 1985; Sajan *et al.*, 2010).

Todos os descritores ecológicos analisados para a meiofauna apresentaram variações significativas ($p < 0,05$) entre os compartimentos (Figura 43). No entanto, apenas a riqueza apresentou diferença entre as campanhas (Figura 43A). Todos os resultados das análises de variâncias (ANOVAs) estão listados no *Material Suplementar A4PBS1*.

Figura 43: Parâmetros de diversidade da meiofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H') entre compartimentos e campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Quanto aos compartimentos, todos os descritores tiveram seus menores valores médios significativos registrados no Compartimento C. A densidade também foi baixa no Compartimento B, enquanto a diversidade de Shannon-Wiener foi baixa no Compartimento A. No que se refere à variação temporal, a riqueza taxonômica apresentou seus maiores valores nas campanhas 12/2018, 02/2020 e na 07/2021.

Com relação à estrutura da comunidade meiobentônica, as análises de ordenação nMDS mostraram a existência de agrupamentos entre os compartimentos, mas não entre as campanhas, assim como já havia sido observado e reportado no RA2020 (RRDM, 2020b). A análise ANOSIM confirmou a tendência observada [$R(\text{global})=0,061$; $p=0,001$], onde o Compartimentos C é significativamente diferente dos demais, principalmente devido às variações de densidade de Nematoda e Copepoda

(Figura 44A). Para as campanhas, o ANOSIM detectou diferenças significativas entre a maioria das combinações par-a-par [$R(\text{global})=0,029$; $p=0,001$] (Figura 44B). As densidades de Nematoda, Copepoda e Platyhelminthes foram os responsáveis por essas diferenças, sendo este o mesmo padrão observado e reportado no RS2020 (RRDM, 2020b). Todos os resultados das análises ANOSIM e SIMPER estão listados no *Material Suplementar A4PBS1*.

Figura 44: Análise multivariada de ordenação (nMDS) da meiofauna 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.

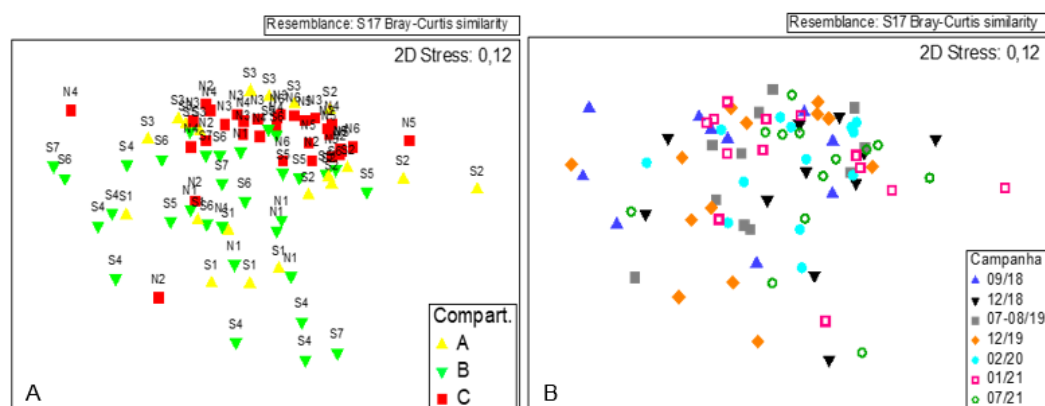
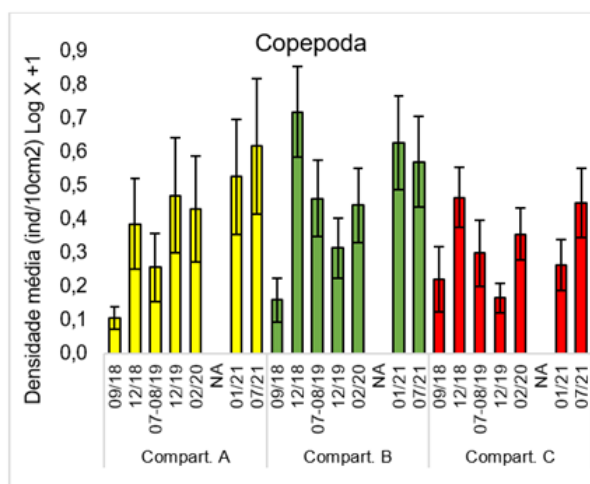


Figura 45: Densidade média ($\text{ind}/\text{m}^2 \cdot \text{Log}X+1$) de Copepoda em praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

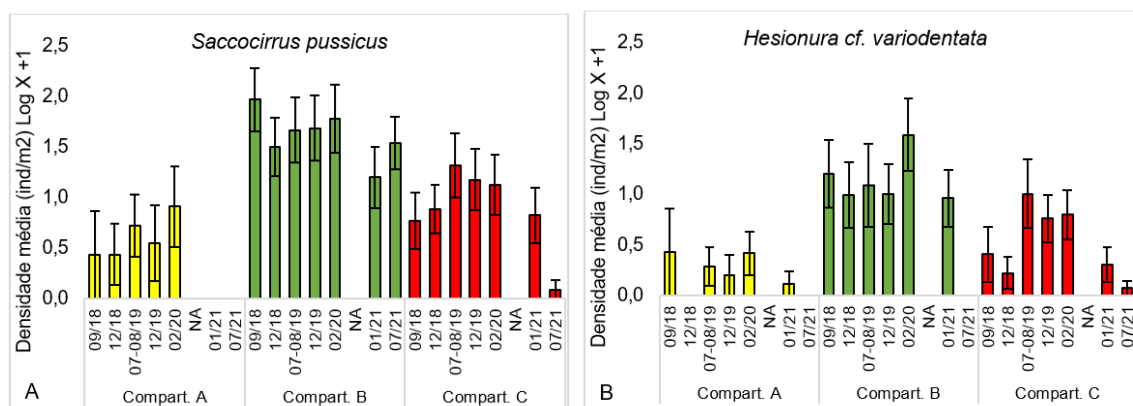


Os poliquetas intersticiais habitam os espaços entre os grãos de sedimento. Mesmo que não formem um grupo monofilético, sua ocorrência em um mesmo habitat justifica que sejam tratados como um único grupo funcional, chamado de “poliquetas intersticiais” ou “meiofaunais” (Westheide 2008). O grupo compreende 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 a 33% da fauna presente. Esses organismos são comumente encontrados nas praias e ambientes marinhos da 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 *et al.* (1982) afirmam que a densidade de indivíduos e a riqueza de espécies podem ser altas na areia grossa, devido ao grande número de poliquetas intersticiais.

As densidades dos poliquetas intersticiais *Hesionura cf. variodentata* e *Saccocirrus pussicus* apresentaram diferenças significativas ($p < 0,0001$) entre os compartimentos morfodinâmicos e as campanhas amostrais (Figura 46). Para ambas as espécies, os maiores valores de densidade foram registrados no Compartimento B, com valores intermediários no Compartimento C e valores inferiores no Compartimento A. Além disso, as menores densidades de *S. pussicus* também foram registradas em ambas as campanhas realizadas no Ano 3 (01/2021 e 07/2021) ($p = 0,01$) (Figura 46A), onde desapareceram das amostras coletadas no Compartimento A e tiveram seu número reduzido bruscamente nas amostras coletadas no compartimento C. Quanto à densidade de *H. cf. variodentata*, esta foi significativamente menor na campanha 07/2021, quando comparada àquela observada nas demais campanhas ($p < 0,0001$) (Figura 46B).

Figura 46: Densidade média ($\text{ind}/\text{m}^2 \cdot \text{Log}X+1$) de *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura cf. variodentata* em praias emersas por compartimento nas diferentes campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Os poliquetas são considerados um dos grupos mais significativos da fauna bentônica, uma vez que as espécies desse grupo entram em contato direto com o sedimento (Hutchings 1998; Olsgard e Somerfield 2000), estando presentes 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, características estas identificadas no Compartimento B.

2.5.1.3 Nematofauna

Durante todo o período do monitoramento executado no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, a nematofauna das praias emersas adjacentes ao Rio Doce foi composta por 44.868 indivíduos, sendo identificadas 45 famílias e 151 gêneros de Nematoda. As famílias Xyalidae (15 gêneros), Chromadoridae (15 gêneros) e Desmodoridae (13 gêneros) foram as mais representativas, enquanto Xyalidae (37%), Desmodoridae (12%), Axonolaimidae (10%) e Cyatholaimidae (10%) foram as mais abundantes, mantendo assim o mesmo resultado apresentado no RA2020 (RRDM, 2020b). Quanto ao gênero *Daptonema*, este segue sendo o mais abundante, estando presente em todos os compartimentos, representando 17% da nematofauna total, seguido por *Axonolaimus* (10%), *Enoplolaimus* (8%) e *Paracyatholaimus* (7%). Os demais 147 táxons observados contribuíram individualmente com menos de 6% do total.

O gênero *Daptonema* (família Xyalidae) é comumente citado como sendo o mais encontrado em praias arenosas ao redor do mundo (Heip *et al.*, 1985; Nicholas e Hodda, 1999, Lee e Riveros, 2012). Já o gênero *Axonolaimus* tem preferência por praias de areia fina, mais ricas em matéria orgânica e microfítobentos (Moens e Vincx 1997; Gheskiere *et al.*, 2005; Maria *et al.*, 2012). Por sua vez, os indivíduos do gênero *Enoplolaimus* são abundantes em praias com sedimentos grossos (Moens *et al.*, 2013), sendo típico predador marinho/água salobra (Moens e Vincx, 1997).

Todos os descritores ecológicos analisados para a nematofauna apresentaram variações significativas entre os compartimentos, enquanto os valores de riqueza e diversidade variaram entre as campanhas

($p < 0,05$) (Figura 47). Os maiores valores de todos os parâmetros foram registrados nos Compartimentos A e C ($p < 0,05$). No que se refere a variação temporal, a riqueza e diversidade apresentaram seus maiores valores nas campanhas chuvosas dos Anos 1 e 3 (12/2018 e 01/2021), bem como na campanha realizada no último período seco (07/2021). De modo geral, os resultados se mantêm semelhantes àqueles apresentados no RSE2021 (RRDM, 2021). Todos os resultados das análises de variâncias (ANOVAs) de nematofauna estão listados no *Material Suplementar A4PBS1*.

Com relação à estrutura da nematofauna, o nMDS detectou separação dos compartimentos (Figura 48A) e indicou uma tendência de separação da campanha 09/2018 das demais campanhas (Figura 48B). A análise ANOSIM confirmou as diferenças entre compartimentos [$R(\text{global})=0,112$; $p=0,01$]. Entre as campanhas, o ANOSIM detectou diferença [$R(\text{global})=0,026$; $p=0,01$] para a maioria das combinações par-a-par, assim como foi apresentado no RA2020 (RRDM, 2020b). O resultado do SIMPER, que indica quais táxons são responsáveis pela dissimilaridade entre os compartimentos e as campanhas, demonstrou que variações nas densidades de cerca de 10 táxons de Nematoda, incluindo *Daptonema* e *Axonolaimus* (os mais abundantes), foram responsáveis pelas diferenças detectadas (ver tabela do SIMPER no *Material Suplementar A4PBS1*).

Figura 47: Parâmetros de diversidade da meiofauna de praias emersas A) Riqueza média, B) Densidade média e C) Diversidade (H') entre compartimentos e campanhas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

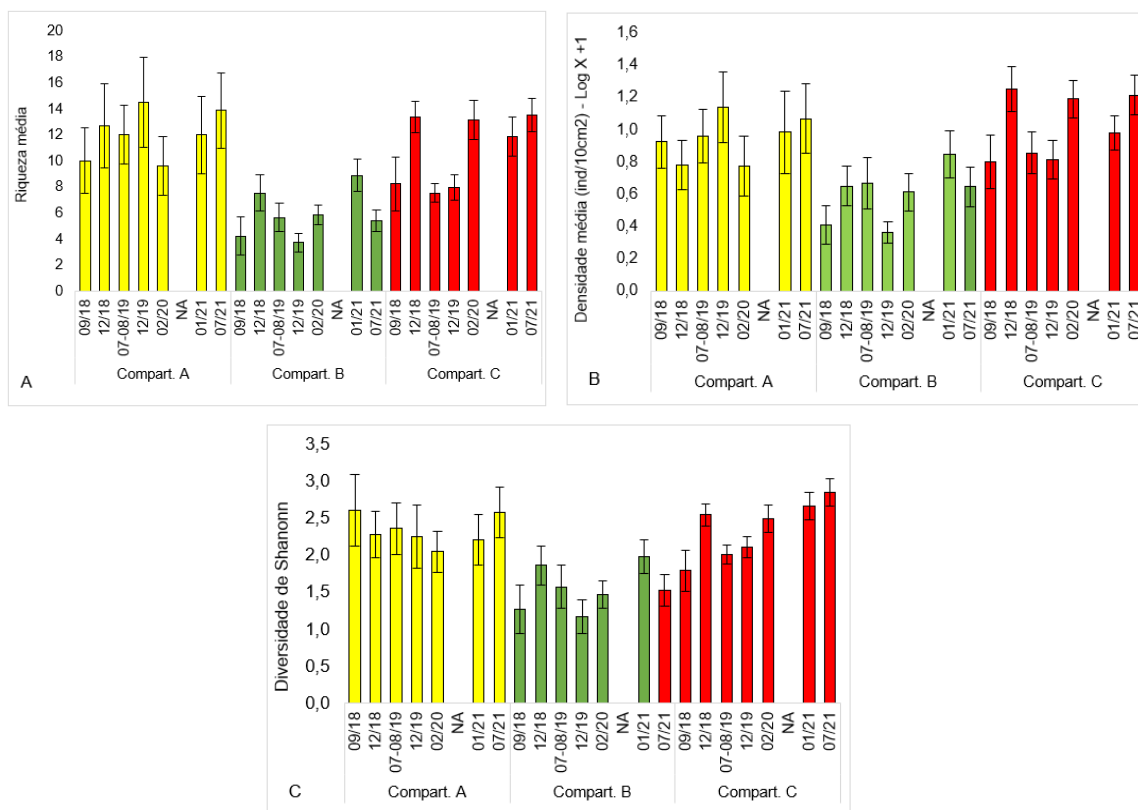
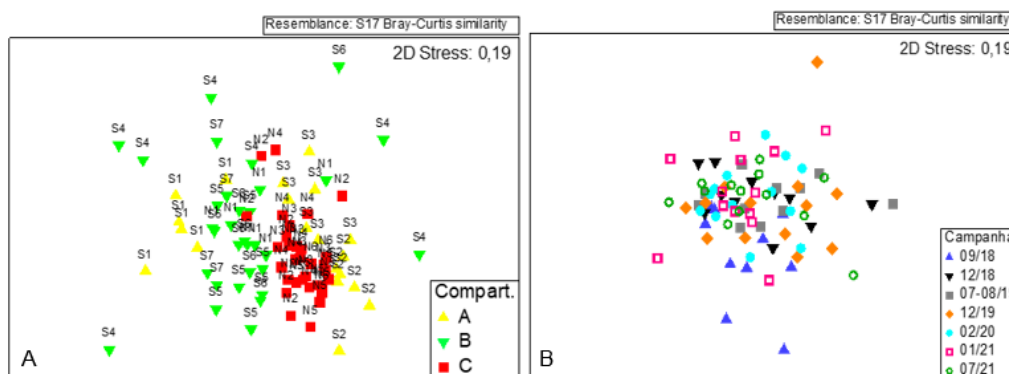


Figura 48: Análise multivariada de ordenação (nMDS) da nematofauna bentônica de praias emersas entre A) os Compartimentos A, B e C e B) as campanhas de monitoramento. Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.



Grupos tróficos - Nematofauna

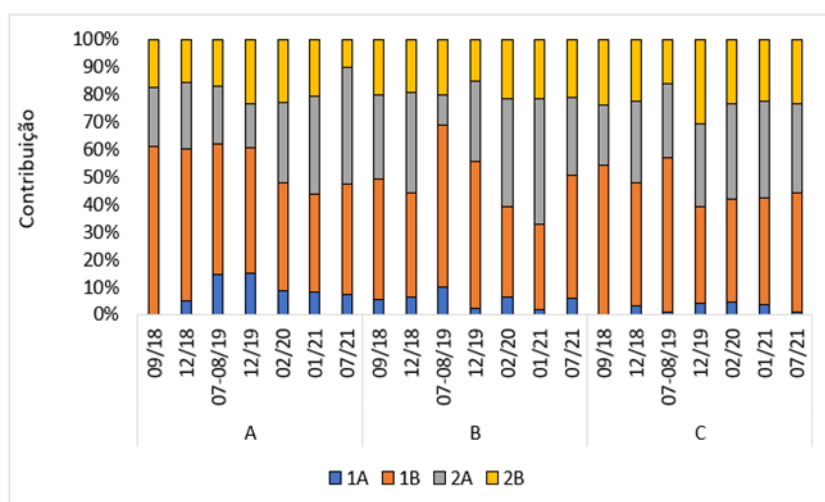
A estrutura trófica da Nematofauna foi proposta por Wieser (1953) que, de acordo com a estrutura bucal dos organismos, são classificados em quatro grupos: 1A - detritívoros seletivos; 1B - detritívoros não

seletivos; 2A - formas que se alimentam no epistrato; e 2B - predadores ou onívoros. A grande diversidade de alimentação do grupo confere ao filo algumas vantagens em relação a outros organismos meiofaunais, contribuindo para a dominância em diversidade e em abundância (Bouwman, 1983). Além disso, tem um importante papel na produção secundária, já que se alimentam de detritos, microalgas, bactérias e pequenos metazoários (Coull, 1990; Moens e Vincx, 1997; Platt e Warwick, 1980).

Os Nematoda da praia emersa foram caracterizados pela presença dos grupos tróficos detritívoros não seletivos (1B), que representaram 42% do total, seguido por comedor de epistrato (2A) (32%), predador (2B) (23%) e detritívoro seletivo (1A) (2%) (Figura 49).

Através das análises univariadas foram detectadas diferenças significativas somente para detritívoros seletivos (1A), representados principalmente pelos gêneros *Halalaimus* e *Cynura*, que foram mais representativos no Compartimento A ($p < 0,05$). Organismos desse grupo trófico possuem cavidade oral de tamanho reduzido ou ausente e se alimentam de pequenas partículas por meio de sucção do esôfago (Wieser, 1953). Análises multivariadas, que consideram a composição dos grupos tróficos e contribuição relativa individual de cada grupo, indicaram que o Compartimento C é diferente dos demais compartimentos. A análise SIMPER mostrou que esta particularidade está relacionada à variação na abundância relativa média principalmente do grupo 1B, que é superior nas praias ao norte da desembocadura do Rio Doce. A ANOSIM também detectou diferenças entre todas as campanhas realizadas durante o período do monitoramento [ANOSIM: $R(\text{global})=0,02$, $p=0,001$]. Apenas a campanha 12/2018 foi semelhante às demais campanhas.

Figura 49: Contribuição (%) dos grupos tróficos da nematofauna de praias emersas. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 1A- detritívoro seletivo, 1B- detritívoro não seletivo, 2A- comedor de epistrato e 2B-predador.



2.5.2 Fauna Bentônica da Antepiraia

2.5.2.1 Macrofauna

Nas 13 estações amostrais da antepiraia, foram registrados 3.836 indivíduos da macrofauna bentônica, pertencentes a 82 grupos taxonômicos. De maneira geral, a ordem Amphipoda (Arthropoda) (18%) e a família Spionidae (Polychaeta) (16%) foram os mais abundantes, seguidos pela ordem Decapoda (Crustacea) (6%), Magelonidae (Polychaeta) (5%), Cumacea (Crustacea) (5%) e Glyceridae (Polychaeta) (4%). Os demais 76 táxons contribuíram com 46% da fauna.

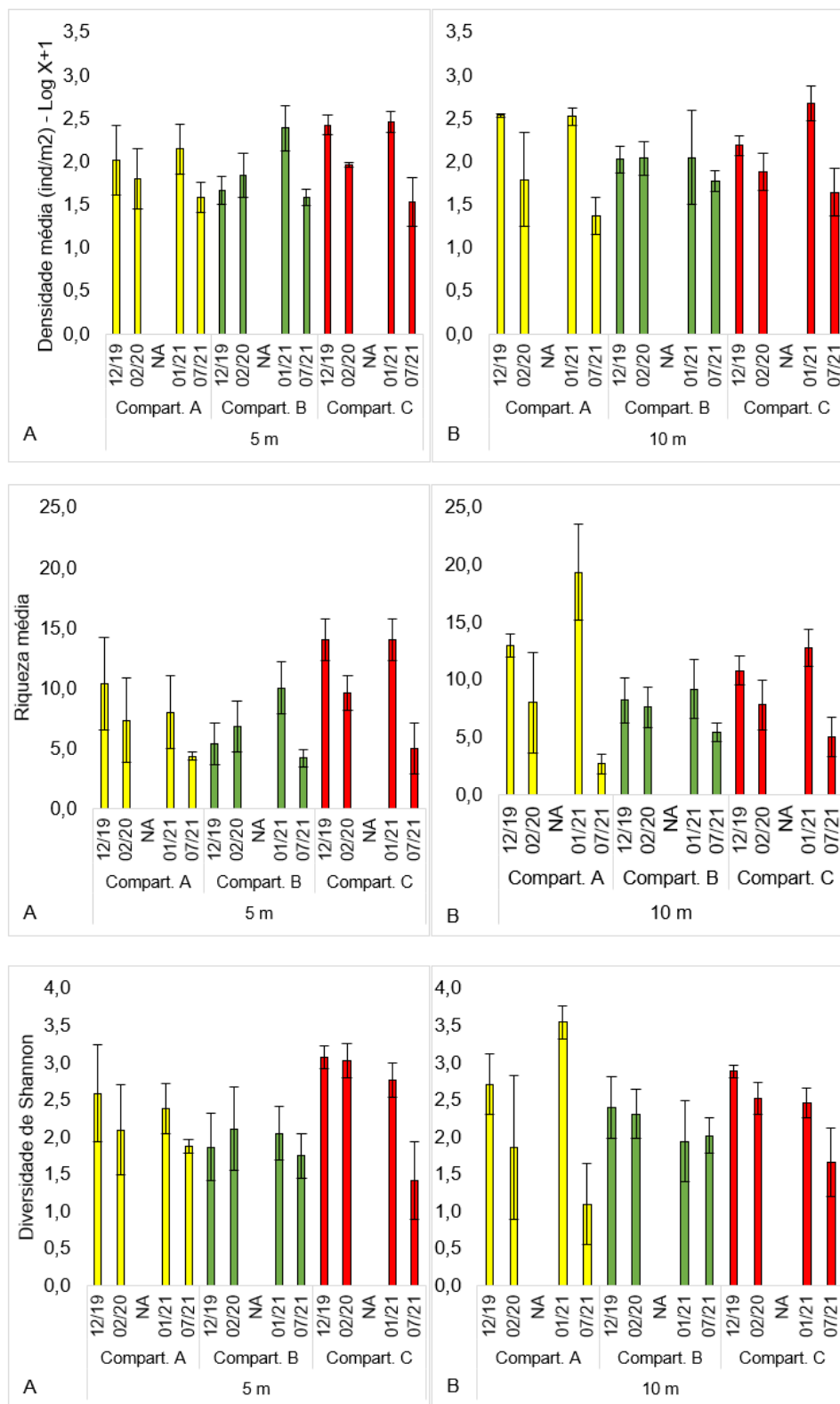
Nas amostragens mensais realizadas pelo PMQQS em 18 pontos amostrais na isóbata de 10 m, entre 2017 e 2020, o Polychaeta da família Spionidae foi o organismo com a maior abundância relativa, chegando a atingir 36% da fauna no segundo ano do estudo (PMQQS, 2021). No presente monitoramento (PMBA/Fest-RRDM), houve uma inversão dessa ordem no Ano 3, com Amphipoda (Arthropoda) sendo atualmente o grupo mais abundante. A inversão dessa ordem pode indicar uma melhora na qualidade do ambiente, visto que os indivíduos deste grupo são sensíveis ao aumento de substâncias tóxicas e poluentes no ambiente (Hart e Fuller, 1979).

Dentre os poliquetas, as famílias dominantes atualmente são Spionidae, seguido por Magelonidae, Glyceridae e Silyidae. Os Spionidae, dominando os Compartimentos B e C, figuram entre os organismos usados como indicadores biológicos de impactos nas revisões bibliográficas 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. Os estudos realizados no âmbito do subprojeto Bentos Marinho (RRDM, 2020c) detectaram aumento de Spionidae em campanhas onde houve aumento de turbidez, salinidade e material particulado em suspensão (MPS). As regiões em que espécies de Spionidae apresentam maior dominância são, em geral, próximas à desembocadura de rios. Neste cenário, é esperado que essas áreas recebam um maior aporte de matéria orgânica que pode estar favorecendo a proliferação dessas espécies. No RA2020 apresentado pela Fest-RRDM (2020c), foram observados organismos resistentes ou oportunistas na direção do aumento da concentração de metais e, consequentemente, da foz do Rio Doce (*e.g.* Spionidae, Magelonidae e Nuculidae), assim como foi observado para as amostras de antepiraia coletadas no Ano 3 do presente estudo. Por outro lado, a análise realizada no âmbito do subprojeto Bentos Marinho detectou abundância de organismos sensíveis, como os Silyidae, onde havia pouca concentração de metais. Na antepiraia, foi registrada a dominância de Syllidae no Compartimento A.

Dentre os parâmetros de diversidade da macrofauna analisados, a densidade, diversidade e riqueza apresentaram variações significativas ($p < 0,05$) (Figura 50). A riqueza foi maior nos Compartimentos A e C, enquanto a diversidade de Shannon-Wiener foi maior no Compartimento C. Entre as campanhas, tanto a riqueza quanto a densidade foram maiores na campanha 01/2021 e menores na campanha 07/2021, onde também foram registrados os menores valores de diversidade de Shannon-Wiener. Na campanha 01/2021 foram observados picos nas densidades de anfípodas e poliquetas Spionidae,

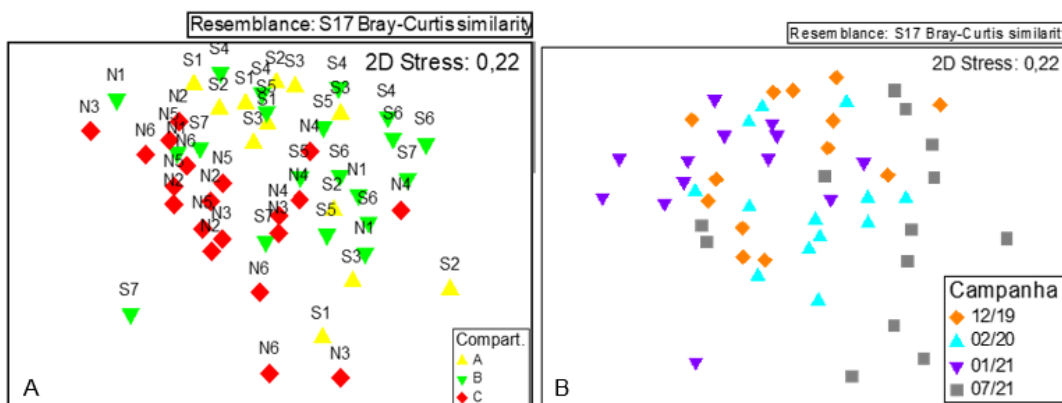
seguido de uma redução abrupta nos valores destes parâmetros na campanha seguinte. Nenhum parâmetro da diversidade analisado variou de forma significativa entre as isóbatas ($p > 0,05$).

Figura 50: Densidade média (ind/m²), riqueza média e diversidade (H') da Macrofauna bentônica da antepraia entre compartimentos e campanhas. A) isóbata de 5 m e B) isóbata de 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Com relação à estrutura multivariada da macrofauna, as análises de ordenação nMDS mostraram tendência de agrupamentos entre os compartimentos, tendo sido principalmente observada uma separação para o Compartimento C. Quanto às campanhas, foi possível observar uma separação das praias nos dados das campanhas 01/2021 e 07/2021. A análise ANOSIM confirmou a diferença significativa observada para os compartimentos [$R(\text{global})=0,085$; $p=0,001$] (Figura 51A) e as campanhas [$R(\text{global})=0,085$; $p=0,001$], revelando diferenças para todas as combinações par-a-par ($p<0,05$) (Figura 51B). A análise SIMPER mostrou que, de modo geral, as variações nas densidades de muitos grupos taxonômicos foram responsáveis por cerca de 70% destas diferenças, sendo Spionidae e Amphipoda sempre os maiores contribuintes.

Figura 51: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da macrofauna na antepraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (12/19, 02/20, 01/21 e 07/21). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.



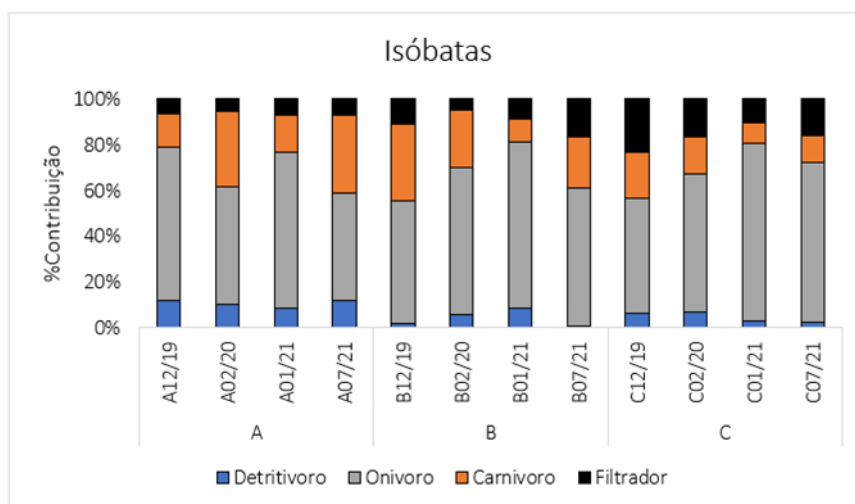
Grupos tróficos da antepraia – Macrofauna

A antepraia foi caracterizada pela presença de quatro grupos tróficos macrofaunais: detritívoro, onívoro, carnívoro e filtrador. De maneira geral, durante todo o monitoramento, os onívoros foram dominantes, representando 71,6% do total dos indivíduos analisados. Os principais representantes desse grupo na área amostral foram os Amphipoda, Spionidae e Decapoda, sendo estes dominantes nas isóbatas de 5 m e 10 m. Os carnívoros, filtradores e detritívoros corresponderam a 12,3%, 8,6% e 7,6% da fauna, respectivamente.

O segundo grupo mais representativo variou entre os compartimentos. Enquanto os carnívoros tiveram maiores contribuições nos Compartimentos A e B, os filtradores contribuíram mais no Compartimento C, o que é esperado devido às características granulométricas da região. As análises univariadas detectaram algumas diferenças significativas dos grupos tróficos entre os compartimentos e as campanhas. Os abundantes onívoros não variaram durante o estudo ($p>0,05$). No entanto, os detritívoros tiveram contribuição significativamente maior no Compartimento A do que nos demais compartimentos ($F=3,148$, $p=0,047$) (Figura 52), enquanto os filtradores, representados basicamente por táxons do filo Mollusca e de poliquetas Sabellidae, foram mais representativos no Compartimento C ($F=6,032$, $p=0,003$). Por sua vez, os carnívoros apresentaram variação significativa entre os períodos

($F=2,763$, $p=0,046$), sendo a campanha de 12/2019 a que apresentou a maior contribuição desse grupo trófico. Contudo, a análise multivariada de similaridade ANOSIM não indicou diferença significativa na estrutura trófica durante o monitoramento entre os compartimentos e as isóbatas.

Figura 52: Contribuição (%) dos grupos tróficos da macrofauna da antepiraia. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



2.5.2.2 Meiofauna

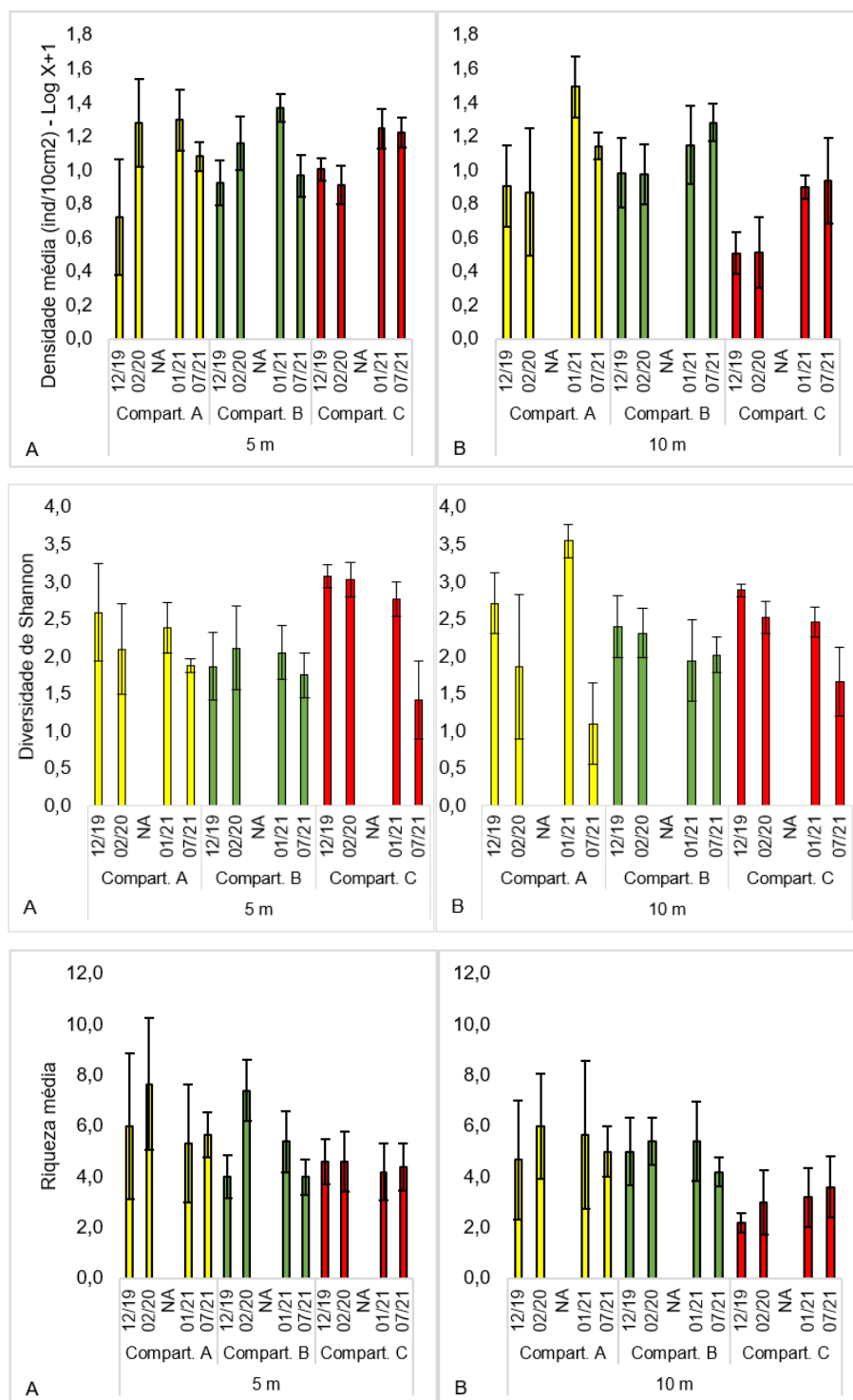
Na antepiraia, a meiofauna foi composta por um total de 13.676 indivíduos, pertencentes a 27 grandes grupos. Os grupos Nematoda (73%) e Copepoda (14%) também foram os mais abundantes na antepiraia, seguidos por Platyhelminthes (5%). Os outros 11% dos indivíduos analisados estiveram distribuídos em 20 grandes grupos. Em amostragens realizadas em 2017 e 2018, o grupo de maior abundância foi o Nematoda (41% do total amostrado), seguido por Annelida (36%) e Arthropoda (13%) (PMQQS, 2019).

Dentre os parâmetros de diversidade da meiofauna analisados, a densidade, riqueza e diversidade variaram significativamente entre compartimentos ($p<0,05$), apresentando os menores valores no Compartimento C. Entre as campanhas, as maiores densidades foram registradas nas campanhas realizadas no Ano 3 (01/2021 e 07/2021), enquanto que a diversidade de Shannon-Wiener foi significativamente maior na campanha 02/2020. No que se refere as isóbatas, apenas a densidade variou entre as profundidades, sendo maior na isóbata de 5 m (Figura 53).

Com relação à estrutura da comunidade meiobentônica na antepiraia, a análise de ordenação nMDS mostrou a separação das praias do Compartimento A, sendo essas mais dispersas (Figura 54A). A análise ANOSIM verificou que todos os compartimentos foram diferentes entre si [$R(\text{global})=0,062$; $p=0,001$]. Os resultados do ANOSIM e SIMPER estão disponíveis no *Material Suplementar A4PBS1*. A análise SIMPER mostrou que estas diferenças são resultantes da variação das densidades de

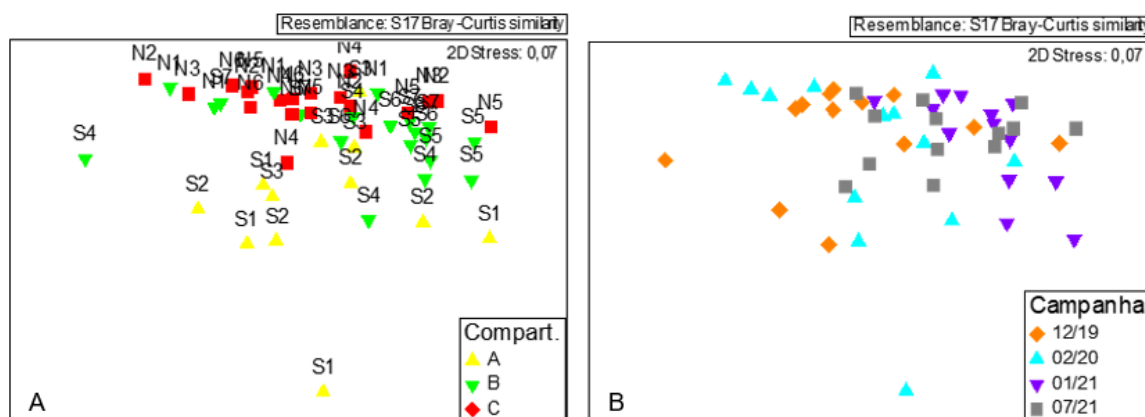
Nematoda e Copepoda, sendo que Nematoda é mais abundante no Compartimento C, enquanto que Copepoda é mais abundante no Compartimento A.

Figura 53: Densidade média (ind/10cm²), diversidade média (H') e riqueza da Meiofauna bentônica da antepraia entre compartimentos e campanhas. A) isóbata de 5 m e B) isóbata de 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Diferenças significativas também foram registradas entre as campanhas [$R(\text{global})=0,06$; $p=0,001$] (Figura 54B). As campanhas do Ano 3 (01/2021 e 07/2021) foram consideradas diferentes das demais campanhas (ANOSIM: $p>0,05$). O SIMPER identificou que as diferenças observadas também são devidas as variações nas densidades de Nematoda e Copepoda entre as campanhas.

Figura 54: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da Meiofauna na antepiraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (12/19, 02/20, 01/21 e 07/21). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.



2.5.2.3 Nematofauna

A nematofauna da antepiraia foi composta por 10.039 indivíduos, sendo identificados 39 famílias e 131 gêneros de Nematoda. As famílias Xyalidae (15 gêneros), Chromadoridae (12 gêneros), Cyatholaimidae (10 gêneros) e Comesomatidae (9 gêneros) foram as mais representativas, enquanto Xyalidae (27%), Microlaimidae (12%), Cyatholaimidae (11%) e Chromadoridae (7%) foram as mais abundantes. O gênero *Daptonema* também foi o mais abundante na antepiraia, representando 10% da nematofauna total, seguido por *Microlaimus* (8%), *Gonionchus* (5%) e *Paracyatholaimus* (5%).

Dentre os parâmetros de diversidade analisados, houve diferença significativa entre os compartimentos apenas para riqueza taxonômica, onde os maiores valores ocorreram no Compartimento B (Figura 55). Entre as campanhas, os maiores valores de riqueza e densidade foram registrados nas campanhas realizadas do Ano 3 (01/2021 e 07/2021), enquanto a diversidade Shannon-Wiener foi significativamente maior na campanha (07/2021). Por outro lado, não foram detectadas diferenças significativas entre as isóbatas.

Com relação à estrutura da comunidade da nematofauna na antepiraia, a análise de ordenação nMDS apresentou uma tendência de agrupamento das amostras dos compartimentos (Figura 56) e das campanhas. A análise ANOSIM confirmou que todos os compartimentos [$R(\text{global})=0,092$; $p=0,001$] (Figura 56A) e as campanhas diferiram entre si [$R(\text{global})=0,063$; $p=0,001$] (Figura 56B). A análise SIMPER demonstrou que variações nas densidades de vários gêneros de Nematoda foram responsáveis pelas diferenças entre os compartimentos e entre as campanhas, mais do que alterações

na composição. Os resultados do ANOSIM e SIMPER estão disponíveis no *Material Suplementar A4PBS1*.

Figura 55: Densidade média (ind/10cm²), diversidade média (H') e riqueza da nematofauna bentônica da antepiraia entre compartimentos e campanhas. A) isóbata de 5 m e B) isóbata de 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

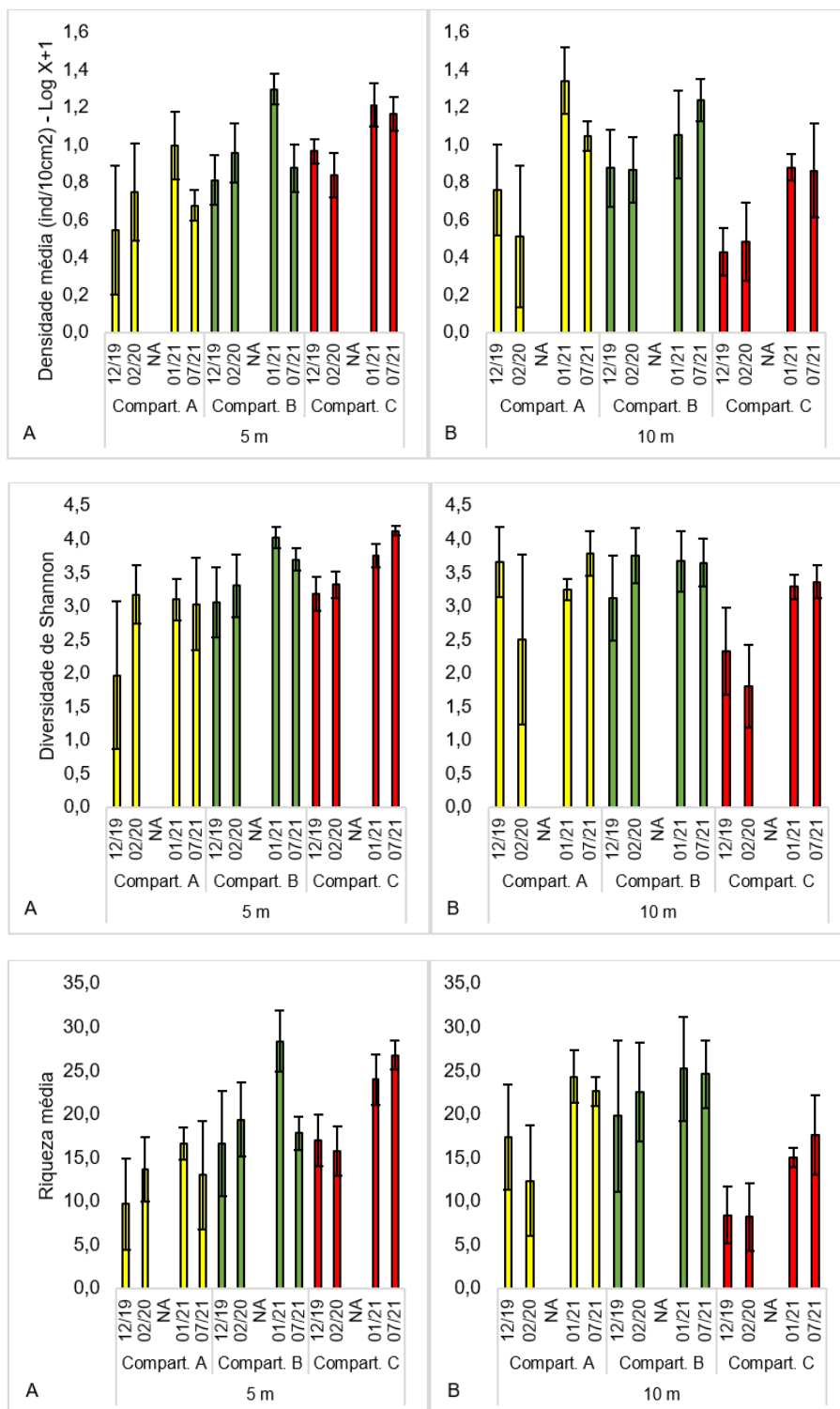
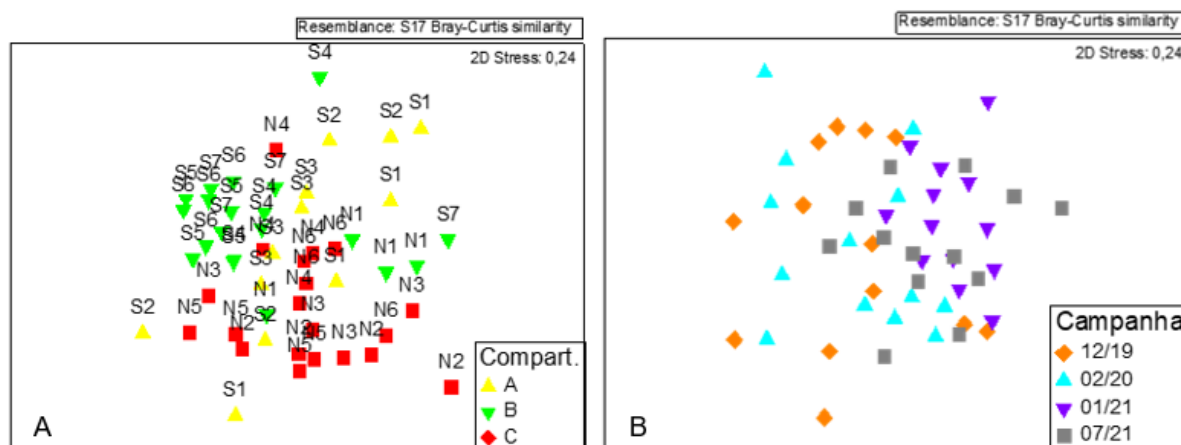
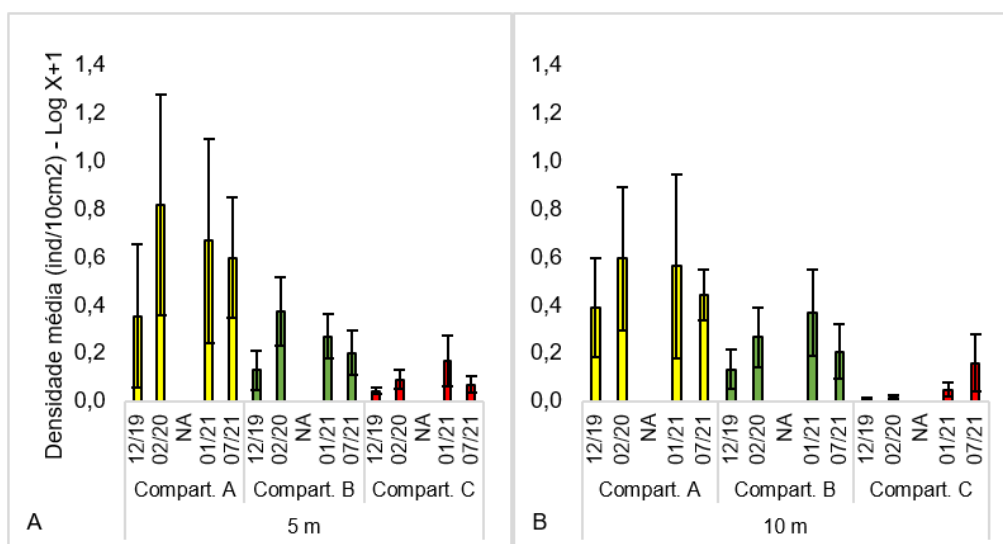


Figura 56: A) Análise multivariada de ordenação nMDS da Nematofauna na antepiraia entre os Compartimentos (A, B e C) e B) por período monitorado (12/19, 02/20, 01/21 e 07/21). Pontos no gráfico indicam médias das praias entre as campanhas.



No que se refere à densidade do crustáceo meiofaunal Copepoda, esta apresentou os menores valores no Compartimento C ($p < 0,000$) (Figura 57). Porém, não foram observadas variações significativas entre as campanhas ou entre as isóbatas ($p > 0,05$).

Figura 57: Densidade média (ind/10cm²) de Copepoda da antepiraia entre compartimentos e campanhas. A) isóbata de 5 m e B) isóbata de 10 m. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

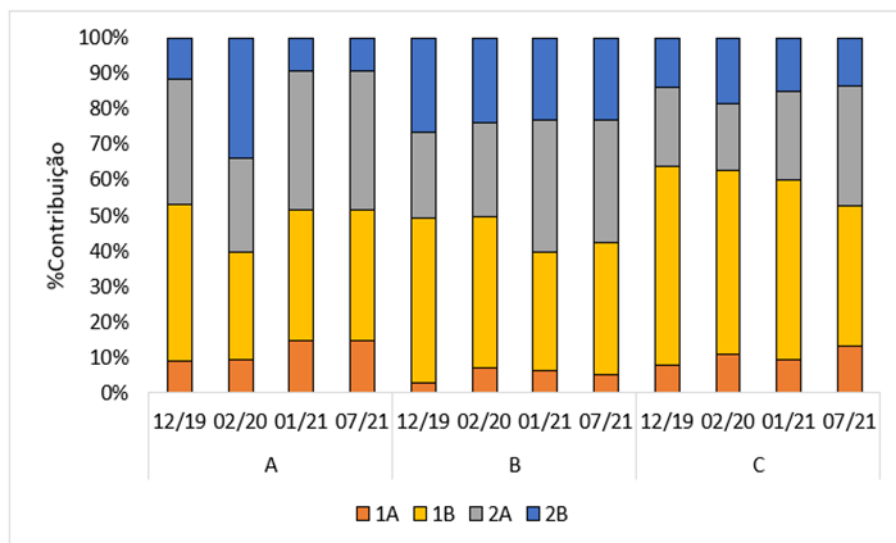


Grupos tróficos da antepiraia - Nematofauna

Os quatro grupos tróficos também estiveram presentes na antepiraia (Figura 58). Seguindo o padrão observado nas praias emersas, o grupo 1B também foi o mais representativo, com 39% do total dos indivíduos analisados, seguido pelos grupos 2A (33%), 2B (21%) e 1A (7%).

Dentre as quatro classificações tróficas adotadas para Nematoda, as análises univariadas detectaram diferenças significativas para três grupos. A contribuição do grupo 1A, representado principalmente pelo gênero *Pselionema*, apresentou diferença significativa apenas entre as isóbatas, com maior contribuição participativa na isóbata de 10 m. Segundo Schratzberger *et al.* (2009), há uma dominância de detritívoros não seletivos em sedimentos onde níveis altos de contaminação por metais pesados mascaram os efeitos dos distúrbios físicos. Já o grupo 2A, representado principalmente pelo gênero *Microloaimus*, apresentou diferenças significativas entre os compartimentos e as campanhas ($p > 0,05$), com maiores contribuições no Compartimento A, e na campanha 07/2021. As maiores densidades das espécies comedoras de epistrato, que são localizadas nas camadas superficiais do sedimento, estão relacionadas ao aumento da intensidade luminosa e o consequente aumento do microfítobentos, que é a sua principal fonte de alimento (Wetzel *et al.*, 2002). As características do fundo do Compartimento A (terraços de abrasão), favorecem a associação com organismos carbonáticos, que incluem diversas algas e demais organismos fotossintéticos, o que justifica a maior contribuição de comedores de epistrato observada. Por fim, o grupo 2B, representado principalmente pelo gênero *Pomponema*, foi mais representativo no Compartimento B do que nos demais compartimentos.

Figura 58: Contribuição (%) dos grupos tróficos da nematofauna da antepiraia. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. 1A- detritívoro seletivo, 1B- detritívoro não seletivo, 2A- comedor de epistrato e 2B-predador.



Análises multivariadas de similaridade (ANOSIM) indicaram que a estrutura trófica foi diferente entre as isóbatas [$R(\text{global})=0,015$, $p=0,003$], compartimentos [$R(\text{global})=0,044$, $p=0,001$] e campanhas [$R(\text{global})=0,034$, $p=0,001$]. Variações na contribuição relativa dos grupos 1B, 2A e 2B foram responsáveis por cerca de 80% da diferença do Compartimento B para os demais compartimentos. Da mesma forma, esses mesmos grupos foram responsáveis pelas diferenças das campanhas do Ano 3 (02/2021 e 07/2021) para as demais campanhas, bem como entre as isóbatas de 5 m e 10 m.

2.5.3 Síntese dos aspectos da comunidade bentônica

Para a fauna bentônica das praias emersas foi possível observar que todos os descritores ecológicos da diversidade analisados apresentaram variações significativas de algum parâmetro analisado, tanto espacialmente (compartimentos) quanto temporalmente (campanhas). O padrão ecológico da macrofauna bentônica mundialmente descrito na literatura (e.g. Defeo *et al.*, 1992, Jaramillo e McLachlan 1993, Brazeiro, 1999; McLachlan e Dorvlo, 2005), onde as maiores densidade e riqueza são encontradas em praias dissipativas, não foi observado nas praias do Compartimento C, sugerindo que essa é a principal área afetada pelos rejeitos da Barragem de Fundão, devido aos processos costeiros, que favorecem a deposição dos sedimentos provenientes do Rio Doce, a partir da deriva litorânea sentido norte.

No que se refere à variação temporal, as campanhas realizadas no Ano 3 do monitoramento (01/2021 e 07/2021) apresentaram os menores valores médios significativos de riqueza, densidade e diversidade da macrofauna, demonstrando uma tendência de redução dos parâmetros da diversidade no ambiente praias. No entanto, a meiofauna se comportou de forma oposta, onde a riqueza taxonômica apresentou seus maiores valores nas campanhas 12/2018, 02/2020 e 07/2021, não seguindo, portanto, um padrão de períodos seco e chuvoso. Sabe-se que a meiofauna apresenta ciclo de vida curto e ocorre também em ambientes onde a macrofauna se encontra praticamente ausente, como em algumas praias refletivas (Giere, 2009).

Para a antepraia, também foi possível observar uma variação espaço-temporal nos descritores analisados. A macrofauna se comportou de forma oposta à da praia emersa, onde os maiores valores de riqueza foram registrados nos Compartimentos A e C, e os maiores valores de diversidade foram observados apenas no Compartimento C. Por outro lado, os parâmetros densidade, riqueza e diversidade da meiofauna foram menores no Compartimento C.

As variações sazonais observadas na antepraia mostram que a macrofauna teve seus parâmetros da diversidade, riqueza e densidade acrescidos na campanha 01/2021 e decrescidos na campanha 07/2021, ambas referentes ao Ano 3 do monitoramento, onde também foram registrados os menores valores de diversidade. Na campanha 01/2021, foi observado um pico nas densidades de anfípodos e poliquetas Spionidae, seguido de uma redução abrupta destas densidades na campanha seguinte. Já para a meiofauna e nematofauna, as maiores densidades e riqueza foram registradas nas campanhas realizadas no Ano 3 (01/2021 e 07/2021), enquanto a diversidade de Shannon-Wiener da meiofauna foi significativamente maior na campanha 02/2020.

Para a macrofauna, não foram observadas diferenças significativas nos parâmetros riqueza e diversidade entre as profundidades (isóbatas de 5 m e 10 m). No entanto, a densidade da meiofauna variou entre as profundidades, sendo maior na isóbata de 5 m.

2.6 INTEGRAÇÃO DOS PARÂMETROS ABIÓTICOS COM A DIVERSIDADE BENTÔNICA

Ao longo dos três anos de monitoramento, ficou evidente a atuação dos fatores hidrológicos e meteocanográficos na injeção de novos e contínuos aportes fluviais, bem como na competência das ondas e correntes na mobilização e transporte dos sedimentos costeiros. Períodos chuvosos aumentam a vazão fluvial que, por sua vez, incrementam e realimentam a antepraia e a praia nos teores de lama e, consequentemente, na concentração dos elementos químicos. A alta dinâmica das praias favorece a deposição da fração lama na isóbata de 10 m na antepraia e, devido ao alto volume, frequentemente teores significativos são verificados na isóbata de 5 m, sob atuação das ondas. Desta forma, nos períodos secos há diminuição da vazão e possibilidade de incremento de tempestades. Nos eventos de tempestade e/ou maior energia das ondas, a mobilização dos sedimentos de fundo é maior e a fração lama chega às praias emersas, onde o alcance dos espraamentos das ondas inundam a praia e há a possibilidade de os contaminantes alcançarem a praia alta e até mesmo a base das dunas (restingas). Entretanto, no ano de 2021, o período seco foi caracterizado por ondas de moderada energia, não sendo evidenciado transporte transversal da lama para as praias emersas.

Contudo, o aporte fluvial do Rio Doce e, consequentemente, do material proveniente do rompimento da Barragem de Fundão, ao chegar à costa, se distribui diferentemente ao longo das praias monitoradas em função da morfologia, dos processos costeiros e da distância de desembocadura. Desta forma, são identificados 4 setores morfodinâmicos, que respondem distintamente aos aportes fluviais e ao impacto ambiental da chegada de lama, enriquecida principalmente por Al, As, Ba, Cr, Fe, Mn, Ni e Pb. Nesse caso, as concentrações de Al, As, Cr, Mn e Ni são frequentemente superiores aos níveis de referência para os sedimentos associados à lama na antepraia nos Compartimentos B' e C. Além das concentrações dos diferentes elementos ao longo das praias e antepraias dos compartimentos, a morfologia e sedimentologia das praias também exercem influência no padrão ecológico da fauna bentônica.

2.6.1 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 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. Os fragmentos de carapaças dos organismos carbonáticos que se fixam sobre os terraços de abrasão conferem a predominância carbonática da composição das areis grossas a finas (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). Na antepraia, a rugosidade

dos terraços permite deposições ocasionais da fração lamosa, onde destaca-se o aporte também do Rio Piraquê-Açu na contribuição granulométrica e química dos sedimentos.

A Formação Barreiras é uma fonte potencial de As para as praias desse compartimento, indicando uma origem natural e local (Mirlean *et al.*, 2012; Souza *et al.*, 2022). Além disso, materiais carbonáticos biológicos são contribuintes importantes para enriquecimento de As em areias de praia. Souza *et al.* (2022) detectaram associações dos elementos químicos com o sedimento, indicando que as concentrações de As, Ba, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e V estão significativamente correlacionadas ao conteúdo de carbonato. Desta forma, a contribuição local de elementos químicos, a mineralogia dos terraços e a composição do sedimento exercem um papel preponderante para a alta concentração destes elementos.

Como os terraços limitam as trocas transversais e longitudinais destas praias (Albino *et al.*, 2016), estas são pouco resilientes em relação à contaminação por elementos químicos. Desta forma, alguns elementos apresentaram concentração superiores ao índice TEL, indicando que a biota pode estar sujeita aos efeitos deletérios da presença desses contaminantes. Considerando-se o índice *sediment quality guidelines quotient* (SGQ-q), as praias deste setor foram classificadas como moderadamente contaminadas.

A fauna bentônica respondeu significativamente aos parâmetros sedimentológicos e às concentrações dos elementos químicos presentes nesse compartimento. Todos os resultados das ANCOVAs estão apresentados no *Material Suplementar A4PBS1*.

A riqueza da macrofauna continua alta nesse compartimento, passando a apresentar relação negativa com a seleção do grão ($p < 0,05$) (Figura 59), porém positiva com o aumento de Al ($p < 0,05$) (Figura 60). No entanto, os maiores teores de Al afetaram negativamente a presença do isópode *Excirolana braziliensis* (Figura 61A) e positivamente os Amphipoda (Figura 61B). Por outro lado, como já observado nos relatórios anteriores (RRDM, 2019d; RRDM, 2020b), os Amphipoda também apresentam relação positiva com a concentração de As ($p < 0,01$) (Figura 62), que possivelmente ocorre ao acaso, já que a alta densidade dos anfípodos está relacionada ao CaCO_3 presente no sedimento ($p < 0,01$) e às características das praias da região (terraços de abrasão, areias carbonáticas grossas a medias pobremente selecionadas, e presença de algas), como descrito por Ré *et al.* (2009).

Relações negativas ($p < 0,05$) do As e CaCO_3 com os poliquetas *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura varidentata* (Figura 63 e Figura 64), também foram detectadas, o que novamente parece ser mais uma influência das características do substrato e granulometria, visto que esses poliquetas ocorrem em praias de areias grossas e maior altura da onda (Di Domenico *et al.*, 2008). O Ni foi outro elemento que apresentou relação negativa com oligoquetas e anfípodos ($p < 0,05$) (Figura 65). O aumento do teor de Ni, detectado em todos os compartimentos de praia emersa no Ano 3 do monitoramento, se refletiu na redução de oligoquetas no mesmo período. Todos os resultados das ANOVAs estão descritos no *Material Suplementar A4PBS1*.

Figura 59: Seleção do grão e riqueza média (inds/m²) da macrofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.

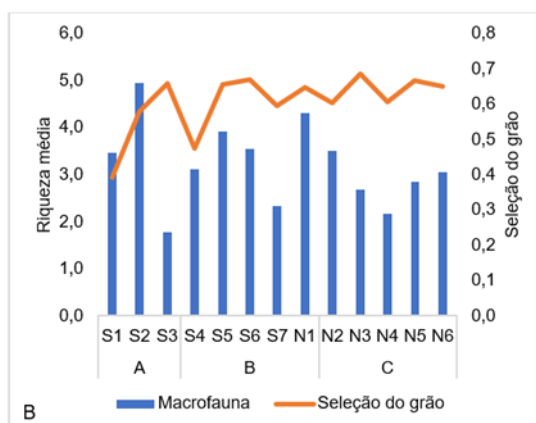


Figura 60: Distribuição de Alumínio (mg/kg) e riqueza da macrofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.

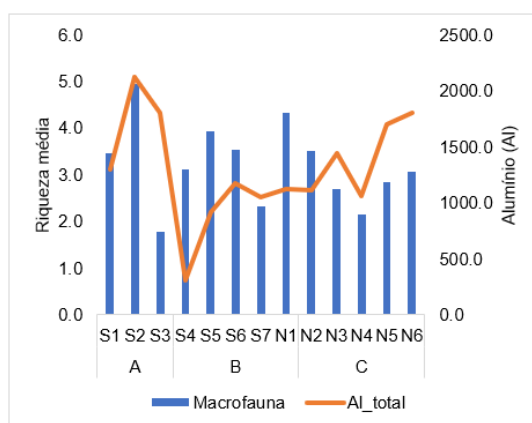


Figura 61: Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e a densidade média (ind/m²) de A) *Excirolana braziliensis* e B) Amphipoda entre as praias emersas durante o monitoramento.

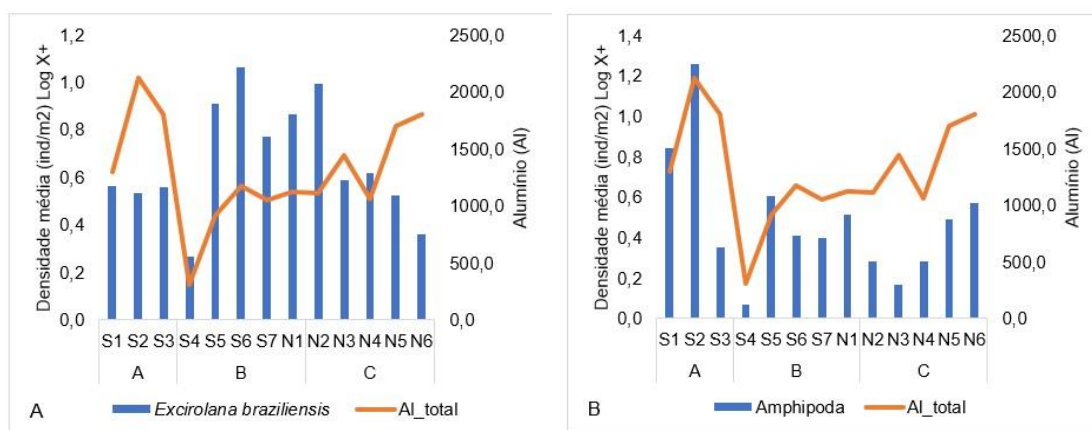


Figura 62: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e a densidade média (ind/m²) de Amphipoda entre as praias emersas durante o monitoramento.

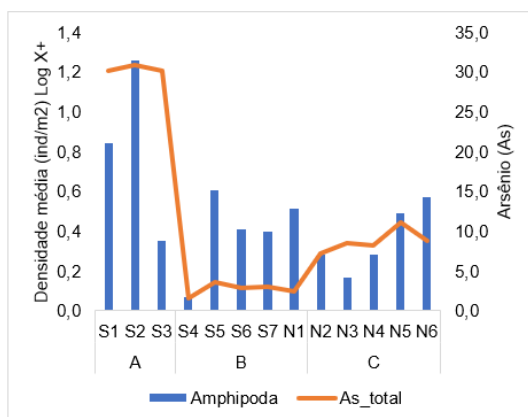


Figura 63: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e a densidade média (ind/m²) de A) *Saccocirrus pussicus* e B) *Hesionura cf. variodentata* entre as praias emersas durante o monitoramento.

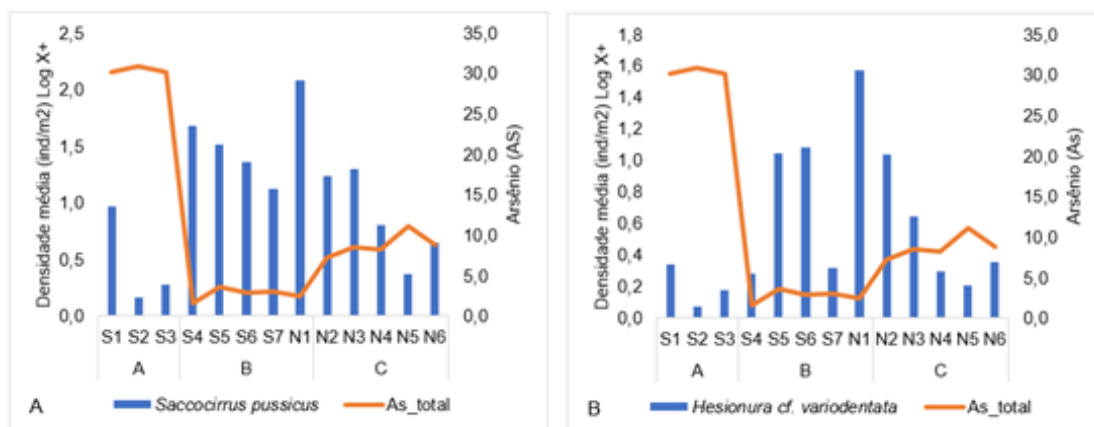


Figura 64: Distribuição de Carbonato de Cálcio (CaCO₃) (%) e a densidade média (ind/m²) de A) *Saccocirrus pussicus* e B) *Hesionura cf. variodentata* entre as praias emersas durante o monitoramento.

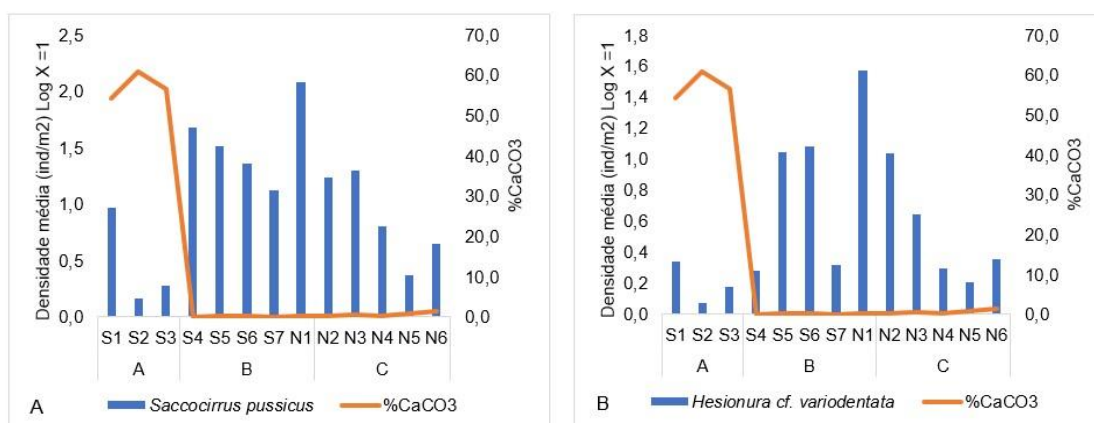
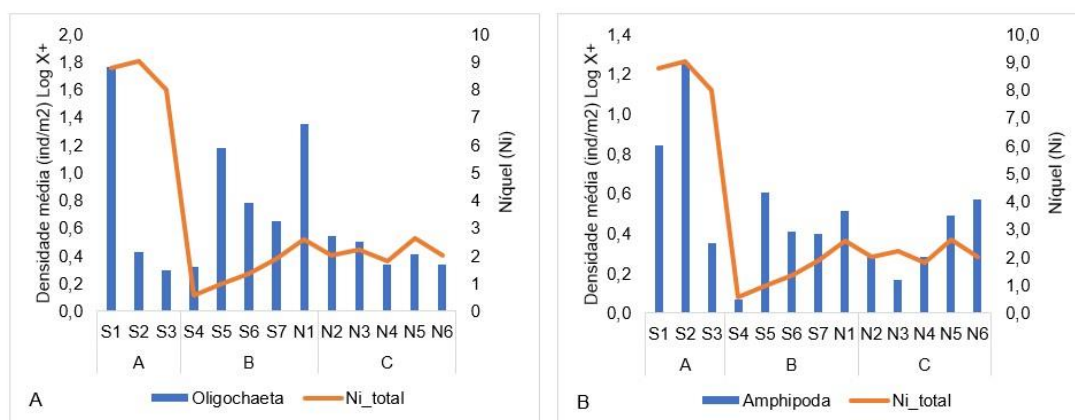


Figura 65: Distribuição de Níquel (Ni) (mg/kg) e a densidade média (ind/m²) de A) Oligochaeta e B) Amphipoda entre as praias emersas durante o período de monitoramento.



Os maiores valores de diversidade da meiofauna e nematofauna registrados nesse compartimento possivelmente também ocorreram devido às características carbonáticas do substrato rico em CaCO₃. As ANCOVAs detectaram relações positivas destes parâmetros com os altos teores de As e Al nessas praias ($p < 0,05$) (Figura 66, Figura 67, Figura 68 e Figura 69). A densidade média da meiofauna também aumentou com os altos teores de Ba (Figura 70). Como já destacado, esses elementos possuem forte correlação com os teores de carbonato nas praias da região (Souza *et al.*, 2022).

Figura 66: Distribuição de Alumínio (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm²), B) diversidade (H') e C) riqueza da meiofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.

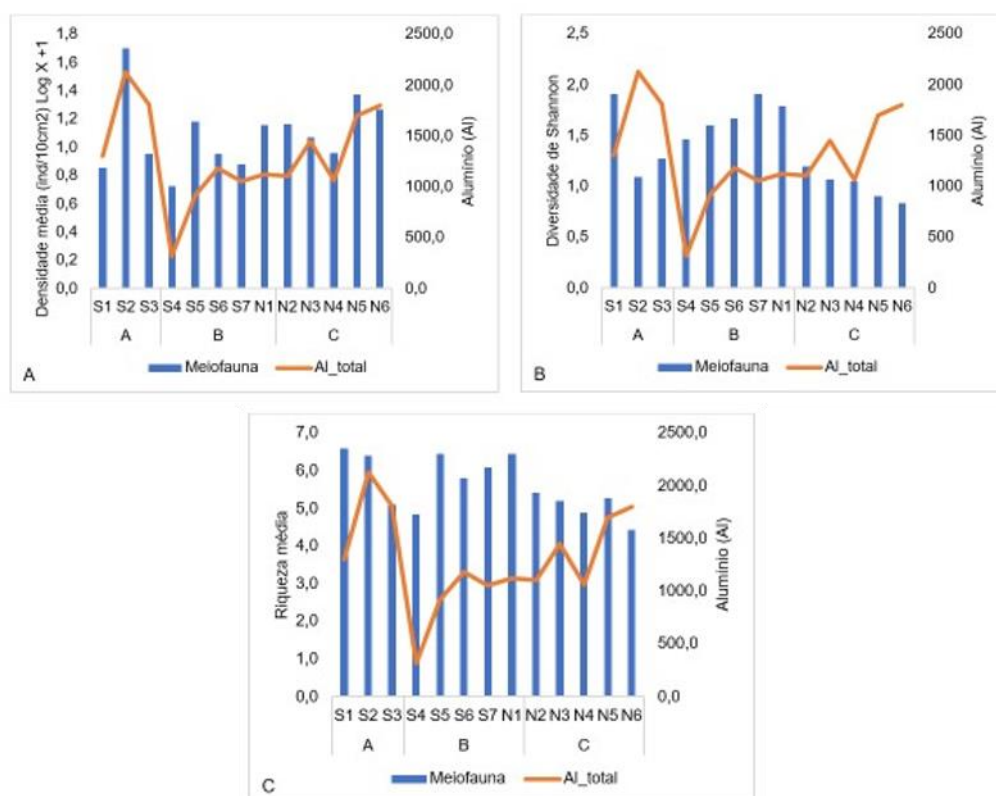


Figura 67: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e densidade média (ind/10cm²) da meiofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.

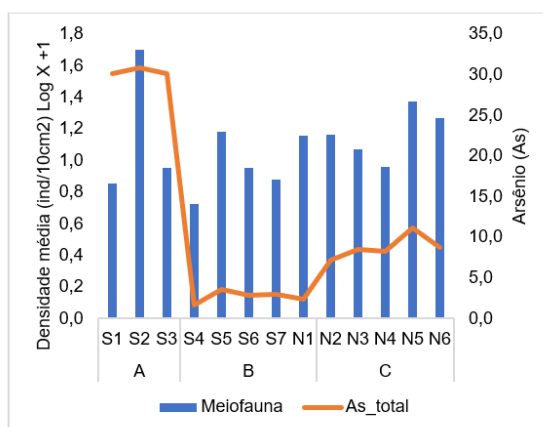


Figura 68: Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e densidade média (ind/10cm²) da nematofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.

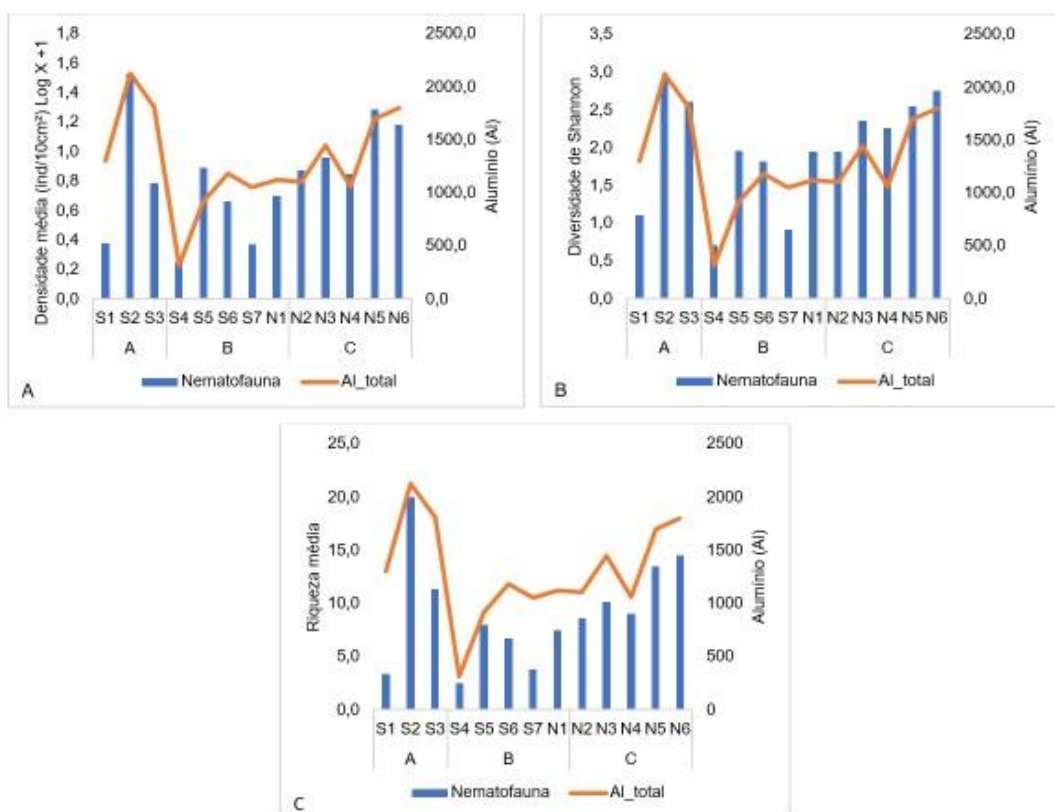


Figura 69: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm²), B) diversidade (H') e C) riqueza da nematofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.

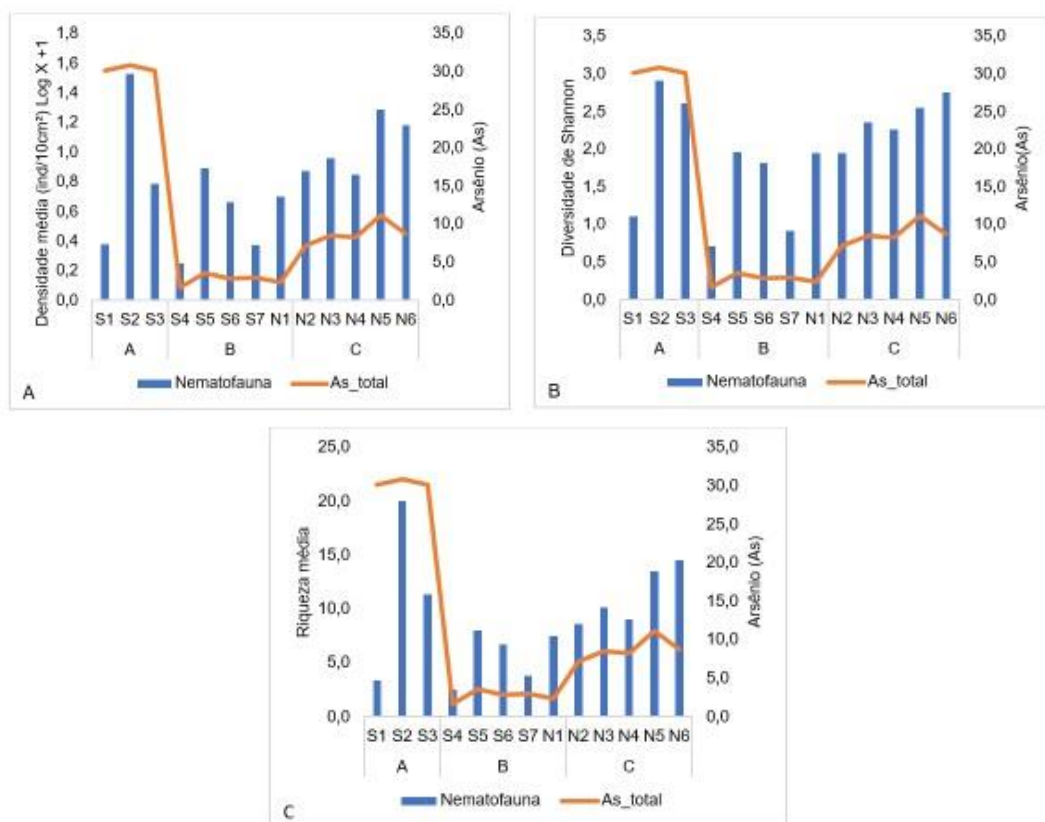
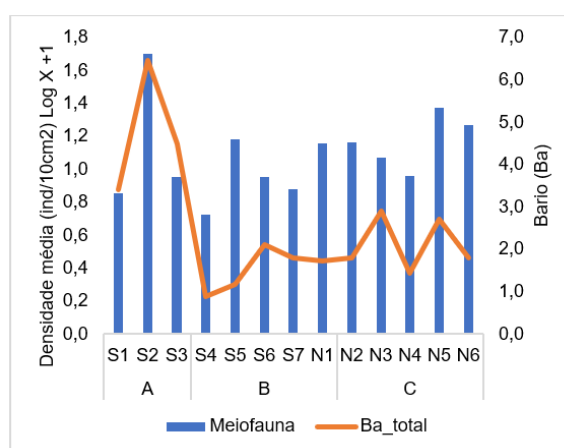
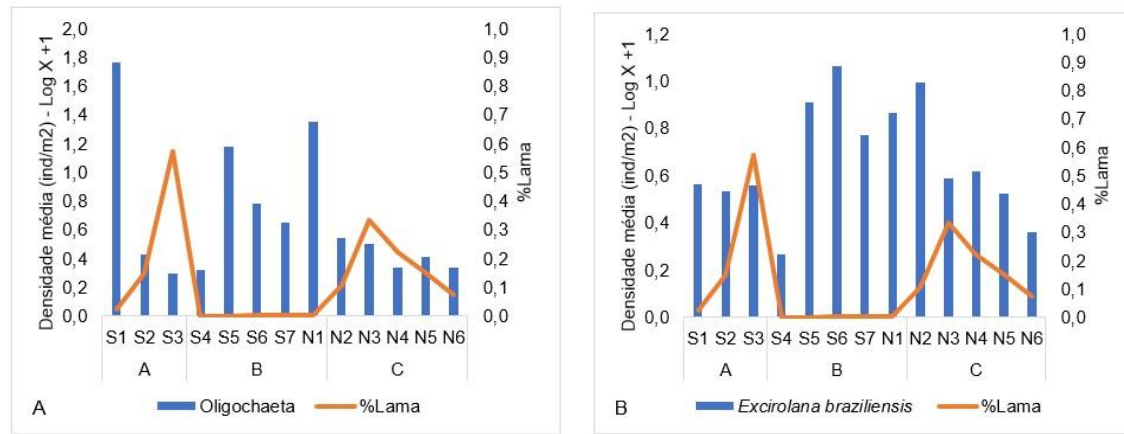


Figura 70: Distribuição de Bário (Ba) (mg/kg) e densidade média (ind/10cm²) da meiofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.



O teor de lama encontrado na porção emersa das praias desse compartimento afetou negativamente as densidades de *Oligochaeta* e *Excirolana braziliensis* (Figura 71) e, possivelmente, a fração fina está associada às cargas dos estuários próximos.

Figura 71: Distribuição de Lama (%) e a densidade média (ind/m²) de A) *Oligochaeta* e B) *Excirolana braziliensis* entre as praias emersas durante o monitoramento.



Na antepraia, os maiores teores de lama e elementos químicos foram registrados na isóбата de 5 m, influenciados pelas amostras da estação S2 (Praia Formosa), que apresenta a deposição associada a um bolsão presente entre as rugosidades dos terraços. Nessa estação amostral, o teor de Al apresentou relação negativa com a riqueza e densidade da meiofauna (Figura 72), enquanto o teor de Fe afetou a riqueza desse grupo (Figura 73).

Figura 72: Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm²) e B) riqueza da meiofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.

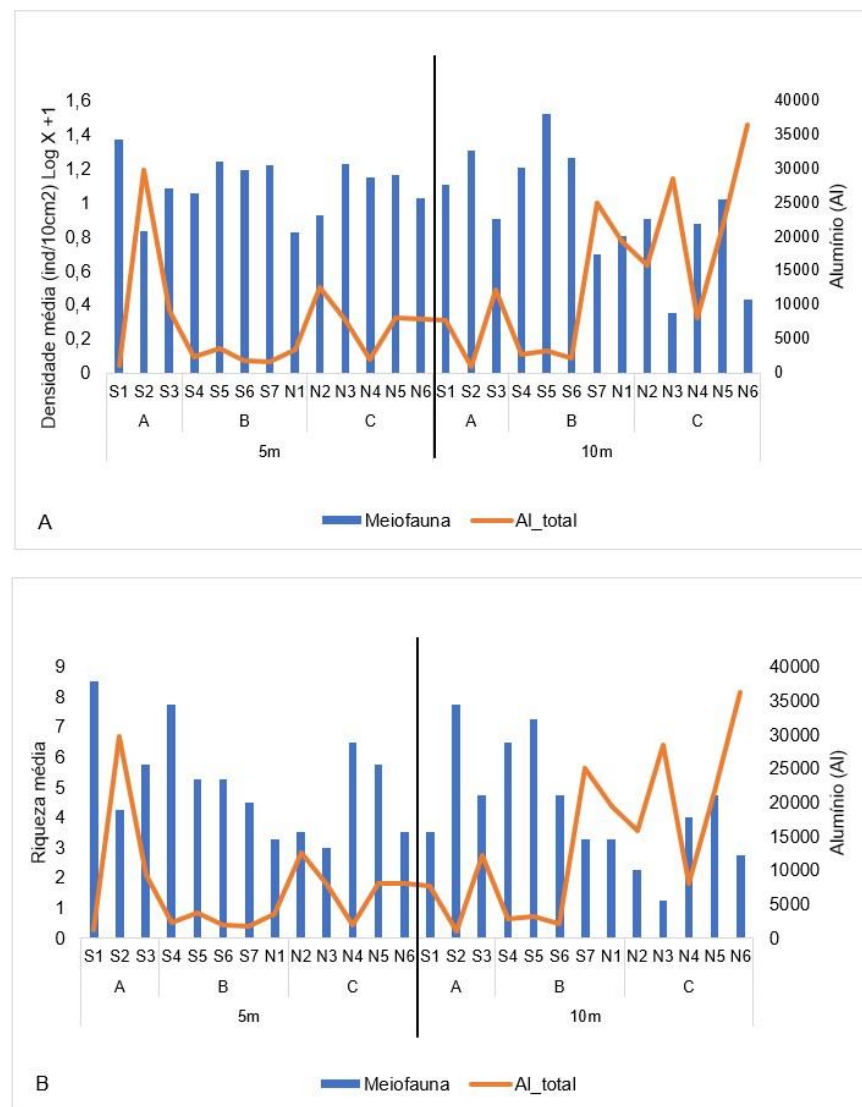
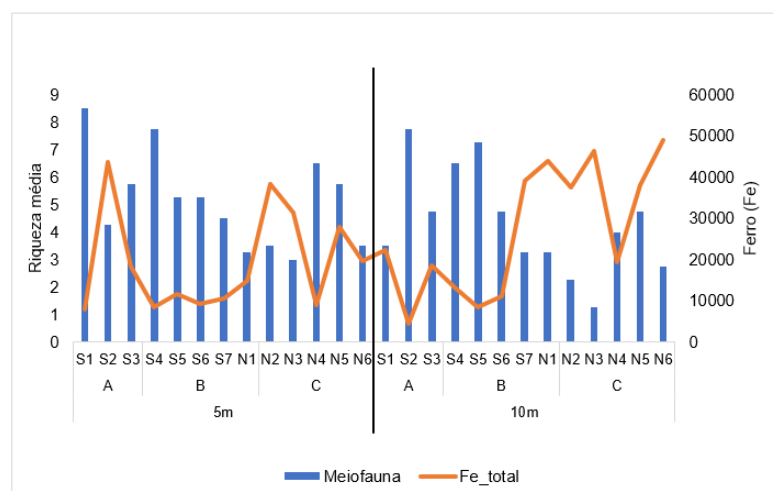


Figura 73: Distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) e a riqueza da meiofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.



O teor de As foi alto em todas as isóbatas avaliadas e em todos os compartimentos analisados, com exceção do Compartimento B. No Compartimento A, isto está associado aos fatores geológicos, enquanto nos Compartimentos B' e C este se deve ao aporte do Rio Doce. No Compartimento A, os valores foram mais altos também na isóbata de 5 m, onde há a lama, afetando negativamente todos os parâmetros ecológicos da meiofauna e da nematofauna (Figura 74 e Figura 75). Também na isóbata de 5 m desse compartimento, os elevados valores de As, Al, Ba e Fe causaram a redução na densidade de Copepoda (Figura 76).

Figura 74: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm²) e B) diversidade média (H') e C) riqueza da meiofauna bentônica da antepira durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.

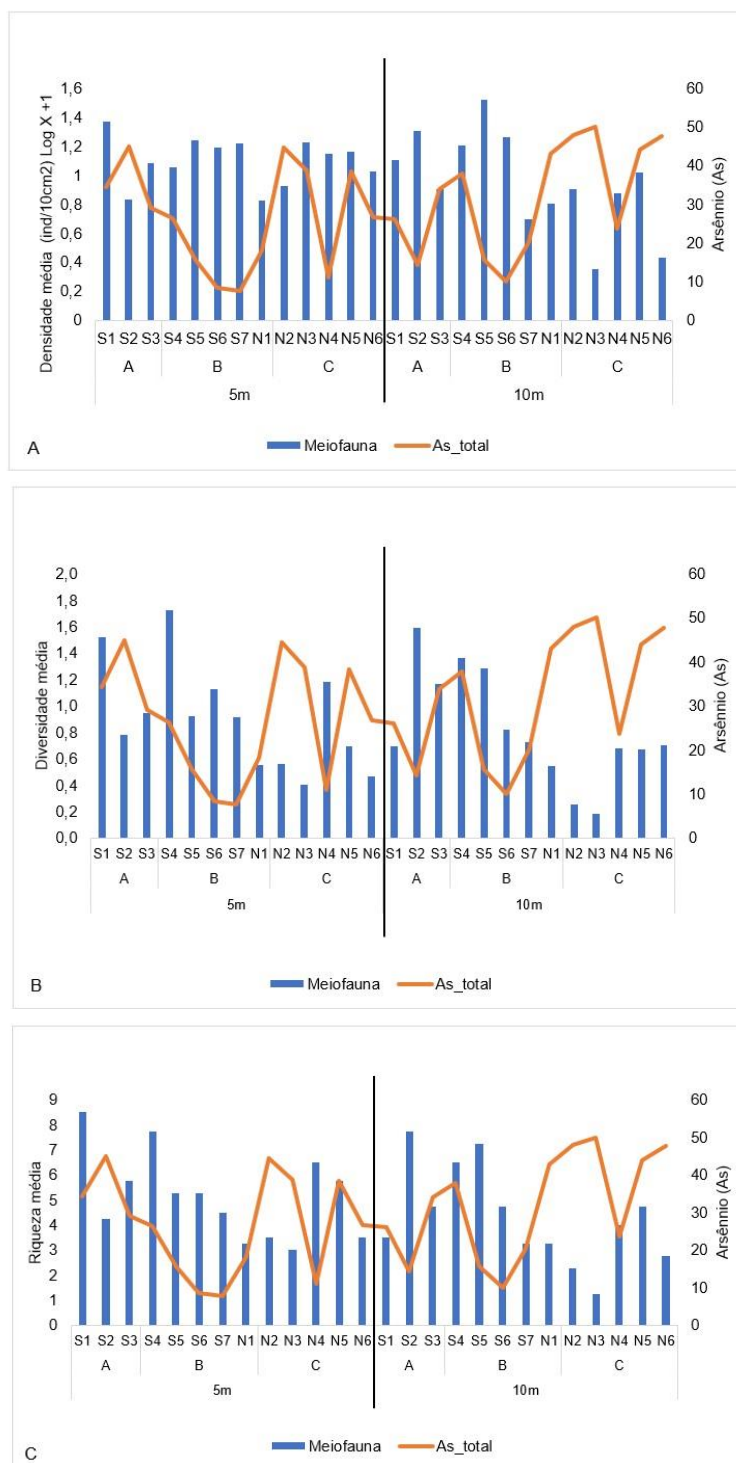


Figura 75: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm²) e B) diversidade média (H') e C) riqueza da nematofauna bentônica da antepira durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.

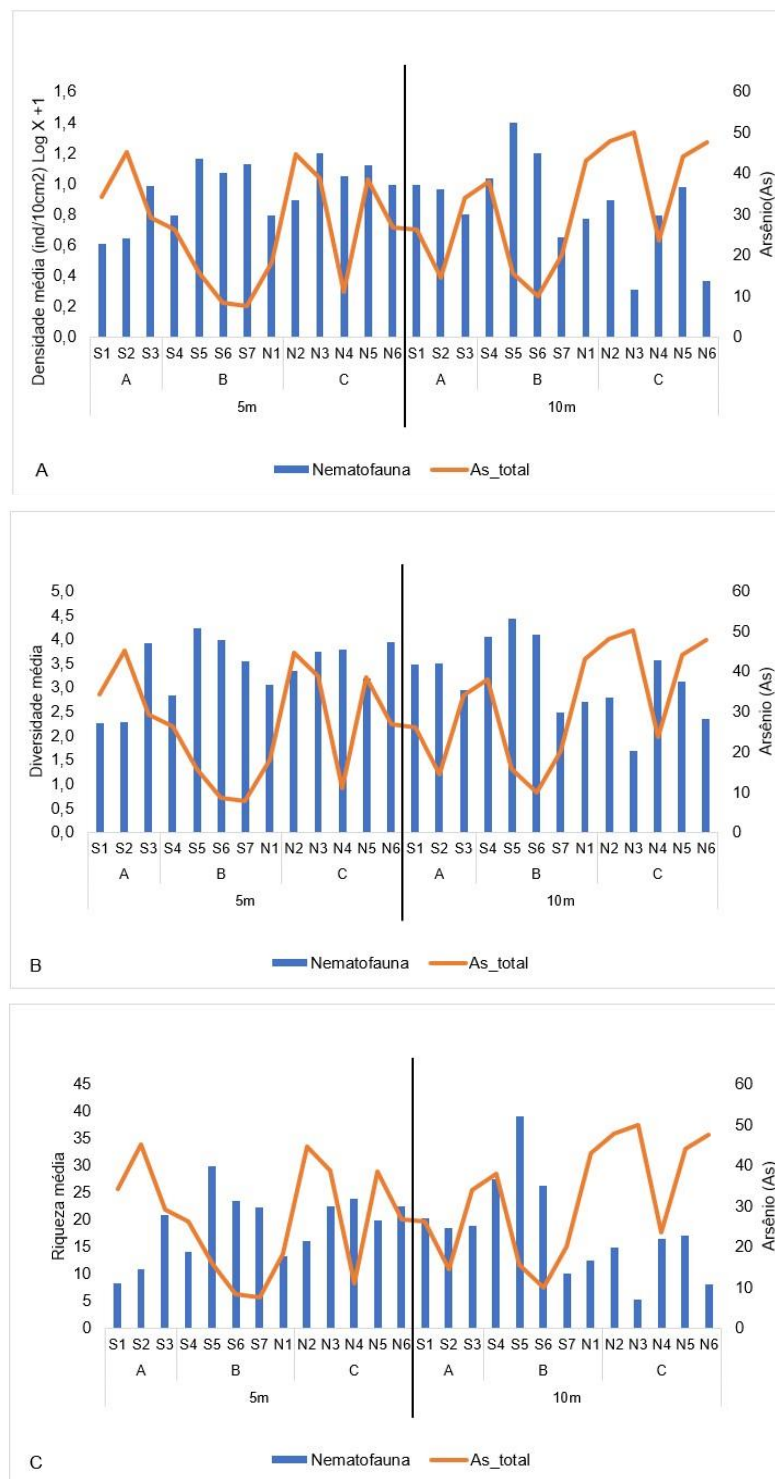
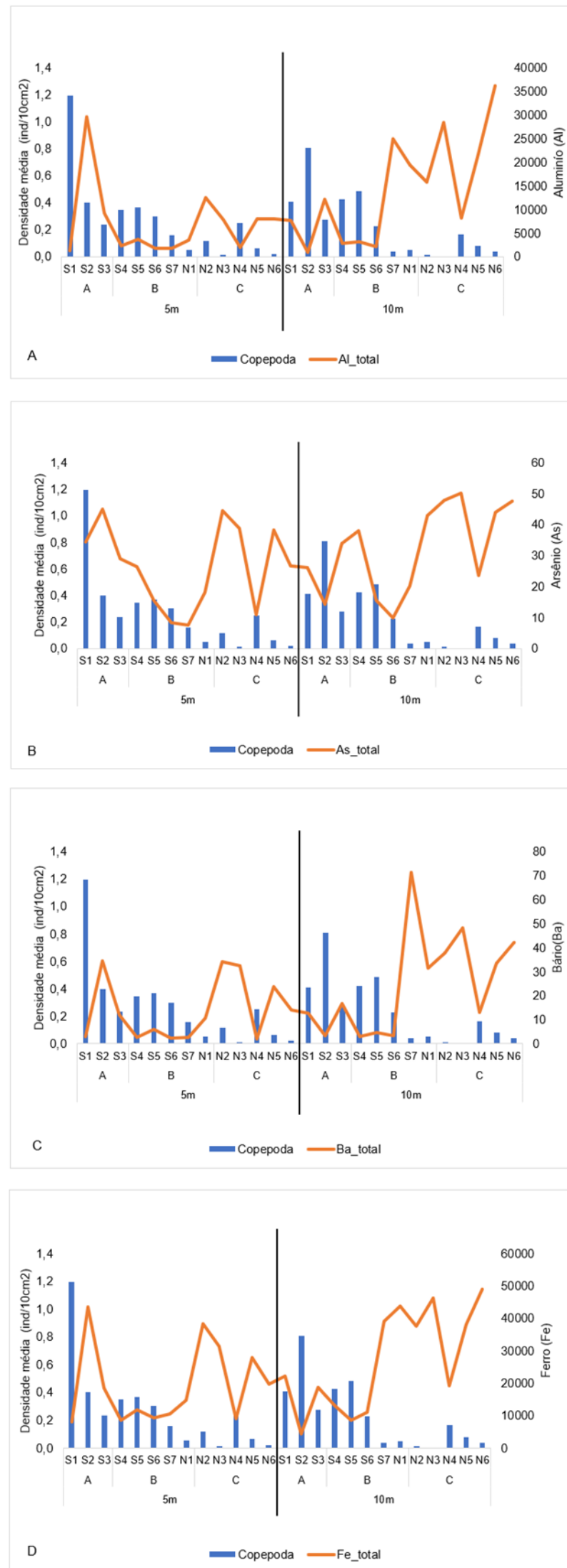


Figura 76: Distribuição de A) Alumínio (Al) (mg/kg), B) Arsênio (As) (mg/kg), C) Bário (Ba) (mg/kg) e D) Ferro (Fe) (mg/kg) e a densidade média (ind/10cm²) de Copepoda da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.



2.6.2 Compartimento B

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. Estes processos conferem alta resiliência aos impactos nas praias deste setor devido aos contaminantes de proveniência fluvial. Desta forma, as concentrações dos elementos químicos que possuem valores de referência TEL preconizados apresentam-se abaixo do limite estabelecido e, portanto, esse compartimento foi considerado não contaminado para a praia emersa. Por outro lado, para os sedimentos da antepraia, os quais são lamosos e provenientes do Rio Doce, o índice *sediment quality guidelines quotient* (SGQ-q) classificou o compartimento como moderadamente impactado.

Nas praias emersas continuam sendo registradas as maiores densidades da macrofauna, incluindo os grupos chaves oligoquetas, *Saccocirrus pussicus*, *Hesionura* cf. *variодentata* e copépodos, bem como as maiores riquezas e densidades da meiofauna. As baixas concentrações de elementos químicos nessa porção, 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 bentônicos. 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 de Fundão.

2.6.3 Compartimento B'

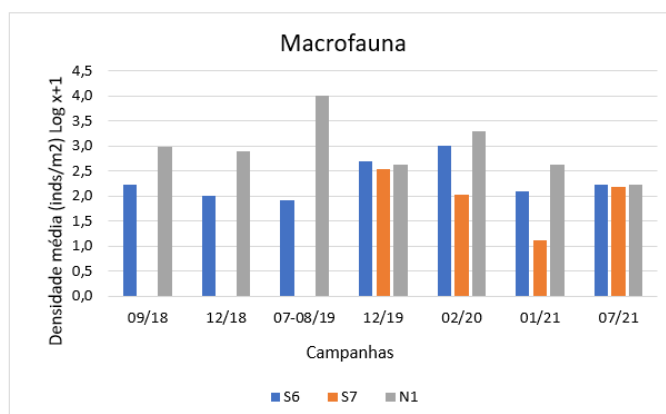
Este setor recebe influência direta do Rio Doce, com a deposição de areias nas praias emersas e lama na antepraia, onde a mobilização pelas ondas é menor. A proximidade da desembocadura fluvial atua espacialmente e temporalmente nas características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias adjacentes. Soma-se à influência dos processos fluviais, o alto grau de exposição às ondas incidentes nas alterações morfodinâmicas.

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. Associada à fração lamosa, a concentração dos elementos químicos se alterna ao longo do tempo, e encontra-se sujeita ao regime de vazão do Rio Doce, quando períodos chuvosos causam incremento do fluxo e do aporte da fração fina. Contudo, destaca-se que, sendo a praia um ambiente dinâmico, a resposta da deposição na antepraia não está necessariamente relacionada diretamente à vazão, já que as ondas exercem o papel de mobilização e transporte. Concentrações de elementos químicos com valores

acima de TEL são frequentes nos sedimentos lamosos da antepraia e o SGQ-q (*sediment quality guidelines quotient*) classifica este compartimento como moderadamente impactado.

Os altos valores dos parâmetros da macrofauna e meiofauna registrados no Compartimento B se mantiveram na porção emersa do Compartimento B'. No entanto, a alta mobilidade do perfil praias próximas à foz causam efeitos pontuais na resposta da fauna bentônica. Na Praia de Povoação (N1), onde ocorreu retração da costa em julho de 2019, foi possível observar um pico na densidade da macrofauna (Figura 77), com dominância de oligoquetas registrada no local (RRDM, 2019d). Após essa campanha, houve readaptação do perfil, com deposição de sedimento e alargamento da praia, com consequente redução e tendência à estabilização da densidade da macrofauna.

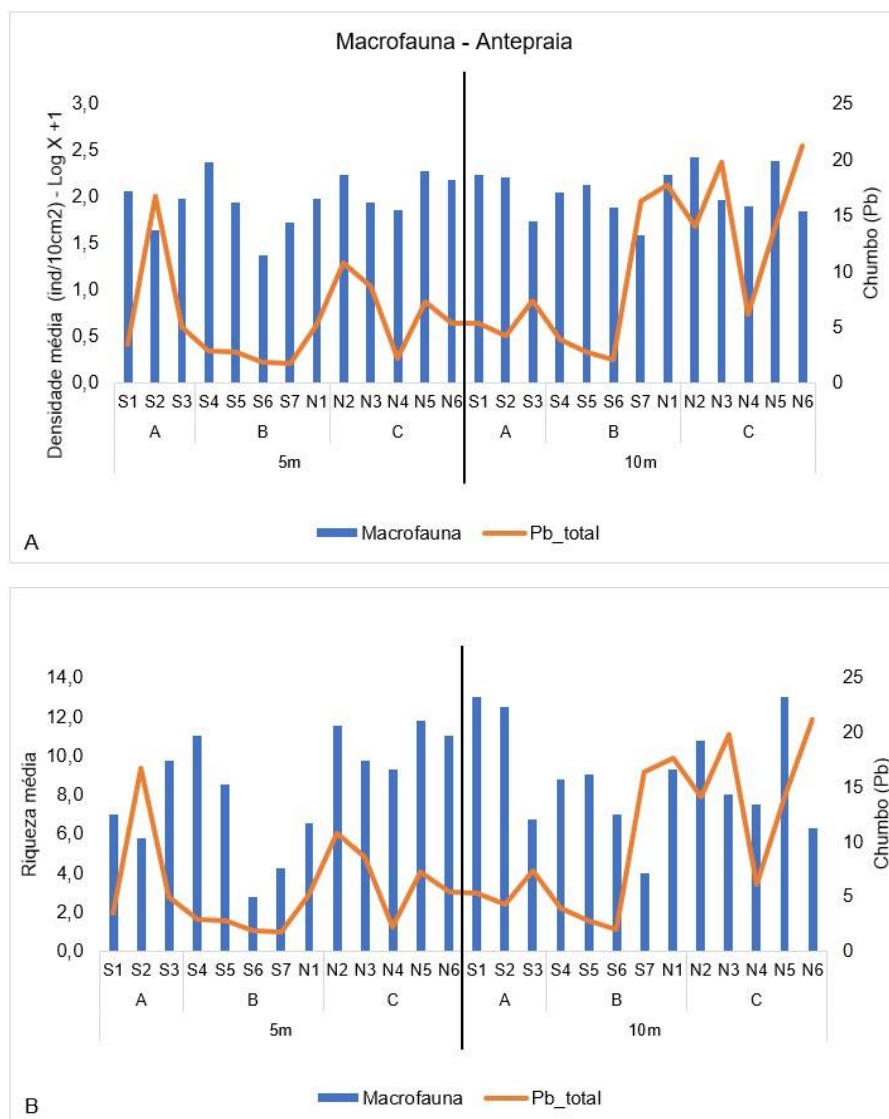
Figura 77: Densidade média (inds/m²) da macrofauna entre as praias emersas do Compartimento B' durante o período de monitoramento. S6 – REBio Comboios; S7 - Regência, N1 – Povoação. S7 foi incluída na malha amostral do monitoramento a partir da campanha 12/19.



Como citado anteriormente (item 2.4.3), os elementos químicos da porção emersa das praias desse compartimento se mantiveram em concentrações abaixo dos respectivos valores de TEL e não afetaram diretamente a fauna bentônica dessa região.

Por outro lado, associados aos sedimentos mais finos e maiores teores de lama, os altos teores de Al, As, Ba, Fe e Pb detectados na antepraia desse compartimento, principalmente na isóbata de 10 m, afetaram significativamente todos os componentes da fauna bentônica. A densidade e riqueza da macrofauna foram reduzidas onde houve aumento do teor de Pb ($p < 0,001$) (Figura 78). Todos os parâmetros ecológicos da meiofauna e nematofauna foram reduzidos pelo aumento dos teores de Al e As ($p < 0,05$) (Figura 72, Figura 74, Figura 75 e Figura 79). Os altos teores de Ba e Fe também causaram uma redução na riqueza e diversidade da meiofauna ($p < 0,05$) (Figura 73 e Figura 80). Os efeitos crônicos devido à contaminação por metais podem levar a mudanças nas comunidades bentônicas, afetando a biodiversidade e impactando a dinâmica populacional (Riba *et al.*, 2004; Krull *et al.*, 2014; Piló *et al.*, 2016).

Figura 78: Distribuição de Chumbo (Pb) (mg/kg) e A) densidade média (ind/m²) e B) riqueza da macrofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.



Todos os efeitos dos elementos químicos na fauna bentônica registrados para as estações amostrais desse compartimento também ocorreram na antepraia do Compartimento C, devido ao transporte da carga sedimentar para o norte da foz do Rio Doce pela deriva litorânea. Adicionalmente, registrou-se redução significativa na densidade de Copepoda nos locais onde houve aumento das concentrações de Al, As, Ba, e Fe na antepraia, a partir da estação S6 até sentido Compartimento C (Figura 76).

Figura 79: Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e A) densidade média (ind/10cm²) e B) diversidade média (H') e C) riqueza da nematofauna bentônica da antepira durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.

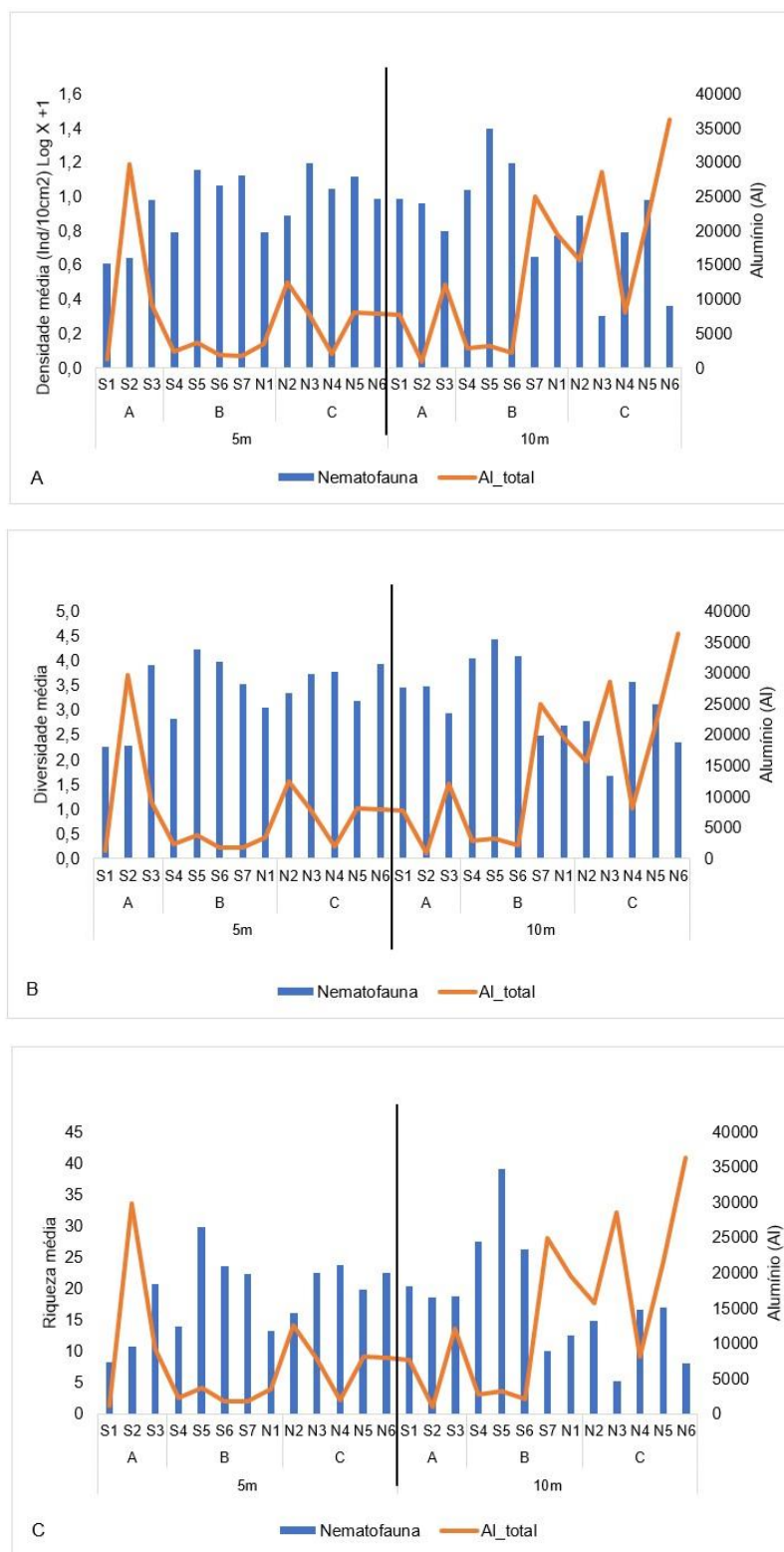
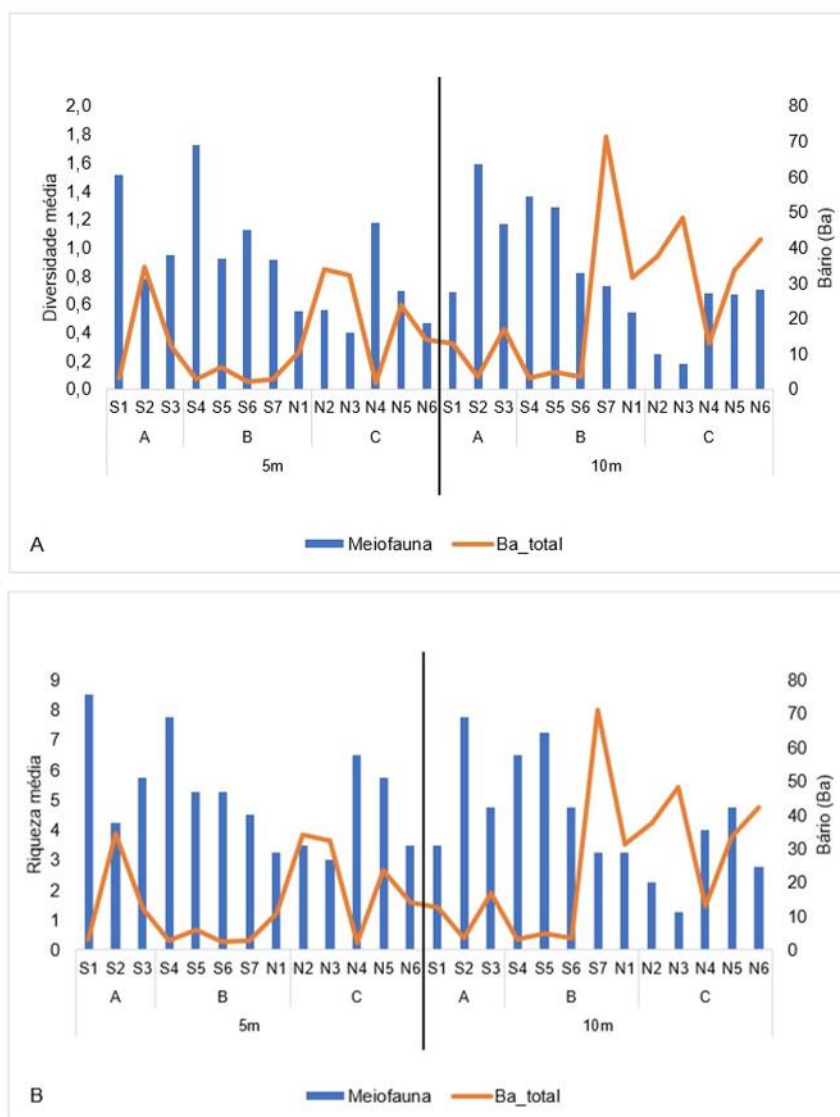


Figura 80: Distribuição de Bário (Ba) (mg/kg) e A) diversidade média (H') e B) riqueza da meiofauna bentônica da antepraia durante o monitoramento. Linha preta separa as isóbatas de 5 m e 10 m.



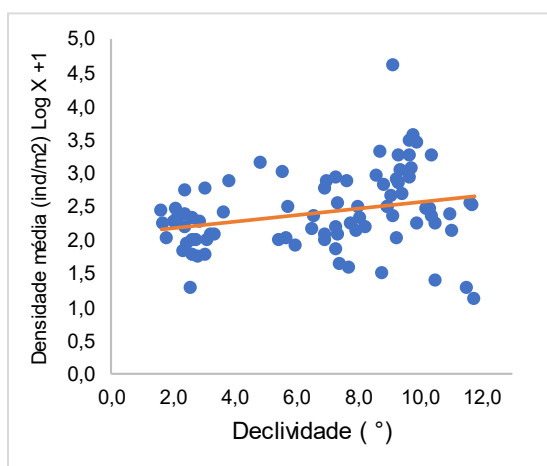
2.6.4 Compartimento C

O Compartimento C compreende a área criticamente afetada pelo aporte do rejeito oriundo do rompimento da Barragem de Fundão, pois é onde os processos costeiros atuam sobre a deposição dos sedimentos fluviais a partir da deriva litorânea sentido norte (Oliveira *et al.*, 2015), alcançando inclusive a Estação de Itaúnas (N6), aproximadamente 150 km da desembocadura do Rio Doce. Altos teores de elementos químicos são verificados nesse compartimento, associados à fração fina do Rio Doce presentes na antepraia e 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. Desta forma, no Compartimento C, os valores das concentrações de elementos químicos apresentam-

se acima dos respectivos valores de PEL e, sugerem que a biota presente possui maior vulnerabilidade em sofrer os efeitos deletérios da presença desses contaminantes. O índice de SGQ-q (*sediment quality guidelines quotient*) classifica esse compartimento como moderadamente impactado.

Nos três anos de monitoramento, destaca-se que a macrofauna das praias emersas deste compartimento apresentou, sucessivamente, os menores valores de riqueza e densidade média (Figura 38), variando de 52,5 inds/m² em 09/2018 a 321,6 inds/m² em 02/2020. McLachlan *et al.* (1996) citam que a densidade da macrofauna em praias arenosas do tipo dissipativas é acima de 10.000 inds/m². Análises de covariância com os dados da macrofauna coletada durante a execução do PMBA/Fest-RRDM mostraram que a densidade da macrofauna da área monitorada aumenta significativamente com o aumento da declividade da face da praia ($p=0,01$) (Figura 81), resultado que vem se repetindo ao longo do monitoramento, enquanto a riqueza apresenta uma maior instabilidade. Até o final do Ano 2, a correlação era marginalmente significativa ($p=0,09$) (RRDM, 2020b), tornando-se significativamente positiva no RSE2021 ($P=0,04$) e, agora, retornando ao resultado não significativo ($p=0,15$). 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. Na área amostral do presente monitoramento, as densidades da macrofauna, incluindo a do grupo chave Oligochaeta, foram reduzidas onde havia grãos mais finos ($p<0,05$) (Figura 82). Por tudo isso, os parâmetros da macrofauna encontrados no presente monitoramento estão em desacordo com o padrão citado na literatura, o que indica que outros elementos, e não as características sedimentológicas e morfodinâmicas da praia, estão regulando a estrutura da macrofauna nesse compartimento.

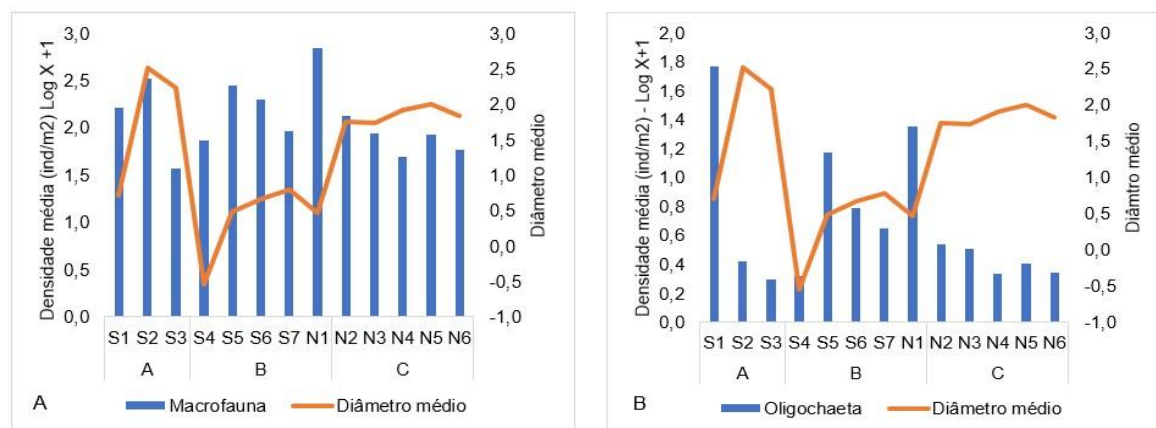
Figura 81: Relação positiva das densidades da macrofauna em relação à declividade.



Os elementos químicos presentes no sedimento trazido pelo Rio Doce apresentaram relações significativas com vários parâmetros da fauna bentônica. Praias dissipativas ao redor do mundo apresentam altas densidades de poliquetas e diversos trabalhos reportam os efeitos de elementos químicos na reprodução desse grupo (Reish e Carr, 1978; Reish e Gerlinger, 1997), 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 *et al.*, 2002; Xie *et al.*, 2005). No relatório anual de 2019 (RRDM, 2019b), as análises ecotoxicológicas detectaram altas concentrações dos metais Cd, Cr, Hg, Mn e Pb em poliquetas coletados em Guriri, enquanto em 2020 (RRDM, 2020b), não foram realizadas essas análises devido à baixa abundância destes organismos.

Figura 82: Diâmetro médio do grão e densidade média (inds/m²) da A) macrofauna e B) Oligochaeta entre as praias emersas durante o período de monitoramento.

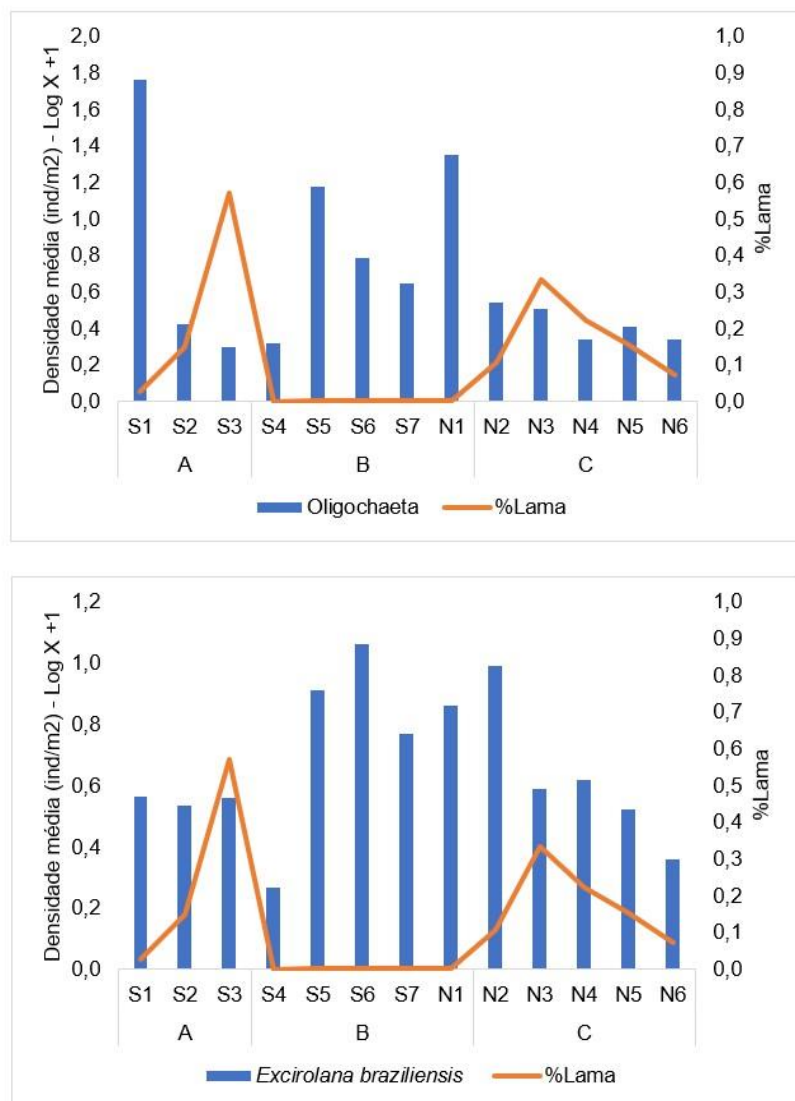


Na porção emersa, os valores de lama no sedimento não chegaram a 1%. No entanto, mesmo em baixas porcentagens, a quantidade de lama foi suficiente para as covariâncias mostrarem relações significativas ($p < 0,05$), causando a redução nas densidades de *Oligochaeta* e *Excirolana braziliensis* (Figura 83), da diversidade de meiofauna (Figura 84) e de todos os parâmetros da nematofauna (Figura 85). Apesar de ter sido detectada a presença de lama também na porção emersa do Compartimento A, é no Compartimento C que ocorre o maior aporte e deposição proveniente do Rio Doce. Todos os resultados das análises de covariância estão descritos no *Material Suplementar A4PBS1*.

Associados à lama, outros elementos que podem ter sido trazidos com o rejeito e que podem permanecer no sedimento tiveram relações significativas com a fauna bentônica. Os altos teores de Al afetaram negativamente a densidade de *Excirolana braziliensis* (Figura 86). Esta espécie é uma das mais onipresentes 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).

Por outro lado, as maiores concentrações de Al, juntamente com As e Ba, tanto nesse compartimento como no Compartimento A, causaram o aumento na densidade da meiofauna ($p < 0,001$) (Figura 66A, Figura 67 e Figura 70). No entanto, a riqueza e diversidade desse grupo foi reduzida onde houve aumento da concentração de Al ($p < 0,01$) (Figura 66B e C), o que significa que algum grupo em específico foi beneficiado pela presença desses elementos no sedimento dessas praias. De fato, todos os parâmetros de Nematoda aumentaram onde havia maiores concentrações de Al e As ($p < 0,05$) (Figura 68 e Figura 69).

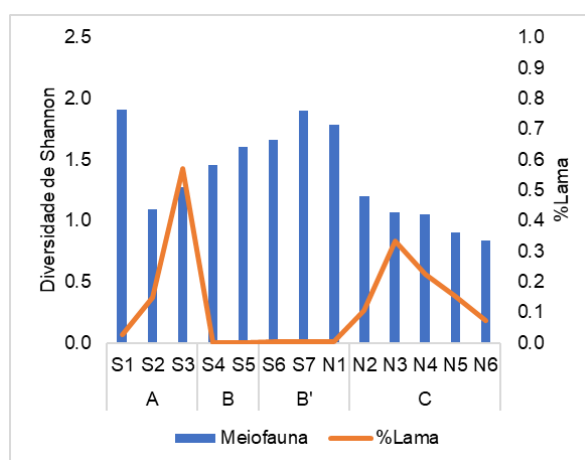
Figura 83: Distribuição de Lama (%) e a densidade média (ind/m²) de *Oligochaeta* e *Excirolana braziliensis* entre as praias emersas durante o monitoramento.



Sabe-se que, entre os diversos efeitos que poluição química causa 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 organismos da meiofauna depende não apenas da forma química de um metal, mas também de outros fatores, incluindo temperatura (Verriopoulou, 1980; Lehtinen *et al.*, 1984, Vranken *et al.*, 1989), salinidade (Bengtsson e Bergstrom, 1987) e alimentação (Verriopoulou e Moraitou-Apostolopolou, 1989).

Figura 84: Distribuição de Lama (%) e A) densidade média (ind/10cm²) da meiofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.



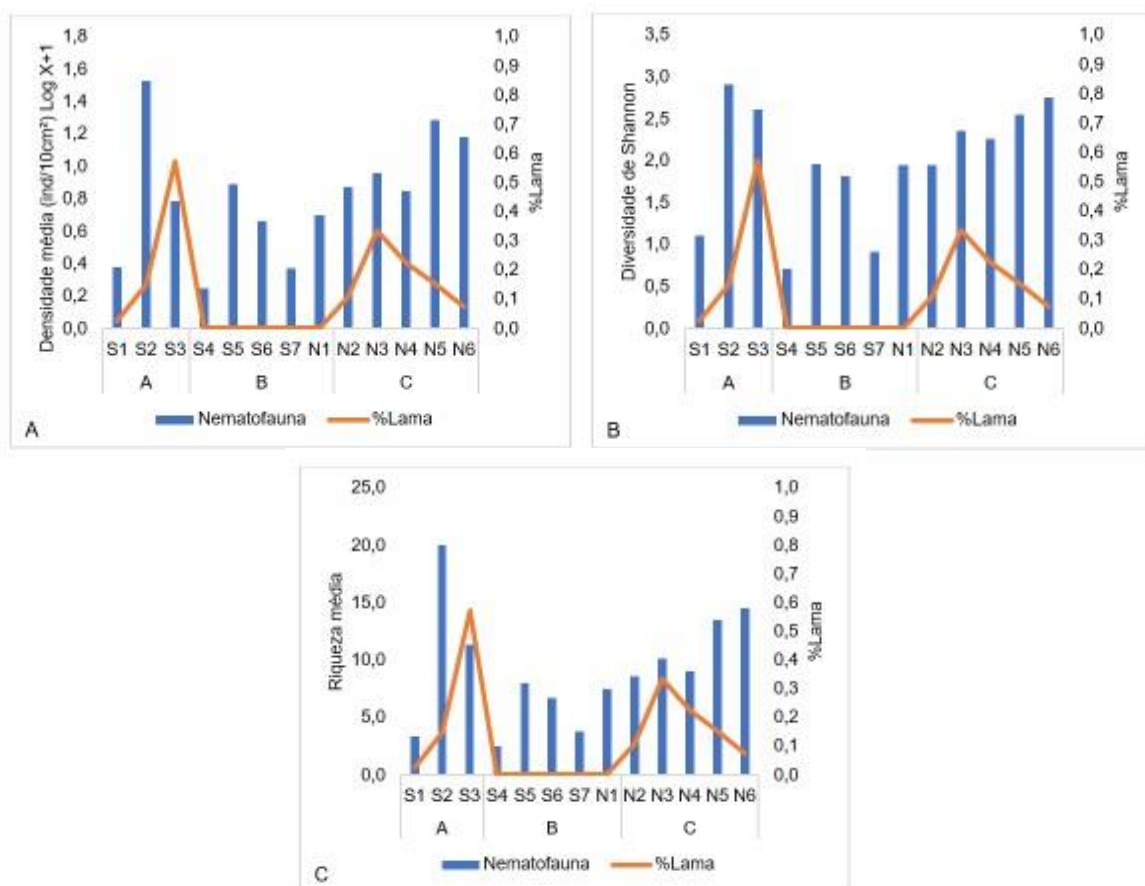
Quanto aos poliquetas intersticiais, *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura cf. variodentata*, ambos apresentaram relações negativas da densidade com o aumento na concentração de As ($p < 0,0001$) (Figura 87). A partir de testes de toxicidade, Lee e Correa (2004) e Lee *et al.* (2006) concluíram que a redução 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 no *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.

Para a porção submersa desse compartimento, como já foi mencionado, os altos teores de elementos químicos presentes nos sedimentos das estações amostrais do Compartimento B' são transportados para o norte pela deriva litorânea. As relações detectadas para as concentrações dos elementos Al, Ba, Fe e Pb com a fauna bentônica no Compartimento B' também ocorreram no Compartimento C (vide descrição da antepraia do Compartimento B') (Figura 72, Figura 73, Figura 74, Figura 75, Figura 79 e Figura 80).

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 fonte 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 de Fundão foi carregado pelos processos fluviais, a lama com altos teores de elementos químicos impactaram mais as comunidades bentônicas ao longo do Compartimento C e na antepraia das proximidades da desembocadura fluvial (Compartimento B').

Figura 85: Distribuição de Lama (%) e A) densidade média (ind/10cm²), B) diversidade (H') e C) riqueza da nematofauna entre as praias emersas durante o monitoramento.



No relatório PMQQS (2019) foram apresentadas várias correlações dos parâmetros ecológicos da macrofauna e meiofauna bentônica com diferentes elementos químicos do sedimento. Porém, como já explicado no relatório anual 2020 (RRDM, 2020b), 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 pelo PMBA/Fest-RRDM são mais conservadores e rigorosos do que aqueles reportados pelo PMQQS.

Figura 86: Distribuição de alumínio (Al) (mg/Kg) e a densidade de *Excirolana braziliensis* entre as praias emersas durante o monitoramento.

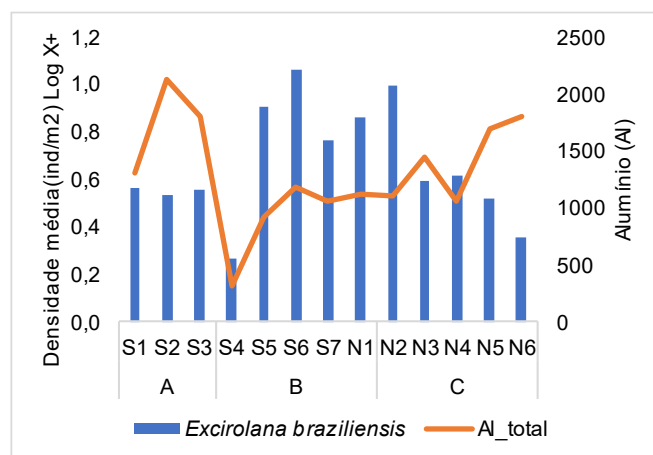
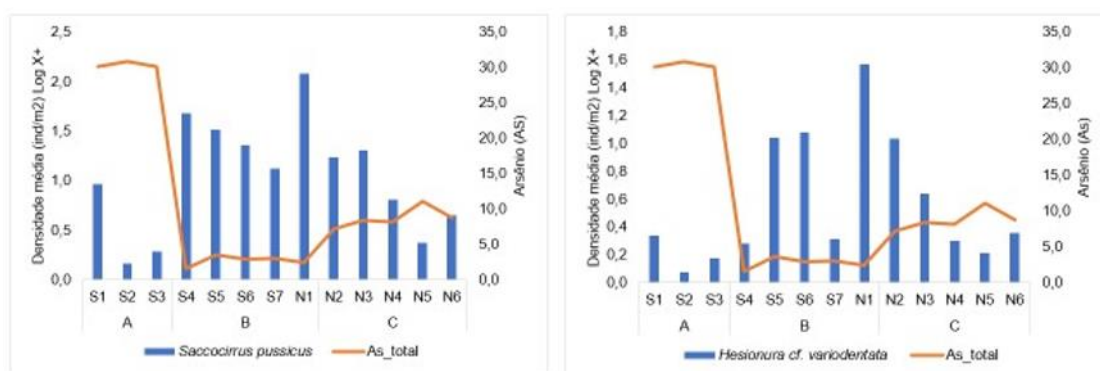


Figura 87: Distribuição de Arsênio (As) (mg/kg) e a densidade média (ind/m²) de A) *Saccocirrus pussicus* e B) *Hesionura cf. variodentata* entre as praias emersas durante o período de monitoramento.



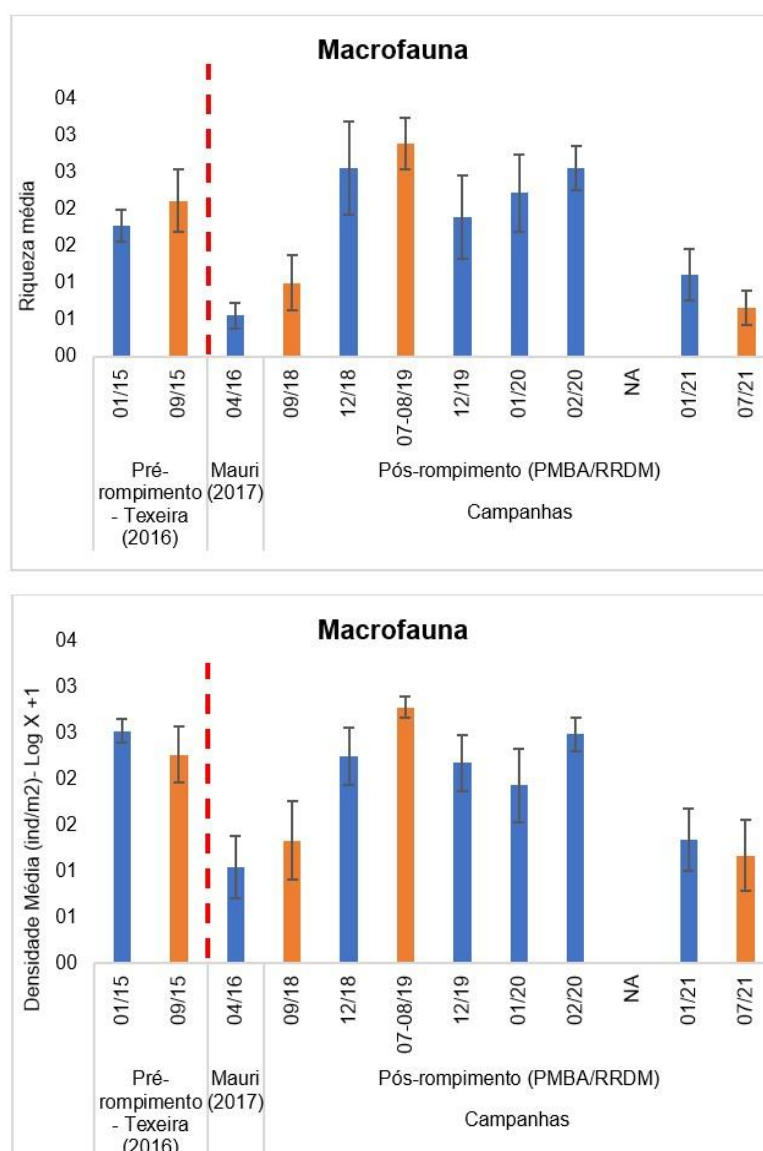
2.6.4.1 Degredo

Destaca-se a estação amostral N2 (Degredo), localizada no Compartimento C, como criticamente impactada com a chegada do rejeito. Para esta 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 que executa o presente monitoramento.

Foram registradas variações temporais para riqueza e densidade ($p < 0,05$). É possível observar que esses dois parâmetros possuem um padrão semelhante, com uma visível redução de valores nas duas amostragens após a chegada do rejeito ao mar (Figura 88). Na amostragem ocorrida em 07-08/2019,

foi observado um pico máximo nesses valores, onde a média registrada alcançou os valores superiores do período pré-rompimento (01/2015 e 09/2015), indicando uma possível recuperação no número de organismos. Porém, a redução voltou a ocorrer nas amostragens realizadas no período chuvoso entre 01/2021 e seco 07/2021.

Figura 88: Densidade e riqueza média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2021 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. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



Quando comparado entre os períodos, na amostragem do período seco 07/2021 o parâmetro riqueza apresentou uma redução percentual de aproximadamente 76% e a densidade uma redução de 57%, em relação ao período seco 07-08/2019. A análise ANOVA confirmou a diferença entre os períodos,

tanto para riqueza ($p=0,000$) quanto para a densidade ($p=0,005$), onde a amostragem de 07/2021 se assemelha à primeira amostragem realizada no âmbito do PMBA/Fest-RRDM (09/2018), assim como a amostragem de 07-08/2019 se assemelha à amostragem pré-rompimento (09/2015).

Também foram registradas reduções nas densidades dos grupos chaves, com variações significativas ($p<0,05$), mostrando algumas instabilidades temporais (Figura 89). Os Amphipoda desapareceram após a chegada do rejeito, só sendo novamente registrados no período seco na campanha 09/2018. Na campanha seguinte (12/2018), foi observado um acréscimo. No entanto, novos decréscimos foram registrados nas campanhas seguintes. O seu desaparecimento foi registrado novamente nas campanhas 01/2021 e 07/2021. A análise ANOVA confirmou as diferenças observadas. No período seco, a campanha 09/2015 apresenta, de forma significativa, as maiores densidades quando comparada àquelas observadas nas demais campanhas do período seco ($p=0,000$). Já para as campanhas do período chuvoso, não foram observadas diferenças significativas ($p=0,06$).

Quanto ao isópode *Excirrolana braziliensis*, houve uma redução nos valores de densidade dessa espécie após o rompimento da Barragem de Fundão, mesmo não tendo sido uma variação significativa ($p>0,05$). Também é possível observar uma tendência de redução da densidade no período seco ao longo do tempo e uma maior variabilidade da densidade nos períodos chuvosos, com uma clara redução dos valores no período chuvoso 01/2021. No entanto, tanto as variações nas amostragens do período seco ($p=0,51$), quanto dos períodos chuvosos não variaram significativamente ($p=0,38$).

Os poliquetas intersticiais *Saccocirrus pussicus* e *Hesionura cf. variodentata*, que são analisados em separado da macrofauna, também apresentaram reduções da densidade após a chegada do rejeito da Barragem de Fundão. Nenhum indivíduo das duas espécies foi registrado na primeira campanha após o rompimento dessa barragem. Porém, em 2019, foram observadas densidades maiores de *S. pussicus* que no período de intensas chuvas de 2020 (01/2020 e 02/2020), quando voltaram a reduzir e desaparecem na campanha 07/2021. (Figura 90).

A densidade do poliqueta *S. pussicus* apresentou variações temporais, onde a ANOVA confirma as diferenças visuais observadas no gráfico. De forma significativa, o período seco 07-08/2019 registrou as maiores densidades, enquanto em 07/2021 foram registradas as menores densidades, tendo sido observada a ausência da espécie. Para as amostragens do período chuvoso, a análise confirma as maiores densidades na campanha 12/2019 e assemelha as baixas densidades da campanha 01/2021 com a campanha logo após o rompimento da Barragem de Fundão (04/2016).

Para a espécie *Hesionura cf. variodentata*, os maiores valores de densidade foram registrados nas campanhas 07-08/2019, 12/2019 e 01/2020, desaparecendo também em 07/2021. A análise ANOVA confirmou estas diferenças. O teste de contraste de média agrupou as amostragens 09/2015, 09/2018 e 07-08/2018 como semelhantes. No entanto, confirmou a redução na amostragem 07/2021, se comportando, portanto, como o período chuvoso 04/2016. Já para as amostragens do período chuvoso, a análise de contraste de médias confirmou que as amostragens 04/2016 e 12/2018 são semelhantes,

por apresentaram as menores densidades e as amostragens 12/2019 e 01/2020 as maiores densidades.

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 ($p < 0,05$). Os valores registrados na condição pós-rompimento continuaram altos e, de modo geral, com aumento dos valores nos períodos chuvosos (Figura 91 e Figura 92). No entanto, é possível observar uma tendência de redução nos valores médios no último período chuvoso 01/2021 e um de aumento no último período seco 07/2021.

Figura 89: Densidades médias dos grupos chaves da macrofauna amostradas entre 2015 e 2021 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. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

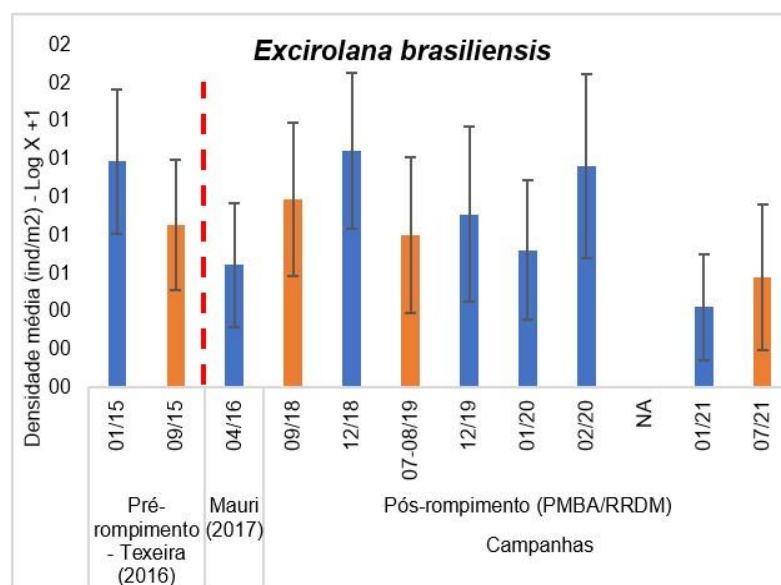
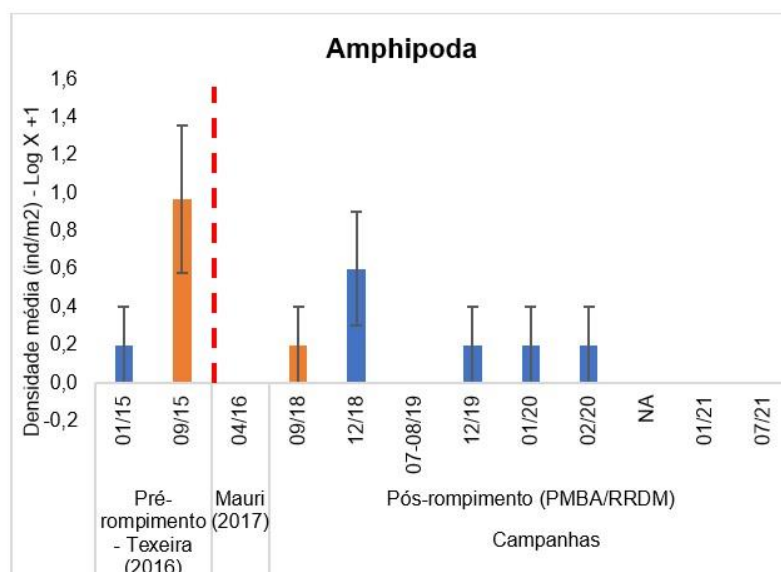
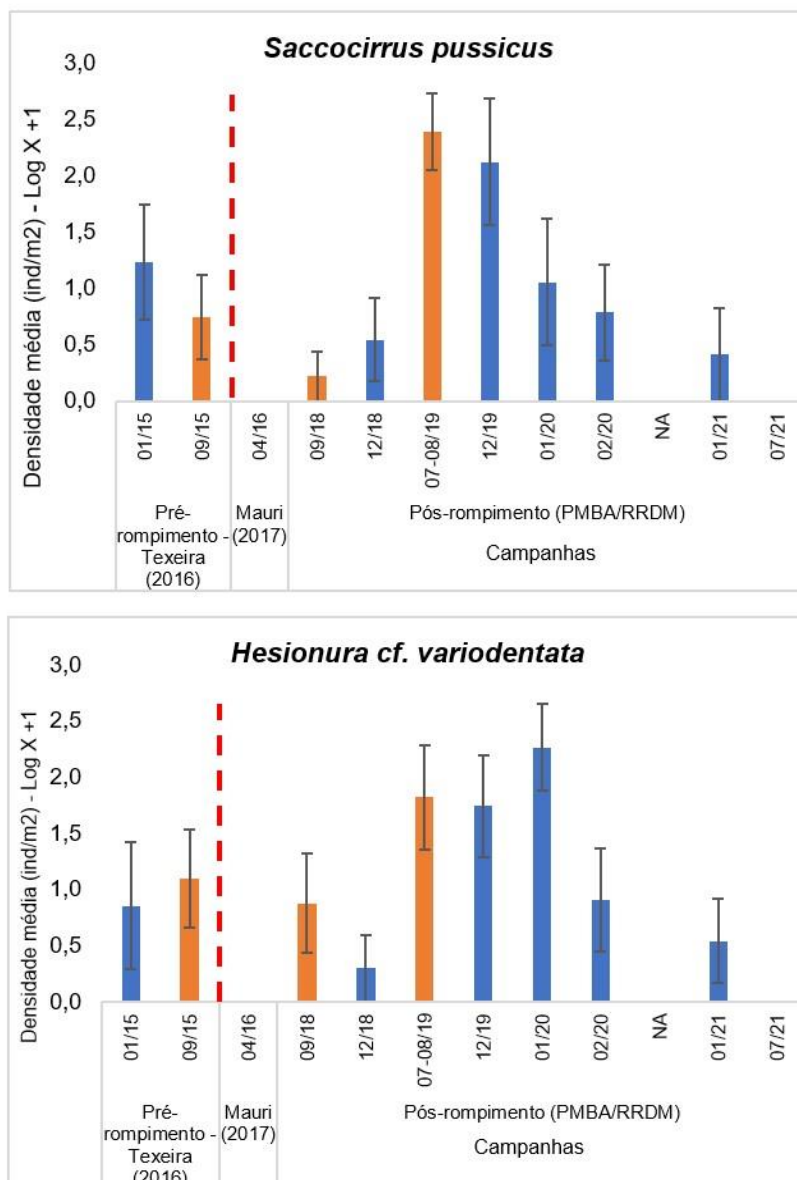


Figura 90: Densidades médias dos poliquetas intersticiais amostrados entre 2015 e 2020 na estação amostral N2 (Degredo).

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. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



As alterações bruscas nas densidades da fauna bentônica ocorridas após o rompimento da Barragem de Fundão 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 6 anos do rompimento da Barragem de Fundão e comparando-se os dados das oito campanhas realizadas em Degredo no âmbito do 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 91: Densidade e riqueza média da meiofauna bentônica amostrados entre 2015 e 2021 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) Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.

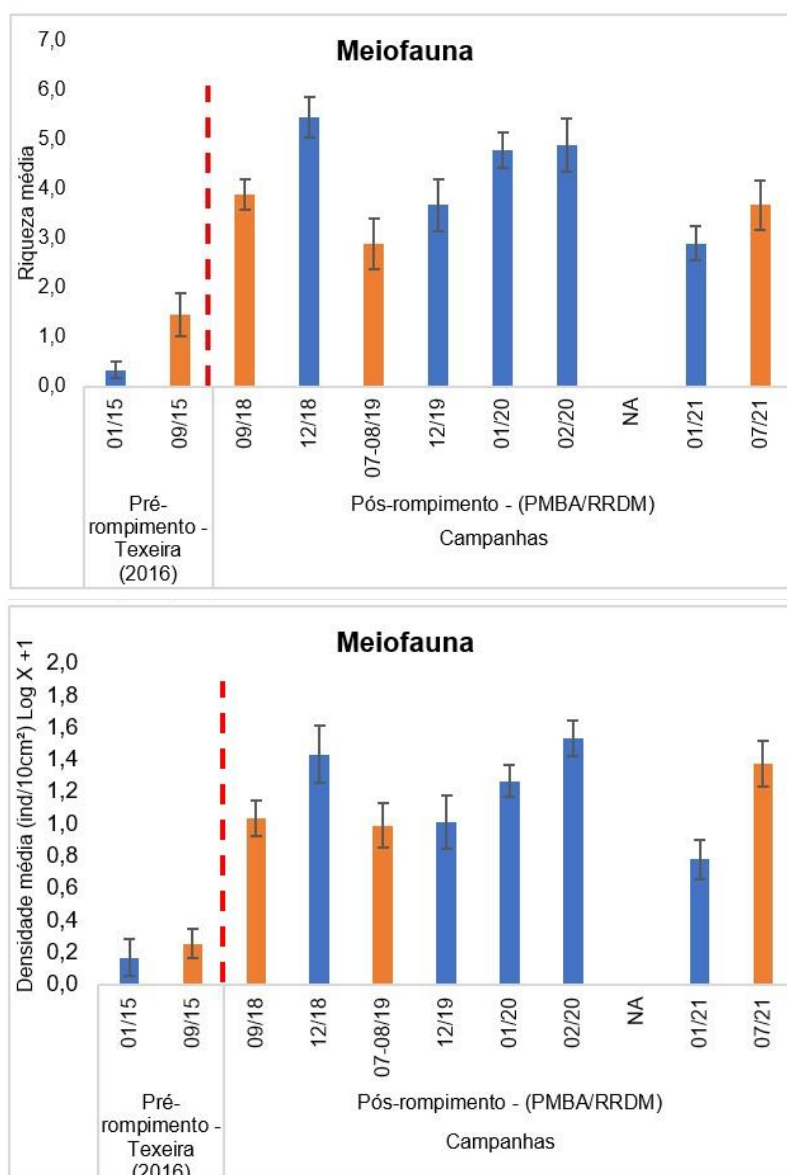
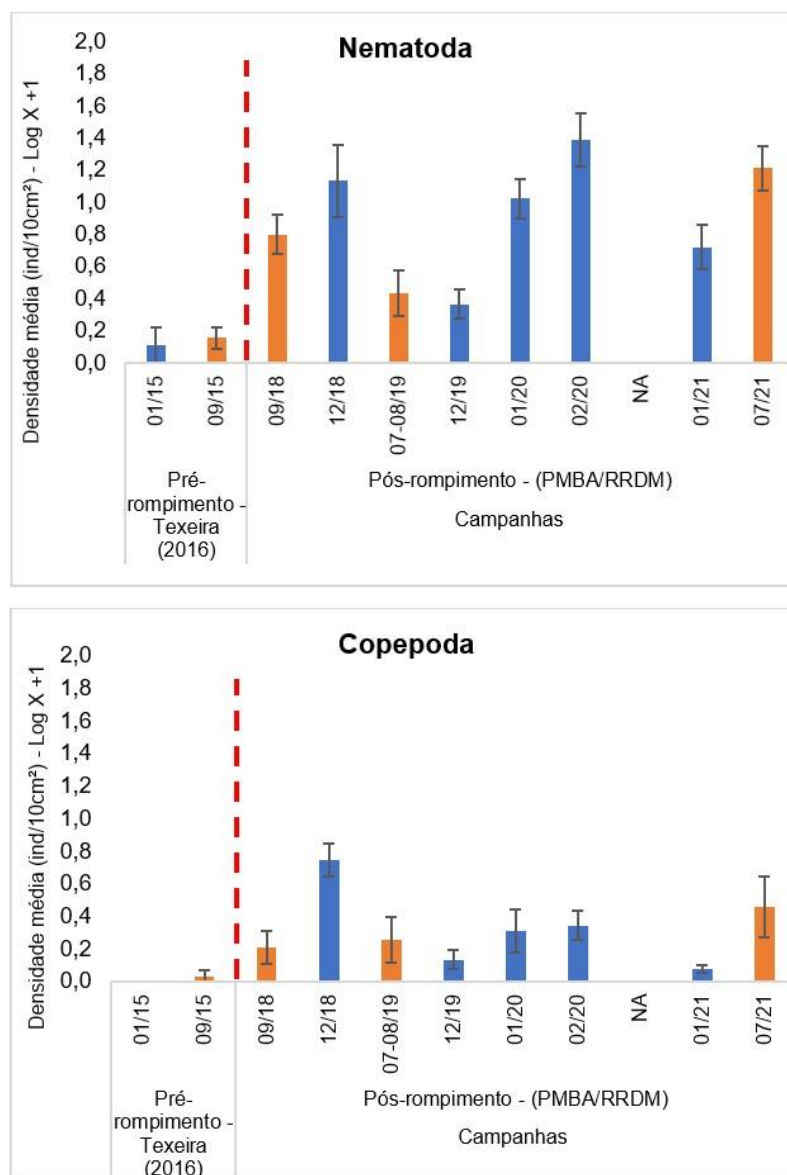


Figura 92: Densidades médias dos grupos chaves da meiofauna bentônica amostrados entre 2015 e 2021 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016).

Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. A linha vermelha demarca a época do desastre. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



2.7 CONCLUSÃO

O Anexo 4 – Praias do PMBA/Fest-RRDM 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.

Mesmo tendo sido um evento de maior deposição de material contaminado na bacia hidrográfica e na zona costeira do Rio Doce, o material depositado ao longo do trajeto fluvial é frequentemente transportado para a costa nos períodos chuvosos, de maior vazão fluvial e aporte dos sedimentos finos

enriquecidos com elementos químicos. Uma vez que atingem a costa, os sedimentos fluviais são transportados e depositados em função das condições oceanográficas e processos costeiros. Os depósitos ocorrem 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.

Quanto ao alcance espacial ao longo da costa, verifica-se a influência da deriva litorânea, da tipologia e sedimentologia das areias das praias, além da proximidade do aporte fluvial.

No litoral norte (Compartimento C), a deriva litorânea é responsável pelo transporte da maior parte da carga atual do Rio Doce, que alcança a estação distal (Praia de Itaúnas – N6). Os processos morfodinâmicos da praia e o grau de exposição permitem a retenção e deposição dos sedimentos, o que resulta em altos teores de lama, altos teores de elementos químicos com índices de referência acima dos valores preconizados internacionalmente para a biota, causando a redução dos valores dos parâmetros ecológicos da fauna bentônica.

Junto à desembocadura do Rio Doce (Compartimento B'), os aportes frequentes de lama nos períodos chuvosos realimentam o sistema praias de material contaminado, e os processos deltaicos interagem com a costa, permitindo uma segunda área de deposição da lama e elementos químicos associados, principalmente na antepraia. 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) foram então verificadas. Já nas praias emersas, as areias grossas, que possibilitam as altas velocidades de percolação e exfiltração na face da praia, são responsáveis pelos baixos teores de elementos químicos e consequente menores evidências de impactos sobre a comunidade bentônica. As altas dinâmicas e exposição destas praias, também do Compartimento B, resultam na alta resiliência, no que se refere à expulsão dos elementos químicos. Sendo assim, os processos morfodinâmicos imprimem à comunidade bentônica um ambiente estressante. Porém, são verificados padrões ecológicos que estão em acordo com aqueles previstos para praias de areias grossas.

No litoral sul (Compartimento A), há a probabilidade de o material resultante do rompimento da Barragem de Fundão 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, também se revelam como potenciais fontes para os elementos químicos verificados e de impacto sobre a comunidade bentônica, principalmente os elementos químicos associados aos sedimentos carbonáticos.

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 a hipótese de

alcance de contaminantes na parte superior da praia. Já as praias próximas à desembocadura fluvial (Compartimento B'), 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 espriamento na berma alta, dunas e cordões sedimentares, onde há o estabelecimento da vegetação de restinga.

No sentido norte (Compartimento C), as praias mais altas e as dunas funcionam como barreira à transposição das ondas. Contudo junto aos vales fluviais, a menor inclinação da antepraia e plataforma facilita a intrusão marinha e/ou o maior alcance das ondas e marés nas bocas estuarinas, possibilitando a contaminação dentro dos estuários.

Os impactos da transposição das ondas ou adentramento das águas costeiras aos estuários, assim como a distribuição dos contaminantes ao longo do litoral, são diretamente influenciados pelas alterações sazonais nos padrões meteoceanográficos e hidrológicos. O monitoramento realizado no âmbito do PMBA/Fest-RRDM indicou a realimentação sazonal do aporte da lama contaminada e a consequente manutenção dos impactos sobre a biota do sistema praial.

3 ANEXO 5 RESTINGA

3.1 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1.1 Inventário da vegetação da restinga

O inventário florístico amostrou, entre out/2018 e set/2021, 2.409 espécimes de angiospermas, coletadas nas nove estações amostrais (*Material Suplementar A5RS1, Figura 1 e Quadro 1*), reunindo 375 espécies, distribuídas em 267 gêneros e 88 famílias (*Material Suplementar A5RS2, Quadro 1*). A maior riqueza de espécies encontra-se nas famílias Fabaceae (50 spp.), Myrtaceae (21 spp.), Rubiaceae (19 spp.), Asteraceae (17 spp.), Poaceae (17 spp.), Apocynaceae (13 spp.), Malvaceae (12 spp.) e Bromeliaceae (11 spp.). No período entre dez/2020 e set/2021 foram incluídos 533 novos espécimes, representando um acréscimo de cerca de 22% em relação aos Anos 1 e 2. Destaca-se a presença de 15 espécies ameaçadas de extinção encontradas ao longo das estações amostrais (*Material Suplementar A5RS2, Quadro 2*).

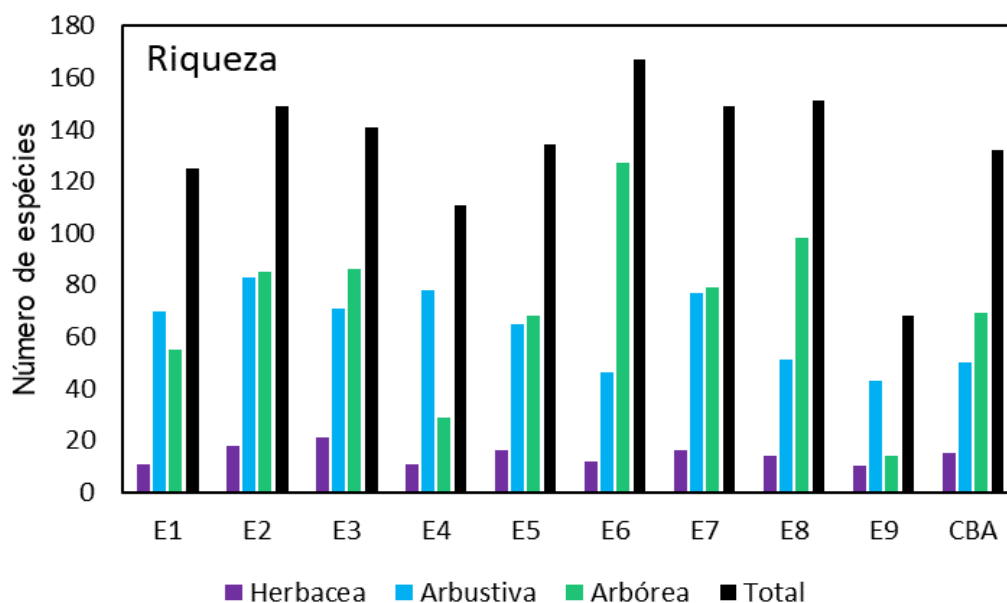
O inventário nas Unidades de Conservação listou 185 espécies na Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra (APA Conceição da Barra – E1 e E2), o que corresponde a 49,3% das espécies inventariadas, sendo 21 espécies exclusivas desta unidade e uma espécie endêmica, *Aristolochia zebrina* J. Freitas & F. González. Esta espécie também é reconhecida como ameaçada de extinção junto com outras sete espécies encontradas na APA Conceição da Barra.

Na Reserva Biológica de Comboios (REBIO de Comboios - Estações E7 e E8) foram listadas 196 espécies representando 52,2% da riqueza específica total, sendo 43 espécies exclusivas e quatro espécies endêmicas do Espírito Santo: *Eugenia kuekii* Giaretta & Peixoto, *Exellodendron gracile*

(Kuhl.) Prance, *Rhodostemonodaphne capixabensis* J.B. Baitello & Coe-Teix. e *Abarema barnebyana* Iganci & M.P.Morim. Além das endêmicas, foram encontradas 12 espécies ameaçadas de extinção (*Material Suplementar A5RS1, Quadro 2*), que ocorrem principalmente na formação arbórea. Dentre as espécies alóctones, doze espécies são encontradas nesta área protegida, e estão limitadas à borda de estradas.

Entre as nove estações amostrais, a de Cacimbas (E6) foi a que apresentou maior riqueza específica (diversidade α), com 167 espécies (Figura 93 e Figura 94), seguida pelas estações REBIO Comboios (E8) (151 spp.) e APA Conceição da Barra (E2) (149 spp.) e REBIO Comboios (E7) (149 spp.). As estações com menor número de espécies foram Mar Azul (E9) (68 spp.), o que pode ser justificado pelo esforço amostral, pois sua introdução no monitoramento ocorreu apenas em Jan/2020, seguidas de Barra Nova (E4) (111 spp.) e APA Conceição da Barra (E1) (125 spp.).

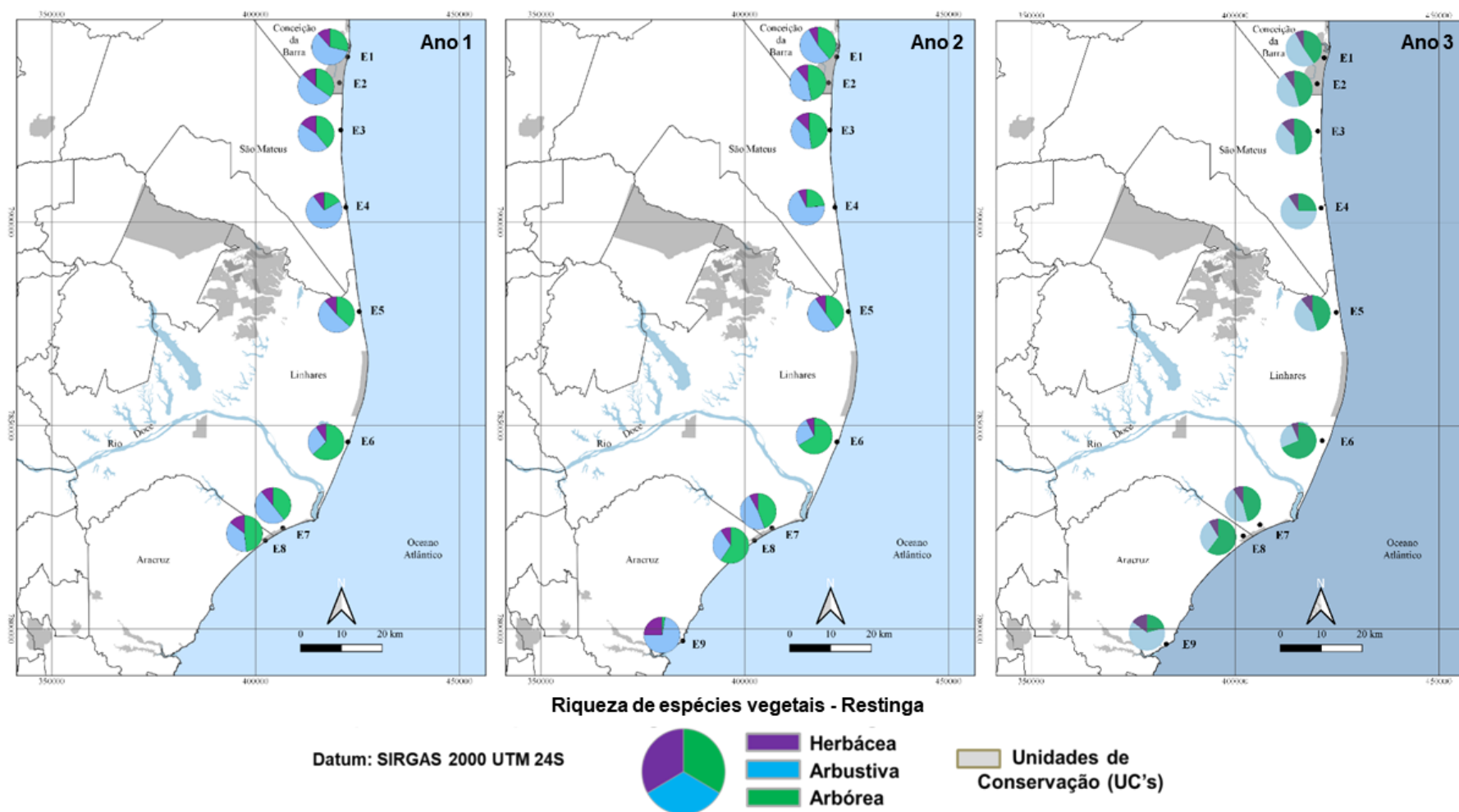
Figura 93: Comparação entre a riqueza encontrada nas formações e estações da vegetação de restinga do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I (PMBA/Fest-RRDM) e em estudo pretérito na localidade de Cacimbas (CBA), Linhares (ECOLOGYBRASIL e ECONSERVATION, 2013). As Estações 5, 6 e 9 apresentam dados subamostrados associados à pandemia COVID-19.



O número total de espécies por estação indica riqueza muito próxima de dados coletados 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). As estações com riqueza mais próxima do valor de referência apresentam vegetação em bom estado de conservação.

A restinga na estação Mar Azul (E9) está contida dentro dos limites da APA Costa das Algas. Nesta área, duas espécies ameaçadas estão na formação arbustiva. Destaca-se também 15 espécies ameaçadas de extinção encontradas ao longo das estações (*Material Suplementar A5RS2, Quadro 2*).

Figura 94: Mapa comparativo da riqueza capturada nas estações amostrais e das formações vegetais de restinga avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I (PMBA/Fest-RRDM).



A coleta de novos espécimes e atualização de identificações efetuadas no período Chuvoso do Ano 3 e Seco do Ano 3 possibilitou a atualização da matriz de presença e ausência da análise de similaridade (*Material Suplementar A5RS2, Figura 1*). Mesmo com o acréscimo de espécies encontradas em E6 e E8, a conformação gráfica do dendrograma não foi alterada em relação aos dados apresentados anteriormente (RRDM, 2020b). Salienta-se que muitas espécies comuns a Cacimbas (E6) e REBIO de Comboios (E7 e E8) ainda precisam ser coletadas e continuam sendo monitoradas. Estas espécies permanecem sem coletas por terem fenologia destoante do padrão encontrado nas comunidades vegetais analisadas.

Apesar dos dados do PMBA/Fest-RRDM indicarem variações na concentração de argila no solo ao longo das estações, uma condição importante para o estabelecimento de espécies exóticas invasoras na restinga, não foram encontradas mudanças de alcance destas espécies além daqueles capturados desde o início do monitoramento. Estes resultados confirmam os fitossociológicos primários e atuais que indicaram ausência ou manutenção espacial destas espécies nas áreas preservadas. Algumas ações de contenção destas espécies por anelamento foram efetuadas por secretarias de meio ambiente (Aracruz e Linhares), em Mar Azul (E9) e em Pontal do Ipiranga (E5). Até o momento, a ação foi efetiva na E9, com mortalidade de *Terminalia catappa* L. (castanheira), e paliativa em E5, onde houve rebrota dos espécimes anelados de *Acacia mangium* Willd.

O padrão para a síndrome de dispersão das espécies manteve a conformação inicial (*Material Suplementar A5RS2, Figura 2*). No geral, estações com formação arbórea em bom estado de conservação (E2, E3, E7 e E8) apresentam maior representatividade de espécies com dispersão biótica. A peculiaridade é reservada a E6, no qual o número de espécies com dispersão abiótica supera moderadamente a dispersão biótica. Fatores importantes dizem respeito à forte contribuição de espécies com frutos secos na formação arbustiva fechada, principalmente trepadeiras que também ocorrem na formação arbórea.

Em relação às análises fenológicas, foi empregado o método qualitativo que permite avaliar mais claramente o início e o fim de cada fenofase, bem como o sincronismo ao longo das estações avaliadas. Durante os períodos chuvosos, a comunidade herbácea se mostrou mais destoante do padrão fenológico observado temporalmente para as outras comunidades ao longo das estações (Figura 95 e Figura 96) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 3*).

A análise dos resultados em função dos compartimentos A, B e C (RRDM, 2020b), mostra forte contraste entre o término de floração e o início da frutificação entre os períodos chuvosos dos Anos 2 e 3, na comunidade herbácea do compartimento A, referente à estação Mar Azul (E9). Esse assincronismo foi mais perceptível em Cacimbas (E6) (compartimento B), relacionado também ao florescimento precoce e respectivo pico de frutificação destoante do padrão encontrado no período Chuvoso do Ano 1. No compartimento C, entre a APA Conceição da Barra e Pontal do Ipiranga, apenas E1 seguiu o sincronismo capturado no período chuvoso dos Anos 1 e Ano 2, para ambas as fenofases.

Figura 95: Mapa comparativo da fenologia reprodutiva (floração) das comunidades vegetais capturada durante o período chuvoso nas estações amostrais avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I.

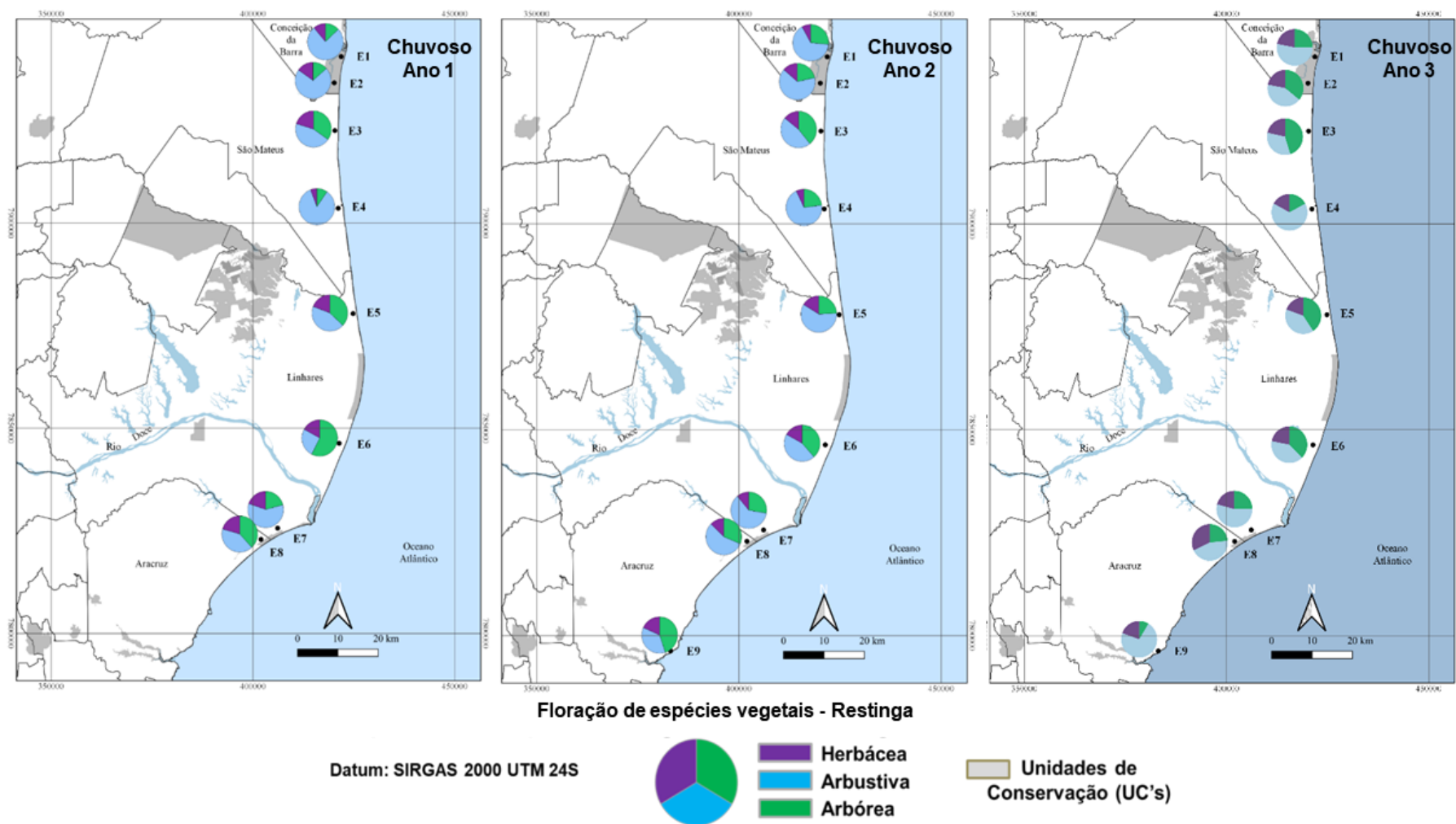
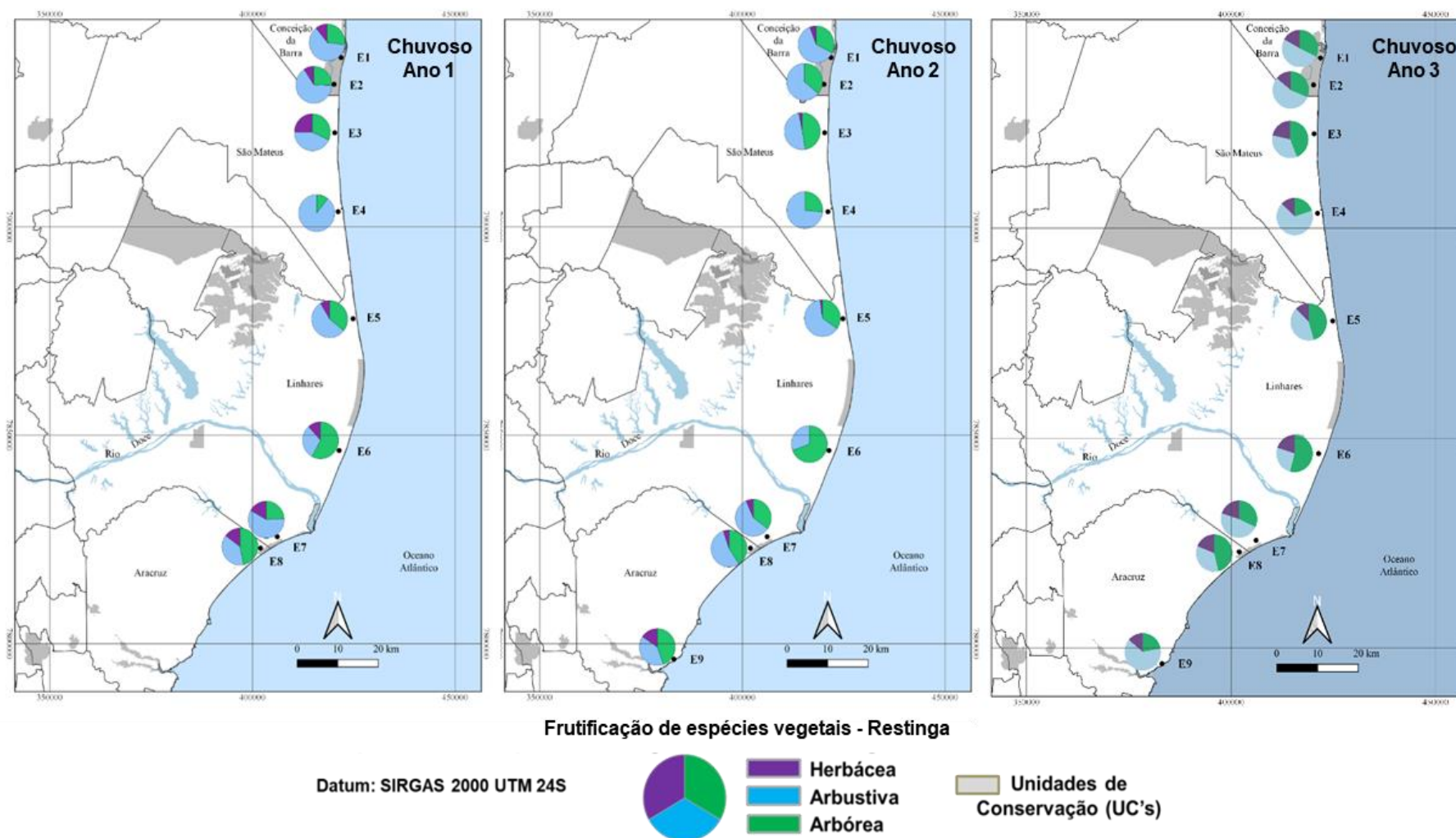
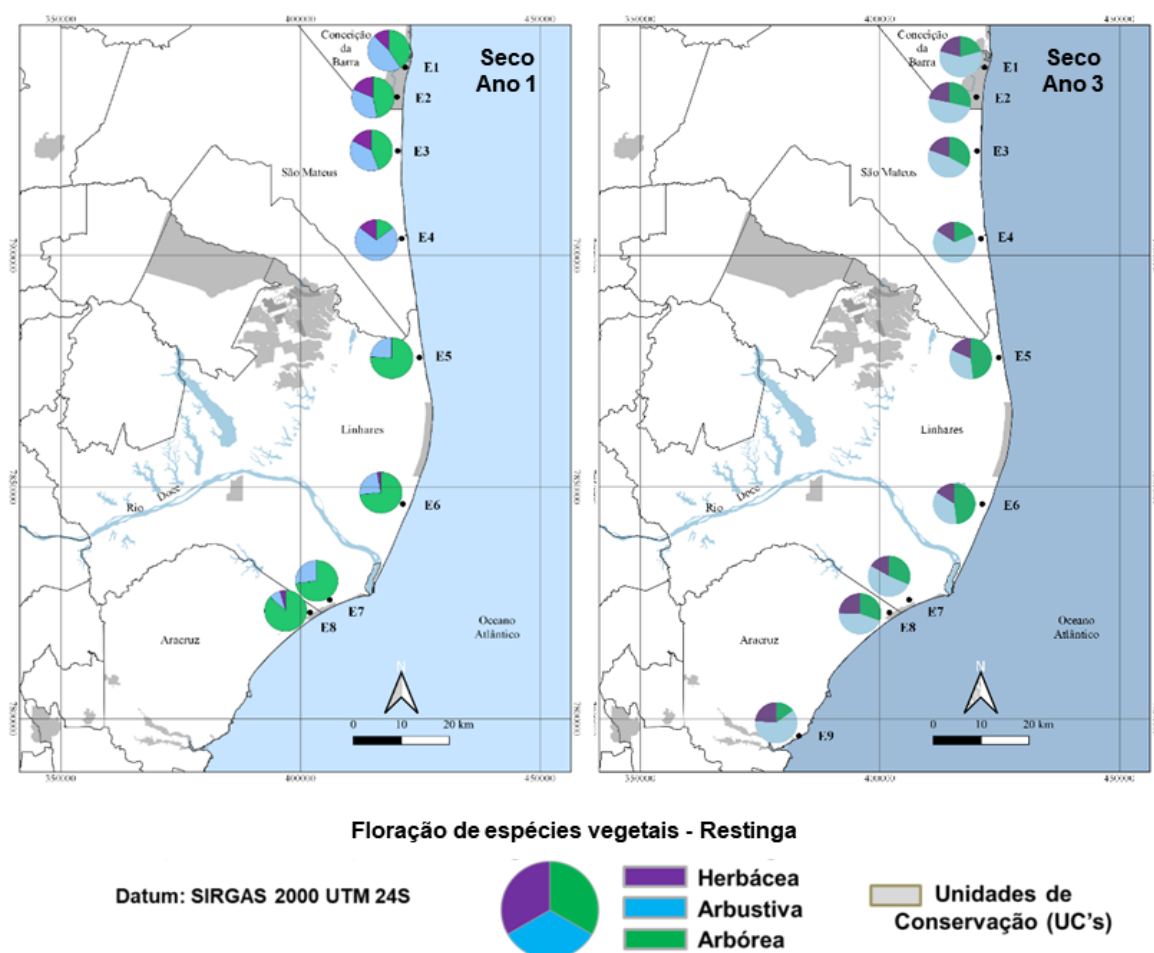


Figura 96: Mapa comparativo da fenologia reprodutiva (frutificação) das comunidades vegetais capturada durante o período chuvoso nas estações amostrais avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I.



A consolidação destas informações demonstra que o florescimento precoce é o principal fator destoante entre as comunidades herbáceas das estações, acentuado entre E6 e E2 (compartimento B e C). Ainda é prematuro afirmar, sob estes aspectos, que elementos minerais oriundos do rompimento da Barragem de Fundão estejam alterando esta sincronia, visto que o período de análise obteve índices pluviométricos inferiores em relação aos dois primeiros anos (período Chuvoso do Ano 1 e Ano 2), considerados superúmidos (*Material Suplementar A5RS2, Figura 4*). No entanto, as mudanças de sincronia estão em conformidade com regiões dos compartimentos que apresentam maior deposição de elementos minerais na preamar e, também, maior veiculação de elementos através do spray marinho. Na análise do período seco, é claramente diagnosticável aumento da floração e frutificação em todos os compartimentos, entre o período seco do Ano 1 e o período seco do Ano 3 (*Figura 97 e Figura 98*) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 5*).

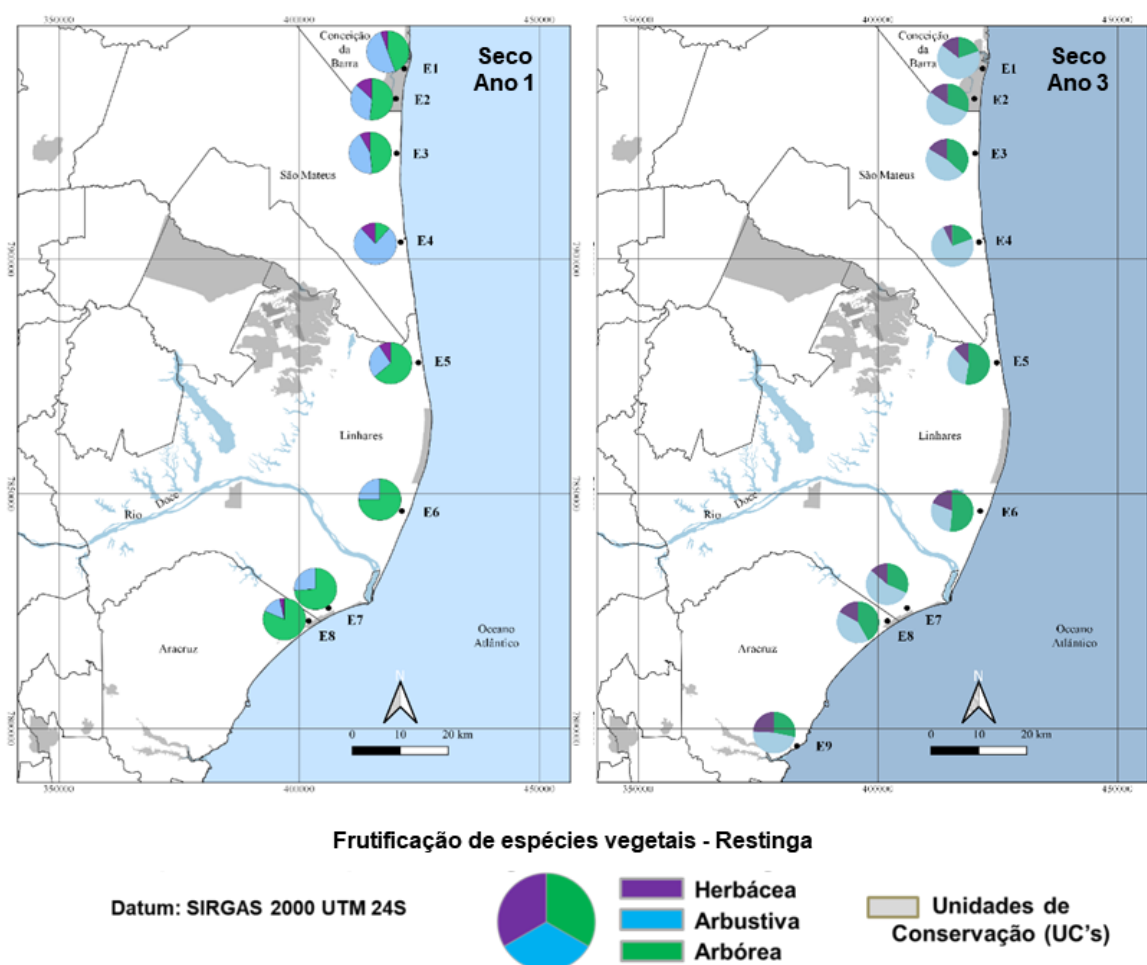
Figura 97: Mapa comparativo da fenologia reprodutiva (floração) das comunidades vegetais capturada durante os períodos secos nas estações amostrais avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I.



No entanto, a lacuna em relação aos dados do período Seco do Ano 2, devido às limitações impostas pela pandemia da COVID-19, interferem expressivamente na interpretação dos resultados. Na formação herbácea, é esperado que dentro deste período haja expressiva produção de frutos não-

zoocóricas, em função dos padrões de início de frutificação capturados ao final dos períodos chuvosos, bem como das características de ressecamento e dispersão de sementes autocóricas típicas. Como esperado, a alta taxa de frutificação está correlacionada com a expressiva oferta de flores dentro do período chuvoso. No entanto, também foi possível constatar que a produção de flores permaneceu elevada durante o período Seco do Ano 3, resultado que diverge dos dados primários. Esse cenário é acompanhado pelas comunidades arbustiva e arbórea. No entanto, nestas duas comunidades existe maior balanceamento entre espécies zoocóricas e não-zoocóricas.

Figura 98: Mapa comparativo da fenologia reprodutiva (frutificação) das comunidades vegetais capturada durante o período seco nas estações amostrais avaliadas ao longo dos três anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Área Ambiental I.



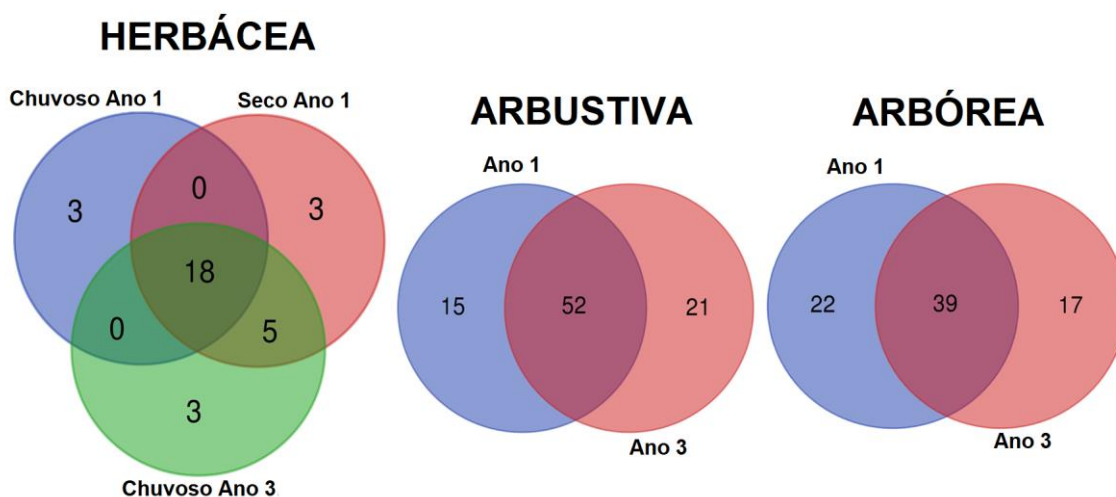
Finalmente, os resultados obtidos até o momento para o período seco não permitem aferir se houve mudanças na sincronia reprodutiva das espécies, devido à expressiva lacuna temporal. No entanto, lançam luz sobre a necessidade de aferir as variáveis envolvidas na produção de flores dentro do período seco.

As análises fitossociológicas forneceram base para o entendimento da organização de cada uma das comunidades, assim como possibilitou selecionar as espécies 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 à 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).

Um total de 32 espécies herbáceas foram amostradas ao longo das estações, somando três amostragens realizadas na formação herbácea não-inundável, com 18 espécies comuns. Na reanálise da estrutura da formação arbustiva no Ano 3 foram amostradas 73 espécies ao longo das estações amostrais (Figura 99), sendo a família Fabaceae aquela com o maior número de espécies (10). Por sua vez, na formação arbórea foram amostradas 62 espécies ao longo das oito estações analisadas no Ano 1 e 57 espécies no Ano 3.

Figura 99: Número de espécies analisadas pelo Diagrama de Venn nas formações herbácea não inundável (três amostragens), arbustiva (Ano 1 e Ano 3) e arbórea não inundável (Ano 1 e Ano 3) referentes às oito estações amostrais da restinga.



A análise fitossociológica durante o período Chuvoso do Ano 3 (*Material Suplementar A5RS2, Figura 6*) ficou restrita a coleta de dados na comunidade herbácea (formação herbácea não inundável), devido a adequações logísticas em função da Pandemia da COVID-19. A comparação entre os compartimentos do litoral adotados no âmbito do Anexo 5 - Restinga, não contempla fitossociologia no compartimento A, devido às diferenças estruturais destoantes deste setor em relação aos demais compartimentos. No compartimento C (E1, E2, E3, E4 e E5), espécies da família Poaceae ganharam destaque entre as mais importantes, principalmente porque, durante o período de avaliação, a espécie *Ipomoea pes-caprae* (L.) R.Br. atingiu o pico de frutificação, acompanhado pela retenção das folhas apenas na porção apical do caule. Essa característica provavelmente diminuiu o valor de cobertura desta espécie, tornando o acúmulo consecutivo de porções aéreas das espécies de Poaceae, mesmo inconspícuas, mais importantes dentro da classificação. No Compartimento B, além da biologia, alterações no posicionamento das espécies estiveram associados à dinâmica da praia, mais acentuada neste setor.

Uma das espécies que apresentou maiores valores de cobertura total foi *Scaevola plumieri*. Entretanto, o destaque no valor de cobertura ocasionado principalmente pela cobertura total da espécie, pode ser atribuído ao hábito subarbusivo, ocupando porções próximas à praia e eficiente na colonização de dunas, onde ocorre com distribuição agrupada (KNEVEL e LUBKE, 2004). Apesar de não terem amostrado, Thomaz e Monteiro (1993) relacionam esta espécie na composição florística de seu estudo. Deve-se destacar que essa espécie está incluída na lista estadual de ameaçadas (SIMONELLI e FRAGA, 2007) e estudos relacionados à preservação e conservação deste ambiente de restinga são de grande importância.

Menores valores de diversidade foram capturadas em Barra Nova (E4) e REBIO de Comboios (E7) na amostragem do período Chuvoso do Ano 3 (*Material Suplementar A5RS2, Figura 7*), e podem ser explicados pela dominância e pelo baixo número de espécies, bem como pelo alto valor de cobertura de *Stenotaphrum secundatum* na estação E4. Na estação E7, a baixa diversidade está relacionada ao altíssimo valor de cobertura de *Cyperus pedunculatus*.

Ao comparar os índices de diversidade das formações herbáceas das estações amostradas do presente estudo com a de outros estudos realizados próximo às de Thomaz e Monteiro (1993), é possível observar que em Regência foi detectado o menor valor de diversidade, como também registrado neste trabalho. Para Pontal do Ipiranga, o menor valor foi observado no trabalho de Lemes (2018). Os valores observados por Pereira (1995), também na REBIO de Comboios, são bem parecidos com os do presente estudo. As estações amostrais na APA de Conceição da Barra foram as que apresentaram os maiores índices de diversidade nas três amostragens, confirmando a importância das áreas protegidas (*Material Suplementar A5RS2, Quadro 3*).

Para a análise da estrutura da formação arbustiva, a segunda amostragem (Ano 3) mostrou que as espécies que apresentaram os maiores Valores de Importância (VI) também estiveram presentes no Ano 1 (*Material Suplementar A5RS2, Figuras 8*). O crescimento e desenvolvimento vegetal das espécies, fenologia, além das mudanças abióticas no ambiente ao longo dessas amostragens relacionadas ao clima, muito provavelmente influenciaram na cobertura vegetal dessas espécies, mas que de forma geral não descaracterizaram a fisionomia das formações. Mesmo quando consideramos cada conjunto de estações em função dos compartimentos, não houve mudanças expressivas além daquelas esperadas dentro da fenologia vegetativa (e.g. caducifolia, brotamento), conforme documentado na avaliação fenológica.

Ao longo da costa monitorada, as estações da APA Conceição da Barra (E1 e E2) e Cacimbas (E6) se destacam pela maior diversidade (*Material Suplementar A5RS2, Figura 9*), sendo essa última estruturalmente distinta, e caracterizada como arbustiva fechada não inundável. Nessas condições, ocorre um maior número de espécies em relação às outras áreas, representado principalmente por lianas e herbáceas de ambiente sombreado, contribuindo para os altos índices de diversidade. Por outro lado, menor diversidade foi observada nas formações arbustivas da REBIO de Comboios (E7 e E8).

Considerando alguns dados pretéritos desenvolvidos nas regiões, no entorno da E7, num trecho com idêntica fitofisionomia e até aproximadamente três quilômetros, dois trabalhos foram desenvolvidos, sendo que o mais próximo, o de Colodete e Pereira (2007), analisou a composição florística e fitossociológica da formação vegetal, tendo encontrado 32 espécies nas moitas e 10 na região de entre moitas. Com relação à composição das moitas, apenas quatro espécies não foram listadas para o trecho do estudo atual, enquanto na entre moitas, todas as espécies foram observadas nesta análise. Em termos de composição, o resultado observado em E7 foi semelhante ao do estudo realizado por Bechara et al. (2020) na área de Regência, um pouco mais distante desta localidade, apresentando, entretanto, menores índices de diversidade, o que também foi observado quando as demais áreas deste monitoramento são comparadas a outras formações arbustivas do Espírito Santo (*Material Suplementar A5RS2, Quadro 4*).

Os baixos valores de diversidade para a formação arbustiva da estação E7 ($H'=1,49$) na amostragem do Ano 3, podem ser explicados pela dominância e pelo baixo número de espécies (10), assim como a dominância de *Axonopus pressus*, o mesmo ocorreu na estação E8 ($H'=0,93$), onde o baixo número de espécies (9) e o domínio de *Mitracarpus eichleri* revelaram essa baixa diversidade. Nas estações E1, E2 e E6 foram observadas alta riqueza e ausência de espécies dominantes.

Na análise estrutural da formação arbórea, o segundo levantamento possibilitou uma melhor representatividade das formações arbóreas (*Material Suplementar A5RS2, Figura 10*). Variações na riqueza de espécies foram registradas entre as amostragens dos Anos 1 e 3, sendo registrado menores valores na segunda amostragem, exceto em Cacimbas (E6), onde o oposto foi registrado entre as amostragens (*Material Suplementar A5RS2, Figura 11*).

A REBIO de Comboios (E7 e E8) se destaca pela maior riqueza de espécies florestais, dentre todas as localidades amostradas, com maiores acréscimos do número de espécies em relação ao Ano 1. Elevados valores de diversidade (H') também foram registrados nestas estações amostrais ($H'=2,92$ e $H1=2,76$) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 12*). Ambas as estações estão localizadas em uma unidade de conservação, o que permite maior preservação e conservação das espécies e pode explicar os elevados índices de diversidade.

O menor valor de diversidade de espécies foi obtido na APA de Conceição da Barra E1 ($H'=1,892$) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 12*). A baixa diversidade das estações dessa unidade de conservação (E1 e E2) no Ano 3 pode ser explicada pela elevada dominância de *Protium heptaphyllum* e pelo baixo número de espécies. Somados a isso, a amostragem em E1 foi realizada logo após a passagem de fogo sobre a vegetação, tendo como consequência alto número de indivíduos mortos com densidade de $93,3 \text{ ind.ha}^{-1}$ de árvores mortas, apontando a baixa diversidade nessa estação.

Os valores de diversidade neste estudo foram diferentes dos obtidos em outras áreas do Espírito Santo, bem como em outros estados brasileiros (*Material Suplementar A5RS2, Quadro 5*). Assis et al. (2004) relatam em estudo realizado em Setiba, Guarapari/ES, uma diversidade (H') de 3,73, apontando que a alta riqueza de espécies na floresta por eles analisada, parece refletir os elevados padrões de

diversidade mencionados para os ecossistemas do Espírito Santo. Magnago et al. (2011) também encontraram valores elevados de diversidade ($H' = 3,32$) na floresta não inundável do Parque Natural Municipal de Jacarenema, em Vila Velha/ES. Quando comparadas com o presente estudo, os valores obtidos em outros estudos para as formações florestais não inundáveis das restingas do Espírito Santo são superiores àqueles obtidos nas estações amostrais aqui estudadas. Essas alterações podem estar relacionadas com o histórico de uso, com a conservação das áreas estudadas, com a metodologia utilizada por cada autor, mas principalmente com o tamanho amostral analisado neste trabalho.

Em conjunto, os aspectos florísticos e estruturais das restingas monitoradas mostram que a composição florística capturada até o momento indicou que o esforço de coleta executado na formação florestal bem preservada em Cacimbas (E6) e REBIO de Comboios (E7 e E8), localizadas no Compartimento B, colocou estas áreas com valores próximos ou até superiores aos apresentados por dados pretéritos nas restingas associadas à foz do Rio Doce. Estes resultados indicam ausência de impactos sobre a riqueza em relação aos valores de referência apresentados pelos dados pretéritos.

Por outro lado, para cobertura vegetal, nas herbáceas destacou-se uma tendência de redução em função das ações erosivas promovidas pelas ondas (*Material Suplementar A5RS2, Figura 14*). O compartimento C, compreendendo as estações entre a APA Conceição da Barra e Pontal do Ipiranga, constitui o setor mais afetado por estas ações e consequente diminuição da quantidade de parcelas amostrais dentro do período chuvoso (Ano 1 e Ano 3) serve como importante indicador para verificar se as dunas estabilizadas serão afetadas no futuro. Durante a mudança dos períodos do ano existe avanço e recuo desta comunidade. A quantidade de unidades amostrais no sentido mar-continente permite observar possíveis alterações mecânicas provocadas pelas ondas sobre os sedimentos mais estabilizados, os quais abrigam espécies menos tolerantes às ações das ondas (e.g. *Mitracarpus* spp.). Até o presente, não foram encontradas alterações físicas nos trechos estabilizados, porém uma diminuição no alcance do desenvolvimento desta comunidade foi capturada entre o período chuvoso (Ano 1 e Ano 3) para o compartimento C.

Em termos de estrutura da vegetação, as herbáceas parecem ser as que apresentam mudanças associadas às alterações da linha da costa causadas pela chegada do rejeito de mineração à costa. Para arbustivas e arbóreas, não houve mudanças expressivas no valor de importância das espécies, exceto em casos pontuais de nuances de identificação botânica associados a complexos de espécies (e.g. *Protium* spp.). Em outras situações, a mortandade capturada na formação arbórea esteve relacionada a queimadas de origem antrópica no compartimento C.

Apesar da comunidade herbácea apresentar curva de acumulação de espécies estabilizada entre as estações amostrais, com acréscimo e perda de espécies em função da dinâmica do habitat, isoladamente, a análise estrutural indicou alterações estruturais e perda de espécies em função da erosão litorânea. Na comunidade arbustiva, as mudanças de riqueza não foram suficientes para alterar a estabilidade da curva e acompanharam a heterogeneidade encontrada neste ambiente. Inversamente, na comunidade arbórea, as mudanças estruturais estiveram relacionadas com

adequações de amostragem, configurando curva ascendente e sem estabilidade (*Material Suplementar A5RS2, Figura 13*).

Com relação à riqueza de espécies e dados estruturais capturados nas outras formações (arbustiva e arbórea), não há ainda indicação, sob estes aspectos, se elementos minerais oriundos do rompimento da Barragem de Fundão podem ter alterado a organização das comunidades. Apenas com a continuidade deste monitoramento será possível sugerir hipóteses creditáveis. Pesquisas voltadas aos efeitos do estresse mineral sobre a comunidade vegetal terrestre são poucas e demoradas, sugerindo-se pelo menos até 10 anos de estudos. Os resultados relatados em estudos com os componentes dos níveis mais baixos da cadeia alimentar (fitoplâncton), em relação às variabilidades espaciais observadas em toda a área aquática e terrestre afetada pelo rompimento da Barragem de Fundão, reforçam claramente a necessidade de incorporação da diversidade biológica nos programas de monitoramento que visam avaliar a saúde ambiental dos sistemas aquáticos e terrestres, considerando que os níveis de contaminação de metais e metalóides podem variar entre os táxons. As demais análises realizadas no monitoramento da Restinga no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, podem indicar alterações funcionais e estruturais na planta capazes de desorganizar a comunidade vegetal a ponto de promover a entrada de espécies exóticas. Via de regra tais modificações terminam por eliminar por competição nativas remanescentes, tendo assim uma vegetação que não irá cumprir o papel ecológico exercido em cada uma das formações vegetais estabelecidas na restinga ao longo de milhares de anos no Quaternário.

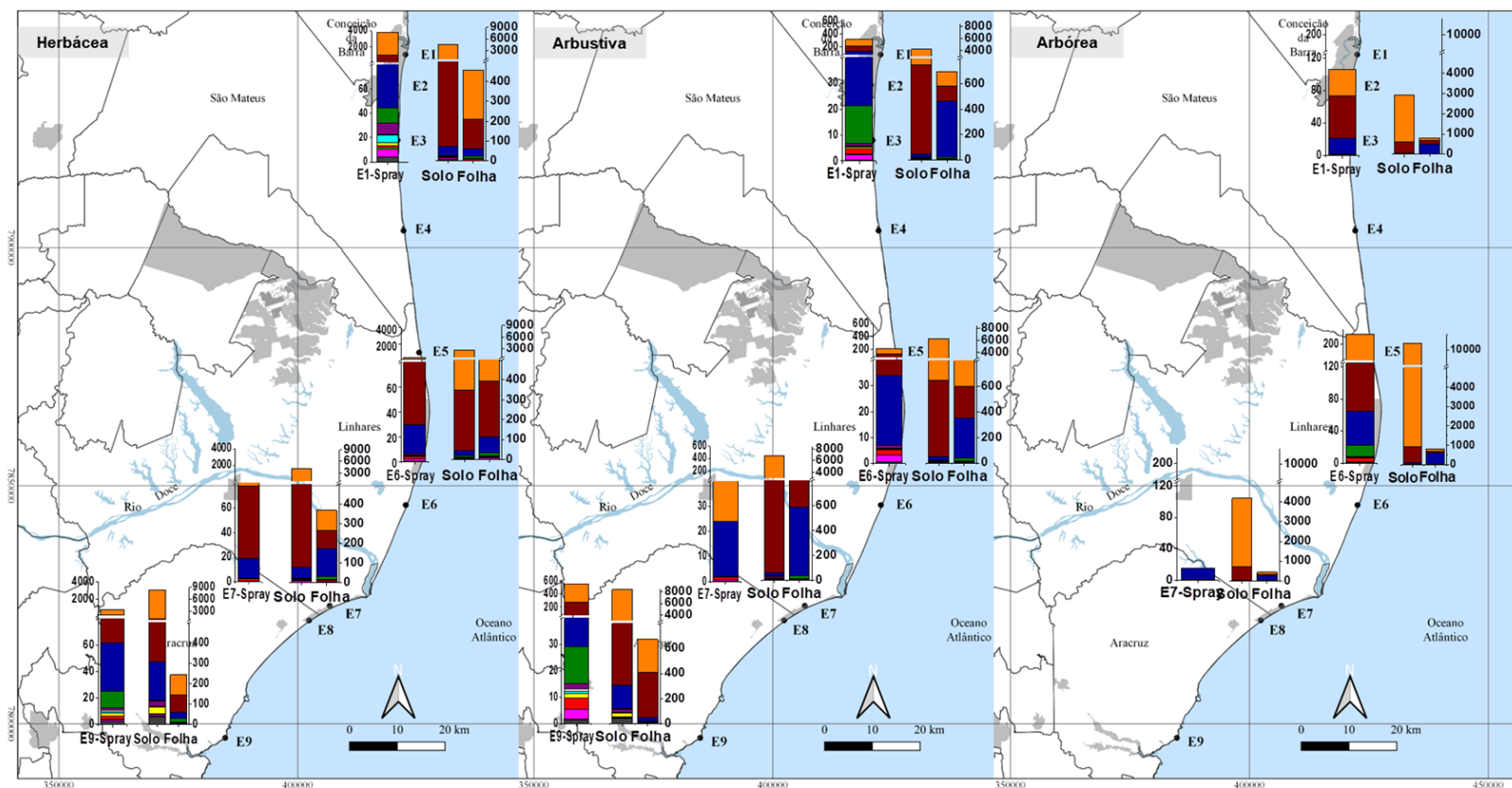
3.1.2 Contaminação dos ambientes restingas

No ambiente restinga, a disponibilidade dos elementos minerais que potencialmente alcançaram a vegetação na extensão de suas três formações depende diretamente de fatores como os eventos de inundação, que são limitados em sua maioria às formações mais próximas à praia e acontecem somente quando as condições, principalmente morfodinâmicas, são favoráveis. Somado a isso, a presença dessa vegetação na área costeira é decorrente de sua exposição ao aerossol marinho (“spray” marinho), principal fonte de nutrientes nestas plantas (BOYD e ELLWOOD, 2010), que sob a ação dos ventos na superfície do mar transportam no sentido mar-continente, em suspensão, gotículas da solução salina (POLJAKOFFMAYBER e GALE, 1975) e material particulado nele diluído. Para ambos os fatores, a qualidade da água do ambiente marinho contribui para a presença do material sobre as restingas, e está associada a dois principais processos físicos: a vazão do Rio Doce e a ressuspensão/remobilização do fundo marinho provocada por ondas de gravidade, que disponibiliza a coluna d’água material depositado no fundo durante períodos menos turbulentos, e que são posteriormente dispersos pela ação das marés e ventos (RRDM, 2020c).

Os resultados das concentrações de elementos presentes no “spray” marinho sobre a vegetação da restinga para o período seco do Ano 3 consideram as estações APA Conceição da Barra (E1) no Compartimento C, Cacimbas (E6) e REBIO de Comboios (E7) no Compartimento B, e Mar Azul (E9)

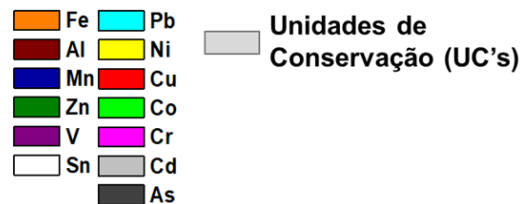
no Compartimento A, estações geograficamente extremas dentro da área de monitoramento e aquelas mais próximas à foz do Rio Doce, tanto a norte quanto a sul (Figura 100).

Figura 100: Elementos químicos presentes no “spray” (aerossol marinho) depositado sobre a vegetação, no solo e nos tecidos foliares das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, coletados no período Seco Ano 3 (2021) a norte da foz do Rio Doce - APA Conceição da Barra (E1) e Cacimbas (E6), e a sul da foz - REBIO Comboios (E7) e Mar Azul (E9).



RESTINGA - Elementos no spray

Datum: SIRGAS 2000 UTM 24S



Os mapas mostram resultados integrados das concentrações de elementos no “spray” depositado sobre o tecido vegetal, no solo e a concentração de elementos nos tecidos foliares. Sob a ação do vento, o “spray” se deposita, não somente na superfície dos órgãos vegetais, mas também sobre o solo. A exposição das plantas ao aerossol marinho pode favorecer a adesão dos elementos na superfície das folhas, sendo possível que os íons presentes no “spray” penetrem diretamente no mesófilo foliar através das fissuras cuticulares e dos estômatos, bem como sejam translocados às folhas via absorção radicular do que foi retido pelo solo.

A distribuição permite a comparação espacial, na qual as espécies das formações herbácea e arbustiva, mais próximas à praia, apresentaram concentrações muito maiores de elementos no spray depositado sobre a vegetação da APA Conceição da Barra (E1), diminuindo até REBIO Comboios (E7). Enquanto na estação mais ao sul, Mar Azul (E9), foi observado um novo aumento da concentração total de elementos depositados sobre a folha, indicando um padrão diferenciado para esta área.

Somado a isso, a redução da quantidade de elementos sobre a folha à medida que a vegetação se distancia da praia, embora esperado, mostra claramente a redução da abundância de elementos no sentido herbácea>arbustiva>arbórea, relacionado ao alcance do spray no sentido do continente. As duas formações mais próximas à praia, embora estejam comparativamente sobre um solo mais pobre em matéria orgânica e argila (*Material Suplementar A5RS2, Figura 15*), apresentaram quantidade de elementos tão elevada quanto aquela presente no solo da formação arbórea. O mesmo foi observado para a quantidade de elementos nas folhas, possivelmente pelo aporte mais imediato desse material particulado nessas áreas.

A análise da dinâmica de transporte de elementos químicos via aerossol também está relacionada à distância mais próxima entre a formação vegetal e a linha do mar, bem como da geomorfologia das praias. Essa dependência fica clara ao se avaliarem, por exemplo, as concentrações de elementos sobre a folha da formação arbórea da REBIO de Comboios (E7) e das formações herbácea e arbustiva presentes em Mar Azul (E9). Na estação E7, as baixas concentrações relativas ao spray podem ser explicadas pela distância dessa formação à linha do mar (cerca de 680m), a maior dentre todas as estações amostrais. Já na estação E9, resultado oposto pode ser observado. Nesta localidade, tanto as herbáceas quanto as arbustivas são banhadas em virtude do aumento da maré.

Cabe ressaltar os resultados observados para Cacimbas (E6), onde as formações herbácea e arbustiva possuem maior concentração total de elementos que na APA Conceição das Barras (E1), no extremo norte do Compartimento C, apresentaram também maiores níveis de elementos nas folhas. Esta abundância diferenciada na superfície foliar das plantas entre as estações pode estar relacionada à capacidade e direção dos movimentos praias (ventos, correntes marinhas) de remobilização do particulado acumulado no sedimento marinho, à proporcionalidade entre os elementos dissolvidos e translocados no aerossol e na ligação entre os diferentes íons, interferindo na solubilidade e interação desses elementos com a biota (MAHOWALD et al., 2018). Somados a isso, a sazonalidade influencia o carregamento maior ou menor de material particulado (WINTON et al., 2016). Nesta localidade (E6), tendências a maiores concentrações de elementos no spray nas folhas apresentam importante

associação com padrões observados para outros indicadores da restinga, que serão tratados ao longo deste relatório. Esta área requer atenção, devido à recorrência de variações abióticas e bióticas.

A quantidade de elementos químicos via spray marinho que chega à vegetação e a eficiência de captura e retenção tanto pelas plantas, quanto pelo solo, são amplamente dependentes das características da planta, da arquitetura e morfologia foliar e das condições climáticas. No período avaliado, Seco do Ano 3 (2021), os baixos índices pluviométricos na região favorecem a deposição dessas partículas sobre a superfície foliar, e por conseguinte, acúmulos de elementos químicos nos órgãos vegetais. No solo, estas substâncias apresentaram variações de disponibilidade entre as estações monitoradas, pois a capacidade de retenção é influenciada pelas características texturais e conteúdo de matéria orgânica (*Material Suplementar A5RS2, Figura 16*).

A pulverização salina, bem como as altas concentrações dos diversos elementos a ela associada, têm impactos negativos no crescimento das plantas e pode causar estresse hídrico, reduzir processos fisiológicos como a eficiência do uso da água, a fotossíntese, a produção e disponibilidade de assimilados ou de hormônios aos órgãos em crescimento (DU e HESP, 2020). Em experimentos com a espécie arbustiva de restinga *Eugenia uniflora* L., submetida ao aerossol marinho simulado, a deposição de ferro particulado influenciou negativamente os processos fotossintéticos, especificamente a taxa de assimilação de CO₂ e a eficiência dos fotossistemas (CASTRO, 2010). Resultados como este mostram que estudos mais aprofundados sobre o impacto abiótico potencial promovido pela ação do spray marinho são uma das principais vias para se compreender o processo de distribuição, deposição e acúmulos elementos químicos na vegetação e solo da restinga, sejam eles contaminantes ou não.

A caracterização do solo das áreas costeiras de Restinga monitoradas pelo PMBA/Fest-RRDM se baseou na análise das concentrações dos elementos químicos Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn e granulometria do solo sob suas três formações vegetais. A concentração desses elementos traz informações importantes sobre o potencial impacto causado pelo rejeito que atingiu a costa do Espírito Santo pelo rompimento da barragem de Fundão, uma vez que o rejeito é composto por muitos deles. Esses elementos aqui listados estão entre aqueles apontados por outros grupos pertencentes a este monitoramento como sendo constituintes da pluma de rejeitos que alcançou o mar via Rio Doce. Dentre eles, Costa et al. (2022) atribuíram aos rejeitos da Barragem de Fundão o aporte dos metais Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn e do metalóide As encontrados nos ambientes dulcícola, marinho e costeiro após o evento. Bonecker et al., (2022), estudando comunidades fitoplanctônicas, também atribuiu ao evento o aumento da concentração dos metais e semi-metais Fe, As, Cd, Cr, Hg, Co, Pb, Mn e Ba, presentes na água e no sedimento. Sá et al. 2021 apontou como sinal do rejeito o As, Cd, Cr, Zn, Al, Cu, Fe e V e listou o Ni, Co e Pb como os elementos que tiveram suas concentrações aumentadas com a chegada do rejeito no ambiente marinho, ou ainda que foram remobilizados por óxidos de ferro presentes no ambiente.

Os níveis de elementos minerais presentes no solo apresentados no Estudo de Impacto Ambiental do Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro – EIA-Nutripetro, realizado em 2013 (PSG, 2013) foram usados como principal fonte de referência, que permitiram a indicação das condições pré-

rompimento do solo das restingas monitoradas. Tal escolha se justifica pelo fato deste estudo conter informações pré-rompimento e pela sua localização. Os pontos de coleta de sedimento do estudo encontram-se a 19 km ao sul da Estação da REBIO de Comboios (E8), 11,5 km ao norte da Estação Mar Azul/Aracruz (E9) e cerca de 136 km da estação da APA Conceição da Barra (E1) do PMBA/Fest-RRDM, Anexo 5 - Restinga. São utilizados também os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) determinados por Paye et al., (2010) para solos do Espírito Santo, que permitiram a avaliação em relação a solos típicos da restinga (Espodossolos e Neossolos), e os valores levantados por Turekian e Wedepohl (1961) para crosta terrestre (*Material Suplementar A5RS2, Figura 17 e Figura 18*).

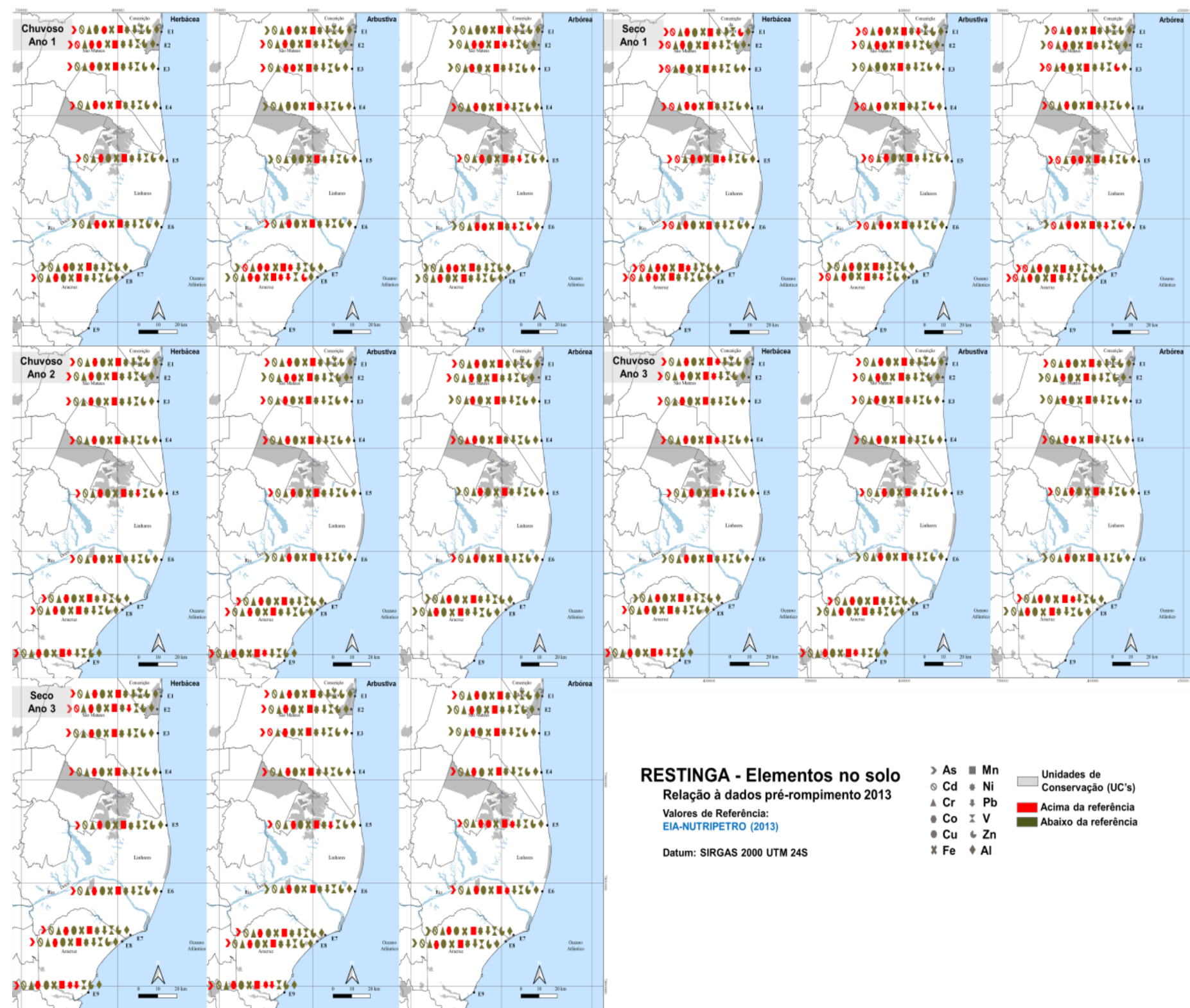
A Figura 101 traz a representação dos elementos químicos presentes no solo das formações vegetais em relação à referência pré-rompimento (EIA-Nutripetro) e permite a análise comparativa ao longo das estações, à exceção do elemento estanho (Sn), sem valor definido pelo estudo norteador.

A análise geral da distribuição de metais em excesso ao longo das estações apontou (símbolos em vermelho) o Co e Mn, bem como de As, Pb, Cu, Cd e Ni pontualmente ao longo da costa, na evolução do monitoramento para o período Seco do Ano 3 (ver também *Material Suplementar A5RS2, Figuras 19 e 20*).

Dentre estes elementos, maior destaque à recorrência dos elementos As, Co e Mn em concentrações acima da referência ao longo de toda a costa. Com a adição dos resultados do período Seco do Ano 3, as concentrações de Mn mantêm-se acima das registradas pelo EIA-Nutripetro antes do rompimento (PSG, 2013), em todas as estações e formações avaliadas (*Material Suplementar A5RS2, Figura 19*). Estes resultados corroboram o observado por outros estudos do PMBA/Fest-RRDM no ambiente costeiro (RRDM, 2020a), em relação à concentração deste elemento. Este é um resultado importante, pois foram observadas relações diretas com os indicadores biológicos definidos para a restinga.

Assim como para Mn, os níveis de As no solo merecem destaque. Este elemento apresentou altos níveis no ambiente costeiro (RRDM, 2021), tanto no sedimento da praia emersa (ver RRDM, 2020b) quanto no solo das restingas, variaram desde 0,02 a 38,01 mg/kg entre as diferentes estações (*Material Suplementar A5RS2, Figura 19*). Altos níveis do elemento foram observados nas praias e restingas do Compartimento A, com maiores níveis de As no solo em Mar Azul/Aracruz (E9), caracterizada pela restinga com formação herbácea pouco desenvolvida e com o contato da formação arbustiva com a água do mar. Neste compartimento, o material resultante do rompimento da barragem de Fundão pode alcançar as praias (estreitas nesta região da costa) e restingas por transporte em suspensão e sob condições de ondas de nordeste (RRDM, 2021). Estas variações podem estar relacionadas a fatores de formação do solo e das características geológicas existentes ao longo da bacia. Para este elemento, as variações na concentração já foram reportadas por outros autores e relatórios diagnósticos, mostrando estar intimamente relacionado com minérios de metais como os de ferro (DE GIETER E BAEYENS, 2005; CAGNIN et al., 2017; MIRLEAN et al., 2011, 2012. SÁ et al., 2006, 2015; BONECKER et al., 2021) e em muitos casos em concentrações acima dos valores preconizados por órgãos regulatórios como o CONAMA para a área da bacia do Rio Doce, em sedimentos fluviais (INSTITUTOS LACTEC, 2017).

Figura 101: Elementos químicos presentes nos solos das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, coletados em cinco períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021) e comparados com valores de referência obtidos a partir do EIA-Nutripetro realizado em 2013 (PSG, 2013) localizado em Barra do Riacho, Aracruz.

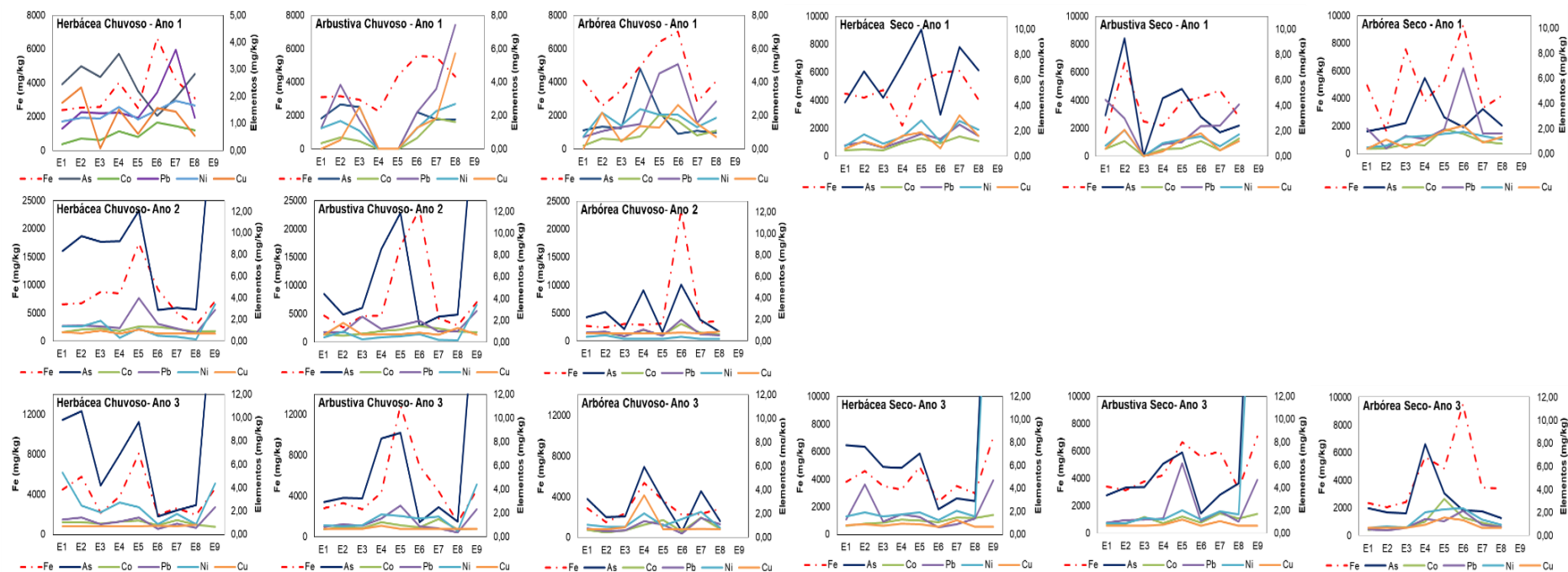


Estes resultados devem-se não somente às características sedimentológicas dessa região, da influência da Formação Barreiras no aporte local desse elemento, mas possivelmente também a influência do sedimento proveniente do Rio Doce (CAGNIN et al. 2017), tendo em vista a distribuição de As também nas estações à Norte da Foz. Com características sedimentológicas diferentes, as estações avaliadas acima da desembocadura do Rio Doce mostraram incremento nos teores do As no Compartimento C, entre a APA Conceição da Barra (E1) e Pontal do Ipiranga (E5), principalmente quando se compara o Ano 1 e os períodos consecutivos.

Além de superiores aos valores pré-rompimento, as concentrações de Co e Ni (*Material Suplementar A5RS2, Figura 19*) também se mostraram elevadas em Mar Azul em comparação com as demais estações amostrais, principalmente no período Seco do Ano 3. Para as demais regiões da costa, entre a APA Conceição da Barra e a REBIO de Comboios, os maiores acúmulos desses elementos foram observados também nos períodos secos monitorados, Ano 1 (2019) e Ano 3 (2021). Embora seja evidente a redução do número de elementos em excesso ao longo do monitoramento, a tendência de acréscimo do período Seco do Ano 3 não se aproximou dos notáveis aumentos do primeiro período seco, no qual mais de 60% dos elementos investigados estavam em excesso, como observado na REBIO de Comboios (E7). A redução observada nos períodos chuvosos do Ano 2 e 3 não se manteve, corroborando a influência da sazonalidade na contaminação da restinga, com a recorrência de elementos como Co, Ni e Pb em concentrações acima dos valores pré-rompimento, como em Pontal do Ipiranga (E5), Cacimbas (E6) e Mar Azul (E9) e mais pontualmente a norte na APA Conceição da Barra (E2) (*Material Suplementar A5RS2, Figuras 19 e 20*). Essas oscilações requerem atenção, já que altos níveis de elementos como As, Cd, Pb, Cu e Mn nos solos contaminados por rejeitos de mineração implicam em alto risco ecológico e ambiental (CHEN et al., 2015).

Na Figura 102 são observadas as relações entre a distribuição espaço-temporal do Fe pseudo-total no solo e sua relação com níveis de outros elementos que apresentaram concentrações maiores que os valores de referência utilizados para restinga (EIA-Nutripetro - PSG, 2013). O maior destaque são as oscilações dos elementos As, Co, Pb, Ni e Cu acompanhando a variação da concentração de Fe no solo. Embora este metal não tenha ultrapassado os valores apontados pela referência utilizada, esta análise demonstra uma associação direta entre os elementos, podendo explicar padrões de distribuição e abundância entre as estações monitoradas. Em recente estudo publicado por Sá et al. (2021), os autores apontam ao analisar a água e os sedimentos fluviais do Rio Doce pós-rompimento, para a co-dependência da presença de óxidos e hidróxidos de ferro e outros elementos, modificando, dentre outros, sua biodisponibilidade e a possível assimilação pela biota.

Figura 102: Relação de distribuição espaço-temporal de Fe pseudo-total e elementos acima dos limites pré-rompimento no solo das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, utilizando como referência os valores descritos pelo EIA-Nutripetro (PSG, 2003). Coletas realizadas nos períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).



Para restinga, os resultados mostram variações espaciais com maiores picos de Fe e elementos a ele associados nas estações mais próximas à foz do Rio Doce (Compartimento B) se deslocando para as estações mais a norte com o avanço dos períodos. Este padrão fica claro entre os períodos chuvosos, onde as concentrações dos elementos foram afetadas pela presença do Fe, apresentando melhor linearidade entre este metal e os demais elementos nos três períodos monitorados. Nas formações mais próximas à praia (herbáceas e arbustivas), os elementos minerais em excesso parecem mais influenciados pelas variações de Fe no solo.

Em contrapartida, mesmo que nos períodos secos não haja a mesma correspondência entre níveis de Fe e os outros elementos, os picos nas suas concentrações podem explicar padrões de resposta de alguns dos indicadores apontados para a restinga, como os resultados observados em Cacimbas (E6).

Estes resultados auxiliam no entendimento da interdependência e distribuição entre elementos químicos ao longo da costa e como essas relações podem estar associadas à resposta da vegetação. O Fe, assim como Mn e Al, na forma de óxidos e hidróxidos, tem importante papel na precipitação e solubilidade de elementos traço nos solos (JONES e JACOBSEN, 2009), e apesar de apresentarem concentrações mais abundantes nos solos das restingas, outros metais em menores concentrações podem apresentar risco à biota, visto que pequenas variações em suas concentrações podem afetar processos vitais em organismos. Elementos redox-ativos como o Cu, mesmo com um discreto aumento em suas concentrações podem, ao serem translocados para as plantas, afetar processos vitais como aqueles relacionados a membrana celular, pigmentos fotossintéticos ou mesmo enzimas relacionadas ao sistema antioxidante (CHAÂBENE et al., 2021).

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 ao classificá-los em quatro categorias de acordo com o valor do índice.

O IPI foi adotado a fim de avaliar a magnitude da presença dos elementos minerais no solo da Restinga comparado a valores norteadores pré-rompimento. Para o cálculo deste índice também foram utilizados como valores referenciais os resultados do EIA-Nutripetro (PSG, 2013), por ser uma referência local para as concentrações de elementos, mas esse índice também foi medido para outras referências: regional (PAYE et al., 2010) e global (TUREKIAN e WEDEPOHL, 1961) (RRDM, 2020b). As concentrações dos metais do sedimento utilizadas na obtenção do IPI estão disponíveis no *Material Suplementar A5RS2, Tabela 1*.

Como é possível observar na Figura 103, diferenças temporais foram detectadas entre os níveis de poluição para os períodos de monitoramento. Fica clara a influência da abundância de elementos sobre os níveis de poluição expressos pelo índice, uma vez que, ao se compararem os perfis de elementos acima dos valores pré-rompimento (Figura 101), observa-se o seu peso do elemento na determinação e valor final do referido índice. Em especial, As, Mn e Co apresentaram teores acima dos valores de

referência e contribuíram consistentemente para a elevação dos IPIs, como foi verificado na comparação temporal entre os períodos secos.

Maiores níveis de poluição foram observados no período seco Ano 1, em que níveis de poluição Alto (vermelho) ou Extremamente alto (roxo) ocorrem em todas as estações amostrais. Este fato indica que esse período foi notadamente crítico para o acúmulo de metais no solo, principalmente no compartimento B, desde Conceição da Barra até a REBIO de Comboios, localizados a 110 km a norte e 12,5 km ao sul da foz do Rio Doce, respectivamente. Reduções do número e distribuição dos elementos foram observadas em períodos seguintes, embora incrementos de poluição tenham voltado a ocorrer no período seco do Ano 3.

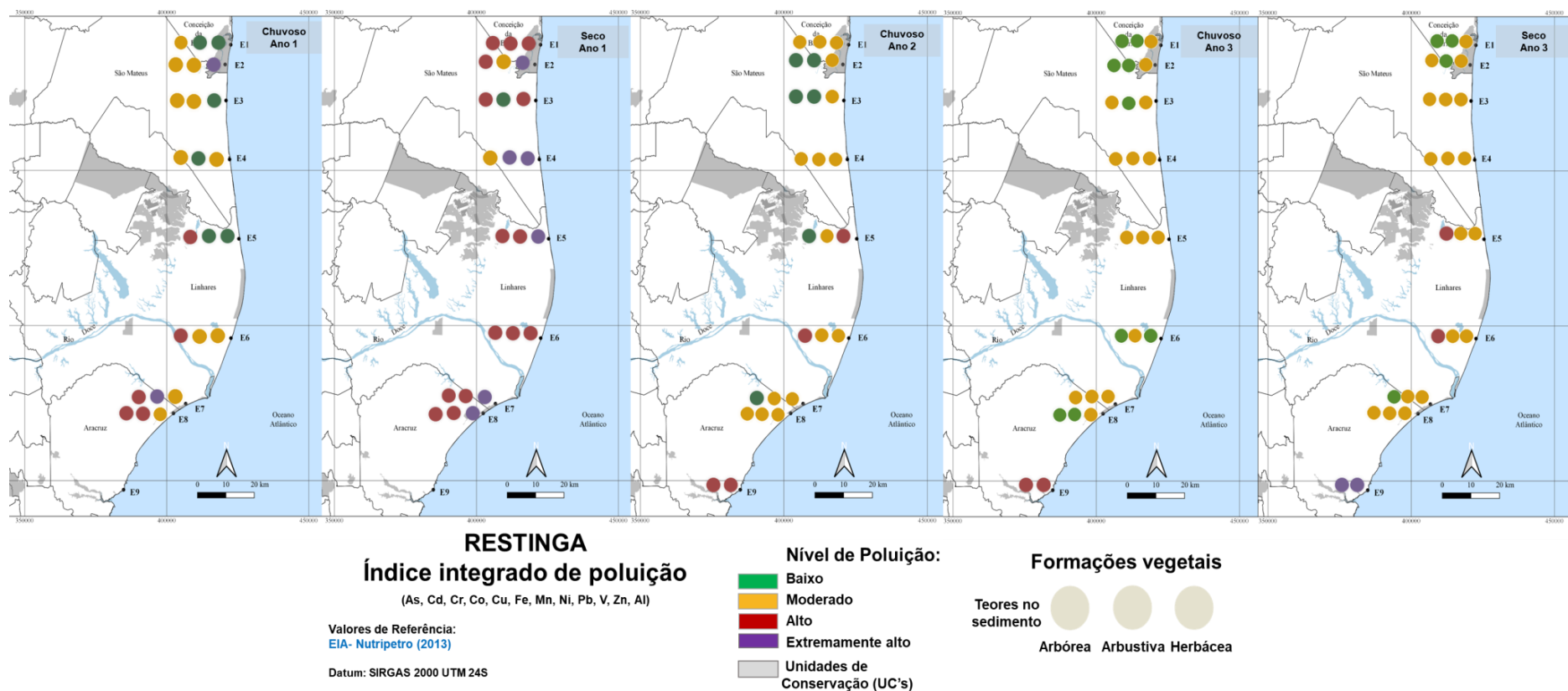
A contribuição dos metais supracitados (As, Mn e Co) foi determinante para o visto nas estações localizadas em Pontal do Ipiranga (E5), Cacimbas (E6) e Mar Azul (E9). Em termos de formações vegetais, o que se observa é a persistência de alta poluição no solo sob a formação arbórea de Pontal do Ipiranga (E5) e Cacimbas (E6) ou extremamente alta no solo das arbustivas e herbáceas de Mar Azul (E9), localidade que se destaca pela tendência a aumento dos níveis de poluição ao longo do monitoramento.

Entre os períodos chuvosos, a tendência foi de redução dos níveis de poluição do Ano 1, com maior número de estações com IPI alto ou extremamente alto, seguida de redução gradual nos períodos chuvosos do Ano 2 e 3, exceto pela persistência dos níveis altos na estação Mar Azul (E9). Por outro lado, a comparação entre os dois períodos secos indica maiores variações na condição ambiental da costa, possivelmente pelo lapso de tempo decorrente da ausência dos resultados do período seco do Ano 2, resultado das limitações logísticas impostas pela pandemia da COVID19. No período seco do Ano 1, solos da formação herbácea apresentaram níveis de poluição extremamente altos desde Conceição da Barra até a REBIO de Comboios (E2 a E8), os quais passaram a moderados no período seco do Ano 3.

Em uma análise espacial, a interpretação em relação aos maiores níveis de poluição (alto e extremamente alto) mostra que, pontualmente, as estações que apresentam recorrência de elevada poluição são as mais próximas à foz, majoritariamente em Pontal do Ipiranga (E5), Cacimbas (E6) e Mar Azul (E9).

O padrão de distribuição dos resultados confirma o período seco como de variabilidade e abundância de elementos químicos nos solos das restingas culminando em aumentos dos níveis de poluição, e corrobora o efeito preponderante das dinâmicas marinhas na remobilização de contaminantes do rejeito de mineração, ficando disponíveis para sua deposição via spray marinho e eventos de inundação. Entretanto, tais aumentos são resultantes não somente da maior contribuição da deposição causada pelo aerossol marinho ("spray"), mas também do efeito concentrador natural deste período. Essas variações podem ser determinadas não somente por estes fatores, mas também pela estrutura e atributos do solo das estações, pela dinâmica dos ventos e também pela mobilidade relativa dos elementos, os quais afetam diretamente a biota (LU et al., 2010).

Figura 103: 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, 2013). 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).



Embora a abordagem isolada dos elementos seja importante para entender as especificidades de resposta em relação aos indicadores biológicos, a análise integrada permite avaliar as áreas analisadas do ponto de vista mais global da dinâmica dos elementos que chegam via aerossol marinho ou eventos de inundação. 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 (DRAŽKIEWICZ et al., 2005; MISHRA et al., 2006; EKMEKÇI et al., 2008).

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 solo 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 à permanência desses elementos nos solos por longos períodos, sua bioacumulação pela vegetação levando à biomagnificação (CHOWDHURY et al., 2021) e consequentes danos em nível de indivíduo e também de população, além de 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 a variação de perfis de elementos em excesso auxiliam no entendimento das respostas dos indicadores biológicos e 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 solo 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. Essa tendência é definida pela dinâmica da distribuição e manutenção dos metais no solo, como os elementos interagem e como eles se deslocam pelas mais diferentes vias, como, por exemplo, via absorção e translocação vegetal.

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. As formações de restinga representam uma situação diferenciada pela topografia e textura do solo. Devido ao baixo teor de argila (normalmente de 1 a 5%) e matéria orgânica, estes solos apresentam elevada infiltração, estando sujeitos a intensa lixiviação pela baixa capacidade de retenção de cátions, além de serem solos originalmente pobres em nutrientes (SATO, 2007; SABONARO, 2011).

Somados a isso, as respostas da biota às variações sazonais no solo podem ser atribuídas aos mais diversos fatores. Dentre eles, a elevada suscetibilidade das plantas herbáceas ao maior aporte de elementos no solo, por estarem mais expostas aos processos de inundação, potencializando sua retenção, já foi anteriormente evidenciada (RRDM, 2020b). Entretanto, mesmo submetidas a variações ambientais, plantas herbáceas como *Canavalia rosea* (Sw.) DC, uma espécie aqui monitoradas, mostram importantes estratégias de tolerância contra estresses abióticos, como estresses osmóticos e

alcalinos, bem como mecanismos de termotolerância e detoxificação de metais (ZOU et al., 2022). Dessa forma, não apenas a presença do contaminante, mas suas concentrações ambientais e a capacidade das plantas em acumulá-los em seus tecidos devem ser consideradas, visto que os níveis considerados tóxicos para as plantas variam conforme os grupos vegetais.

3.1.3 Contaminação da vegetação

A tolerância das plantas à presença de elementos no ambiente deve-se a adaptações biológicas, fisiológicas ou químicas, resultando em redução na absorção de metais, imobilização dos íons metálicos na parede celular, quelação (formação de quelatos por proteínas ou fitoquelatinas que se ligam aos metais no citoplasma, protegendo a célula contra o efeito tóxico destes), compartimentalização dos metais nos vacúolos, acumulação nos tecidos ou remobilização para órgãos senescentes. Somados a isso, a efetividade da atividade de enzimas do sistema antioxidante influencia na tolerância da vegetação à toxicidade a elementos químicos no meio (FREITAS et al., 2009; OLIVA et al., 2009; SANTOS et al., 2009; YANG et al., 2021).

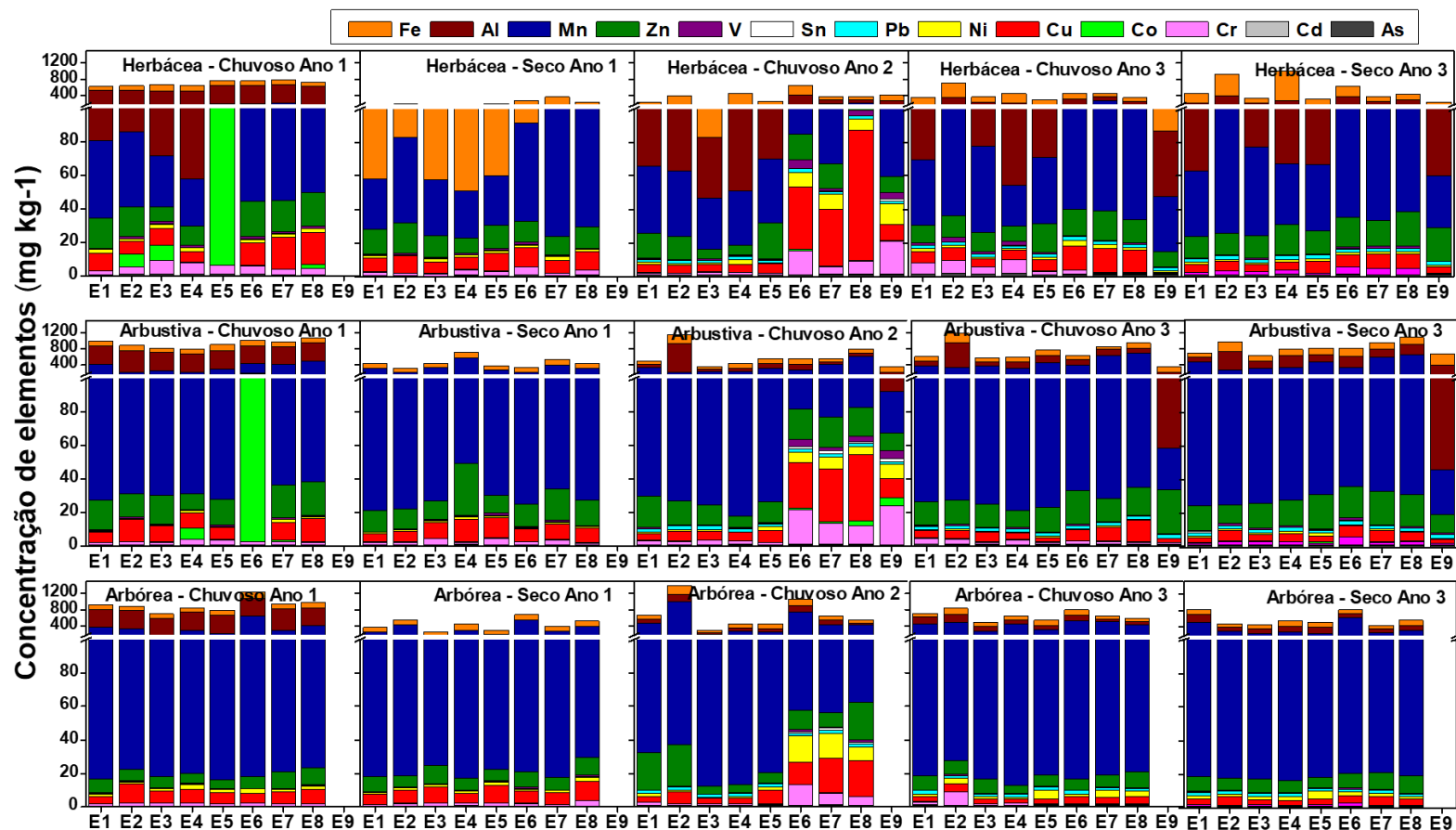
As concentrações foliares de elementos mostraram importantes variações temporais e espaciais para a análise da vegetação da restinga (Figura 104). As concentrações foliares de Co, Ni, Cr, e V apresentaram aumentos significativos de contaminação das três formações vegetais no período Chuvoso do Ano 2 quando comparados aos demais, entre as localidades de Cacimbas (E6), abrangendo todas as estações do Compartimento B, e Mar Azul (E9), no Compartimento A (*Material Suplementar A5RS2, Figura 21*).

A análise elementar de folhas e solo, em nível comparativo, pode dizer muito sobre o meio ambiente nos quais as plantas estão inseridas. Além disso, após a caracterização elementar do solo é importante relacionar os resultados aos elementos químicos distribuídos nas folhas e discutir a relação com os componentes de defesa da planta (BEZERRA et al., 2020).

Assim, a quantificação das variações do conteúdo de elementos que efetivamente chegam ao tecido vegetal constitui, em termos de avaliação biológica, um dos pontos mais importantes do monitoramento da restinga, pois é a intersecção entre a matriz ambiental abiótica e a matriz biológica. É por meio da análise específica das concentrações de elementos nas folhas das plantas das três formações, seja pela concentração ou pela análise da bioacumulação, que se torna viável a quantificação e a identificação da magnitude da presença dos elementos alterando a matriz biótica e resultando em efeitos mensuráveis.

Dentre elementos detectados no solo como acima dos valores pré-rompimento da Barragem de Fundão (EIA-Nutripetro - PSG, 2013), As e Pb também se destacam nas folhas das três formações após acréscimos durante período chuvoso do Ano 2 (2019/2020) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 22*).

Figura 104: Elementos minerais em folhas de espécies vegetais da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga. Coletas realizadas nos períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).



Assim como o Co, o Mn apresentou recorrência de contaminação do solo com níveis superiores aos pré-rompimento que culminaram em maiores níveis de Mn foliar nas estações mais próximas à foz do Rio Doce, Compartimento B, na vegetação herbácea e arbustiva (*Material Suplementar A5RS2, Figura 22*). Esses níveis foram significativamente maiores no Ano 3, especialmente na REBIO de Comboios (E7 e E8). Ao contrário, baixos níveis deste metal foram quantificados na vegetação de Mar Azul (E9), embora esta área tenha apresentado os maiores níveis de Mn no solo entre as estações, desde sua adição como estação monitorada, em Jan/2020. Tendo em vista as diferenças de padrões de proporção solo-planta, a análise da bioacumulação desses metais pode ser até mais esclarecedora.

A fim de determinar o possível grau de contaminação na vegetação da Restinga o Fator de bioacumulação (*Bioaccumulation Factor*, BAF) foi utilizado para os elementos biodisponíveis (*Figura 105*) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 23 e 24*).

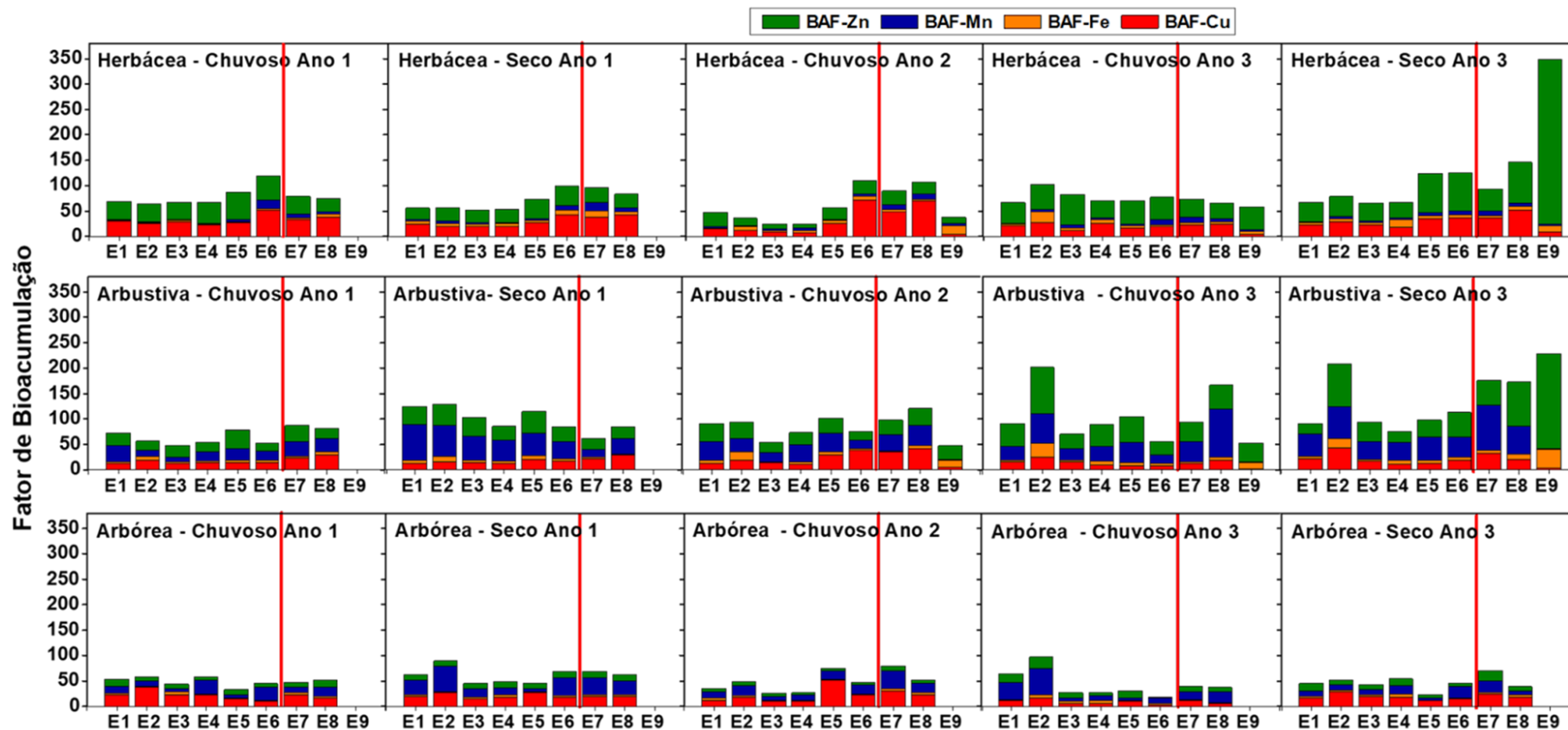
A bioacumulação ocorre quando a concentração no organismo excede a concentração do elemento no ambiente, sendo expressa quantitativamente como um fator em razão da concentração de metal na planta pela concentração de metal no solo (ZHOU e SONG, 2004). Esta relação pode ser ainda influenciada por outras características como a proporcionalidade com outros elementos, a quantidade de matéria orgânica dissolvida, pH do solo, o teor de argila, a presença de uma microbiota ativa no solo e sistema radicular, etc., que podem tornar esses elementos mais ou menos disponíveis para serem translocados até os diferentes compartimentos vegetais (KUMAR et al., 2020; BHATTACHARYA et al., 2021), além de serem dependentes da capacidade das espécies presentes em cada formação em relação à ciclagem e fracionamento dos elementos químicos (BRUNNER et al., 2008).

Para os quatro elementos minerais biodisponíveis avaliados, a análise do fator de bioacumulação mostrou que a razão entre os metais na folha e solo 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.

Em plantas herbáceas nota-se uma clara variação espacial de acúmulos de elementos, especialmente Cu, entre trechos da costa de Cacimbas e REBIO de Comboios, localidades já evidenciadas com significativas concentrações foliares de elementos minerais, nos dois primeiros anos de monitoramento da restinga. No Ano 3, o Zn se destaca nas plantas dessa formação, especialmente em Mar Azul/Aracruz, Compartimento A. Quando comparados os períodos avaliados, observa-se aumento expressivo da bioacumulação de metais no período Seco do Ano 3, com evidente contribuição nas plantas herbáceas e arbustivas, com esta última apresentando maiores acúmulos de Mn, com tendência a aumentos de BAF_Mn.

Altas de bioacumulação de Zn e Fe nas estações a norte, entre APA Conceição da Barra a Barra Nova (E1 a E4), no Compartimento C, foram encontradas na vegetação arbórea do período Chuvoso do Ano 3, com tendência a redução no período Seco do Ano 3.

Figura 105: Fator de Bioacumulação: BAF_Fe, BAF_Cu, BAF_Mn e BAF_Zn em espécies da formação herbácea, arbustiva e arbórea da Restinga. Coletas realizadas nos períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). A linha vermelha nos gráficos delimita a localidade foz do Rio Doce.



Deve-se atentar para o fato destes resultados de contaminação da vegetação apresentarem correlações significativas não só com os teores de metais na folha e no solo, mas também com a presença de matéria orgânica (*Material Suplementar A5RS2, Figuras 25 a 27*), que se correlacionaram negativamente a bioacumulação de Zn, respectivamente.

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).

Segundo Agunbiade et al. (2009), uma das características que define uma planta como fitorremediadora é a sua capacidade em acumular níveis elevados do contaminante. Assim, 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. Prosseguir com essas análises a fim de indicar as espécies bioacumuladoras será o próximo desafio para sugerir seu potencial fitorremediador.

O Alerta de Perigo, inicialmente apresentado no Relatório Semestral de Evolução (RRDM, 2020a), 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 *Material Suplementar A5RS1*).

Os resultados indicam maiores Alertas de Perigo para contaminação da vegetação durante o Ano 1 de monitoramento, com alertas persistentes em áreas próximas à desembocadura do Rio Doce (Figura 106), nas localidades entre Cacimbas (E6) e REBIO de Comboios (E8), no Compartimento B, que tenderam a permanecer ao longo do monitoramento, especialmente nas vegetações herbáceas e arbustivas da Unidade de Conservação.

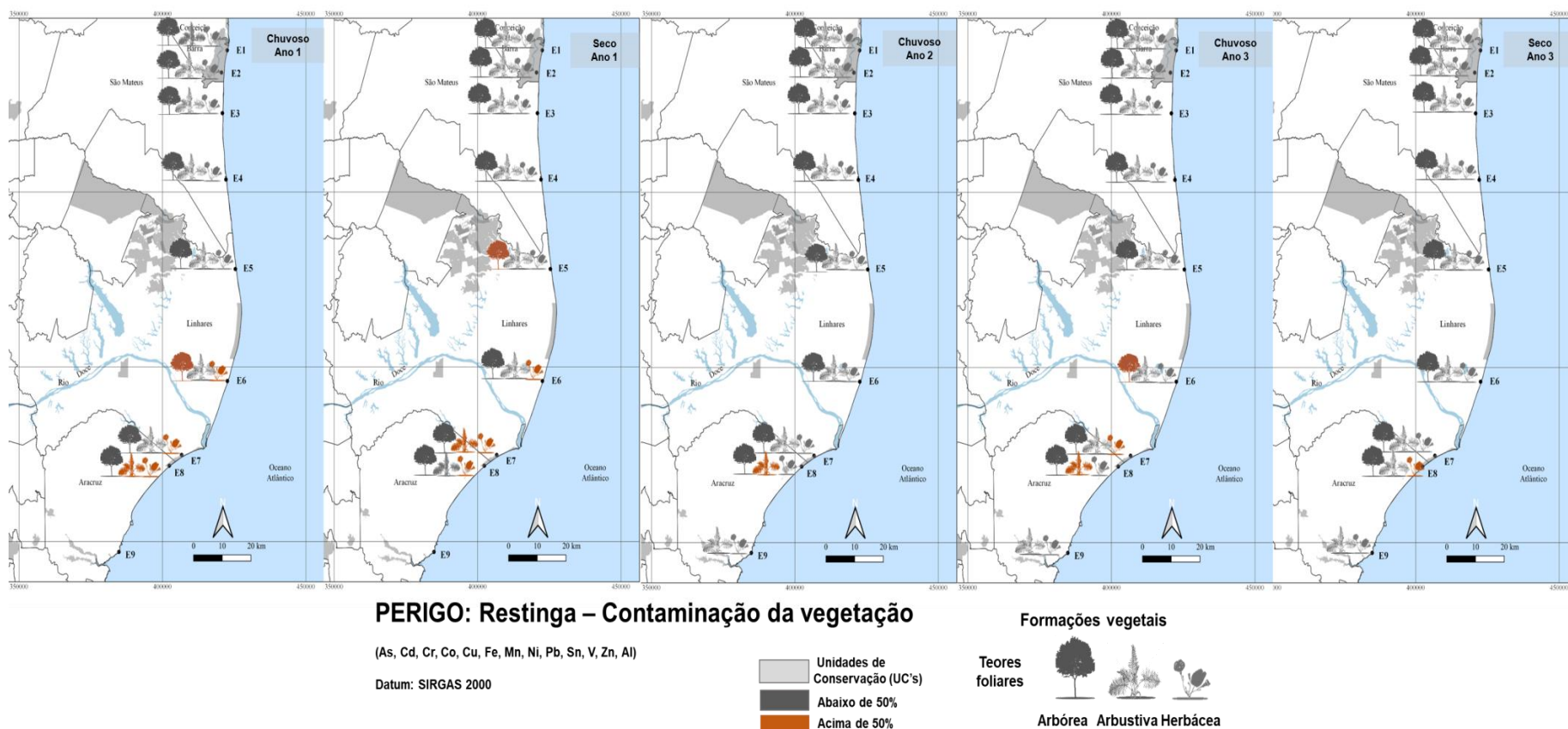
De modo geral, a análise de concentrações de elementos, tanto sedimentares quanto dos tecidos foliares, confirmou uma separação espacial entre as formações vegetacionais, dados seu hábito, fisiologia, pressão exercida pelas ondas e exposição ao “spray”. Dessa forma, uma clara dissociação das formações herbácea e arbustiva pode ser notada quando equiparadas à formação arbórea.

Essa variação na absorção dos metais entre as comunidades vegetais 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).

Dessa forma, estudos aprofundados, podem auxiliar a elucidar se estas são plantas tolerantes ao excesso de metais. Estudos visando à seleção de espécies nativas com capacidade de fitorremediação como estratégia na descontaminação de áreas impactadas por resíduos de mineração são essenciais

na mitigação dos desastres ambientais, principalmente quando se considera os perigos de uso de espécies exóticas nos biomas brasileiros.

Figura 106: Alerta de perigo para contaminação da vegetação: elementos minerais nas folhas de plantas das formações herbácea, arbustiva e arbórea nas estações amostrais da Restinga em diferentes períodos de monitoramento do PMBA/FEST-RRDM: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). Vermelho = acima de 50% dos elementos minerais analisados categorizados em Situação de Risco ALTA em cada estação amostral, Cinza = abaixo de 50% dos elementos minerais analisados categorizados em Situação de Risco ALTA em cada estação amostral.



3.1.4 Indicadores biológicos da restinga

O ecossistema restinga constitui-se como uma extensa porção da planície costeira brasileira, resultando em um conjunto geomorfológico formado pela deposição de sedimentos arenosos de origem marinha e flúvio-marinha (THOMAZI et al., 2013) e com as formações vegetais distribuindo-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 (CONAMA, 2009). A vegetação desempenha papel fundamental na dinâmica sucessional, sendo responsável pela fixação das dunas arenosas costeiras (PEREIRA, 1990), o que contribui para a estabilização do solo nessas áreas, reestruturação rápida da paisagem após a remodelação natural e para o desenvolvimento de espécies vegetais mais exigentes (HESP, 2002). 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.

Um dos maiores desafios de uma pesquisa de cunho ecológico dessa magnitude está na interpretação de um conjunto de dados que contempla inúmeras variáveis, altamente dependentes das oscilações do ambiente e é suscetível a múltiplas fontes de variação. Soma-se ainda o fator individual das restingas, um ecossistema formado por um mosaico de comunidades vegetais fisionomicamente distintas, e adaptadas às condições ambientais extremas (solo com deficiências minerais, salinidade, alta luminosidade e altas temperaturas) (MAGNAGO, et al., 2010; MELO JÚNIOR e BOEGER, 2015).

De acordo com Crawford (2008), Scarano et al. (2001) e Scarano (2002), enchentes, secas, alta salinidade, alta temperatura, vento constante e falta de nutrientes têm profunda influência nas comunidades vegetais da Restinga. No entanto esta vegetação está também sujeita a eventos adversos, geralmente resultantes da ação antrópica e que podem levar, dentre outros, a um aporte adicional de elementos minerais, cujo excesso afeta sensivelmente os processos biológicos como um todo (KUKI et al., 2009). Os elementos minerais essenciais e outros elementos traço interferem nos processos fisiológicos do vegetal. Muitos estudos já indicaram que o estresse ambiental decorrente da contaminação por elementos minerais aumenta o acúmulo de metabólitos secundários (ELZAAWELY et al., 2007; SINHA et al., 2010) e, potencialmente, a alta absorção e translocação solo-planta. (EBRAHIM et al. 2012; GLAVAC et al. 2017). 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 diretamente ou indiretamente por vários fatores tais como temperatura, pH do solo, aeração do solo, concorrência entre as espécies, entre outros (SOUZA et al., 2018). Assim, análise conjunta dos multifatores envolvidos na resposta da vegetação podem trazer importantes indicativos de mecanismos

de fitorremediação ou mesmo de espécies potencialmente bioindicadoras da qualidade ambiental, incluindo aquelas presentes nas restingas (BEZERRA et al., 2020; DE ALMEIDA BEZERRA et al., 2021).

Somados aos indicadores de contaminação ambiental e da vegetação da restinga, a análise estatística da relação de parâmetros bióticos e elementos minerais permitiu a seleção de indicadores biológicos responsivos às variações dos teores desses elementos (*Material Suplementar A5RS2, Figura 25 a 27*), a fim detectar os possíveis impactos de seu aporte na região costeira capixaba pós rompimento da Barragem de Fundão nos processos biológicos da vegetação (Quadro 1).

Quadro 1: Indicadores bióticos definidos para o Ano 1 (out/2018 a set/2019), Ano 2 (out/2019 a set/2020) e Ano 3 (out/2020 a set/2021).

Indicador	Ano 1	Ano 2	Ano 3
Fotossíntese	Índice de desempenho total (PI_{total})	PI_{total}	PI_{total}
	Fotossíntese líquida (A)	A	A
Metabólitos primários	Sacarose (Sac)	Malato (Mal)	Ascorbato (Asc)
Morfoestrutural	Liginina:Hemicelulose (Lig:Hemi)	-	-
Sistema antioxidante e dano oxidativo	Dismutase do superóxido (SOD)	SOD	SOD
	-	Carotenoides (Car)	
	-	Malondialdeído (MDA)	MDA
Fenologia	-	Floração (Flor)	Flor
	-	-	Frutificação (Frut)
Capacidade de recuperação	Pólen	-	-
	Germinação (Germ)	-	-
	Unidades formadoras de colônias (UFC)	-	-

As variações dos indicadores biológicos são apresentadas na forma de mapas temáticos, nos quais assume-se a análise individual para cada indicador distribuído em categorias que sugerem uma situação de risco para a vegetação. A Situação de Risco é representada pelos mapas da 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*). Essa análise exprime de maneira qualitativa o perfil dos indicadores, baseados na amplitude total de resposta biológica da vegetação da restinga durante o monitoramento, e se sustenta pelos respectivos resultados estatísticos apresentados no Material suplementar (*Material Suplementar A5RS2, Figuras 25 a 27*).

Entre os indicadores identificados para este monitoramento estão aqueles relacionados ao Índice de desempenho total e à fotossíntese líquida por apresentarem recorrência nas análises estatísticas,

demonstrando elevada associação com as variações dos elementos e integrando então a categoria de indicadores fotossintéticos. A definição desses parâmetros como indicadores da restinga derivam não apenas dos resultados de sua relação com os elementos químicos no ambiente e vegetação da restinga, mas por serem reconhecidos como indicadores dos efeitos deletérios de metais em plantas, como já pôde ser observado pela sensibilidade da fotossíntese à presença de metais no ambiente (KANCHEVA et al., 2008; FASEELA et al., 2019, LI et al., 2020), pela resposta do microbioma associado à raízes (TIWARI et al., 2018), ou ainda na capacidade antioxidante de espécies costeiras (PAZINATO et al., 2021). Somam-se a isso, sua resposta a outros estressores como a intensa deposição de material particulado sobre a superfície foliar (LU et al., 2019), como resultado da ação do aerossol marinho na vegetação da restinga.

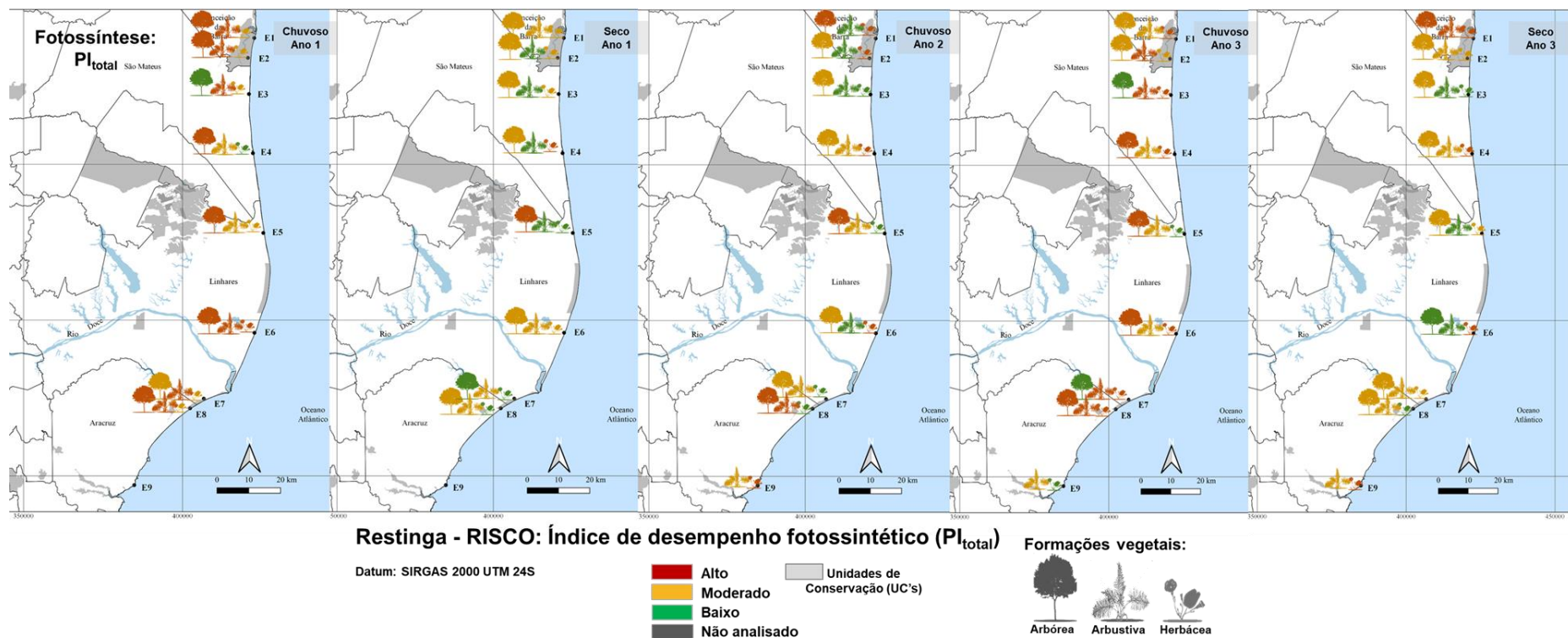
O primeiro destes indicadores, o Índice de desempenho fotossintético (PI_{total}) da cadeia de transporte de elétrons (Figura 107), representa a capacidade da planta em absorver e processar a energia luminosa (STIRBET e GOVINDJEE, 2011; TSIMILLI-MICHAEL, 2019), representando a convergência de outros três parâmetros relacionados com 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 (STRASSER e STRASSER, 1975; STRASSER et al., 2004; TSIMILLI-MICHAEL e STRASSER, 2008), ou seja, expressa a importante trajetória dentro da cadeia de reações de captura e conversão da energia luminosa. A Situação de Risco para este indicador mostra padrões sazonais para períodos chuvosos e secos.

Reduções no desempenho fotossintético das espécies da restinga resultaram em Situações de Risco Alto (em vermelho) nos três períodos chuvosos ao longo de toda a extensão de costa monitorada (*Material Suplementar A5RS2, Figura 28*). O período chuvoso do Ano 1 se caracteriza como de maior risco à vegetação nas formações arbustiva e arbórea. Embora com menores situações de risco que o primeiro ano, um aumento de estações em alto risco é notado no período chuvoso do Ano 3, em relação ao ano anterior, que nas espécies florestais se distribuíram na costa desde Barra Nova (E4) até a REBIO de Comboios (E8).

Nos períodos secos, padrões semelhantes de risco à vegetação podem ser observados, com tendência a riscos moderados a baixos nas duas formações (arbustiva e arbórea). Com o progresso do monitoramento, constata-se no período Seco do Ano 1, situações de risco baixo na vegetação arbustiva no Compartimento C, isto é, entre as localidades de Conceição da Barra e Pontal do Ipiranga (E2 a E5). Entretanto, no período seco do Ano 3 houve um discreto aumento para o risco moderado nessa área.

Na análise temporal do risco para o PI_{total} , importante ressalva deve ser feita para a recém adicionada estação de monitoramento em Mar Azul (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 biológicos.

Figura 107: Índice de desempenho total da cadeia de transporte fotossintético 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).



Alguns pontos podem ser destacados entre as formações vegetais: i. recorrência de alto risco para a formação arbórea que, mesmo após três anos de monitoramento, ainda apresenta valores do indicador que denotam condições de estresse para essa vegetação. ii. a recorrência de altos riscos na vegetação herbácea na localidade de Cacimbas (E6) ao longo do monitoramento.

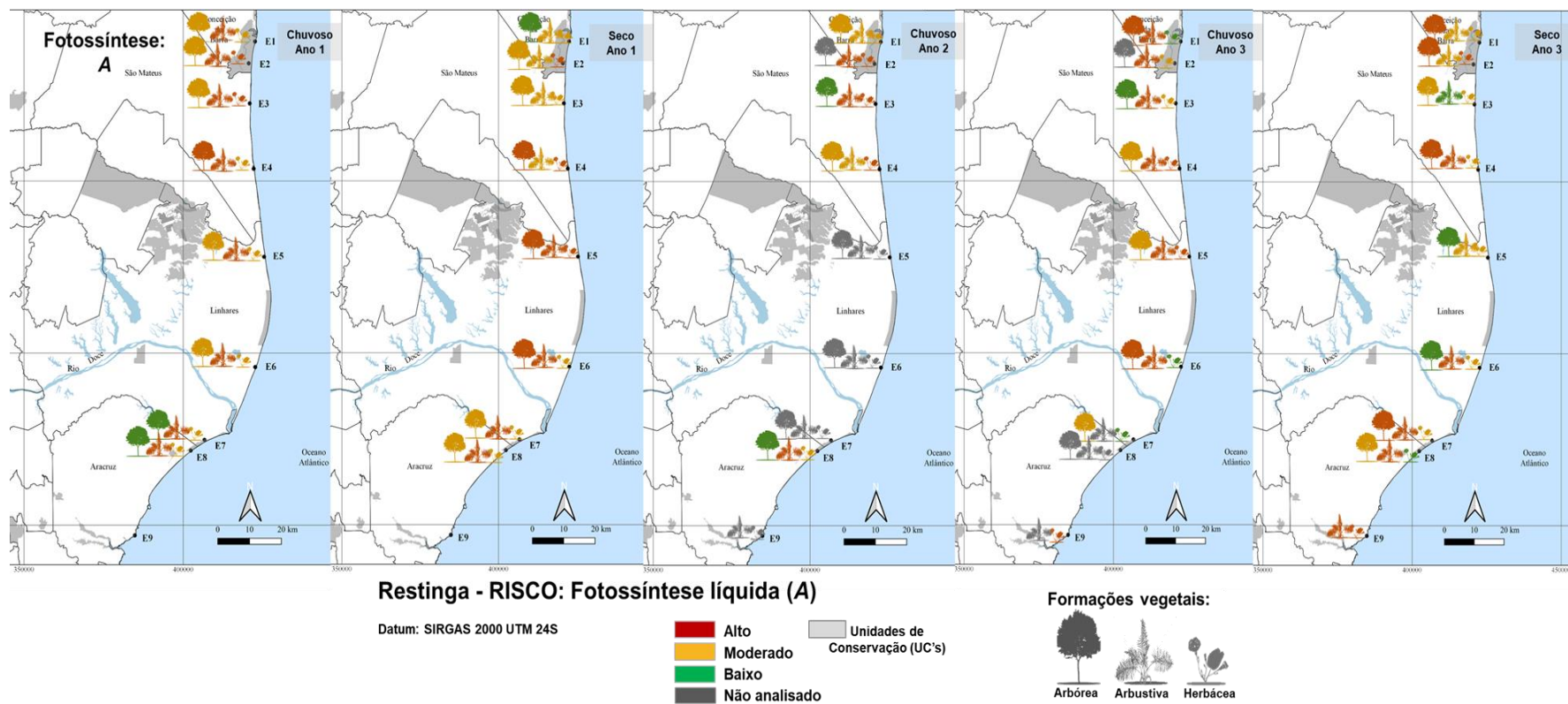
Nas arbustivas e arbóreas, os níveis de bioacumulação de Cd, apresentam um importante papel no risco à vegetação como pode ser observado pelas correlações negativas do indicador com este metal. Nas herbáceas, bioacúmulos de As e Pb também contribuíram para as reduções do PI_{total} , os quais podem estar relacionados a processos de fotoinibição, suportado pelas reduções da eficiência quântica máxima do Fotossistema II (F_v/F_m), especialmente no período chuvoso do Ano 3, parâmetro que também apresentou correlações negativas com acúmulos foliares de Pb ($r = -0,71$, $p < 0,001$) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 28*). De acordo com Bolh  r-Nordenkamp et al. (1989), valores abaixo de 0,75 para a razão F_v/F_m são um indicativo de mal funcionamento do fotossistema e podem representar um processo de inibi  o que pode potencialmente levar a um dano no aparato fotossintético das plantas.

A análise deste indicador e sua comprovada rela  o com os teores de elementos minerais presentes no ecossistema    interessante por ser obtido de forma não destrutiva. Análises da fluorescência transiente da clorofila a permitem a obten  o rápida de informa  es qualitativas e quantitativas sobre a organiza  o e funcionamento do aparato fotossintético, os níveis de estresse e a dimensão dos danos gerados (AHMED et al., 2012; SHU et al., 2013; PERBONI et al., 2019).

As medi  es de parâmetros fotossintéticos ou bioquímicos utilizados neste monitoramento são promissoras no sentido de detectar os efeitos causados pela deposi  o e acúmulo de contaminantes nos tecidos vegetais como já foram reportados em outros trabalhos realizados com espécies da restinga. Dentre elas, a espécie *Eugenia uniflora*, representante da vegeta  o arbustiva da costa do Espírito Santo, foi apontada como uma espécie indicadora da contamina  o ambiental por ter apresentado respostas tanto em nível de metabolismo fotossintético quanto antioxidativo, frente ao acúmulo de material particulado no solo e na superfície foliar (NEVES et al., 2009; DE ALMEIDA BEZERRA et al., 2021).

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 assimila  o de carbono e sua sele  o como o segundo indicador, atesta a veracidade do processo fotossintético ser uma das principais vias a ser impactada por estresses ambientais. A Figura 108 mostra o risco, relativo a este indicador, da atividade fotossintética nas diferentes forma  es vegetais ao longo das esta  es amostrais do PMBA/Fest-RRDM.

Figura 108: 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).



Temporalmente, situações de Risco Alto (vermelho) persistem desde o período Chuvoso do Ano 1 (2018/2019) até atual, o Seco do Ano 3 (2021), com uma distribuição bem heterogênea ao longo de toda a costa. Embora tenha sido observada discreta melhora no último período seco, como para as espécies da formação arbórea localizada em Pontal do Ipiranga (E5) e Cacimbas (E6), os resultados apontam para uma estabilização do risco em alto, indicando que as plantas podem estar sob condições desfavoráveis do ponto de vista fotossintético. Destacam-se os resultados apresentados para a formação herbácea, na qual houve uma variação de cerca de 60% entre os valores de A para a espécie herbácea ao longo da costa (*Material Suplementar A5RS2, Figura 29*).

Os períodos chuvosos apresentaram semelhantes padrões de risco, embora em algumas estações amostrais as análises não tenham sido possíveis por questões metodológicas e devido às limitações logísticas decorrentes da pandemia por COVID-19. Vale destacar, que a maioria das estações não apresentou melhoria relevante entre os três períodos analisados. Comparações entre o Ano 1 e 3 mostram a vegetação arbustiva mantendo altos riscos a vegetação em toda a costa (em que a análise foi possível ser realizada). Embora algumas estações tenham apresentado redução de Situação de risco para o indicador fotossíntese líquida no período seco Ano 3, espécies arbustivas mostraram pouca recuperação, com recorrência de altos risco entre Cacimbas (E6) e a REBIO de Comboios (E8), área localizada no Compartimento B.

Os altos riscos à vegetação indicados pelos parâmetros de Fotossíntese PI_{total} e A mostram os possíveis impactos dos elementos químicos na eficiência do uso da luz e no ganho de carbono das comunidades monitoradas da restinga. Conjuntamente, estes parâmetros fotossintéticos responderam de maneira síncrona às alterações na costa, sendo significativamente influenciados pelas variações de Mn acumulado nas folhas das espécies da restinga.

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; KUMAR e PRASAD, 2015; MATHUR et al., 2016; HIDALGO et al., 2020).

Os parâmetros fotossintéticos das formações arbustiva e arbórea da restinga mostraram relações com as concentrações acúmulos foliares de Cd. Este metal em altas concentrações pode inibir a fotossíntese ao influenciar a estrutura do cloroplasto da folha, a absorção de energia luminosa, o transporte fotossintético de elétrons, a condutância estomática e atividade de enzimas do Ciclo de Calvin (KÜPPER et al., 2007; TANG et al., 2013; AZHAR et al., 2019; ZHANG et al., 2020; GIEROŃ et al., 2021). Em *Arabidopsis arenosa* e *Arabidopsis halleri*, espécies que habitam predominantes áreas pobres em nutrientes (por exemplo, estradas arenosas) e em locais contaminados com metais pesados (BANÁSOVÁ et al., 2012), foram observadas reduções significativas no conteúdo de clorofila, atividade fotoquímica do fotossistema II (FSII), bem como alterações na distribuição de energia no centro de

reação do FSII em resposta a elevadas concentrações de Cd (SZOPINSKI et al., 2019; GIEROŃ et al., 2021). Somados a isso, Tang et al. (2016), relataram a influência do estresse de Cd na expressão de genes-chave do FSII, fotossistema I e ATPase em folhas de *Sedum alfredii*.

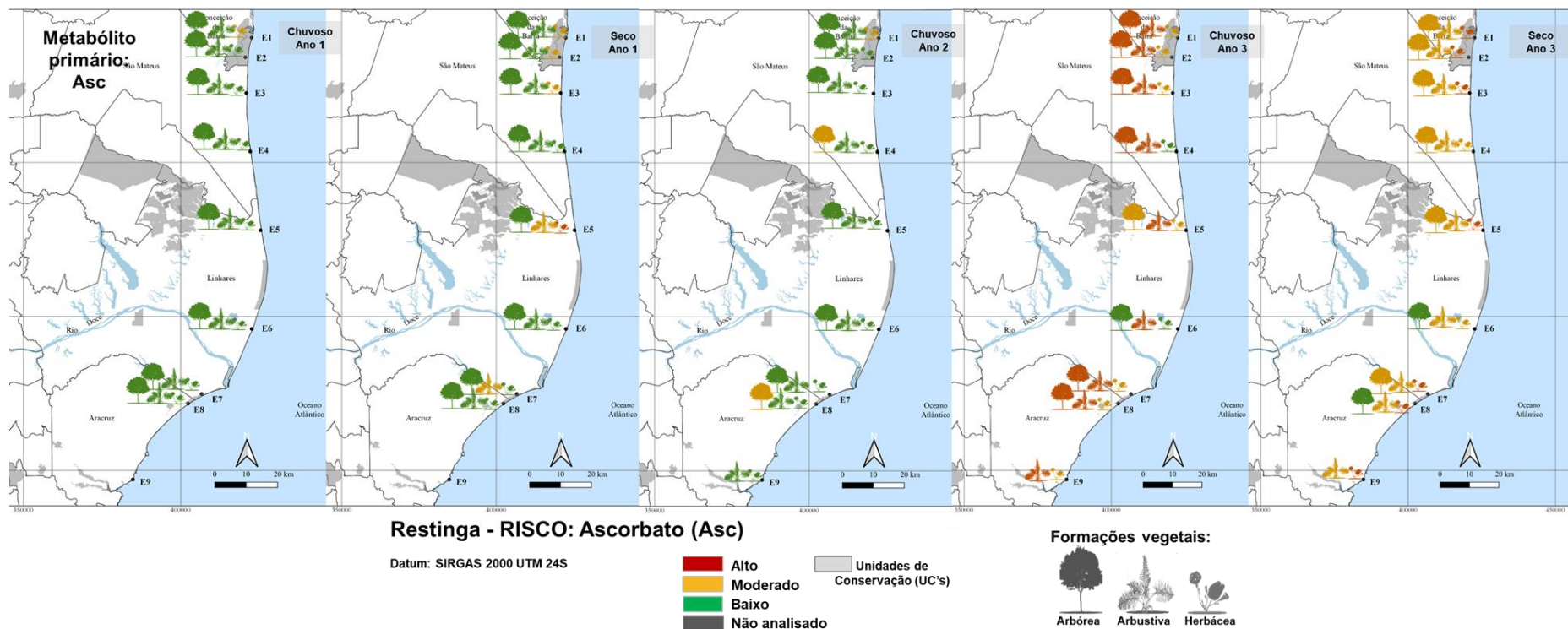
Em espécies de restinga, como a arbórea *Byrsonima sericea* DC. (Malpighiaceae), *Cordia verbenacea* DC. (Boraginaceae) e *Psidium guineense* SW. (Myrtaceae) também localizadas na costa capixaba, a deposição de material particulado na superfície ou mesmo translocado via sistema radicular para as folhas promove alterações estruturais (SILVA et al., 2006), ou ainda no comprometimento radicular promovido por alterações anatômicas deste órgão, como visto nas espécies herbáceas *Ipomoea pes-caprae* L. (Convolvulaceae) e *Canavalia rosea* DC. (Fabaceae) (SILVA, 2009), contempladas também no PMBA/Fest-RRDM. Essas alterações afetam consequentemente as taxas de transpiração, o balanço térmico e fotossintético, por obstrução dos estômatos (CAPE, 1994; GRANTZ et al., 2003), redução da interceptação luminosa, desbalanço na síntese de pigmentos, entre outros (CAPE, 1994).

Como foi observado por Neves (2009), trabalhando com *Eugenia uniflora* L. em experimentos controlados, ocorrem alterações expressivas em nível fotossintético, incluindo a fotossíntese líquida e atividade de enzimas do sistema antioxidante nas plantas submetidas a tratamentos com Fe, relacionadas principalmente às injúrias nas membranas celulares. Para *Ipomoea pes-caprae*, espécie herbácea, Carli (2008) detectou a influência do ferro sobre as respostas biológicas e bioquímicas das plantas e verificou o parâmetro A como extremamente sensível à dose fitotóxica do metal, reduzindo em até 50% os valores do parâmetro.

As plantas exibem um complexo sistema antioxidante, responsável por controlar os níveis das Espécies Reativas de Oxigênio (EROs), evitando, assim, possíveis danos oxidativos. Quando há limitação na disponibilidade de antioxidantes, podem ocorrer lesões oxidativas de caráter cumulativo (MICHALAK, 2006). Metabólitos como ascorbato, dehidroascorbato, prolina, assim como carotenoides, possuem atividade antioxidante e atuam no sentido de proteger o aparato fotossintético contra danos oxidativos desencadeados seja por excesso de luz, estresse salino ou exposição a metais pesados (*Material Suplementar A5RS2, Figura 30*).

A Figura 109 apresenta a situação de risco para os níveis de Ascorbato (ASC), o terceiro indicador biológico e importante componente do metabolismo primário. Para este indicador aumentos significativos de ascorbato ao longo do monitoramento ocasionaram aumento da Situação de Risco no Ano 3 para as três formações da restinga, variando de três a quatro vezes seu conteúdo em relação aos demais períodos. Neste ano, no período Chuvoso (2020/2021), os aumentos de ascorbato ocasionaram em Riscos altos para as formações arbustiva e arbórea em toda a extensão de costa monitorada, à exceção de Cacimbas (E6) para as espécies arbóreas. Nesta localidade, os riscos foram baixos e semelhantes aos encontrados nos períodos de coleta anteriores. Com a progressão do monitoramento, no período Seco do Ano 3, o que se observa são situações distintas, nas quais há uma melhora do risco para arbustivas e arbóreas (de risco alto para moderado), enquanto para herbáceas, este foi o período que culminou nos mais altos riscos observados em todo o monitoramento.

Figura 109: Concentrações de Ascorbato, Metabolismo primário, 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).



Quando há limitação na disponibilidade de antioxidantes, podem ocorrer lesões oxidativas de caráter cumulativo (MICHALAK, 2006). Em geral, o ascorbato tem um papel de proteção da célula vegetal e representa um forte elo entre as principais vias do metabolismo energético; este metabólito acumula-se nos tecidos fotossintéticos protegendo o cloroplasto contra danos oxidativos e regulando o processo fotossintético (NUNES-NESI, 2005).

Não apenas os conteúdos de ascorbato e dehidroascorbato (DHA) são importantes, mas a razão entre estes metabólitos, uma vez que a interconversão entre estes é necessária no controle dos níveis de EROs. Lana-Costa et al. (2021) observaram baixas razões ASC/DHA em plantas herbáceas de restinga *Ipomoea imperati* e *Canavalia rosea*, indicando o papel do ASC na redução de estresses oxidativos em resposta a metais. Além disso, os aumentos desse metabólito no presente monitoramento podem estar relacionados a estratégias de atenuação de possíveis impactos adversos do aumento da bioacumulação de Zn nas plantas dessa formação, visto que correlações positivas foram observadas entre teores de ascorbato e BAF_Zn ($r = 0,52$; $p < 0,01$). Embora as espécies herbáceas de restinga aqui monitoradas cresçam sobre a areia submetida à alta irradiância e necessitem de um sistema de proteção efetivo do seu aparato fotossintético, estas parecem lançar mão também de outros mecanismos que não apenas o ascorbato, como observado em resposta aos aumentos no bioacúmulo de Zn em plantas dessa formação concomitantes a aumentos de outros metabólitos antioxidantes como dehidroascorbato ($r = 0,55$; $p < 0,001$) e prolina ($r = 0,58$; $p < 0,001$) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 30*).

Tais resultados apontam para o efeito potencialmente contaminante provocado pelo rejeito de mineração que chegou à costa e alcançou as restingas. É sabido que o aumento na concentração de metabólitos do sistema antioxidante atua como neutralizador do efeito prejudicial de elementos minerais em excesso, que prejudicam diversos processos metabólicos. Dessa forma, as diferenças e particularidades entre as formações, como para as plantas herbáceas monitoradas, são potencializadas quando associados também a solos pobres em matéria orgânica, baixa retenção de água, alta irradiância e elevada suscetibilidade a eventos adversos nas praias, como ocorre no ambiente de restinga (RODRIGUES et al., 2016; SOUZA, 2016).

Na análise do quarto indicador, a atividade da enzima Dismutase do superóxido (SOD, EC 1.15.1.1), os resultados apresentados na Figura 110 sintetizam a situação de risco para a vegetação da restinga nos cinco períodos de monitoramento.

Como enzima componente do sistema antioxidante das plantas, a SOD é a primeira enzima a participar na transformação do radical superóxido. Ela atua no sistema de defesa de quase todas as células vivas expostas ao oxigênio (HAYYAN et al., 2016), justamente por sua abrangência. 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). Como metaloproteína, em vegetais, está inserida em diversas organelas e compartimentos celulares: manganês SOD (MnSOD), ferroSOD (FeSOD) e cobre/zincoSOD (Cu/ZnSOD) (MILLER, 2012).

Na Figura 110 são apresentados resultados da distribuição do risco desse indicador e os resultados quantitativos discriminados no material suplementar (*Material Suplementar A5RS2, Figura 31*). Os resultados apontam para Situações de risco moderado ao longo do monitoramento, com padrão de distribuição variado de riscos altos, principalmente na análise temporal, com ausência de indicativos de melhora ou estabilização das condições para o indicador. O período chuvoso do Ano 2 foi o mais favorável, segundo apontam os resultados do risco para a SOD, visto o número de sinais de risco baixo ao longo da costa.

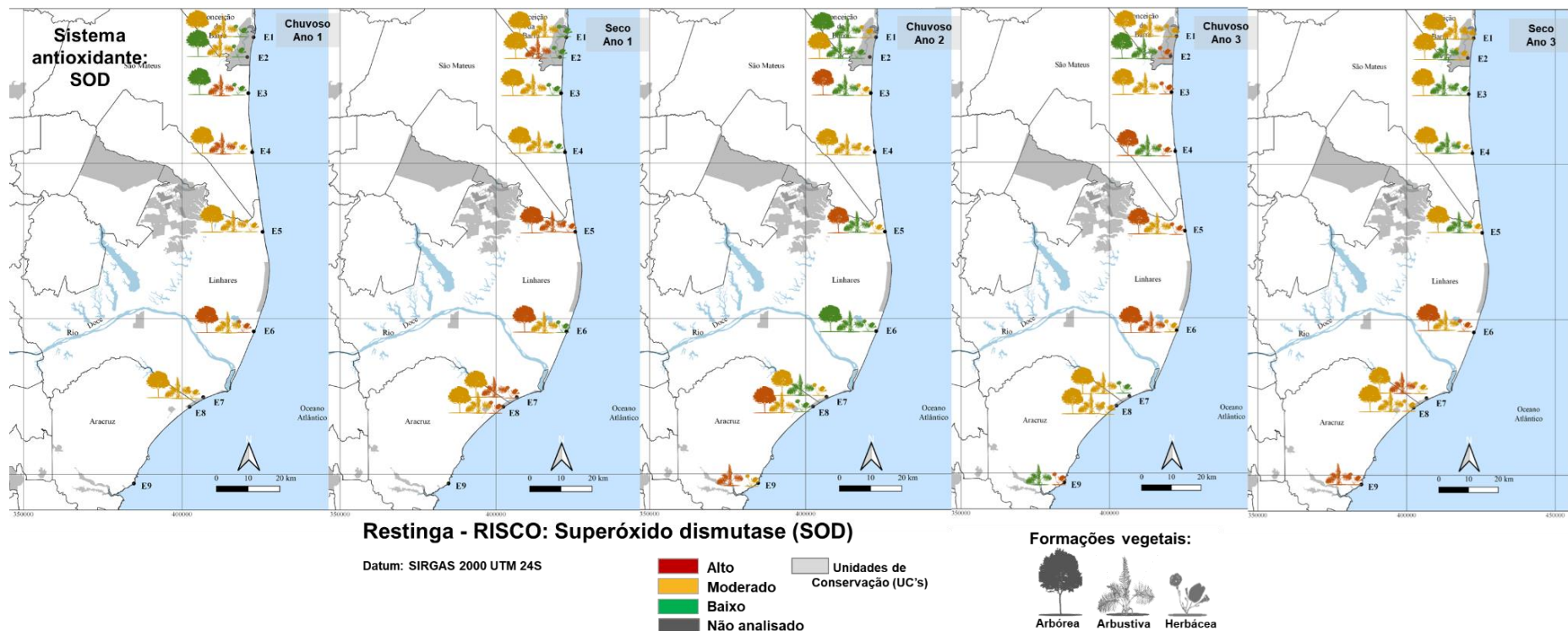
Aumentos da atividade da enzima culminaram em aumentos da situação de risco quando avaliada a evolução dos períodos chuvosos durante o monitoramento. Embora na evolução do período chuvoso do Ano 1 para o Ano 2 tenha sido observada uma discreta melhora, majoritariamente na formação arbustiva nas estações a norte da foz, a retomada do risco alto foi observada para o Ano 3. Neste período, não somente as arbustivas apresentaram aumento do risco (moderado/alto), tanto na APA Conceição da Barra (E1) quanto em Pontal do Ipiranga (E5), mas também outras formações atingiram situação de risco alta, como o que pode ser observado para as arbóreas, entre Barra Nova (E4) e Cacimbas (E6), ou ainda entre as herbáceas onde a extensão da costa afetada é maior, distribuindo-se desde a APA Conceição da Barra (E2) até Pontal do Ipiranga (E5).

Para o período seco observa-se o deslocamento das situações de alto risco para as estações mais próximas à foz (Compartimento B) e ao sul da desembocadura (Compartimento A). Este resultado é marcado pela melhora na vegetação arbustiva desde a APA Conceição da Barra (E2) até Pontal do Ipiranga (E5) e pelo oposto na região entre Cacimbas (E6) e Mar Azul (E9), na qual as situações de risco para todas as formações e estações apresentaram-se em risco moderado ou alto.

Dentre as formações vegetais, um resultado de bastante relevância é apontado para a arbórea de Cacimbas (E6), na qual se observa uma recorrência do risco alto do indicador, perfazendo essa condição em quatro dos cinco períodos avaliados.

Estes padrões de distribuição de risco ao longo da costa já vinham sendo apontados em relatórios anteriores, que também são corroborados pelas análises abióticas. Essa tendência de associação com indicadores abióticos é refletida pelas correlações significativas da atividade da enzima com os níveis de Mn foliar, e especificamente com As foliar e BAF_Zn nas herbáceas, Zn foliar nas arbustivas e Fe foliar nas arbóreas. Esses resultados demonstram a relação mais direta de o indicador com os elementos foliares, mas também são suportados pelos elementos quantificados no solo, já que sua abundância e outros fatores, como a granulometria, podem influenciar sua interação e translocação para a parte aérea do vegetal, confirmado pelas correlações significativas da SOD com os teores de argila, matéria orgânica, Mn, V, Co, Cr, Ni, Pb e Zn do solo.

Figura 110: 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).



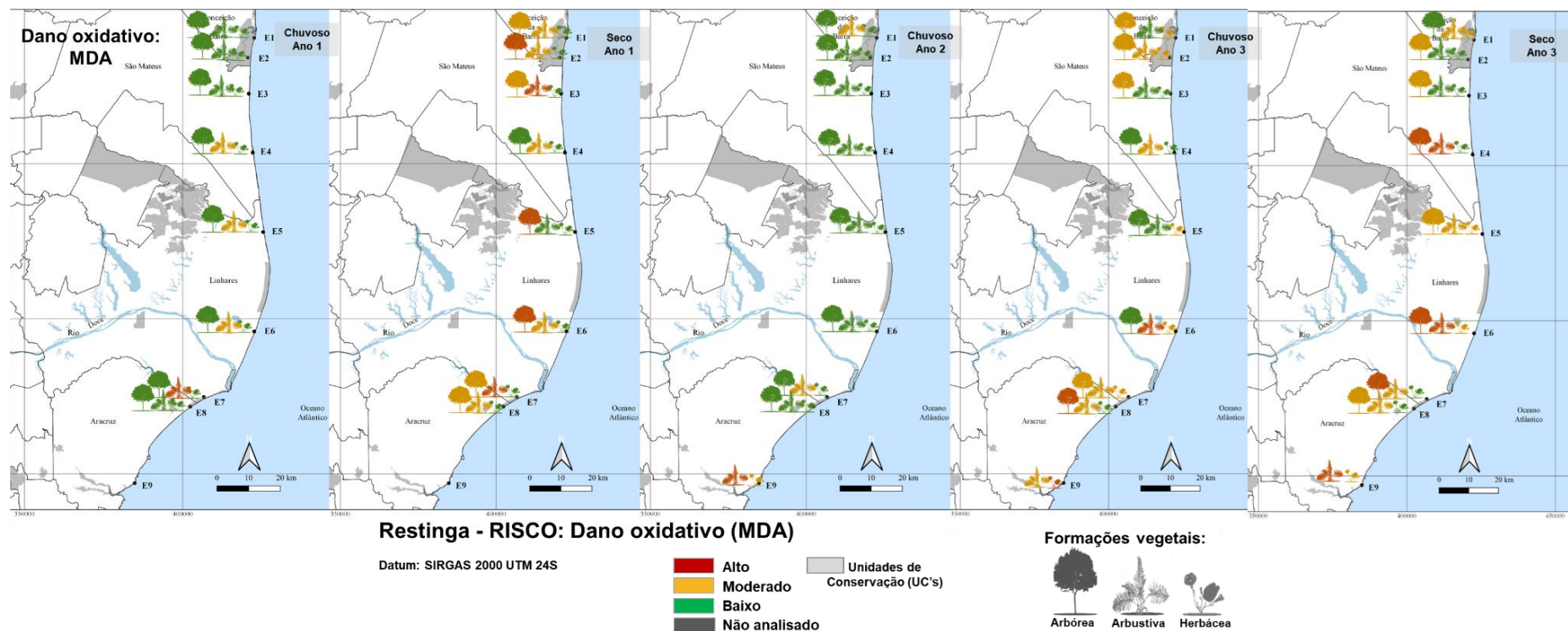
Em estudo realizado com quatro espécies de restinga, dentre elas as arbóreas *Manilkara salzmannii* (A. DC.) H. J. Lam. (Sapotaceae) e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand, também contempladas neste monitoramento, Alves (2015) ao avaliar o estresse por desidratação, mostrou que o aumento na atividade da SOD apontou para tendência de maior estabilidade no sistema redox. O maior investimento das plantas na SOD auxilia na proteção das paredes celulares (OLIVEIRA et al., 2014), evitando assim a peroxidação lipídica, o que pode estar se relacionando com os resultados apresentados para o risco elevado deste indicador. O estudo aponta ainda que a espécie *M. salzmannii*, mostra flexibilidade de estratégias utilizadas para se aclimatar às condições de estresse do ambiente na qual estão inseridas, enquanto para *P. heptaphyllum* os ajustes metabólicos detectados não foram suficientes para reduzir os danos nas membranas. Cita ainda que essas informações podem ser úteis para definição de estratégias de conservação dos biomas e recuperação de áreas degradadas, especialmente em regiões tropicais (OLIVEIRA et al., 2014).

A extensão do dano oxidativo da vegetação da Restinga foi avaliado pelo conteúdo de malondialdeído (MDA), que aumenta significativamente com a diminuição da capacidade antioxidante. Mudanças em tal marcador indicam as 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), sendo relevante para a avaliação do comportamento, sobrevivência, reprodução e crescimento vegetal. Essa 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). Dessa forma, a sugestão desse parâmetro como indicador (Figura 111), após as análises estatísticas apontarem correlações do mesmo com teores de metais detectados, 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 32*). Para os resultados da situação de risco do indicador MDA, mostram clara distinção entre períodos chuvosos e secos (Figura 111). Ao se avaliarem os períodos chuvosos o que se observa é uma tendência a piora nas condições sinalizadas por este indicador, quando comparados os alertas de risco para a vegetação avaliada no período chuvoso do Ano 3 (2021), em relação ao primeiro período chuvoso do Ano 1 (2018/2019). A piora se dá principalmente nas estações mais ao norte entre a APA Conceição da Barra (E1) e Aldeia do coco (E2) e ao sul, nas proximidades da desembocadura do Rio Doce, como pode ser visto entre Cacimbas (E6) e Mar Azul (E9), regiões nas quais o risco se encontra alto nas formações herbácea, arbustiva e arbórea em algumas das estações.

Embora tenha havido uma melhora do risco à vegetação no período chuvoso do Ano 2 (2020), este não se manteve. Esse perfil é resultante não somente das condições percebidas durante o período, mas também pode ser resultante de eventuais condições adversas que possam ter ocorrido no período seco intermediário que, no caso, não pôde ser avaliado em virtude das restrições impostas pela pandemia da COVID-19.

Figura 111: 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021)..



O padrão de resultados do MDA para os períodos chuvosos pode apontar que este indicador seja favorecido pelas condições climáticas característica dos meses em questão, em virtude de um menor impacto que a presença potencial de metais no ambiente.

Nos períodos secos observa-se já no primeiro período avaliado, no Ano 1 (2019), muitas estações apontando risco moderado e alto para a vegetação de acordo com o indicador MDA, visto mais acentuadamente na formação arbórea. Esse perfil se assemelhou no período seco do Ano 3 (2021), que tendem a se concentrar na região da foz a norte e a sul, como pode ser visto em Cacimbas (E6), REBIO de Comboios (E7) e Mar Azul (E9).

O perfil oposto apontado pelo período seco destaca este como sendo o mais desfavorável a processos biológicos que possam causar danos oxidativos nas plantas. O efeito concentrador do período, com menor decorrência de diluição, percolação e carreamento via solo pode ter intensificado essa resposta. Tal qual apresentado para os resultados da SOD, observa-se a recorrência de risco alto nas arbóreas de Cacimbas. Nessa formação, as plantas em risco alto apresentam valores de MDA duas vezes maiores que os apresentados nas plantas em risco baixo. Este resultado correlaciona-se significativamente com as oscilações da concentração de Mn e Zn foliar.

É importante destacar a resposta sazonal bem marcada do dano oxidativo, bem como sua importância como indicador de plantas com potencial bioacumulador, já que uma espécie bio ou hiperacumuladora precisa ter características específicas em relação às elevadas taxas de absorção de metais; sistema radicular com mecanismo de translocação de nutrientes mais eficiente; e um maior potencial de desintoxicação, captura e retenção de elementos na parte aérea (RASCIO, 2011).

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 análise dos eventos fenológicos registrou as porcentagens da intensidade das fenofases floração e frutificação ao longo do período avaliado e, por terem sido selecionadas pela análise estatística foram apontadas como indicadoras do potencial impacto da presença de elementos minerais na restinga.

A floração (Flor) é o indicador apresentado na Figura 112 na qual se evidenciam suas situações de risco. Em geral, nota-se alta situação de risco nos quatro primeiros períodos avaliados, como pode ser observado pelo elevado número de estações e formações em vermelho, demonstrando assim baixa porcentagem de floração para as espécies avaliadas. O ano 1 (2018/2019), caracteriza-se pela

intensidade de floração tanto no período chuvoso quanto no seco, com respostas semelhantes entre os períodos.

Tanto para a floração quanto para a frutificação nas comunidades da restinga monitoradas a análise foi realizada separadamente entre períodos e chuvosos secos, tendo em vista o comportamento fenológico. Dessa forma, a análise da situação de risco dos indicadores fenológicos para o período chuvoso não sofreu interferência dos resultados do período seco, no qual as plantas inerentemente não florescem na mesma intensidade.

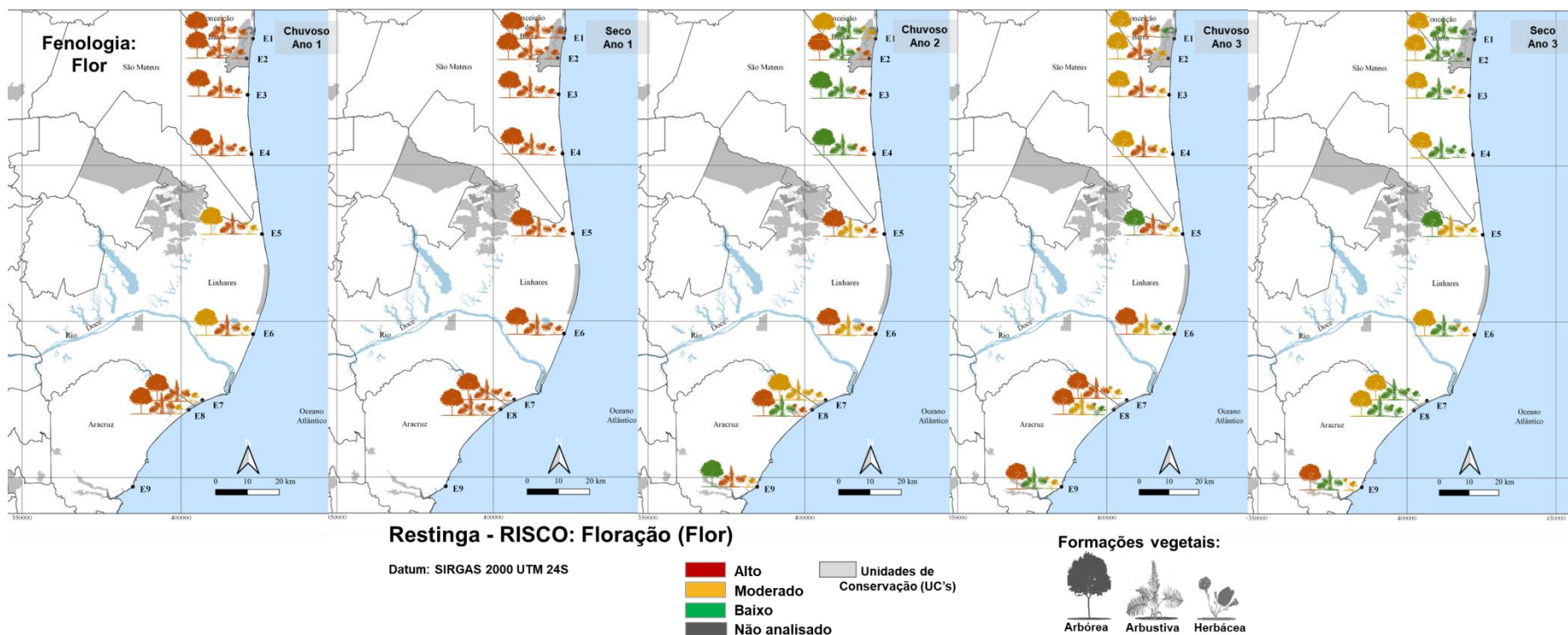
Entre os períodos secos, uma mudança marcante denota melhora da situação de risco do Ano 3 (2021) em relação ao Ano 1 (2019). A melhora para o risco mais baixo é observada principalmente entre as espécies herbáceas e arbustivas: ao longo de toda a costa para as herbáceas e ao norte, entre a APA Conceição da Barra (E1) e Barra Nova (E4), para as espécies arbustivas. Estes podem sugerir um balanço mais adequado entre as condições ambientais, propiciando melhora na situação de risco e culminando em aumento da intensidade da floração para espécies da restinga neste período. Igualmente ao que foi discutido para outros indicadores, a floração também é dependente não somente das condições momentâneas do ambiente, mas pode sofrer influência de condições anteriores à medição, que no caso deste monitoramento, foram influenciadas pela ausência de coleta de dados no período seco intermediário, o do Ano 2 (2020).

Vale lembrar que, além do resultado apresentado no período seco pode ser um indicativo da presença de situações de estresse ambiental, ele pode ser decorrente da redução natural da floração, que na restinga é caracterizada pela sazonalidade reprodutiva inerente das espécies, como registrado na Figura 95.

Nos períodos chuvosos, típicos para a floração da grande maioria das espécies, a comparação entre o período chuvoso do Ano 1 (2018/2019) com o do Ano 2 (2019/2020) apontou a floração com 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 de Comboios e Mar Azul (E7, E8 e E9). Quando comparadas ao período chuvoso anterior, estes resultados indicam que as plantas respondem mais satisfatoriamente às condições do ambiente nesse período, como os maiores índices de pluviosidade observados para o mesmo período do segundo ano (*Material Suplementar A5RS2, Figura 4*). Somados a isso, mudanças na sincronia de floração durante o período chuvoso foram observadas, sendo restritas a formação herbácea, especialmente mais próxima da linha da costa.

No entanto, na evolução para o período chuvoso do terceiro ano de monitoramento (2020/2021) a tendência de altos riscos a vegetação foi retomada, com exceção de algumas estações, como nas herbáceas da APA Conceição da Barra (E1), de Cacimbas (E6) e REBIO de Comboios (E8), arbustivas de Mar Azul (E9) e arbóreas de Pontal do Ipiranga (E5), que permaneceram em risco baixo. Essa retomada pode ser um indicativo de abortamento de flores no período avaliado, que podem ter entrado em senescência antes de completar o ciclo reprodutivo.

Figura 112: 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021)..



A redução da frequência floral no período chuvoso, evidenciados pelo Risco Alto (vermelhos), demonstram que essa característica fenológica pode estar comprometida pelo estresse mineral. Fato semelhante já foi observado em *Allagoptera arenaria* (Arecaceae), uma espécie característica da restinga na qual as mudanças das condições ambientais de temperatura e pluviosidade promoveram o encurtamento dos ciclos reprodutivos, aumentando o número de fenofases de floração e frutificação, conforme interpretados por Zani (2017) como uma estratégia de sobrevivência da espécie.

Estudos indicam que diversos tipos de estresse estão acelerando os ciclos fenológicos das espécies ao redor do mundo (PREVÉY et al., 2017), como incrementos de temperatura relacionado às mudanças climáticas (CLELAND et al., 2007) e de acúmulo de metais no solo sendo translocados para a planta ou mesmo a deposição de material particulado na superfície floral (ATANASSOVA e ZAPRYANOVA, 2009) alterando significativamente a fenologia das espécies vegetais. Estudos recentes realizados por Longhini et al. (2022) mostraram que os rejeitos depositados na plataforma continental ainda podem atuar como fonte de contaminação da água e sedimentos, principalmente durante a estação seca, mesmo anos após o rompimento da Barragem de Fundão. Os resultados obtidos nos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM evidenciaram a diversificação de comportamento das espécies que constituem as três formações vegetais da restinga. Elementos potencialmente tóxicos (por exemplo, Cr, Ni, Zn e Pb) não são biodegradáveis e, portanto, a remediação de ambientes contaminados particularmente desafiadora (IRSHAD et al., 2020). Entender os mecanismos mediadores de micronutrientes e elementos traço em níveis tóxicos ajudará a esclarecer a potencialidade dessas plantas na tolerância a esses elementos e seus efeitos na fenologia e preservação das espécies.

A floração respondeu a presença de elementos minerais no ambiente e na vegetação, apresentando relação significativa com as concentrações foliares de Mn e Cu, e sedimentares de Zn (*Material Suplementar A5RS2, Figura 25 a Figura 27*). De forma análoga ao que foi visto para outros indicadores, a Floração apresenta tendência de diminuição seguida por aumento do risco com o progresso dos períodos de análise. Justamente por essa oscilação até mesmo nos períodos típicos de floração para as espécies da restinga, fica clara a necessidade de monitoramento em longo prazo, uma vez que as alterações fenológicas refletem alterações no ecossistema, de maior ou menor intensidade.

Mudanças de intensidade de floração em relação a proximidade com a área fonte de poluentes foram discutidos por Kuki e colaboradores (2008) em estudo envolvendo espécies de restinga no sul do Espírito Santo. Estes autores encontraram mudanças no esforço reprodutivo associados a respostas na deposição de minério de ferro sobre os tecidos aéreos e alterações edáficas. Apesar da mudança de sincronia da floração observada nas espécies deste monitoramento estar concentrada ao longo do compartimento C, nesse mesmo trecho os dados da avaliação do spray indicaram decréscimo da riqueza de elementos acumulados sobre as porções aéreas das plantas no sentido norte-sul.

A frutificação (Frut) é o segundo indicador selecionado da categoria fenologia e tal qual os anteriores, apresenta seus resultados descritos na forma de mapas temáticos a respeito das situações de risco

para a vegetação por ele medidas. A Figura 113 demonstra a grande semelhança de padrões ao encontrado para floração, sendo perceptível o grande número de estações em risco elevado desde o período chuvoso do Ano 1 até o chuvoso do Ano 3, o que mostra que a queda na intensidade da frutificação foi diretamente proporcional à redução da intensidade observada na floração.

Assim como observado para outros indicadores, percebe-se uma queda marcante na gravidade das situações de risco para a intensidade de frutificação nos períodos chuvosos, distribuídas ao longo de toda a costa monitorada no Ano 1, com posterior retomada no período chuvoso do Ano 3. Neste período, nota-se o aumento das situações de risco nas estações do extremo norte, entre APA Conceição da Barra (E1) e Aldeia do Coco (E3) e nas estações mais próximas à foz, entre Cacimbas (E6) e Mar Azul (E9).

Para o período seco, a evolução dos resultados obtidos no Ano 1 para os do Ano 3 indicaram melhoria das condições que permitem a frutificação das espécies. Com exceção das espécies arbóreas na APA Conceição da Barra (E1), que permaneceu em risco alto, nas demais estações e formações os riscos foram reduzidos para moderado ou baixo. Para as herbáceas e arbustivas, o período Seco 3 apresentou condições mais favoráveis à frutificação, tendo em vista a redução para o risco baixo na maioria das estações amostrais ou pode ter sido o período em que o conjunto de condições induziu a aceleração da etapa anterior, o florescimento, em resposta à uma condição potencialmente crítica para essa vegetação, fazendo com que a intensidade observada para a frutificação aumentasse proporcionalmente.

Assim como a floração, a frutificação respondeu a presença de elementos minerais na vegetação, apresentando relação significativa com o bioacúmulo de Zn e concentrações foliares de As e Pb. A presença de elementos traço em órgãos florais pode ter efeitos não somente na redução do número de flores ou no progresso da fase reprodutiva como também afetar as interações inseto-planta e consequentemente a associação com os polinizadores e dispersores, impactando toda uma cadeia alimentar (HLADUN et al., 2016; SØVIK et al., 2015). Entretanto, 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).

Tendo em vista a necessidade da análise integrada das respostas da flora das restingas monitoradas nos 36 meses do PMBA/Fest-RRDM, os indicadores biológicos contemplados em categorias que descrevem aspectos fotossintéticos, do metabolismo primário, de respostas oxidativas e relacionados ao desenvolvimento reprodutivo da vegetação foram integrados em mapas temáticos de Alerta de Perigo Biológico, apresentados na Figura 114, cuja metodologia de desenvolvimento está disponível no *Material Suplementar A5RS1*. O objetivo desta metodologia foi sintetizar, em um único mapa para cada período avaliado no monitoramento, o efeito espaço-temporal resultante dos altos riscos apresentados para cada indicador.

Figura 113: Fenologia - Frutificação (Frut) 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: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021).

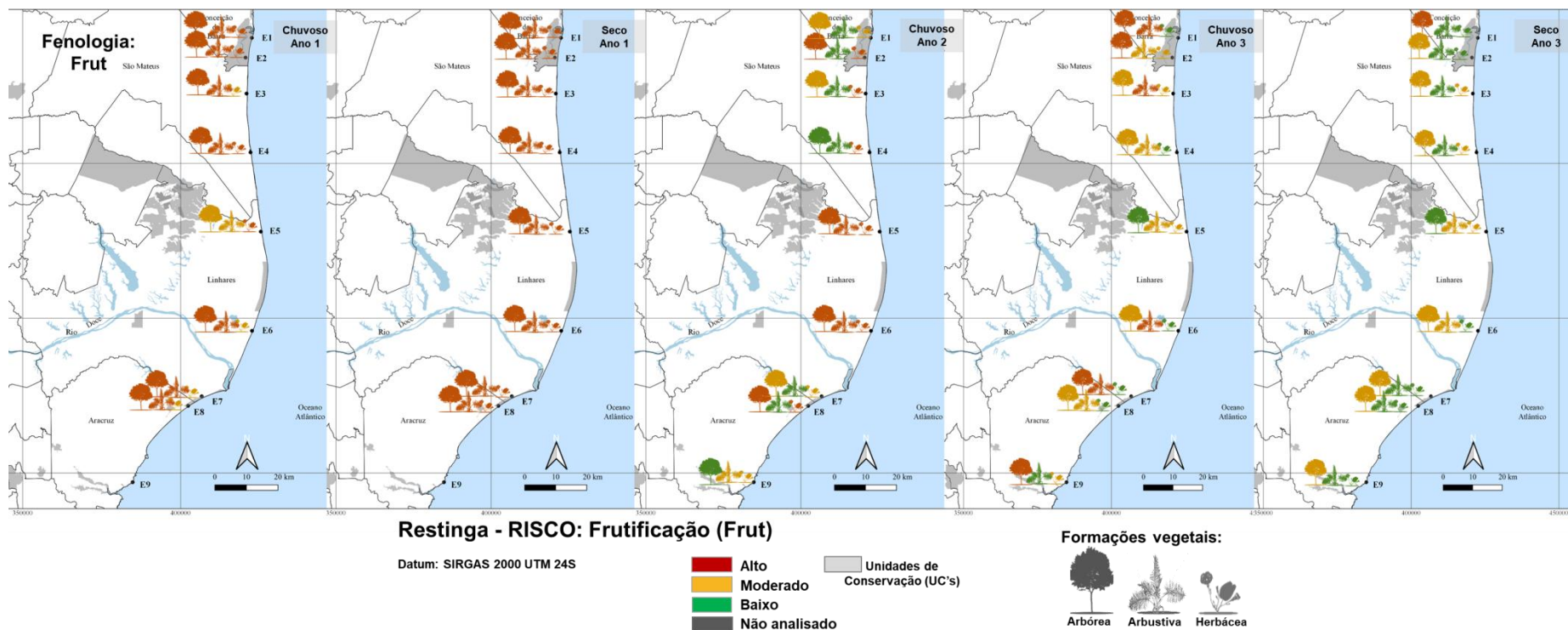
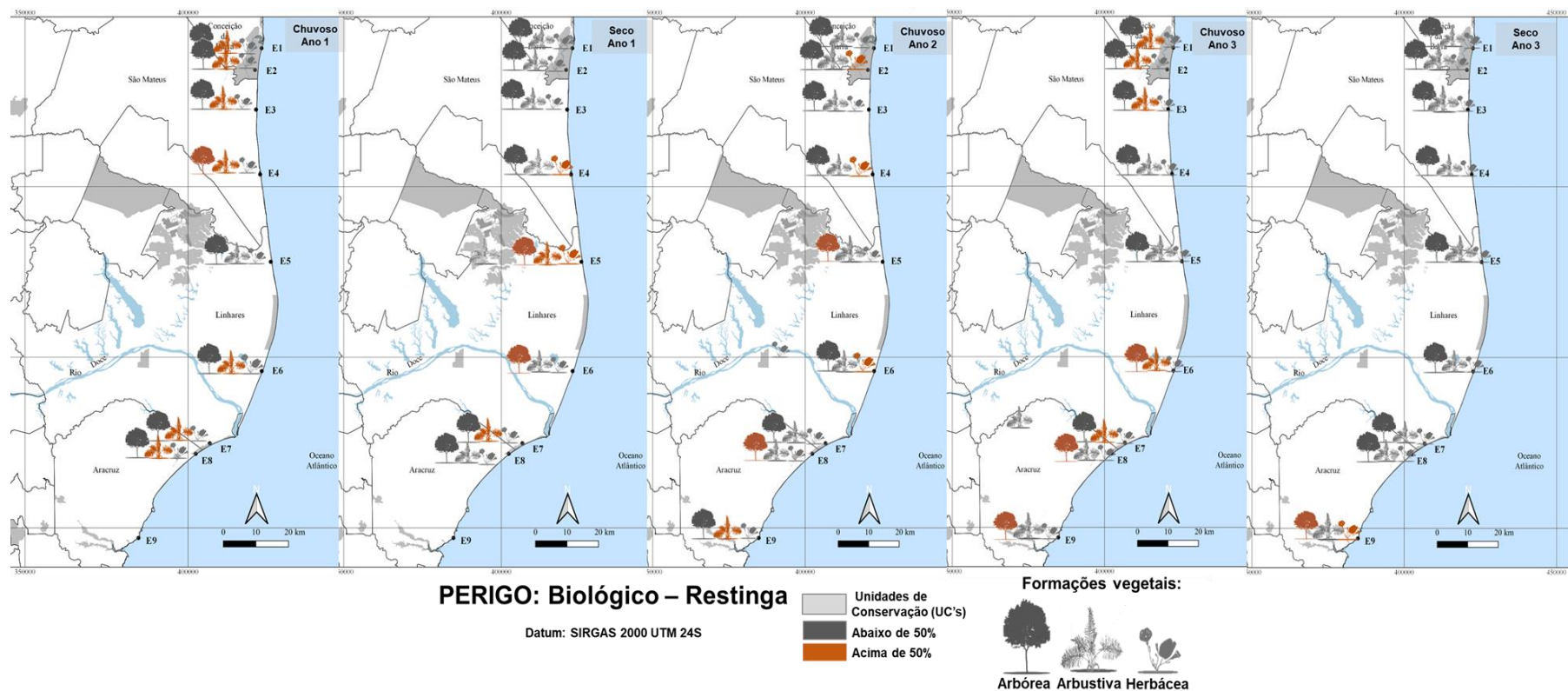


Figura 114: Alerta de Perigo Biológico para as plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga em diferentes períodos de monitoramento: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021) e Seco Ano 3 (2021). Vermelho = 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 do monitoramento, o período seco do Ano 3 apresentou o menor número de formações e estações em Alerta de Perigo (vermelho), como também mostrado pelo menor número de indicadores em risco alto para este período. Para os períodos secos, a evolução do que foi visto no Ano 1 para o Ano 3 apontou o desaparecimento do Alerta para todas as estações compreendidas entre Barra Nova e REBIO de Comboios (E4 a E7). A particularidade no período seco do Ano 3 se dá somente em Mar Azul (E9), na qual herbáceas e arbustivas permanecem em condições de perigo segundo os indicadores biológicos. Este resultado reflete o padrão marcante, porém esperado para esta localidade, a qual possui características muito distintas das demais, observado não somente para as restingas, mas para resultados vistos em outros grupos do Ambiente Costeiro do PMBA/Fest-RRDM. Para os períodos chuvosos, por sua vez, a análise dos três anos consecutivos permitiu maior clareza na interpretação da progressão dos perigos a biota da restinga, uma vez que os alertas nos Anos 1 e 3 apontaram uma situação mais crítica que aquela observada para o período chuvoso do Ano 2.

Nos Anos 1 e 3, também se observam as recorrências de Alerta de Perigo Biológico para as formações arbustivas entre a APA Conceição da Barra e Aldeia do Coco (E1 a E3), locais mais distantes da foz do Rio Doce, nos quais espera-se que a resposta seja característica de uma área menos impactada, no entanto, foram locais que evidenciaram a presença de agentes potencialmente estressantes. Somados a isso, alertas para esta formação também foram emitidos nas estações ao norte e ao sul da desembocadura do Rio Doce, nas localidades de Cacimbas e REBIO de Comboios (E6 e E7). Esses resultados são importantes do ponto de vista da identificação das áreas de restinga que sofreram as maiores interferências já que constituem e confirmam aquilo que vinha sendo observado desde relatórios anteriores (RRDM, 2021).

O Alerta de Perigo Biológico, integrador dos indicadores, teve estreita relação com a bioacumulação de elementos nos tecidos foliares das plantas monitoradas, principalmente expressos pelo Fator de bioacumulação (BAF) para Mn e Zn, os quais apresentaram correlações significativas não só com os teores de metais na folha e no solo, mas também com os indicadores biológicos (*Material Suplementar A5RS2, Figuras 25 a 27*).

Com o progresso do monitoramento a escala de indicadores biológicos que mais contribuíram para o Alerta de Perigo foram $SOD > PI_{total} = A > \text{Floração} = \text{Frutificação} > MDA > \text{Ascorbato}$.

Cabe ressaltar que embora Mn, Zn, Fe e Cu sejam nutrientes essenciais ao metabolismo e desenvolvimento vegetal, as correlações significativas destes com os indicadores biológicos podem reportar mais do que simplesmente sua relação funcional. Os elementos distribuem-se em concentrações variáveis dentro de uma mesma formação vegetal nas restingas monitoradas, a depender do período de estudo, levando a maior ou menor bioacúmulo nas plantas, variando de acordo com outras condições edáficas, embora o limiar entre as concentrações que são essenciais ou prejudiciais a uma determinada espécie sejam influenciados por diversos fatores.

Em termos de formações vegetais, espécies arbustivas e arbóreas apresentaram maior ocorrência de Alertas de Perigo, em especial para as espécies florestais, nas quais o Perigo à vegetação foi mais

frequente e sinalizado em pelo menos uma localidade dentro de todos os períodos avaliados, indicando que mesmo mais afastadas da linha da costa, a combinação de fatores edafoclimáticos e o aporte de elementos provenientes do Rio Doce, foi prejudicial para os aspectos funcionais e reprodutivos da vegetação arbórea da restinga.

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 dessas espécies a metais (PULFORD e WATSON, 2003), percebe-se que esta vegetação foi grandemente afetada pela presença dos elementos minerais em sua parte aérea, como pode ser concluído pela análise dos elementos presentes nas folhas das espécies desta formação. 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 da Barragem de Fundão (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 levar a distúrbios na fotossíntese em diferentes níveis, estruturais e funcionais (PAUNOV et al., 2018). Assim, observou-se que altos teores desses elementos 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. Como consequência foram observados indícios de fotoinibição e estresse oxidativo nas espécies arbóreas, corroborando os alertas de perigo mais frequentes nesta formação.

O acúmulo de elementos químicos e os mecanismos de tolerância das plantas envolvem muitos processos, incluindo: absorção de metal pela raiz, translocação entre raízes e partes aéreas, transporte para órgãos ou tecidos e transferência para sementes. Esse conjunto de fatores requer, antes de tudo, que a planta esteja adaptada a um rápido aumento na toxicidade/composição química do solo, e que pode não gerar uma resposta similarmente rápida das populações de plantas para desenvolver tolerância à poluição (HATAMIMANESH et al., 2021).

Em especial, com a adição dos resultados referentes ao período seco do Ano 3, tem-se a persistência dos elementos As, Mn e Co no solo como aqueles que se apresentam acima dos valores pré-rompimento. Neste período, a granulometria apresentou importantes incrementos de argila, o que favorece uma maior retenção de elementos no solo, afetando sensivelmente a dinâmica de translocação solo-planta. Dentre eles, os elementos As e Mn, somados a Zn e Pb, foram aqueles que apresentaram maiores evidências de impacto biológico ao longo do monitoramento. Esses resultados estão de acordo com o encontrado por Alexakis et al., (2019) em um solo mediterrâneo onde o elemento mais biodisponível foi o Cd, enquanto Cu, Co e Zn apresentaram percentuais médios. Ni, Cr e Mn foram um tanto imóveis e tiveram a maior abundância na fração residual.

Apesar dos elementos presentes no ambiente Restinga ainda não terem sua origem confirmada como provenientes do rejeito da Barragem de Fundão, Sá et al. 2021 apontaram As, Cd, Cr, Zn, Al, Cu, Fe e V em amostras de água e sedimento do estuário do Rio Doce como relacionados ao rejeito, enquanto Costa et al. (2022) atribuíram aos rejeitos da barragem o aporte dos metais Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb

e Zn e do metalóide As. Somados a isso, as diferenças obtidas em relação à quantidade de argila no solo e os elementos capturados através do spray marinho no ambiente restinga não deixam dúvida sobre a capacidade de veiculação do material particulado (mar-continente) pelo vento e a consequente deposição dos elementos sobre as comunidades vegetais. Essa veiculação certamente é intensificada durante eventos extremos e, em um cenário perturbador, piorado devido a mudança do sentido e da intensidade do vento.

Para as restingas, a região da foz do Rio Doce persiste como uma área crítica em termos de respostas bióticas e abióticas, sendo a localidade de Cacimbas (E6), à margem norte da desembocadura, como ponto amostral crítico. Nesta localidade, a análise dos quatro primeiros períodos indicou que ao menos uma das formações foi impactada pelas alterações negativas em seus indicadores biológicos. Dessa forma, Cacimbas (E6) se constitui, para a restinga, como a área onde são visualizadas as maiores recorrências de impactos, tanto em termos de indicadores abióticos, quanto para indicadores biológicos, como sincronismo fenológico, processos fotossintéticos e danos oxidativos. Estes resultados consolidam as áreas de restinga mais próximas à foz como mais impactadas pelo aporte proveniente do Rio Doce, e sob o ponto de vista integrador, corroboram o abordado por outros anexos do Ambiente Costeiro do PMBA/Fest-RRDM quanto à evidência de deposição de elementos e um possível deslocamento do material contaminante no sentido norte, resultado da deriva litorânea (RRDM, 2021).

A análise da resposta da biota à contaminação ambiental pelos elementos químicos aqui destacados evidencia seus efeitos sobre a produtividade primária e capacidade reprodutiva da restinga. Além disso, podem influenciar a aptidão das comunidades em se recuperar ao impacto do seu aporte, especialmente via aerossol marinho e eventos de inundação. A contaminação das espécies vegetais monitoradas pode acarretar efeitos na sobrevivência em longo prazo das mesmas e também da fauna, levantando questões sobre a relação da contaminação com o desaparecimento de espécies vegetais, e da extinção de agentes polinizadores e dispersores que as utilizam como recursos.

3.1.5 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.

Os microrganismos do solo são essenciais para a manutenção e sustentabilidade das comunidades vegetais, visto que atuam em muitos processos biológicos fundamentais (AMBROSINI et al., 2012). As bactérias que colonizam a rizosfera ou as raízes e que exercem efeito benéfico sobre as plantas são denominadas “Plant Growth-Promoting Rhizobacteria” (PGPR) (ABBASI et al., 2011).

As PGPR estimulam o crescimento das plantas diretamente através da mobilização de nutrientes, melhorias na estrutura do solo e produção de reguladores de crescimento (BULGARELLI et al., 2013; PERBONI et al., 2019). Já os mecanismos indiretos estão relacionados à redução dos estresses

bióticos e abióticos. Adicionalmente, estas bactérias têm sido relatadas como essenciais para a recuperação de áreas impactadas por acúmulo de compostos recalcitrantes, xenobióticos e metais pesados.

Neste sentido, o isolamento e seleção de bactérias produtoras de compostos quelantes de ferro e outros elementos metálicos, aquelas produtoras de sideróforos, é o passo inicial para o estabelecimento de uma estratégia mitigatória em áreas com deposição de rejeitos de mineração. Assim sendo, foram isoladas e selecionadas bactérias adaptadas a sobreviver e multiplicar em solos e/ou plantas de restinga e que são produtoras de sideróforos para que possam ser avaliadas como peças chaves da recuperação de áreas impactadas pelo acúmulo de metais pesados, pela biorremediação, aumentando a eficiência da fitorremediação uma vez que sequestram o ferro e outros metais e que promovem o crescimento vegetal e aumentam a tolerância das plantas aos estresses.

O processamento das 123 amostras desdobradas em solo, rizosfera e endofítico resultou no isolamento de 14.657 colônias. As espécies que apresentaram maior número de Unidade Formadoras de Colônias (UFC) foram *Protium heptaphyllum* (solo), *Ipomoea pes-caprae* (rizosfera) e *Canavalia rosea* (endofíticos). A contagem das UFC permitiu somente avaliar numericamente as bactérias do solo, não permitindo inferir a respeito da sua diversidade e tão pouco a respeito de sua composição taxonômica.

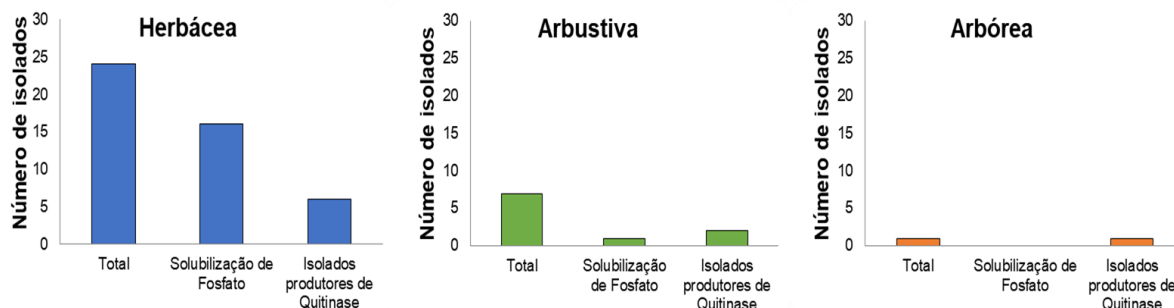
Das 14.657 colônias isoladas na primeira etapa, 2.744 avançaram para a etapa seguinte, a seleção qualitativa para a produção de Sideróforos. Nessa etapa 550 colônias das amostras de solo foram selecionadas por produzirem sideróforos, destacando-se *Manilkara salzmannii* com o total de 117 isolados selecionados. Nas amostras de rizosfera, foram selecionados 206 isolados bacterianos. A espécie vegetal com maior número de isolados bacterianos produtores de sideróforos foi *I. pes-caprae*. Nas amostras para análise de isolados endofíticos foram selecionados 55 isolados bacterianos, sendo 23 isolados de *I. pes-caprae*. Ao final desta etapa foram selecionados 809 isolados bacterianos para a avaliação quantitativa da produção de sideróforos.

A Figura 115 representa a síntese dos resultados obtidos até o momento para os ensaios de avaliação quantitativa da produção de sideróforos e para a caracterização quanto à solubilização de fosfato e produção de quitinase.

O ensaio da avaliação quantitativa da produção de sideróforos permitiu quantificar e selecionar os melhores isolados dentre os previamente selecionados. Aqueles isolados que produziram os maiores halos de indicação de sideróforos foram posteriormente avaliados para outras características de interesse para ações mitigatórias. Para a análise do número de isolados é possível observar que na formação herbácea, foram selecionados o maior número de isolados de *Canavalia rosea* e de *Ipomoea imperati*, seguidas pelas arbustivas e, em menor número, nas arbóreas, acompanhando um gradiente praia-continente.

Os estudos seguintes avaliaram outras características de interesse para ações mitigatórias, tais como solubilização de fosfato, produção de quitinases e tolerância à salinidade (crescimento em meio salino).

Figura 115: Número Total de isolados bacterianos produtores de sideróforos, isolados solubilizadores de fosfatos e isolados produtores de quitinase quantificados em amostras das formações Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga.



Para a análise da microbiota do solo, as análises seguiram o protocolo de teste de capacidade de solubilização do fosfato. Os resultados demonstram que na microbiota coletada sob o solo da vegetação herbácea, maior número de isolados foi mais eficiente na solubilização do fosfato, com 67% dos isolados bacterianos produtores de sideróforos capazes de solubilizar fosfatos, seguido pelas arbustivas (14%). Nenhum dos isolados selecionados associados às espécies arbóreas foram capazes de solubilizar fosfatos. A microbiota do solo desempenha papel fundamental no ciclo biogeoquímico do fósforo (P) e na sua disponibilidade para as plantas, mediante o fluxo de P pela biomassa microbiana, a solubilização do P inorgânico, a mineralização do P orgânico e a associação entre plantas e bactérias. Os microrganismos envolvidos nos processos de solubilização do P inorgânico, excretam ácidos orgânicos que atuam dissolvendo diretamente o material fosfático ou quelando os cátions que acompanham o ânion fosfato. A produção de enzimas, como as fosfatases ácidas e alcalinas por microrganismos, é responsável pela mineralização do P orgânico (KUCEY, 1983; MALDONADO et al., 2020).

Na avaliação da produção de quitinase, foram poucos os isolados que apresentaram essa característica. Para a formação arbórea, o único isolado bacteriano anteriormente selecionado como produtor de sideróforo também apresentou capacidade de produção de quitinases, enquanto a formação arbustiva apresentou 29% de seus isolados, seguida da formação herbácea com 25%. A quitina é um importante componente do exoesqueleto dos invertebrados e da parede celular dos fungos e envoltório de nematóides que está sempre presente no solo (MANUCHAROVA et al., 2005). Bactérias produtoras de quitinase são conhecidas por atuar na proteção de plantas contra infecções fúngicas e nematóides.

Os ensaios, ainda preliminares, permitiram levantar algumas conclusões acerca do potencial do uso de microrganismos promotores de crescimento vegetal nas áreas atingidas pela deposição de rejeitos minerais, o que pode fornecer relevantes informações sobre a associação da microbiota do solo com os processos de detoxificação, sendo uma importante medida mitigatória, uma vez que esses microrganismos podem agir de diferentes formas i) **habilidades de promoção de crescimento direto:** Produção de reguladores de crescimento (principalmente auxinas); alteração da arquitetura e fisiologia

das plantas (maior número de pelos radiculares, maior permeabilidade de membranas, etc), solubilização de fosfatos, fixação de nitrogênio, assimilação de nitrogênio e produção de ACC deaminases (germinação, crescimento radicular, etc); ii) **Aumento da tolerância/resistência em condições de estresses:** estresse salino, estresse por seca, estresse por temperaturas (altas e baixas), estresse por alagamento e retardo da senescência; iii) **Aumento da eficiência da remediação:** de metais pesados e aumento da tolerância de plantas em solos contaminados com diferentes metais, fitorremediação em plantas nativas acumuladoras de diferentes metais e redução dos teores de amônio, nitrato e fosfato de águas fluviais.

É bem estabelecido, e já foi observado para uma espécie do gênero *Ipomoea* (GAONKAR et al., 2012), também avaliada neste monitoramento, que as condições ambientais em dunas tornam os microrganismos e outras formas de vida mais competentes e podem ter um bom potencial de bioatividade. Supõe-se que o aumento no número e na diversidade de microrganismos seja responsável pela formação de agregados estáveis em dunas instáveis a estáveis. Uma das múltiplas razões para isso pode ser devido à secreção de polissacarídeos complexos extracelulares por determinado grupo de bactérias. Portanto, a bioprospecção de microrganismos vivendo em solos arenosos costeiros é muito promissora. A comprovada capacidade de produzir numerosos metabólitos secundários por vários grupos de microrganismos que habitam as dunas costeiras já mostrou o caminho a ser explorado para uso na agricultura, indústrias e produtos farmacêuticos (JAYAPRAKASHVEL et al., 2014; NAYAK et al., 2019).

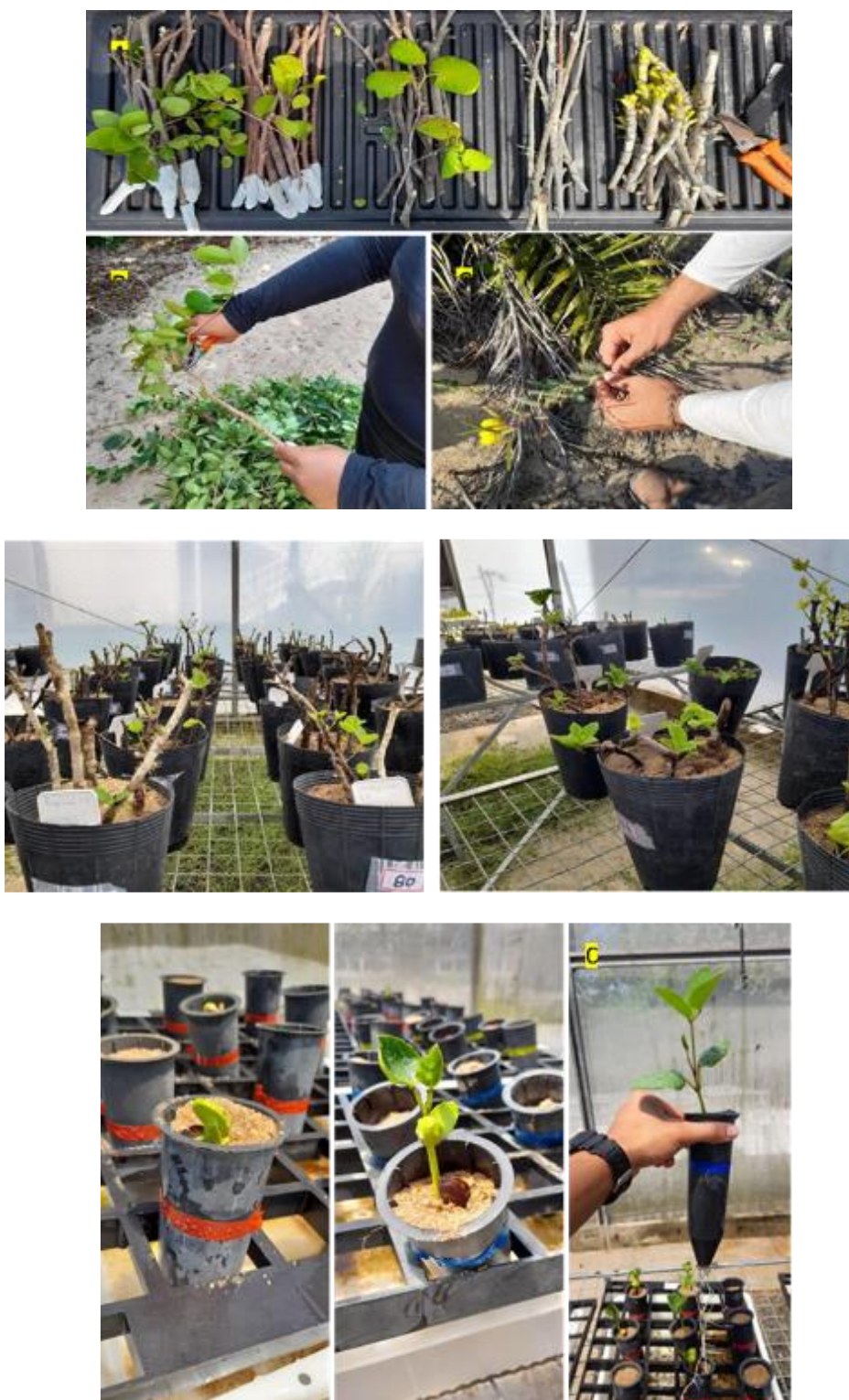
Dessa forma, a capacidade de colonização microbiana produtora de substâncias quelantes de metais do solo e sua associação ao sistema radicular das espécies das formações vegetais, possibilita o estudo de possíveis linhagens de interesse em plantas bioacumuladoras e pode subsidiar sua aplicação em uma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

Além da prospecção e análise da microbiota integrante do solo das restingas avaliadas, outra etapa que segue paralelamente são as análises *ex situ* das espécies vegetais e vêm sendo motivadas pela necessidade do entendimento dos padrões relativos à presença de contaminantes no solo, mas também se constituem como importante ferramenta para a definição de estratégias de reparação dos danos potencialmente decorrentes da passagem do rejeito da Barragem de Fundão pelo litoral do Espírito Santo. Estas análises envolvem estudos de diversas espécies e poderão identificar padrões de desenvolvimento vegetal importantes para a proposição também de medidas mitigatórias (Figura 116).

Os distúrbios antrópicos configuram grande impacto não só diretamente na vegetação, como no banco de sementes e, em muitos casos, provocam a compactação do solo, levando a uma baixa e lenta resiliência. Desta forma, o conhecimento dos mecanismos necessários ao bom estabelecimento de um processo de revegetação pode viabilizar mais facilmente o processo sucessional. Reis e Bechara (2006) propuseram que os modelos de restauração inicialmente fossem desenvolvidos com base em um modelo produtivista, com visão quantitativa, cuja prioridade era a produção de biomassa vegetal. Posteriormente, a partir de uma visão conservacionista, passou-se a priorizar a diversidade vegetal em

curto prazo; a riqueza e densidade vieram a ser os principais parâmetros a serem mensurados. Nos últimos anos, a abordagem ocorre a partir de modelos de conservação da biodiversidade, da biofuncionalidade e de resgate de interações entre organismos e o ecossistema, de modo a aumentar a possibilidade de sucessão e permitir a ocorrência de fenômenos naturais (REIS e BECHARA, 2006).

Figura 116: Coleta e Implementação de material vegetal (estacas, sementes e mudas) em casa de vegetação para testes *ex situ*.



Os estudos *ex situ* com as espécies coletadas e estudadas *in situ*, ainda incipientes, trarão subsídios para responder os importantes questionamentos surgidos a partir do avanço e do entendimento das dinâmicas da vegetação já acumulados. Por mais numerosos que sejam os estudos e avanços tecnológicos atuais, eles ainda não preenchem muitas lacunas existentes sobre o entendimento dos processos de restauração, principalmente em termos do ecossistema restinga, uma vez que algumas técnicas e procedimentos de manejo não trazem resultados em virtude das condições nas quais essas espécies se encontram (ZAMITH e SCARANO, 2006) e por esse ser um ecossistema no qual a regeneração passiva não é facilitada e nem rápida (LOUREIRO et al., 2021).

3.2 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, 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.

4 ANEXO 5 - MANGUEZAL

4.1 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1.1 Metais nos sedimentos

A Tabela 2 descreve os limites de concentrações dos metais traços analisados neste relatório para fins de comparação. Estes limites estão sendo empregados para as análises temporais de forma a explicar, em escala temporal e espacial, as variações observadas nas amostras.

Tabela 2: Valores limites dos metais (mg kg^{-1}) para sedimentos.

Metal	CONAMA 454 (Nível 1)	CONAMA 454 (Nível 2)	NOAA (TEL)	NOAA (PEL)	NOAA (AET)
Arsênio	8.2	70	7.2	-	35
Cádmio	1.2	7.2	0.6	4.2	-
Chumbo	46.7	21.8	30.2	112	-
Cobre	34	270	18.7	108.2	-
Cromo	81	370	52.3	160	-
Manganês	-	-	-	-	260
Ferro	-	-	-	-	22000
Cobalto	-	-	-	-	10
Zinco	150	410	124	271	-

TEL - valor abaixo de efeitos esperados; PEL - nível de efeitos prováveis; AET - nível de efeitos esperados; nível 1 - abaixo de efeitos adversos; nível 2 - provável efeito adverso.

O primeiro procedimento foi realizar a análise de componentes principais (ACP) nas amostras coletadas nos períodos chuvoso_19, seco_19, chuvoso_19/20 e chuvoso_21. A ACP envolveu os resultados da granulometria (areia, silte e argila), da matéria orgânica, do carbonato de cálcio e dos metais Fe e Mn (Figura 117; Figura 118; Figura 119; Figura 120). Nestas análises foram asseguradas que maior parte da variabilidade estivesse acima de 80%, como é recomendado.

Observa-se que o teor de areia apresentou correlação negativa com os atributos citados. Do mesmo modo, observa-se uma tendência dos efeitos entre as variáveis Ferro (Fe), Manganês (Mn), silte e argila para todos os períodos, demonstrando uma correlação positiva entre estes, deixando claro a interação da argila com ferro por meio de mecanismos de sorção/desorção nas cargas desenvolvidas por essa fração granulométrica. Esta associação com a fração argila são explicáveis pela pequena dimensão dos oxi-hidróxidos de ferro que resultam numa alta taxa na relação superfície/volume e, consequentemente, são facilmente associadas com as partículas minerais na fração argila (GRILLO et al., 2020) aumentando a precipitação destes elementos nas regiões do manguezal com menor energia hidráulica e maior tempo de decantação entre os ciclos de maré.

De maneira geral, os estuários BR, CA, PM, PM, UR e SM são caracterizados como arenosos e, CR e UR como siltosos e argilosos, respectivamente. Fe e Mn estão correlacionados positivamente com as frações granulométricas silte e argila, assim como com a MO. Os estuários de CR, PA, SM e RD correlacionaram-se com os metais Fe e Mn.

Na ACP realizada para os dados do período chuvoso de 2019, o Fe está associado ao carbonato e matéria orgânica no estuário do rio Piraquê-Açu, conforme já apresentado no relatório RRDM, 2019e. Este aspecto indica aporte marinho deste elemento no estuário, entretanto, não há correlação positiva entre o Fe e As (RRDM, 2019e; RRDM, 2020b; Tognella et al. 2022), aspecto que justificaria a origem mineralógica do Fe devido à Formação Barreiras.

Figura 117: Análise de componentes principais dos parâmetros matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃), granulometria (areia, silte e argila) e os metais Ferro (Fe) e Manganês (Mn) para o período Chuvoso 2019.

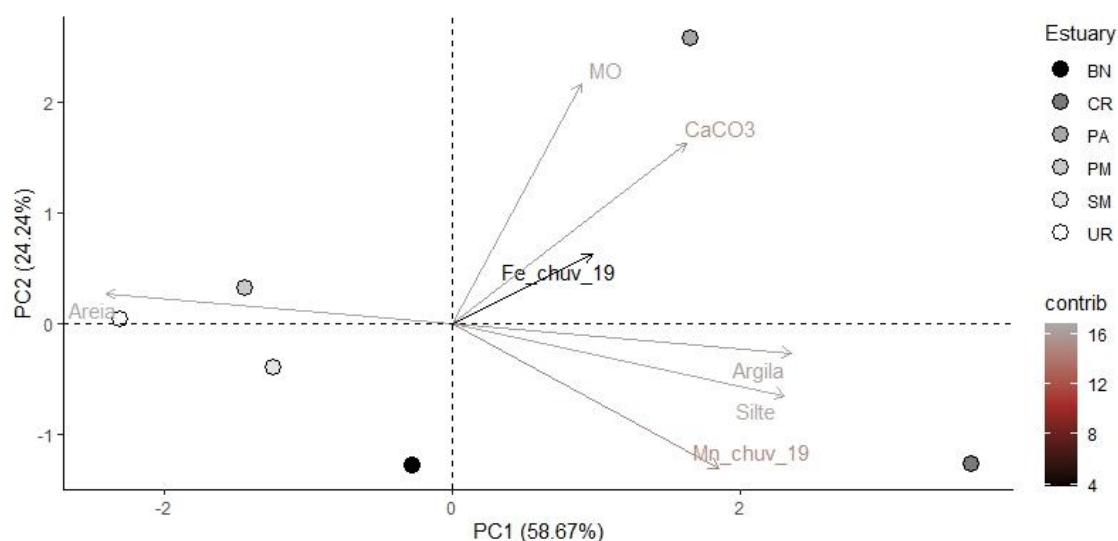


Figura 118: Análise de componentes principais dos parâmetros matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃), granulometria (areia, silte e argila) e os metais Ferro (Fe) e Manganês (Mn) para o período Seco 2019.

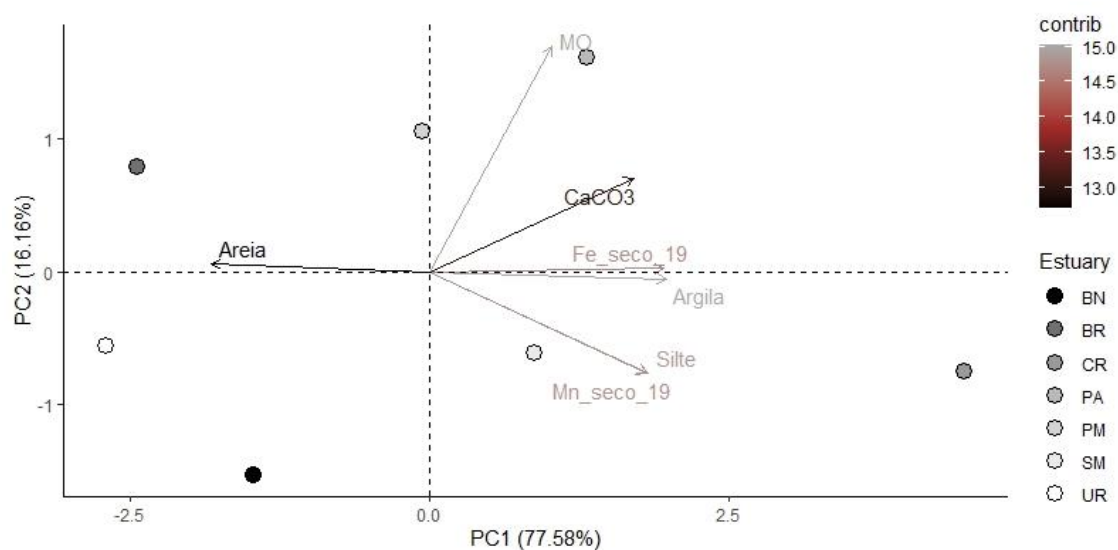
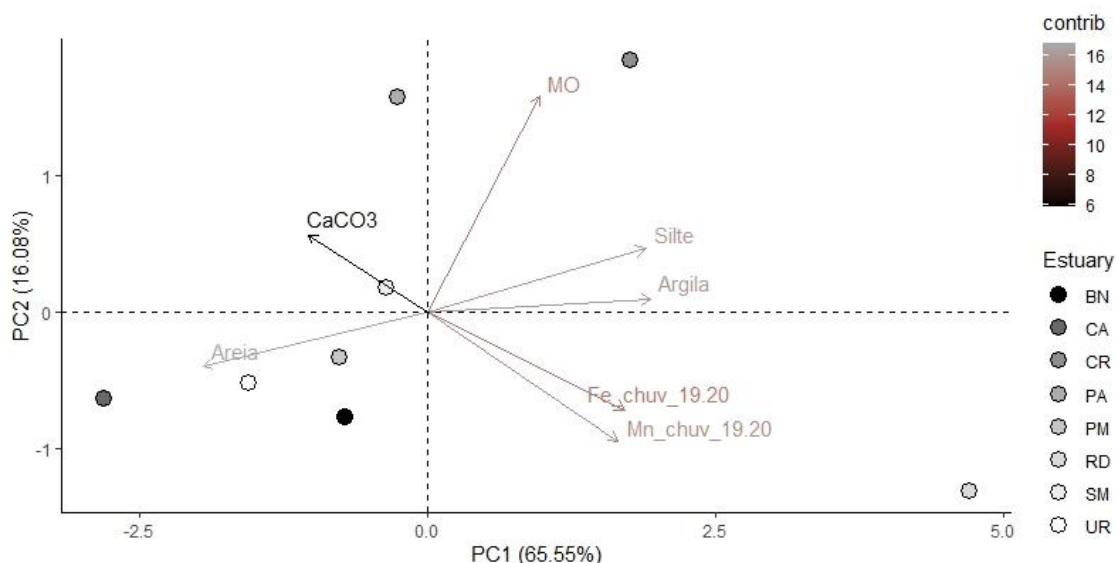


Figura 119: Análise de componentes principais dos parâmetros matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃), granulometria (areia, silte e argila) e os metais Ferro (Fe) e Manganês (Mn) para o período Chuvoso 2019/2020

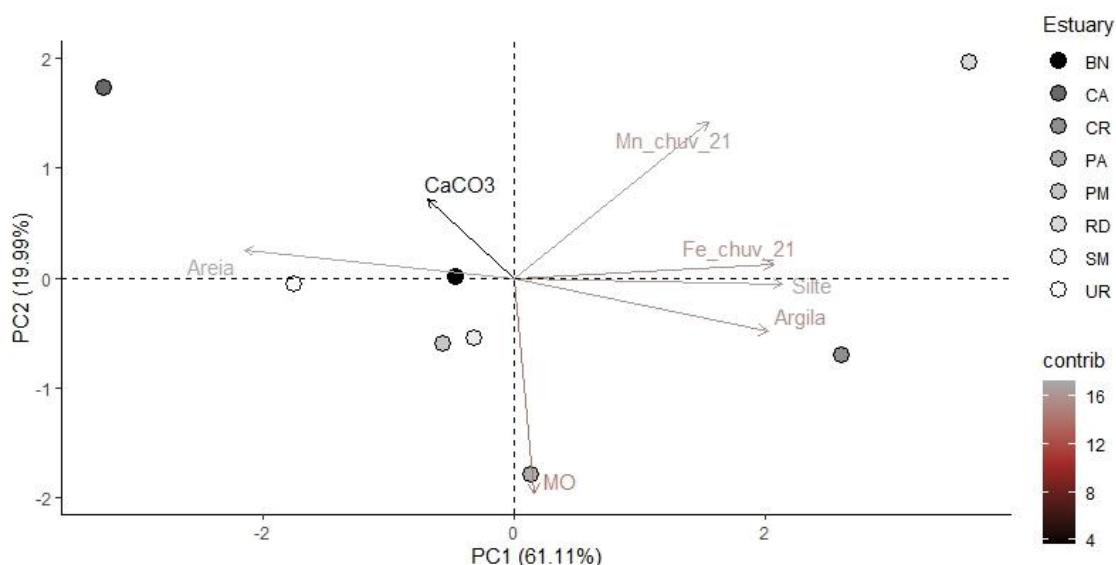


No período seco de 2019 (Figura 118) o Fe está correlacionado fracamente com a argila e não houve associação forte com algum dos estuários, ao contrário do Mn apresentou maior concentração vinculada ao estuário do rio São Mateus. Este período nas análises iniciais dos resultados do monitoramento descreviam a variabilidade temporal observada na escala espacial, onde os estuários situados ao sul do Rio Doce apresentaram as maiores concentrações de Fe e Mn no período chuvoso 2018/2019 (RRDM, 2019e) e, no período seco de 2019, os estuários ao norte descreveram as maiores concentrações destes elementos (RRDM, 2019e; Tognella et al., 2022).

A presença do Fe e Mn no período chuvoso de 2019/2020 está associada ao Rio Doce e devido à baixa influência marinha nesta localidade, as concentrações de carbonato de cálcio são correlacionadas negativamente. Neste período ocorreu a tempestade tropical Kurumí que modifica a intensidade de chuva na região sudeste resultando em vazão do Rio Doce cinco vezes acima do normal para o mês de janeiro comparado com os anos de 2018 e 2017. Nos meses de novembro e dezembro de 2018, as vazões do Rio Doce também registraram volumes superiores aos anos de 2015, 2016 e 2017 (ANA, 2021), contribuindo para maior aporte do material depositado ao longo do rio para o ambiente costeiro.

Em relação ao último período avaliado (chuvoso 2021) é possível observar a correlação entre os dados de Fe e Mn com o Rio Doce. A ausência de coletas de forma sistemática ao longo de 2020 e 2021 devido à pandemia disponibilizou menor número de informações, mas os resultados por estuários já permitem identificar a influência da variabilidade climática com ocorrência de várias tempestades tropicais sobre o regime de ventos e, consequentemente, sobre a direção das correntes de deriva litorânea. O padrão de variabilidade espaço-temporal observado no primeiro ano de monitoramento já se encontra bastante alterado devido às inúmeras tempestades tropicais com maior frequência de ocorrência observada para os anos de 2020 e 2021 (INMET, 2021; RUMO AO MAR, 2021).

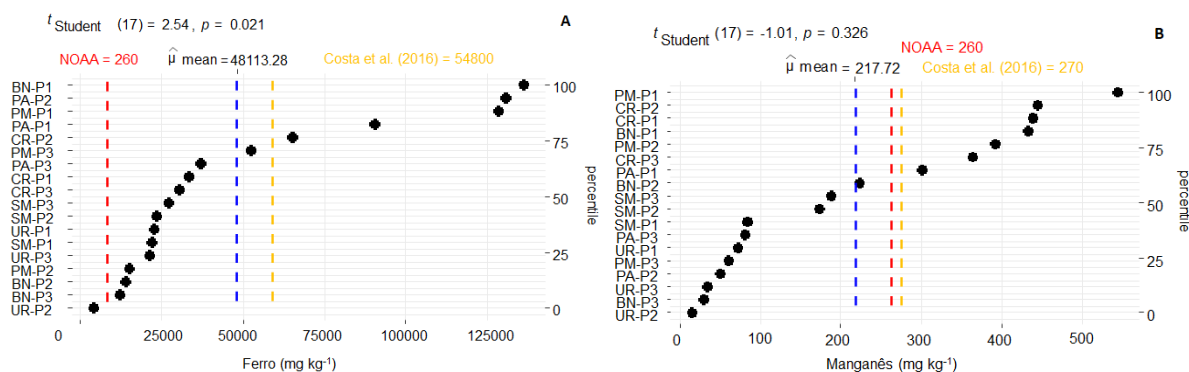
Figura 120: Análise de componentes principais dos parâmetros matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃), granulometria (areia, silte e argila) e os metais Ferro (Fe) e Manganês (Mn) para o período Chuvoso 2021.



A Figura 121 e a Figura 125 descrevem os resultados de Fe e Mn obtidos nas amostras de sedimento. Empregou-se os dados propostos por Costa et al. (2016) como referência de avaliação para valores excessivos de Fe no sedimento, assim como os valores limites da NOAA propostos por Buchman (1999).

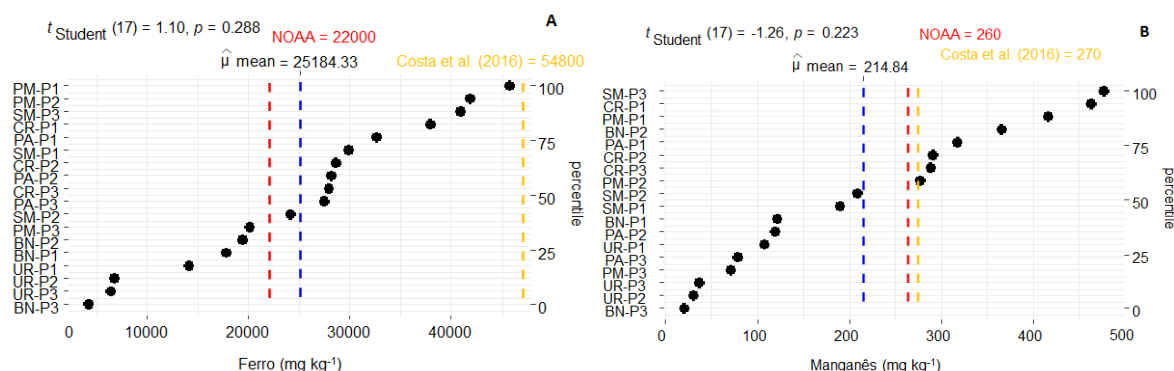
Os estuários que se destacam com valores maiores que o valor de referência para Fe foram Piraquê-Açu e Mirim, Barra Nova e Caravelas. Para Mn, exceto o estuário de Urussuquara, todos os demais estão com valores acima do referido. No período chuvoso de 2019 pode-se observar a maior concentração de Fe e Mn ocorrem preferencialmente nos estuários ao sul do Rio Doce, com exceção de Caravelas (Tognella et al., 2022).

Figura 121: Gráfico de valores máximos dos pontos (P1, P2 e P3) em relação a Foz, nos estuários de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR) para o período Chuvoso 2018/2019.



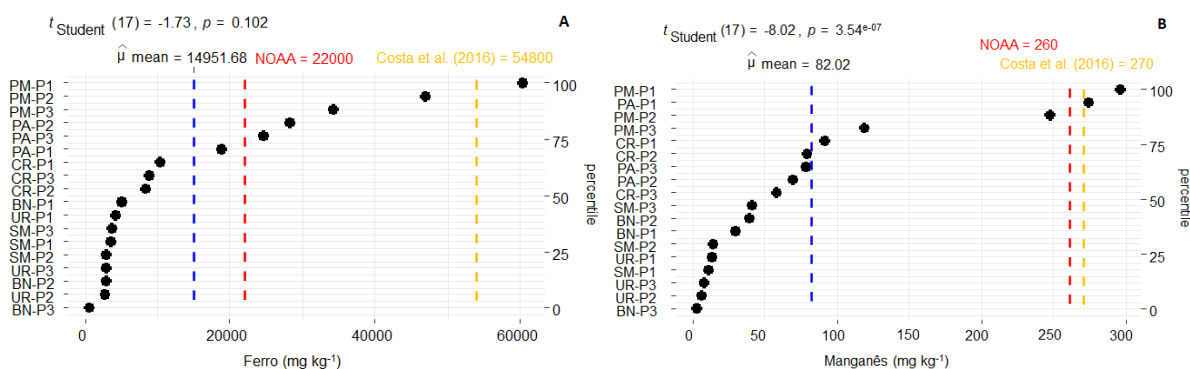
Os dados referentes ao período seco de 2019 já descrevem aumento das concentrações de Fe e Mn para os estuários situados ao norte, com ênfase ao rio São Mateus. Estes dados corroboram a variabilidade temporal dos contaminantes conforme observado no ambiente costeiro (Praias) e no marinho (Tognella et al., 2022; RRDM, 2019e).

Figura 122: Gráfico de valores máximos dos pontos (P1, P2 e P3) em relação a Foz, nos estuários de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR) para o período Seco 2019.



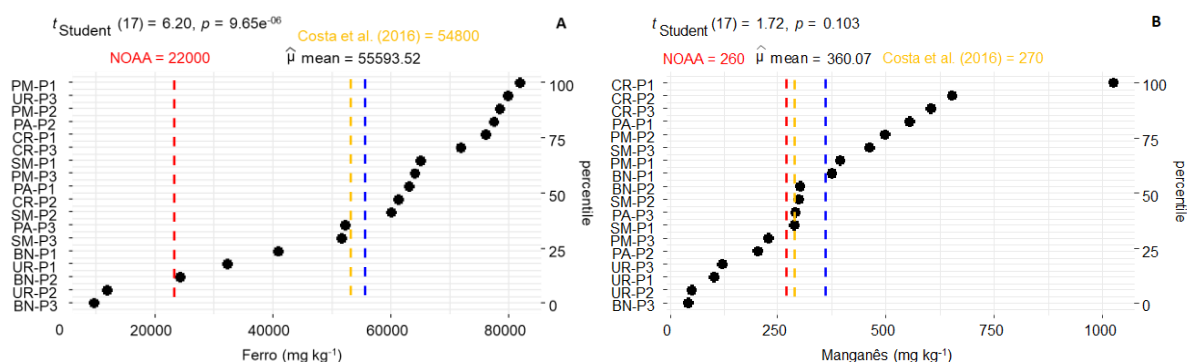
Para o período chuvoso de 2019/2020, os valores de Fe e Mn que excederam o valor de referência (Costa et al., 2016) foram mais pontuais e restritos aos rios Piraquê-Açu e Mirim.

Figura 123: Gráfico de valores máximos dos pontos (P1, P2 e P3) em relação a Foz, nos estuários de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR) para o período Chuvoso 2019/2020.



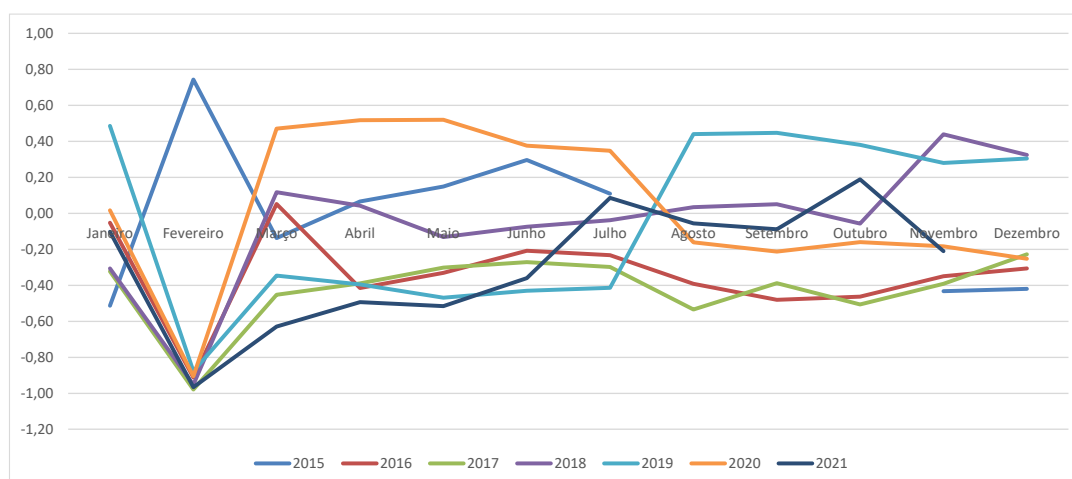
No período chuvoso de 2021, os dados para Fe encontram-se acima do valor de referência empregado neste monitoramento em 60% das parcelas (Figura 124).

Figura 124: Gráfico de valores máximos dos pontos (P1, P2 e P3) em relação a Foz, nos estuários de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), São Mateus (SM), Caravelas (CR), Barra Nova (BN) e Urussuquara (UR) para o período Chuvoso 2021.



Em relação as comparações temporais por estuários apresentadas no *Material Suplementar A5MS2, Figuras 1 a 10*, alguns elementos tiveram tendência de declínio ao longo do tempo ou se mantiveram constante, entretanto, o período chuvoso de 2021 registrou aumento nas concentrações de vários dos elementos analisados em todos os estuários, divergindo do padrão sazonal de variação espacial das concentrações mais elevadas ao longo dos estuários (Tognella et al., 2022). O ano de 2020 registrou duas tempestades tropicais com forte influência no litoral do Espírito Santo (Kurumí (mencionada anteriormente) e Mani (ocorreu em outubro), aspecto que contribuiu para a dispersão dos contaminantes tanto para o norte quanto para o sul, sem manter o padrão normal de pluma do Rio Doce para o sul do litoral no período do verão. Além disto, a vazão do Rio Doce foi bastante elevada nos anos de 2015, 2019 e 2020, contribuindo para o transporte de sedimentos e metais adsorvidos para a zona costeira. A Figura 125 descreve a anomalia da vazão média mensal do Rio Doce com base nos dados de vazões mensais para o período de 2015 a 2021. O maior dado de vazão observado ocorreu no mês de fevereiro de 2015, fazendo que os demais meses da sequência registrassem valores inferiores à média do período para este mês.

Figura 125: Dados da Anomalia Mensal para as vazões registradas para o período de 2015 a 2021 para o Rio Doce.



Na Tabela 3 está uma análise de estatística descritiva considerando todos os estuários avaliados (Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Caravelas, São Mateus, Barra Nova, Urussuquara, Barra do Riacho, Costa das Algas e Rio Doce). Os teores máximos para Fe e Mn observados foram de 78.637 e 1.586 mg kg⁻¹, respectivamente, para o estuário do Rio Doce (Tabela 4) no período chuvoso de 2021. Uma variação de 357 e 610% em relação ao limite AET da NOAA de 22.000 e 260 mg kg⁻¹ (Tabela 2).

Tabela 3: Estatística descritiva das comparações dos elementos Ferro, Manganês e Arsênio ao longo dos anos por estuário: Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Caravelas, São Mateus, Barra Nova, Urussuquara, Barra do Riacho, Costa das Algas e Rio Doce.

	Ferro				Manganês				Arsênio			
	Chuv_18/1 9	Seco_19	Chuv_19/20	Chuv_21	Chuv_18/1 9	Seco_1 9	Chuv_19/2 0	Chuv_21	Chuv_18/1 9	Seco_1 9	Chuv_19/2 0	Chuv_2 1
Média	22430.12	12135.63	15065.93	40303.25	156.90	82.84	135.51	349.76	13.18	10.84	5.47	28.12
Erro padrão	2577.79	1973.19	5395.92	6781.33	66.28	20.02	82.07	159.07	2.50	1.81	0.83	5.38
Mediana	24958.33	12915.92	8885.94	37464.43	90.30	82.99	65.27	173.64	11.82	10.60	5.64	24.94
Desvio padrão	6820.18	5220.58	16187.75	20343.98	175.37	52.96	246.20	477.20	6.61	4.80	2.50	16.14
Variância da amostra	46514862.6	27254449.4	262043204.6	413877590.7	30754.18	2805.21	60614.44	227719.0	43.73	22.99	6.24	260.46
Curtose	-1.12	0.09	4.35	0.19	5.41	1.27	8.11	7.58	-1.05	2.22	-1.28	0.22
Assimetria	0.21	0.33	1.96	0.63	2.27	0.80	2.80	2.70	0.26	0.56	-0.34	0.22
Mínimo	14218.84	5184.18	2399.13	12562.93	24.66	20.41	7.32	76.86	5.39	3.53	2.00	1.78
Máximo	32947.96	20814.76	53640.49	78637.37	539.77	179.72	780.50	1586.15	23.05	19.54	8.86	55.90
Soma	157010.84	84949.43	135593.35	362729.28	1098.33	579.85	1219.57	3147.82	92.24	75.86	49.19	253.12
Contagem	7	7	9	9	7	7	9	9	7	7	9	9

O rejeito advindo da Barragem de Fundão é composto principalmente por óxidos de ferro, um grupo mineral que tem um importante papel na retenção de contaminantes, como por exemplo, metais pesados. Nos estudos de Vasconcelos et al. (2021), foi observado um aumento do teor total do metal ferro (Fe) no sedimento, principalmente na camada superficial de 0 a 5 cm, dois dias após a chegada do rejeito, alcançando 45551 mg kg⁻¹ (GOMES et al., 2017).

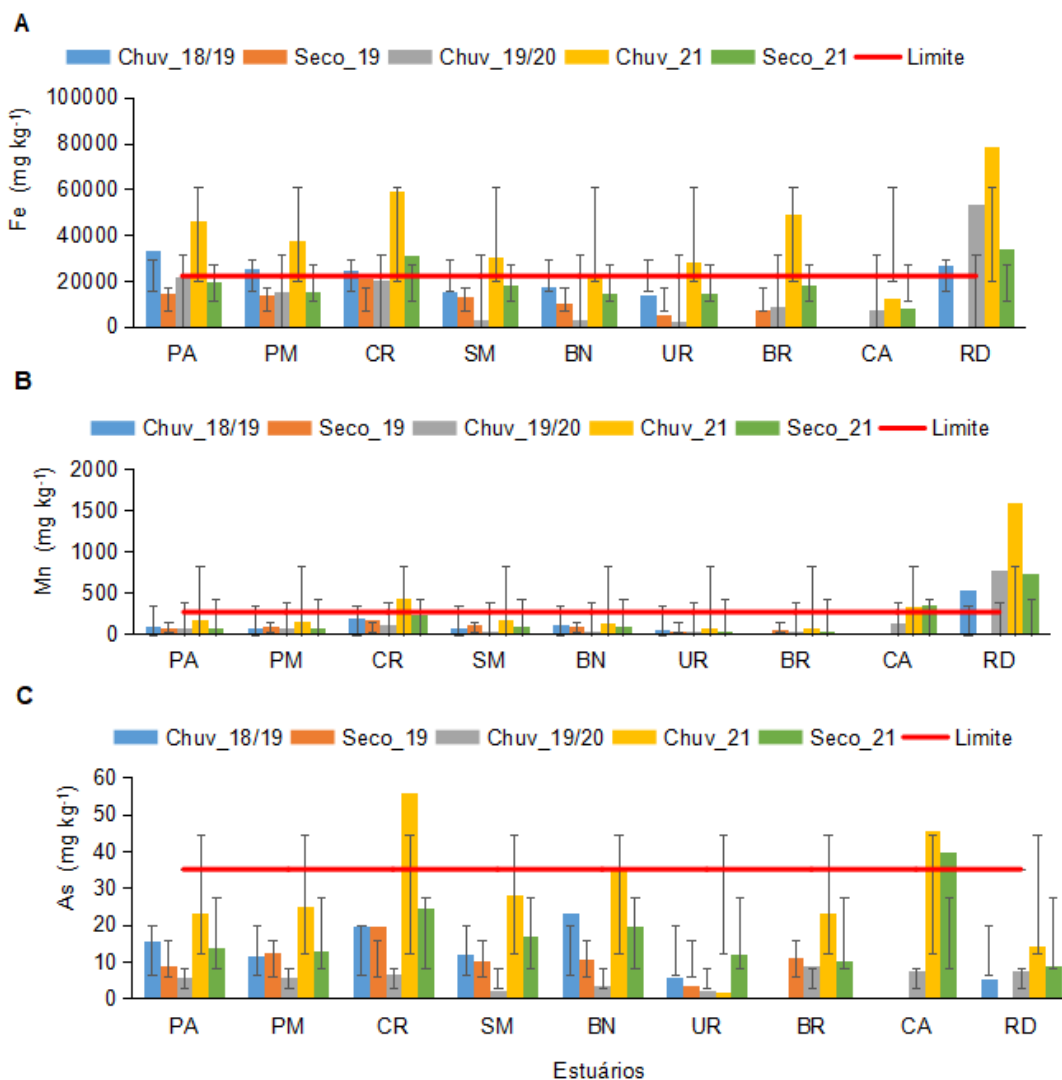
Tabela 4: Dados médios dos elementos Ferro, Manganês e Arsênio ao longo dos anos por estuário: Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Caravelas, São Mateus, Barra Nova, Urussuquara, Barra do Riacho, Costa das Algas e Rio Doce. NA: Não amostrado.

Estuários	Ferro				Manganês				Arsênio			
	Chuv_18/19	Seco_19	Chuv_19/20	Chuv_21	Chuv_18/19	Seco_19	Chuv_19/20	Chuv_21	Chuv_18/19	Seco_19	Chuv_19/20	Chuv_21
PA	32947.96	14540.98	21477.65	46041.02	90.30	74.55	67.84	173.64	15.41	8.62	5.64	23.37
PM	25250.19	14187.68	15608.88	37464.43	75.00	82.99	65.27	160.80	11.46	12.60	5.53	24.94
CR	24958.33	20814.76	20017.95	59164.49	182.94	179.72	121.28	425.31	19.40	19.54	6.75	55.90
SM	15656.51	12915.92	3354.34	30193.63	78.37	103.96	17.38	173.96	11.82	10.01	2.01	28.29
BN	17493.71	10236.19	3084.70	21440.72	107.30	90.00	16.29	141.99	23.05	10.60	3.39	35.89
UR	14218.84	5184.18	2399.13	28327.75	24.66	28.23	7.32	76.86	5.71	3.53	2.00	1.78
BR	NA	7069.73	8885.94	48896.92	NA	20.41	14.90	82.19	NA	10.96	8.86	23.33
CA	NA	NA	7124.27	12562.93	NA	NA	128.78	326.90	NA	NA	7.39	45.56
RD	26485.30	NA	53640.49	78637.37	539.77	NA	780.50	1586.15	5.39	NA	7.63	14.05

Vasconcelos et al. (2021) observaram os elementos potencialmente tóxicos, como As, com teores elevados encontrados nos sedimentos cerca de 20 vezes superiores aos limites da legislação (Tabela 2). Uma vez que os óxidos de ferro presentes no rejeito são reconhecidos pela retenção de metais, alguns elementos tóxicos (metais pesados) presentes no rejeito podem não estar biodisponíveis, diminuindo o risco imediato para a biota. No entanto, nas condições estuarinas esses minerais são susceptíveis ao processo de redução dissimilatória, que pode resultar na liberação dos metais retidos pelos óxidos de ferro (QUEIROZ et al., 2018). Segundo Fernandes et al (2016), os rejeitos não têm arsênio em altas concentrações, o que pode ter aumentado a quantidade destes elementos nos locais atingidos pelos rejeitos foi a solubilização destes elementos que estavam inertes no sedimento dos rios.

Observa-se na Figura 126, o comportamento dos metais ao longo do período, sendo claro os maiores teores nos períodos chuvosos e menores nos períodos secos, formando como se fosse uma parábola nos gráficos. Rio Doce foi o estuário que mais apresentou os teores de metal Fe, Mn e As acima do limite AET da NOAA (Tabela 2).

Figura 126: Gráficos com desvio padrão das comparações dos elementos Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Arsênio (As) ao longo dos anos por estuário: Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Caravelas (CR), São Mateus (SM), Barra Nova (BN), Urussuquara (UR), Barra do Riacho (BR), Costa das Algas (CA) e Rio Doce (RD).



4.1.2 Metais foliares, fotossíntese, concentração de pigmentos e estresse oxidativo

Neste item são apresentadas as concentrações de metais nos tecidos foliares, assimilação de líquida de carbono, atividade antirradicalar [via atividade sequestradora do radical livre DPPH[•] (2,2-difenil-1-picril-hidrazila)], parâmetro de fluorescência da clorofila *a* (PI_{Total}) e pigmentos fotossintetizantes para as três espécies de mangue (*Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*) distribuídas nos estuários avaliados, além da espécie aquática *Talipariti pernambucense* presente na foz do Rio Doce.

Rhizophora mangle

Em relação à presença de metais em *Rhizophora mangle* no estuário do Piraquê-Açu, houve redução na concentração de Fe foliar no período seco/2021 do Ano 3 comparativamente ao período seco/2019 do Ano 1. Os períodos chuvosos dos Anos 1, 2 e 3 não diferiram entre si no que se refere à concentração de Fe foliar, apesar dos valores decrescentes do metal na folha (*Material Suplementar A5MS2, Figura 11 A*). O mesmo padrão pode ser observado no Piraquê-Mirim (*Material Suplementar A5MS2, Figura 11 B*). Em Costa das Algas, Barra do Riacho, Barra Nova, Urussuquara, São Mateus e Caravelas, a concentração de Fe em *R. mangle* foi menor nos períodos chuvoso/2021 e seco/2021 do Ano 3 comparada aos demais períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 11 C, Figura 11 D, Figura 11 E, Figura 11 F, Figura 11 G e Figura 11 H*).

O período chuvoso/2021 do Ano 3 apresentou os maiores valores de Mn foliar em *R. mangle* nos estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Barra do Riacho, Urussuquara, São Mateus e Caravelas. Todos os outros períodos não diferiram estatisticamente, mantendo um padrão na concentração de Mn (*Material Suplementar A5MS2, Figura 12 A, Figura 12 B, Figura 12 D, Figura 12 E, Figura 12 H*). Em Costa das Algas e Barra Nova houve redução de Mn nos períodos chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3, respectivamente (*Material Suplementar A5MS2, Figura 12 C e Figura 12 F*).

Para o Zn foliar, os maiores valores analisados foram no período chuvoso/2019 do Ano 1 nos estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Costa das Algas e Barra do Riacho. Ocorreu redução de Zn nos períodos seco/2019 do Ano 1 e chuvoso/2020 do Ano 2. Entretanto, houve tendência de aumento na concentração do metal nos períodos chuvoso/2021 e seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 13 A, Figura 13 B, Figura 13 C e Figura 13 D*). Os estuários de Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas tiveram redução nos valores de Zn a partir do período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 13 E, Figura 13 F, Figura 13 G e Figura 13 H*).

A análise de Cu foliar em *R. mangle* mostrou aumento da concentração do metal no período chuvoso do Ano 3 em relação aos períodos chuvosos dos Anos 1 e 2 no Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Costa das Algas, São Mateus e Caravelas (*Material Suplementar A5MS2, Figura 14 A, Figura 14 B, Figura 14 C, Figura 14 G e Figura 14 H*). Houve redução na concentração do metal em Barra do Riacho, no período seco/2021 do Ano 3 em relação ao período seco/2019 do Ano 1. Em Urussuquara e Barra Nova, os maiores valores de Cu foram nos períodos chuvoso/2020 do Ano 2, com significativa redução nos períodos chuvoso/2021 e seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 14 D, Figura 14 E e Figura 14 F*).

Houve aumento de Pb foliar em *R. mangle*, no período chuvoso/2020 do Ano 2 nos estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas, com redução dos valores nos períodos seguintes (*Material Suplementar A5MS2, Figura 15 A, Figura 15 B, Figura 15 D, Figura 15 E, Figura 15 F, Figura 15 G e Figura 15 H*). Em Costa das Algas, ocorreu redução gradativa de Pb nos períodos chuvosos e secos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 15 C*).

Em relação aos processos fotossintéticos, ao longo do monitoramento houve redução da assimilação de carbono (A) em *Rhizophora mangle* após primeiro período de medição (Chuvoso 2018_2019) (*Material Suplementar A5MS2, Figura 16*). Apenas no Piraquê-Açu, a redução da atividade fotossintética ocorreu a partir do período Chuvoso 2019_2020. O valor médio de A foi estatisticamente menor no período Seco 2021 nos estuários do Piraquê-Mirim, Urussuquara e Caravelas. Nos outros estuários, apesar da redução da assimilação na espécie ser estatisticamente similar entre os períodos, é possível observar que no período Seco 2021 foram registradas as menores médias. Em Piraquê-Açu e São Mateus uma breve recuperação da atividade fotossintética ocorreu em Chuvoso 2021, voltando a reduzir no período seguinte (*Material Suplementar A5MS2, Figura 16*).

Com relação ao estresse oxidativo em *R. mangle*, a maior atividade de sequestro contra o radical DPPH $^{\bullet}$, representada nos gráficos como IC50 (menor IC50: menor estresse oxidativo), foi observada nos períodos chuvoso/2019 e seco/2019 do Ano 1, nos estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (*Material Suplementar A5MS2, Figura 17 A, Figura 17 B, Figura 17 C, Figura 17 D, Figura 17 E, Figura 17 F, Figura 17 G e Figura 17 H*). Houve aumento do IC50 (maior estresse oxidativo) nos períodos chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3 no Piraquê-Açu. No Piraquê-Mirim, maior IC50 (maior estresse oxidativo) foi observado no período chuvoso/2021 do Ano 3 em relação ao período chuvoso/2020 do Ano 2 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 17 A e Figura 17 B*). Em Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara, São Mateus e Caravelas houve redução de DPPH $^{\bullet}$ no período chuvoso/2021 do Ano 3, comparativamente ao período chuvoso/2020 do Ano 2. Entretanto, os valores do parâmetro analisado continuam altos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 17 C, Figura 17 D, Figura 17 E, Figura 17 G e Figura 17 H*). Em Barra Nova, altos valores de IC50 foram encontrados no período chuvoso/2021 do Ano 3, comparados ao período chuvoso/2020 do Ano 2 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 17 F*), indicando maior estresse oxidativo.

O índice de conservação de energia (PI_{Total}) reduziu ao longo do monitoramento apenas em Barra Nova (*Material Suplementar A5MS2, Figura 18*). Em Piraquê-Mirim a redução da eficiência fotossintética foi observada apenas no período Seco 2021. Em Piraquê-Açu e São Mateus redução de PI_{Total} foram registrados nos períodos Seco 2019 e Chuvoso 2019_2020, nesses estuários houve recuperação no período seguinte (Chuvoso 2021), no entanto, voltou a reduzir em São Mateus no período Seco 2021. Caravelas registra tendência de redução da eficiência fotossintética no período seco, sendo observadas as menores médias em Seco 2021, seguido pelos resultados obtidos no Seco 2019. Em Costa das Algas, a redução de PI_{Total} ocorreu no período Chuvoso 2021, mantendo a redução no período Seco 2021 com o menor valor médio ao longo do monitoramento. Em Barra do Riacho, a redução da eficiência fotossintética foi observada no Chuvoso 2019_2020, com recuperação no período seguinte, mas sustentando a tendência de redução, corroborada pela média registrada em Seco 2019 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 18*).

Houve redução gradativa na concentração de clorofila a de *R. mangle* ao longo do monitoramento nos estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Costa das Algas, Urussuquara e Caravelas (*Material*

Suplementar A5MS2, Figura 19 A, Figura 19 B, Figura 19 C, Figura 19 E e Figura 19 H). Em Barra do Riacho não se observou diferença significativa ($p > 0,05$) na concentração de clorofila *a* ao longo do monitoramento, apesar dos menores valores no período seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 19 D*). Em Barra Nova, existe tendência de ocorrer maiores valores do pigmento nos períodos chuvosos em relação aos períodos secos. No período chuvoso, houve redução de clorofila *a* nos Anos 2 e 3, comparados ao Ano 1. Os períodos seco/2019 do Ano 1 e seco/2021 do Ano 3 apresentaram o mesmo padrão na concentração do pigmento (*Material Suplementar A5MS2, Figura 19 F*). Em São Mateus, ocorreu aumento na concentração de clorofila *a* no período chuvoso/2021 do Ano 3 em relação aos demais períodos chuvosos. Por outro lado, existiu redução na concentração de clorofila *a* no período seco/2021 do Ano 3 em relação ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 19 G*).

Para clorofila *b*, houve redução na concentração do pigmento no período chuvoso/2021 e seco/2021 do Ano 3, comparados aos períodos chuvoso/2020 do Ano 2 e seco/2019 do Ano 1, respectivamente, nos estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e São Mateus (*Material Suplementar A5MS2, Figura 20 A, Figura 20 B e Figura 20 G*). Redução também na concentração do pigmento em Costa das Algas e São Mateus no período seco/2021 do Ano 3, comparativamente ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 20 C e Figura 20 G*). Barra do Riacho identificou aumento significativo de clorofila *b* a partir do período chuvoso/2020 do Ano 2 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 20 D*). Barra Nova descreveu tendência de maior concentração de clorofila *b* nos períodos chuvoso/2019 do Ano 1, chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3 em relação aos períodos seco/2019 do Ano 1 e seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 20 F*). No estuário de Caravelas teve redução de clorofila *b* nos períodos chuvoso/2021 e seco/2021 do Ano 3 em comparação aos períodos chuvoso/2019 e seco/2019 do Ano 1 e chuvoso/2020 do Ano 2 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 20 H*). Registrou redução na concentração de carotenoides para *R. mangle* no período seco/2021 do Ano 3 em relação aos demais períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 21*).

Laguncularia racemosa

Para a espécie *Laguncularia racemosa*, localizada em Urussuquara e Barra Nova, houve maior concentração de Fe foliar nos períodos seco/2019 do Ano 1, chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3. Uma redução de Fe foi observada no período seco/2021 do Ano 3, com valores semelhantes aos reportados para o período chuvoso/2019 do Ano 1, início do monitoramento (*Material Suplementar A5MS2, Figura 22 A e Figura 22 B*). São Mateus registrou aumento da concentração de Fe no período chuvoso do Ano 3 em relação aos períodos chuvosos dos Anos 1 e 2 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 22 C*). Em Caravelas foi identificado aumento do metal do período chuvoso/2019 do Ano 1 para o período chuvoso/2020 do Ano 2, com redução de valores médios no período chuvoso/2021 do Ano 3. Nesta localidade, a concentração de Fe foliar reduziu no período seco/2021 do Ano 3, comparado ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 22 D*).

A Figura 23 apresenta os valores médios de Mn foliar em *L. racemosa*. Urussuquara e Barra Nova obtiveram registros semelhantes, com maior concentração de Mn no período chuvoso/2021 do Ano 3 em comparação aos demais períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 23 A e Figura 23 B*). Por outro lado, houve redução de Mn foliar no estuário de São Mateus a partir do período chuvoso/2020 do Ano 2, mantendo estabilidade nos períodos chuvoso/2021 e seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 23 C*). Em Caravelas, o maior valor de Mn foliar ocorreu no período seco/2019 do Ano 1; e no período chuvoso/2020 do Ano 2, este o menor valor identificado (*Material Suplementar A5MS2, Figura 23 D*).

Em relação ao Zn foliar em *L. racemosa*, houve aumento da concentração no período chuvoso do Ano 3 em relação ao período chuvoso do Ano 2 em Urussuquara (*Material Suplementar A5MS2, Figura 24 A*). Entretanto em Barra Nova não ocorreu diferença significativa na concentração de Zn entre os períodos chuvoso/2019 do Ano 1, chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3, com valores elevados do metal. Aumento no Zn foliar foi observado no período seco/2021 do Ano 3 quando comparado ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 24 B*). No estuário de São Mateus, a presença de Zn foliar foi constante em todos os períodos e, em Caravelas, teve redução dos valores de Zn a partir do período seco/2019 do Ano 1. Apesar disso, no período chuvoso/2021 do Ano 3, os valores do metal ficaram acima da média mínima encontrada para a espécie (CUZZUOL e CAMPOS, 2001; SOUZA et al., 2014) (*Material Suplementar A5MS2, Figura 24 C e Figura 24 D*).

Para Cu, houve redução deste metal em *L. racemosa* localizada no estuário de Urussuquara no período chuvoso/2021 do Ano 3, comparativamente aos períodos chuvoso/2019 do Ano 1 e chuvoso/2020 do Ano 2. Também foi observada redução de Cu foliar no período seco/2021 do Ano 3 em relação ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 25 A*). Em Barra Nova, o período chuvoso/2020 do Ano 2 foi o que apresentou maiores valores de Cu (*Material Suplementar A5MS2, Figura 25 B*). Houve maior concentração de Cu foliar em São Mateus e Caravelas no período chuvoso do Ano 3 em relação aos períodos chuvoso/2019 do Ano 1 e chuvoso/2020 do Ano 2 e períodos seco/2019 dos Anos 1 e seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 25 C e Figura 25 D*). Cabe ressaltar que, apesar da redução dos valores de Cu nos períodos citados e respectivos estuários, todos ficaram acima do valor médio encontrado para a espécie (CUZZUOL e CAMPOS, 2001; SOUZA et al., 2014).

Houve tendência de aumento para Pb foliar do início do monitoramento até o período chuvoso/2020 do Ano 2, onde atingiu os maiores valores nos estuários de Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Redução significativa foi observada nos períodos chuvoso/2021 e seco/2021 do Ano 3 em todos os estuários supracitados (*Material Suplementar A5MS2, Figura 26 A, Figura 26 B, Figura 26 C e Figura 26 D*).

A partir dos resultados da assimilação de carbono (A) na espécie *L. racemosa* é possível verificar tendência de redução da atividade fotossintética ao longo do monitoramento em Urussuquara, Barra Nova e São Mateus (*Material Suplementar A5MS2, Figura 27*). No período Seco 2021, a assimilação

de carbono foi estatisticamente menor em Urussuquara, além de apresentar as menores médias em Barra Nova e São Mateus. Indício da recuperação da atividade fotossintética foi observada em Urussuquara e São Mateus no período Chuvoso de 2021. Em Caravelas, a assimilação de carbono manteve-se baixa e constante ao longo de todo o monitoramento, contudo no período Seco 2021 houve aumento da atividade fotossintética (*Material Suplementar A5MS2, Figura 27*).

Menor estresse oxidativo com redução do IC50 para *L. racemosa* ocorreu no período chuvoso/2021 do Ano 3 quando comparado ao período chuvoso/2020 do Ano 2 nos estuários de Urussuquara, São Mateus e Caravelas (*Material Suplementar A5MS2, Figura 28 A, Figura 28 C e Figura 28 D*). Houve aumento do IC50 no período seco/2021 do Ano 3 em comparação com o período seco/2019 do Ano 1 em Urussuquara, Barra Nova e São Mateus. Ainda em Barra Nova registrou-se altos valores de DPPH nos períodos chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 28 B*).

O índice de conservação de energia (PI_{Total}) apresentou tendência de aumento em Urussuquara (*Material Suplementar A5MS2, Figura 29*). Recuperação da eficiência fotossintética foi observada no último período chuvoso (Chuvoso 2021) em Urussuquara e Barra Nova, mas em Barra Nova a eficiência fotossintética voltou a declinar no período Seco 2021. Em São Mateus, o parâmetro PI_{Total} manteve-se estatisticamente similar ao longo do monitoramento, com redução nos períodos Chuvoso 2019_2020 e Seco 2021. Em Caravelas houve aumento do parâmetro no período Chuvoso 2019_2020, mas nos dois últimos períodos avaliados, mostrou-se estatisticamente similar aos dados avaliados ao longo de todo o monitoramento, não sendo possível verificar tendência de aumento ou redução da eficiência fotossintética.

Ocorreu redução na concentração de clorofila a de *L. racemosa* em Urussuquara no período chuvoso/2021 do Ano 3 em relação aos períodos chuvoso/2019 do Ano 1 e chuvoso/2020 do Ano 2. O mesmo comportamento aconteceu nos períodos secos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 30 A*). Nos estuários de Barra Nova e São Mateus, houve redução na concentração do pigmento no período seco/2021 do Ano 3, comparativamente aos demais períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 30 B e Figura 30 C*). Em Caravelas, esta redução foi gradativa, com menor concentração de clorofila b nos períodos chuvoso/2021 e seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 30 D*).

Nos estuários de Urussuquara, Barra nova, São Mateus e Caravelas houve redução na concentração de clorofila b de *L. racemosa* no período chuvoso/2021 do Ano 3 em relação ao período chuvoso/2020 do Ano 2 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 31 A, Figura 31 B, Figura 31 C e Figura 31 D*). O período seco/2021 do Ano 3 não diferiu do período seco/2019 em Urussuquara e Barra Nova (*Material Suplementar A5MS2, Figura 31 A e Figura 31 B*). Por outro lado, em São Mateus e Caravelas teve redução de clorofila b no período seco/2021 do Ano 3 em relação ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 31 C e Figura 31 D*).

A concentração de carotenoides para *L. racemosa* apresentou redução no período seco/2021 do Ano 3 em relação aos demais períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 32*).

Avicennia schaueriana

Em *A. schaueriana*, houve maior concentração de Fe foliar no período chuvoso/2020 do Ano 2 comparado aos demais períodos chuvosos. Também teve redução na concentração de Fe foliar no período seco/2021 do Ano 3 em relação ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 33 A*). Em Caravelas, o período chuvoso/2020 do Ano 2 apresentou a maior concentração de Fe foliar comparativamente aos demais períodos secos e chuvosos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 33 B*).

Para Mn foliar, não houve diferença ($p > 0,05$) na concentração do metal ao longo do monitoramento em Costa das Algas (*Material Suplementar A5MS2, Figura 34 A*). Ocorreu tendência de aumento de Mn foliar em Caravelas a partir do período seco/2019 do Ano 1 até o período seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 34 B*).

Também foi observado aumento de Zn foliar em Costa das Algas no período chuvoso/2021 do Ano 3 em relação aos períodos chuvosos 2019 e 2020 dos Anos 1 e 2, respectivamente (*Material Suplementar A5MS2, Figura 35 A*). Em Caravelas, houve tendência de redução na concentração de Zn do período chuvoso/2019 do Ano 1 para o período chuvoso/2020 do Ano 2. Entretanto, ocorreu aumento de Mn no período chuvoso/2021 do Ano 3 quando comparado ao período chuvoso/2020 do Ano 2. Os períodos seco/2019 do Ano 1 e seco/2021 do Ano 3 não apresentaram diferença significativa entre eles (*Material Suplementar A5MS2, Figura 35 B*).

Maiores valores de Cu foliar foram observados nos estuários de Costa das Algas e Caravelas no período chuvoso/2021 do Ano 3 em relação aos demais períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 36 A e Figura 36 B*).

Diminuição de Pb foliar em *A. schaueriana* presente em Costa das Algas foi observada nos períodos chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3, comparativamente ao período chuvoso/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 37 A*). Em Caravelas, houve aumento de Pb foliar no período seco/2019 em relação ao período chuvoso/2020, ambos no Ano 1. A partir do período chuvoso/2020 do Ano 2, houve redução na concentração do metal (*Material Suplementar A5MS2, Figura 37 B*).

Com relação aos processos de trocas gasosas, houve redução da assimilação de carbono (A) na espécie *A. schaueriana* ao longo de todo o monitoramento em Costa das Algas, após período Chuvoso 2018_2019, sendo a menor média no período Seco 2021 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 38*). Em Caravelas, a maior redução da atividade fotoquímica na espécie foi verificada no período Seco 2019, com indícios de recuperação no período seguinte (Chuvoso 2019_2020). No entanto, nesta mesma localidade, apesar do aumento de A nos dois períodos de 2021, as médias encontradas ainda são estatisticamente similares aos observados durante o Seco 2019. Sendo assim, ainda não é possível verificar tendência de recuperação de *A. schaueriana* nessa área (*Material Suplementar A5MS2, Figura 38*).

Aumento do IC50 foi registrado no período chuvoso/2021 do Ano 3 em relação aos períodos chuvosos 2019 e 2020 dos Anos 1 e 2, respectivamente, indicando menor atividade de sequestro contra o radical

DPPH[•] por *A. schaueriana* em Costa das Algas. Vale ressaltar que mesmo o período chuvoso/2020 do Ano 2 apresentando menor IC50 comparado ao período chuvoso/2021 do Ano 3, ainda assim indica menor atividade da espécie contra o radical DPPH[•], ou seja, maior estresse oxidativo. No período seco/2021 do Ano 3 houve maiores valores de DPPH[•] em relação ao período seco 2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 39 A*). Comportamento semelhante foi observado no estuário de Caravelas (*Material Suplementar A5MS2, Figura 39 B*).

O índice de conservação de energia (PI_{Total}) foi baixo ao longo de todo o monitoramento em Caravelas, com aumento no período Seco de 2021. Em Costa das Algas não foi observado diferença significativa em PI_{Total} ao longo do monitoramento. Portanto, não foi possível observar tendência de aumento ou redução da eficiência fotossintética nas duas áreas, assim como em relação ao período seco ou chuvoso (*Material Suplementar A5MS2, Figura 40*).

Para a espécie *A. schaueriana* localizada em Costa das Algas, foi observado aumento na concentração de clorofila a e clorofila b nos períodos chuvoso/2020 e chuvoso/2021 dos Anos 2 e 3, respectivamente. Ocorreu também diminuição na concentração de clorofila a e clorofila b no período seco/2021 do Ano 3 em relação ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 41 A e Figura 42 A*). Em Caravelas, houve redução de clorofila a no período chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3 comparado ao período chuvoso/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 41 B*). Para clorofila b, o comportamento foi semelhante, com redução na concentração do pigmento no período chuvoso/2021 do Ano 3 comparativamente ao período chuvoso/2020 do Ano 2 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 42 B*). Também foi observada redução na concentração de clorofila a e clorofila b no período seco/2021 do Ano 3 em relação ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 41 B e Figura 42 B*). Houve registro de redução na concentração de carotenoides no período seco/2021 do Ano 3 em relação aos demais períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 43*).

Talipariti pernambucense

Ocorreu redução na concentração de Fe foliar de *T. pernambucense* no período chuvoso/2021 do Ano 3 em comparação ao período chuvoso/2020 do Ano 2. O mesmo comportamento foi observado para o período seco/2021 do Ano 3 em relação ao período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 44 A*). Não houve variação de Mn foliar a partir do período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 44 B*).

O Zn foliar teve aumento da concentração no período chuvoso/2021 do Ano 3 em relação ao período chuvoso/2020 do Ano 2. Não houve alteração de Zn nos períodos seco/2010 do Ano 1 e seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 44 C*). A concentração de Cu manteve-se estável ao longo do monitoramento sem apresentar diferença entre os períodos ($p > 0,05$) (*Material Suplementar A5MS2, Figura 44 D*). Os maiores valores de Pb foliar foram observados no período chuvoso/2019 do Ano 1 com redução significativa para os demais períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 44 E*).

A assimilação de carbono ao longo do monitoramento exibiu tendência de redução da atividade fotossintética a partir do Chuvoso 2019_2020 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 45*). O menor valor de assimilação foi registrado em Seco 2021.

Houve aumento no valor de DPPH* no período chuvoso/2020 do Ano 2 (menor atividade de sequestro do radical por *T. pernambucense*: maior estresse oxidativo) comparado aos períodos chuvoso/2019 do Ano 1 e chuvoso/2021 do Ano 2 (maior atividade de sequestro do radical: menor estresse oxidativo). Registrou-se aumento de DPPH* no período seco/2021 do Ano 3 comparativamente ao período seco/2019 do Ano 1, indicando maior estresse oxidativo (*Material Suplementar A5MS2, Figura 46*).

Tendência de redução do índice de conservação de energia (PI_{Total}) foi observada ao longo do monitoramento (*Material Suplementar A5MS2, Figura 47*), no entanto os menores valores de (PI_{Total}) foram observados em Seco 2019, seguido de Seco 2021, ou seja, redução da eficiência fotossintética no período seco.

A espécie *T. pernambucense* descreveu tendência de apresentar maiores valores de clorofila a nos períodos chuvosos dos Anos 1, 2 e 3. O mesmo se aplica para os períodos secos, com menores valores e significativamente iguais (*Material Suplementar A5MS2, Figura 48 A*). Para a clorofila b, não houve diferença estatística entre os períodos chuvoso/2020 do Ano 2 e chuvoso/2021 do Ano 3, com maiores valores quando comparados ao período chuvoso/2019 do Ano 1. Não houve alteração entre os períodos seco/2019 do Ano 1 e seco/2021 do Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 48 B*). A concentração de carotenoides manteve um padrão de redução em todos os períodos após o período seco/2019 do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 48 C*).

A concentração de metais (Fe, Mn, Pb, Cu e Zn) e clorofila a e b no tecido foliar, os parâmetros fotossintéticos (A e PI_{Total}), a atividade antirradicalar [via atividade sequestradora do radical livre DPPH* (2,2-difenil-1-picril-hidrazila)], juntamente com a precipitação e salinidade foram avaliados de forma integrada para os diferentes estuários e espécies por meio da Análise de Componentes Principais. Neste relatório optou-se por apresentar as PCA's separadas por espécie, permitindo observar o padrão fisiológico individualmente, e por ano de monitoramento (Ano 1, Ano 2 e Ano 3), contemplando o período chuvoso e seco do ano correspondente. Exceto a amostragem do Ano 2 que contemplou apenas o período chuvoso devido à pandemia. Para *Talipariti pernambucense* foi construída apenas uma PCA considerando todos os períodos amostrais, uma vez que a espécie é amostrada apenas na foz do Rio Doce, diferente das espécies de mangue que estão distribuídas em vários estuários.

A partir da PCA do Ano 1 (Figura 127), referente à *R. mangle*, observa-se a formação de um agrupamento envolvendo CA, BR e SM no período chuvoso desse ano em função da concentração de Zn no tecido foliar e do desempenho fotossintético (A e PI_{Total}). A PCA destaca correlação positiva entre A e PI_{Total} ($r = 0,71$; $p < 0,01$) e entre A e Zn foliar ($r = 0,63$; $p < 0,01$). Oposto ao agrupamento anteriormente citado, tem-se o grupo composto por PM, SM e CR no período seco exibindo menor desempenho fotossintético e forte associação com Mn e concentração de clorofila b, sendo este último parâmetro correlacionado negativamente à assimilação de carbono ($r = -0,52$; $p = 0,03$). No período

seco do Ano 1, a maioria dos estuários (BR, UR, CA, BN e PA) foi associada ao Fe, Cu e Pb foliar, contudo, nenhuma alteração em nível fisiológico significativo foi detectada, conforme correlação de Pearson negativa entre A e Fe ($r = -0,07$; $p > 0,05$), A e Cu ($r = -0,26$; $p > 0,05$), A e Pb ($r = -0,45$; $p > 0,05$), e A e Mn ($r = -0,42$; $p > 0,05$). Maior concentração de Fe foliar no período seco é reforçada pela correlação negativa estabelecida entre precipitação e Fe ($r = -0,58$; $p < 0,05$), o inverso ocorre com o Zn, uma vez que foi detectado correlação positiva entre esses dois parâmetros ($r_{\text{ppt} \times \text{Zn}} = 0,58$; $p < 0,05$) (Figura 127).

No Ano 2 (Figura 128), os parâmetros A e PI_{Total} não foram correlacionados positivamente entre si e na PCA o parâmetro A foi associado à Barra do Riacho e Urussuquara, mesmo sob estresse oxidativo. Em contrapartida, o PI_{Total} foi associado à Costa das Algas e Caravelas, juntamente com os elementos Fe e Mn. Esse melhor desempenho fotoquímico é suportado pela correlação estabelecida entre Fe e PI_{Total} ($r = 0,78$; $p = 0,02$). Outro agrupamento evidenciado na PCA é aquele relacionado à São Mateus e Barra Nova em função da concentração de clorofila a e b, e maiores concentrações de Zn e Cu, sendo o último elemento correlacionado positivamente com clorofila a ($r = 0,71$; $p = 0,04$), sob condições de elevada precipitação. Analuddin et al. (2017) analisaram várias espécies de mangue na Indonésia, dentre elas *Bruguiera gymnorhiza* da família Rhizophoraceae, e observaram alto acúmulo de Zn e Cu nos tecidos foliares. Esses metais traços podem compartilhar mecanismos de absorção semelhantes (QIU et al., 2011). Contudo, em um outro estudo com a espécie *Bruguiera gymnorhiza*, Wang et al. (2013a) observaram diferença nos níveis de contaminação da planta em relação à maturidade, uma vez que plantas em estágios de desenvolvimento mais antigo apresentavam maior tolerância aos metais (principalmente Cu e Zn), possivelmente devido aos mecanismos de exclusão mais eficientes. Desta forma, autores salientam que efeitos da contaminação por metais em plantas jovens devem ser considerados ao avaliar os riscos apresentados por metais pesados em um ecossistema. Em contrapartida, Pb é identificado opostamente aos parâmetros de produção primária e associado aos estuários do Piraquê-Açu e Mirim.

A associação entre a precipitação (Ppt) e parâmetros relacionados à produtividade persistiu em *R. mangle* no Ano 3 (Figura 129), mesmo sob estresse oxidativo ($r_{\text{ppt} \times \text{DPPH}} = 0,66$; $p < 0,01$), e são corroborados pela correlação significativa entre Ppt x A ($r = 0,55$; $p = 0,02$), Ppt x clorofila a ($r = 0,59$; $p = 0,01$) e Ppt x clorofila b ($r = 0,52$; $p = 0,03$). Além disso, foi identificada correlação positiva entre a concentração de clorofila e assimilação de carbono ($r_{\text{clorofila a} \times \text{A}} = 0,67$; $p < 0,01$ e $r_{\text{clorofila b} \times \text{A}} = 0,63$; $p < 0,01$). Essas correlações destacam o agrupamento formado por PA, CA, BR, BN e UR no período chuvoso, todos associados ao Fe foliar. Os demais estuários (SM, PM e CR), no período chuvoso, foram associados ao Cu e Mn, estes por sua vez atuam sobre o desempenho fotoquímico, principalmente o Mn, como evidenciado pela correlação positiva entre o mesmo e PI_{Total} ($r = 0,51$; $p = 0,04$).

Figura 127: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 1 em *Rhizophora mangle*. Legenda: PA: Piraquê-Açu, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, 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 entre outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso do Ano 1) e entre abril a setembro de 2019 (período seco do Ano 1). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , $Mnf/Fef/Znf/Pbf/Cuf$ – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, $Chla$ – clorofila a, $Chlb$ – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial. A: PCA e B: correlação.

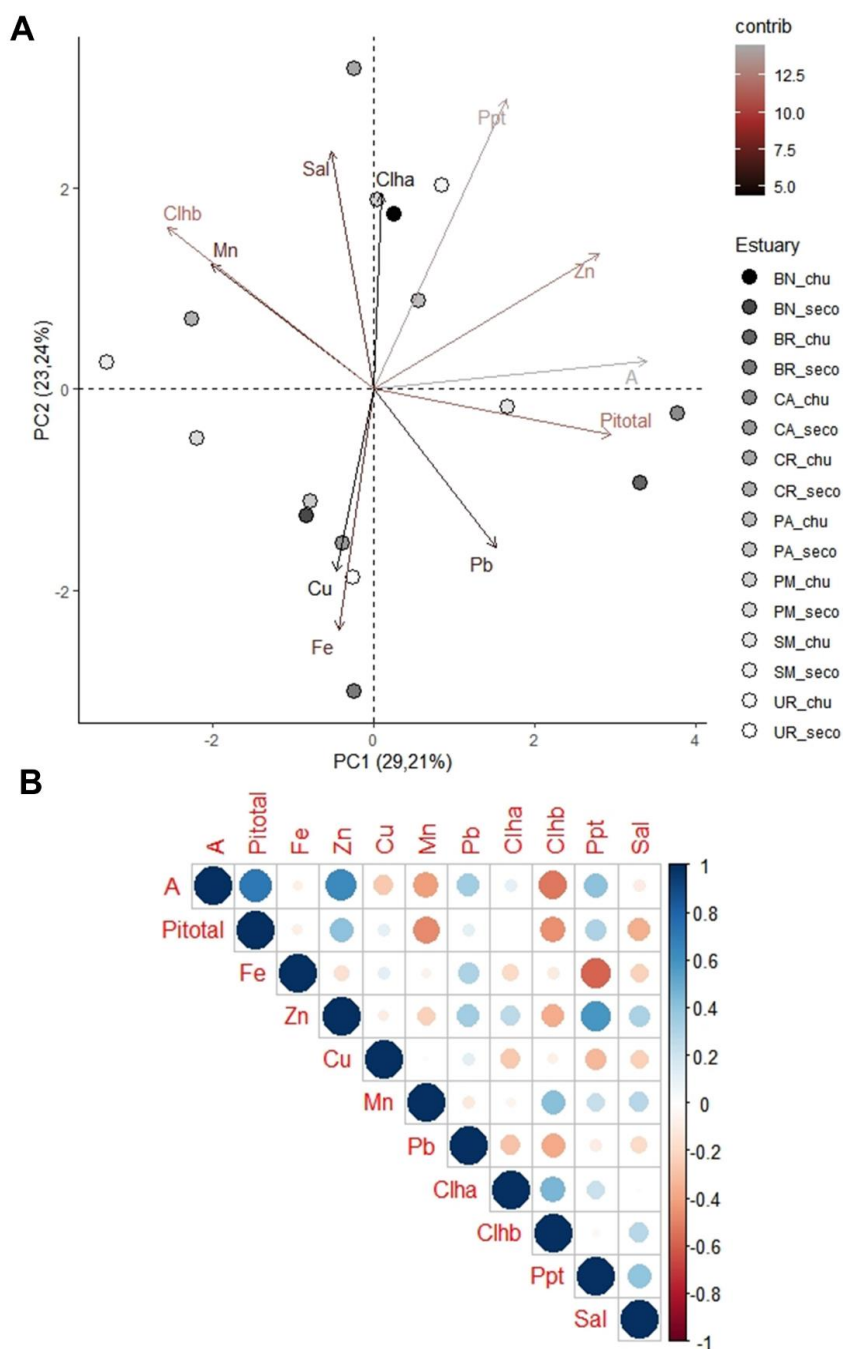


Figura 128: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 2 em *Rhizophora mangle*. Legenda: PA: Piraquê-Açu, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, 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 entre outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso do Ano 2). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf - manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla - clorofila a, Chlb - clorofila b, ppt - precipitação, sal - salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1-picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação.

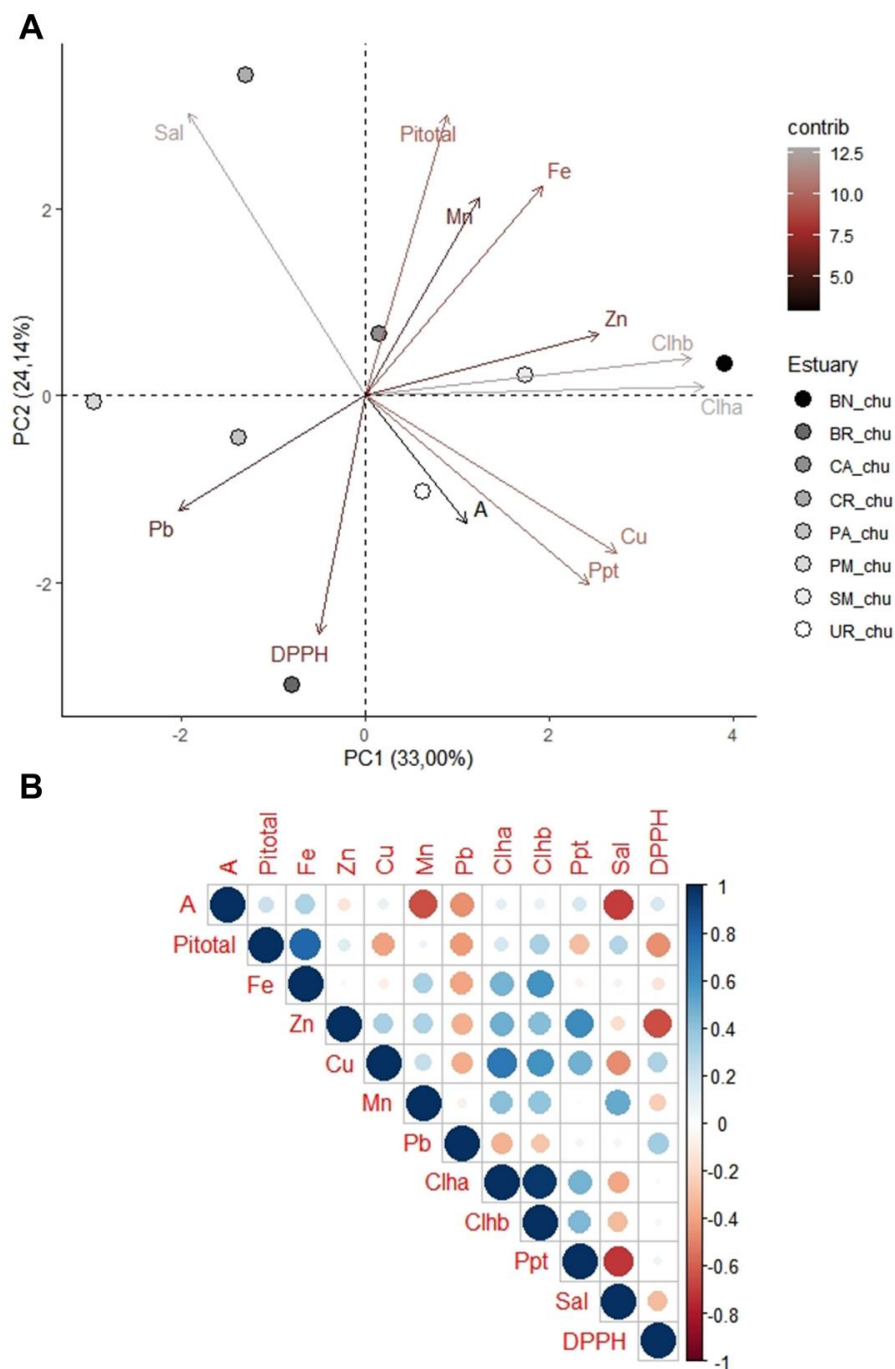
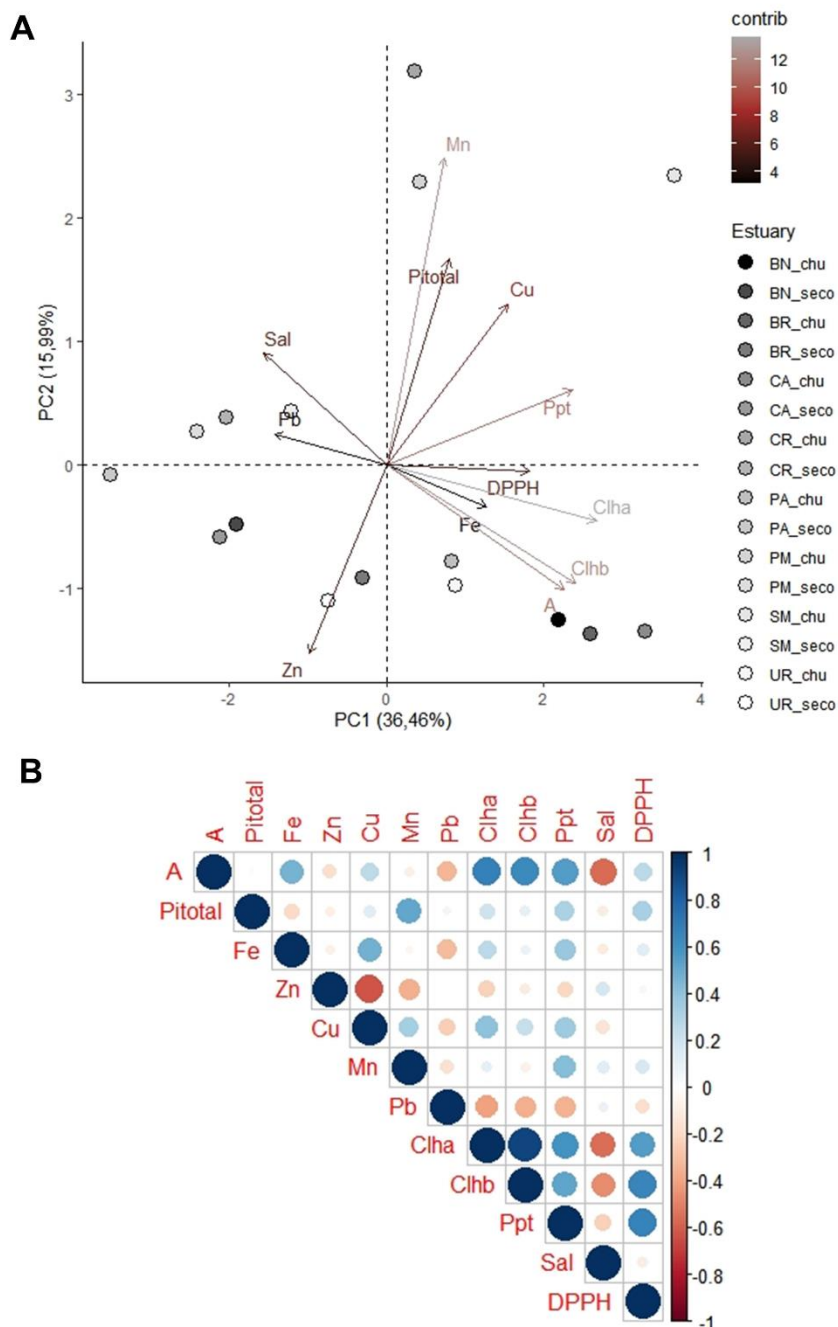


Figura 129: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 3 em *Rhizophora mangle*. Legenda: PA: Piraquê-Açu, PM: Piraquê-Mirim, CA: Costa das Algas, BR: Barra do Riacho, 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 entre janeiro de 2021 a março de 2021 (período chuvoso do Ano 3) e entre abril a setembro de 2021 (período seco do Ano 3). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação.



Nos relatórios anteriores foi destacado que *L. racemosa* exibe melhor desempenho fotossintético entre as três espécies de mangue e responde em menor intensidade às variações sazonais, entretanto o aumento de metais, como o Pb e Fe, ao longo do monitoramento foi acompanhado simultaneamente pela redução da assimilação de carbono (RRDM, 2020b). Arrivabene et al. (2015) observaram maior concentração de ferro nas folhas da espécie, sugerindo maior absorção foliar deste elemento em amostras coletadas de locais com níveis mais altos de partículas de ferro nos manguezais da região metropolitana e norte do Espírito Santo. Assim, apesar de ser um elemento essencial para o desenvolvimento da planta, seu excesso pode acarretar a produção de radicais livres que prejudicam a estrutura celular de forma irreversível e danifica membranas, DNA e proteínas (DAS et al., 2016).

A PCA da espécie para o Ano 1 (Figura 130) destaca maior desempenho fotossintético (*A* e PI_{Total}) associado à clorofila *a* e ao Mn no tecido foliar para São Mateus no período chuvoso do Ano 1. Os demais estuários, no período chuvoso do Ano 1, UR, BN e CR foram associados à Zn e Cu e à precipitação, entretanto a disponibilidade hídrica não foi capaz de diminuir os efeitos deletérios do excesso de Cu, uma vez que uma correlação significativa negativa foi obtida entre Cu e clorofila *b* ($r = -0,71$; $p < 0,05$). Assim, apesar do Cu ser essencial em vários processos metabólicos, como a fotossíntese, o mesmo pode ser tóxico em altas concentrações, necessitando de forte regulação (PILON et al., 2006). Os elementos Fe e Pb exibiram correlação negativa com precipitação ($r_{ppt \times Fe} = -0,74$; $p = 0,03$ e $r_{ppt \times Pb} = -0,84$; $p = < 0,01$) sustentando o agrupamento formado por BN, SM e UR no período Seco do Ano 1. No Ano 2 (Figura 131) manteve a associação da produção primária (*A* e clorofila *a* e *b*) com São Mateus e agora com Barra Nova, juntamente com os elementos Cu, Mn e Zn, principalmente Zn, como observado pela correlação significativa entre esse elemento de clorofila *a* ($r = 0,95$; $p < 0,05$) e clorofila *b* ($r = 0,96$; $p < 0,04$). Em Caravelas/BA, apesar de o aumento na salinidade intersticial provavelmente implicar na redução da atividade antirradicalar, ou seja, aumento do estresse oxidativo ($r_{salinidade \times DPPH} = 0,96$; $p < 0,04$), uma vez que o acúmulo de íons leva a desestabilização de membranas celulares e induzem a formação de espécies reativas de oxigênio (DAS et al., 2016), a conservação da energia fotoquímica é mantida no estuário (PI_{Total}), mas o inverso ocorre para assimilação de carbono, indicando que o excesso de íons induz à redução da condutância estomática e do mesófilo (PARIDA et al., 2004). No Ano 3 (Figura 132), Barra Nova permanece associado aos parâmetros de produção primária, sob elevada precipitação e estresse oxidativo. São Mateus foi associado à maioria dos metais avaliados (Fe, Mn, Zn e Cu), independente do período. Os efeitos da chuva, indiretamente, atuam sobre as variáveis biológicas de forma que clorofila *a* e *b* são correlacionadas ($r = 0,92$; $p < 0,01$), assim como clorofila *b* e *A* ($r = 0,79$; $p < 0,02$).

Figura 130: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 1 em *Laguncularia racemosa*. Legenda: 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 entre outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso do Ano 1) e entre abril a setembro de 2019 (período seco do Ano 1). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial. A: PCA e B: correlação.

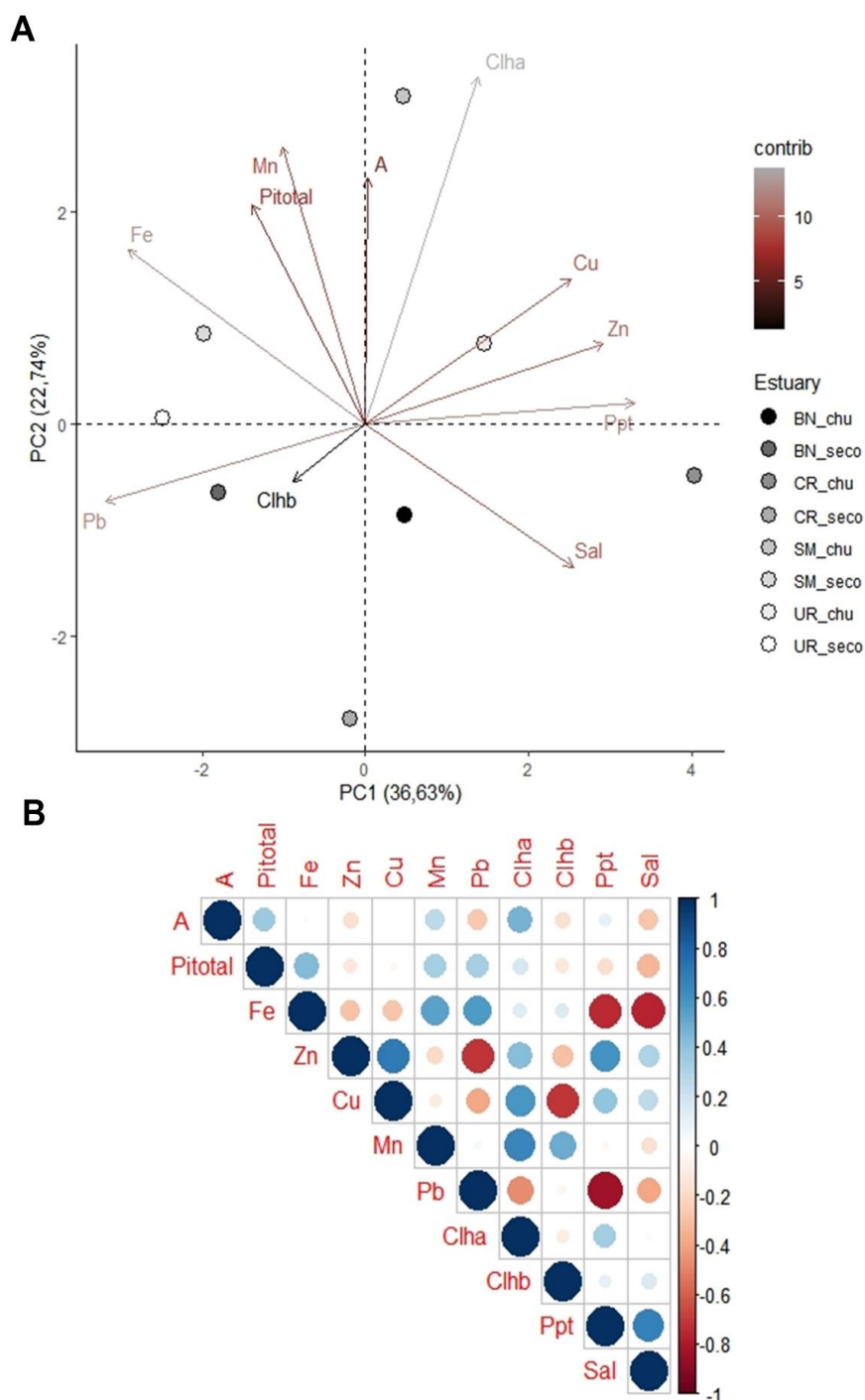


Figura 131: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 2 em *Laguncularia racemosa*. Legenda: UR: Urussuquara, BN: Barra Nova, São Mateus, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados entre outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso do Ano 2). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , $Mnf/Fe/Znf/Pbf/Cuf$ – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação.

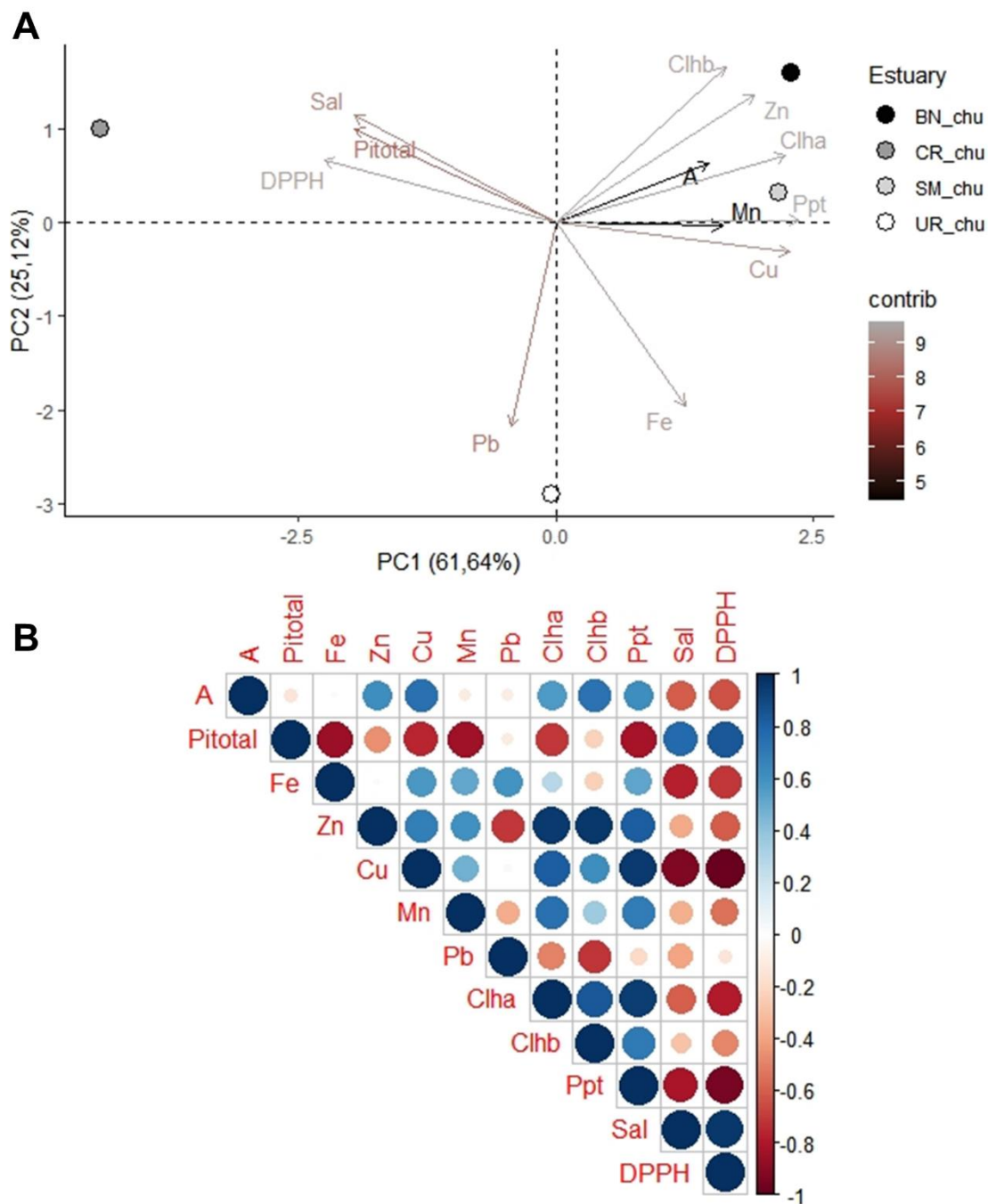
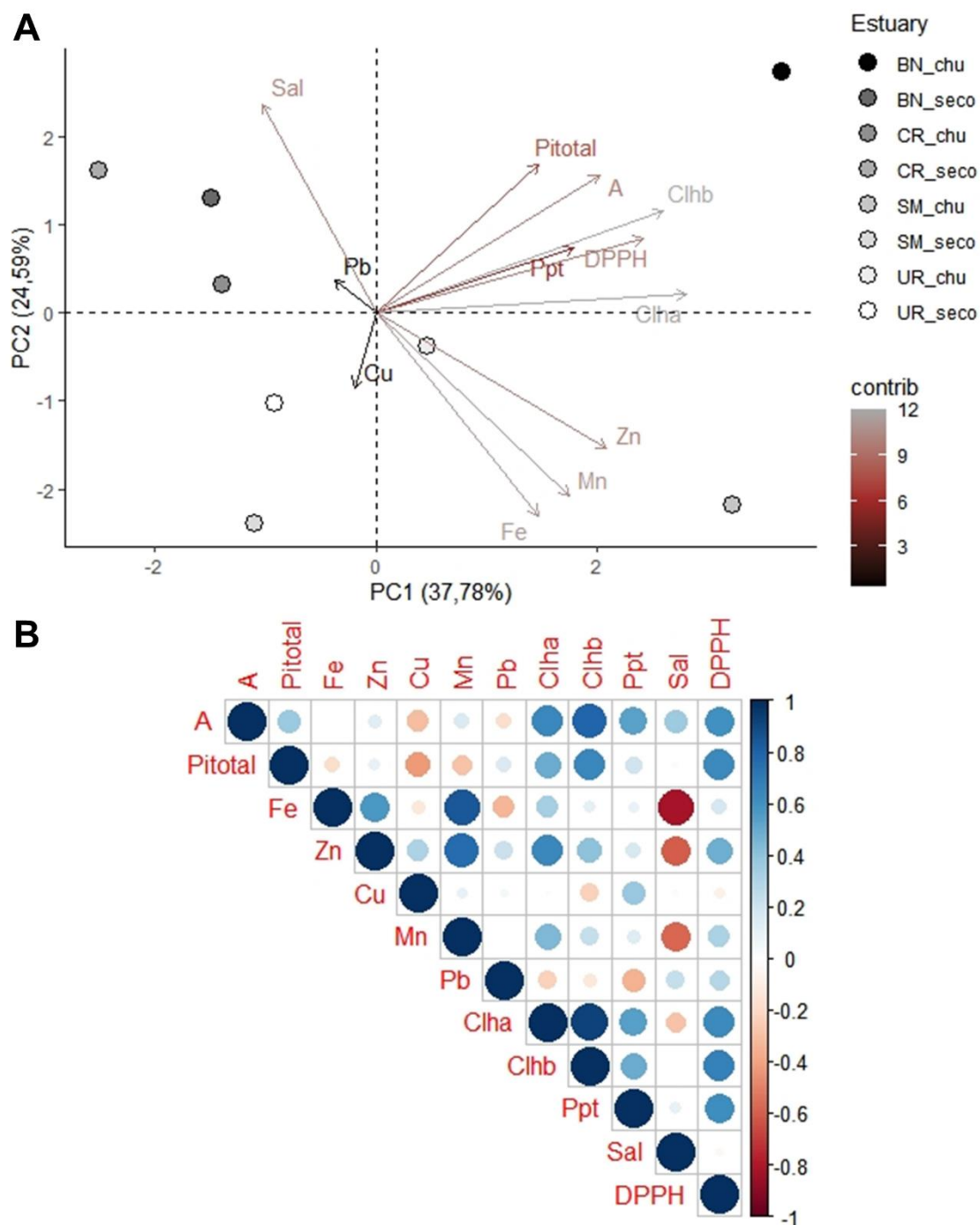


Figura 132: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 3 em *Laguncularia racemosa*. Legenda: UR: Urussuquara, BN: Barra Nova, São Mateus, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados entre janeiro de 2021 a março de 2021 (período chuvoso do Ano 3) e entre abril a setembro de 2021 (período seco do Ano 3). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1-picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: PCA e B: correlação.



A. schaueriana é amostrada em dois locais (Costa das Algas e Caravelas) dentro do PMBA e em função da ausência de dados para o período Seco do Ano 2 só foi possível obter PCA's para o Ano 1 e Ano 3. A análise destaca agrupamento dos metais avaliados em Costa das Algas, contudo os efeitos dos mesmos são reduzidos no período chuvoso, uma vez que Costa das Algas foi associada à assimilação de carbono. Em contrapartida, Caravelas exibe menor desempenho fotossintético e maior estresse oxidativo, principalmente no período seco (Figura 133 e Figura 134). O elemento foliar zinco tende a ser associado à clorofila *a* e *b*, no Ano 3 foi estabelecida correlação positiva entre Zn e clorofila *a* ($r = 0,95$; $p < 0,05$) e entre Zn e clorofila *b* ($r = 0,98$; $p < 0,04$). MacFarlan e Burchett (2002) observaram em experimentos que a absorção de Zn em *Avicennia marina* foi alta e acumulada de forma linear no tecido da raiz e foliar em toda a faixa de concentração de Zn aplicada. Os autores ainda destacam o papel essencial do micronutriente na função metabólica da planta, mas ressaltam que respostas de inibição do crescimento com excesso de Zn também foram observadas em 500, sendo que 1000 $\mu\text{g/g}$ resultaram em mortalidade total das plantas analisadas. Chumbo e manganês foram associados ao período chuvoso; o efeito prejudicial do excesso de Mn sobre a clorofila *a* ($r = -0,95$; $p < 0,05$) foi registrado para o Ano 1, uma vez que a perda da atividade do pigmento pode ocorrer quando o magnésio do anel tetrapirrólico da molécula é deslocado (MARSCHNER, 1995; ASRAR et al., 2005). Consequentemente, as células acumulam protoporfirina e a síntese de pigmentos é bloqueada (KÜPPER et al. 2002).

A partir da PCA para *T. pernambucense* observa-se a formação de um agrupamento entre *A*, clorofila *a* e Pb no tecido foliar no período chuvoso de 2018/2019 (Figura 135), apesar do Pb ser considerado um elemento tóxico, ele foi correlacionado positivamente com *A* ($r = 0,88$; $p < 0,05$), o inverso ocorreu entre Mn e *A* ($r = -0,88$; $p < 0,05$) e entre Cu e clorofila *a* ($r = -0,93$; $p < 0,02$). Os períodos chuvosos subsequentes (Chuvoso 2019/2020 e Chuvoso 2021) foram agrupados em função da precipitação, PI_{Total} , salinidade e estresse oxidativo. A correlação estabelecida entre precipitação e PI_{Total} ($r = 0,91$; $p = 0,03$) sugeriu redução dos efeitos do estresse oxidativo sobre a espécie nesses períodos. A PCA revela que *T. pernambucense* nos períodos secos tende a acumular mais metais no tecido foliar, além de exibir menor desempenho fotossintético, especificamente, o período Seco de 2019 foi associado ao Zn e o período Seco de 2021 aos metais Fe, Mn e Cu, além de clorofila *b*. Apesar do Mn apresentar padrão inverso à *A* e clorofila *a*, foi correlacionado positivamente com clorofila *b* ($r = 0,94$; $p < 0,02$).

A fim de complementar as análises temporais e multivariadas, bem como, identificar tendências gerais quanto aos processos funcionais da fotossíntese e capacidade antirradicalar das espécies monitoradas em resposta à concentração de Fe, Mn, Cu, Zn e Pb no tecido foliar foi desenvolvida análise de correlação geral para cada espécie. Essa análise considera todos estuários e coletas realizadas ao longo do monitoramento (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 1-4*).

Figura 133: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 1 em *Avicennia schaueriana*. Legenda: CA: Costa das Algas, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados entre outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso do Ano 1) e entre abril a setembro de 2019 (período seco do Ano 1). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar).
A: PCA e B: correlação.

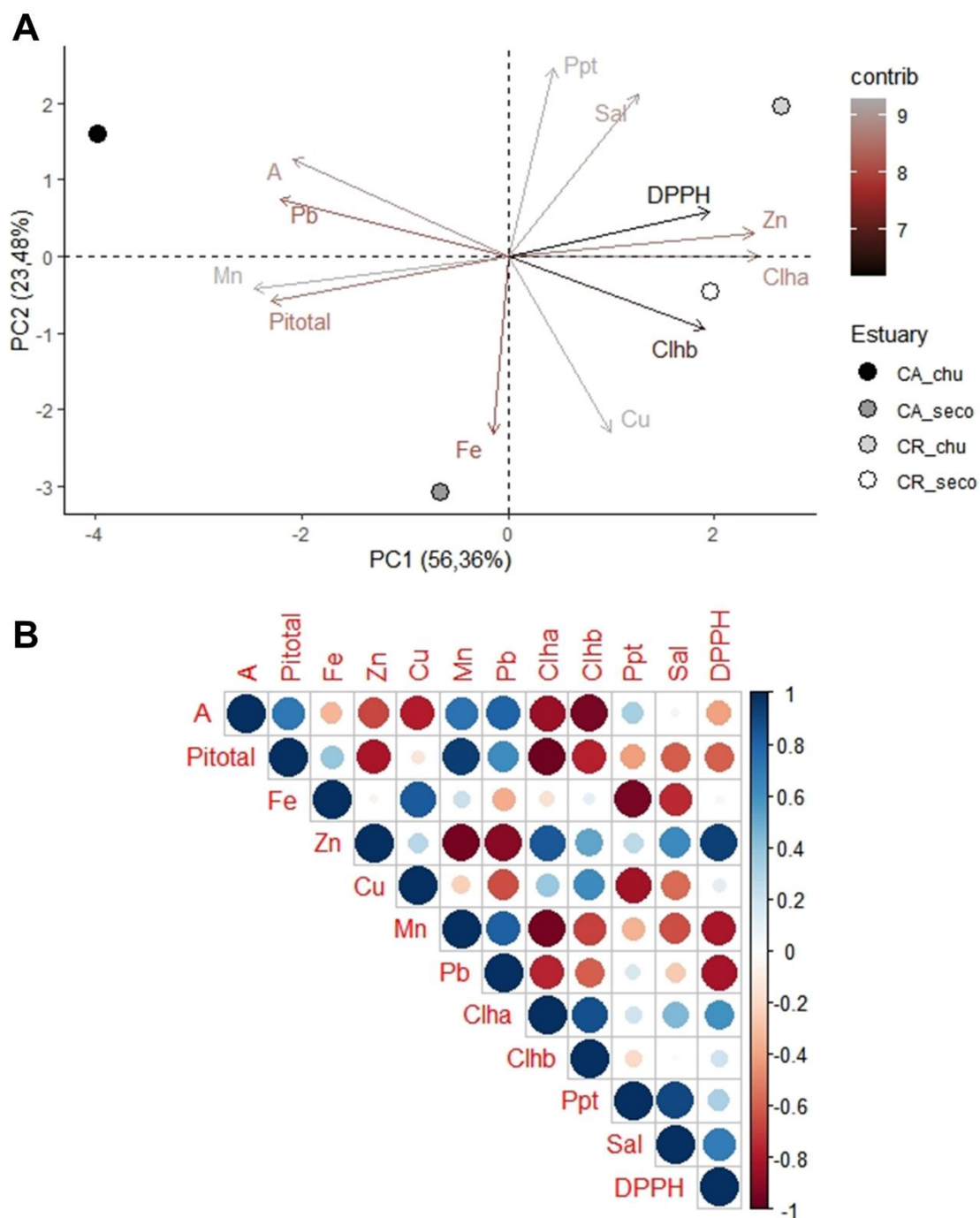


Figura 134: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para o Ano 3 em *Avicennia schaueriana*. Legenda: CA: Costa das Algas, CR: Caravelas - Áreas de coleta de dados distribuídas entre o norte do Espírito Santo e sul da Bahia, coletados entre janeiro de 2021 a março de 2021 (período chuvoso do Ano 3) e entre abril a setembro de 2021 (período seco do Ano 3). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar).
A: PCA e B: correlação.

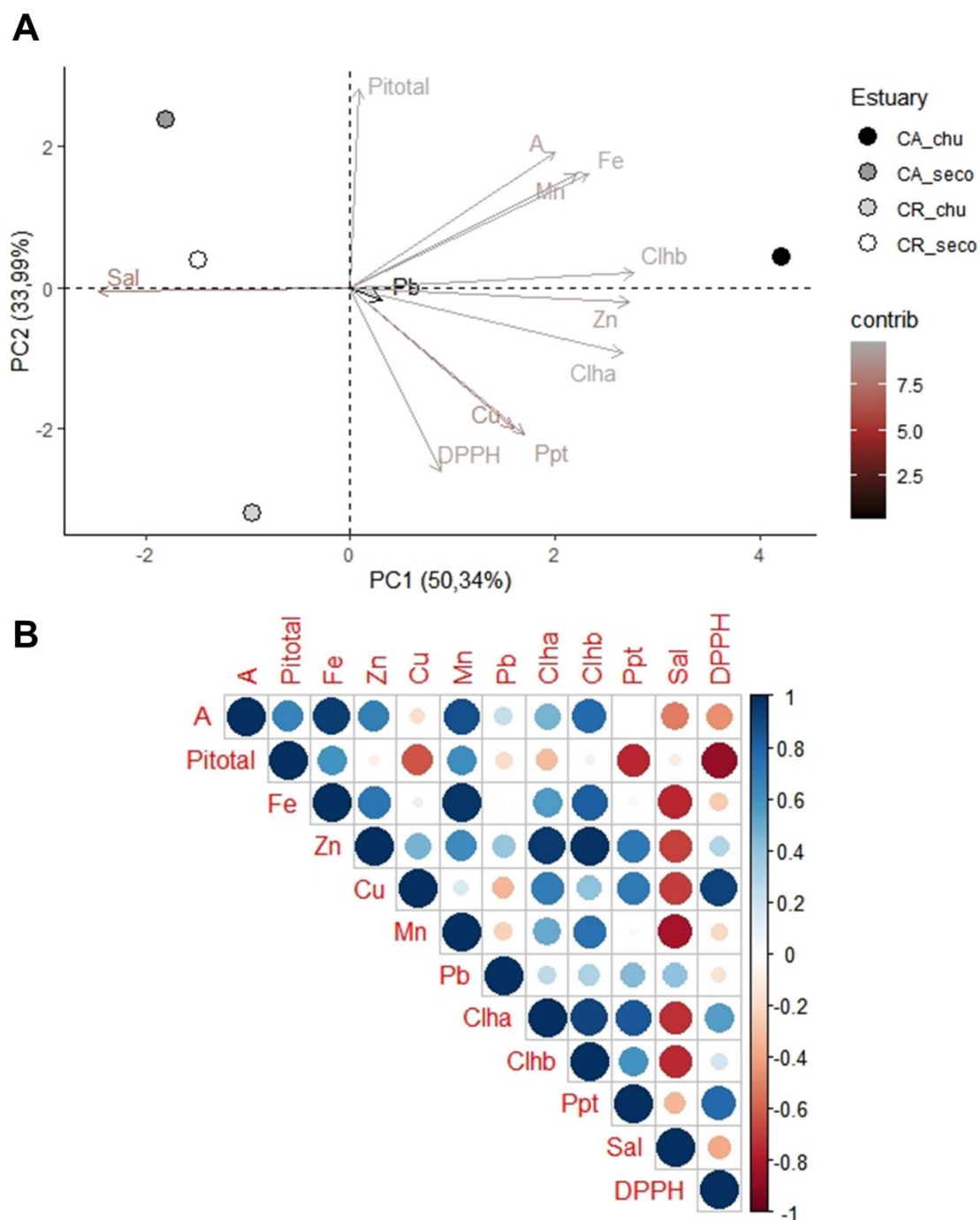
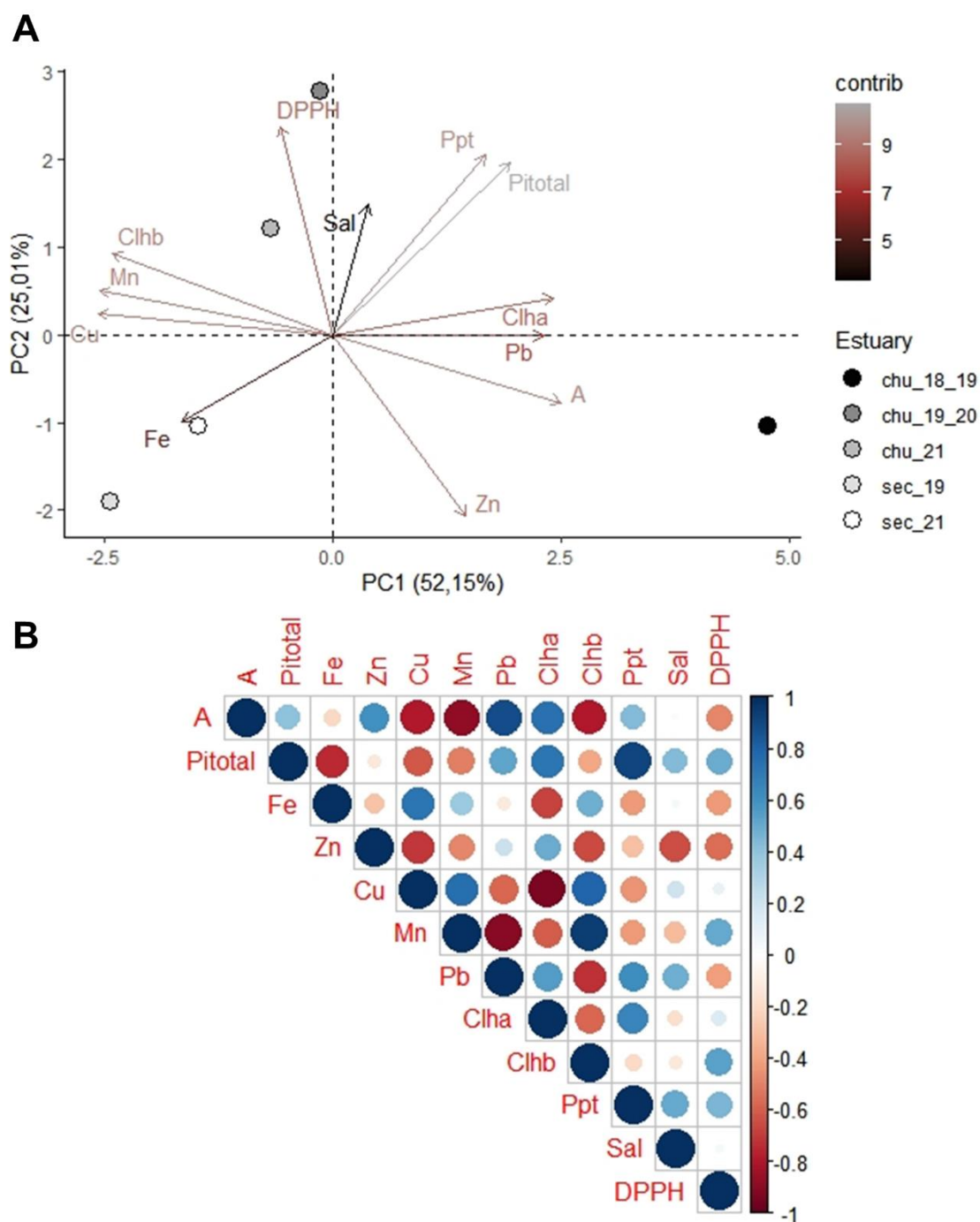


Figura 135: Análise de componentes principais (ACP) baseada na correlação entre parâmetros fisiológicos e metais no tecido foliar e correlação par-a-par entre os parâmetros avaliados para os Anos 1, 2 e 3 em *Talipariti pernambucense*. Legenda: RD – Rio Doce - Área de coleta de dados na foz do Rio Doce, ES, dados coletados entre outubro de 2018 a março de 2019 (período chuvoso do Ano 1), abril a setembro de 2019 (período seco do Ano 1), outubro de 2019 a março de 2020 (período chuvoso do Ano 2), janeiro de 2021 a março de 2021 (período chuvoso do Ano 3) e entre abril a setembro de 2021 (período seco do Ano 3). PI_{Total} : índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2 , Mn/Fef/Znf/Pbf/Cuf – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila a, Chlb – clorofila b, ppt – precipitação, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar).
A: PCA e B: correlação.



A correlação negativa e significativa obtida entre *A* e a concentração de Mn no tecido foliar acompanhada pelo aumento do estresse oxidativo, como observado por meio da correlação negativa entre DPPH[•] e *A* para a espécie *R. mangle* (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 1*), indica interferência do metal no ganho de carbono, alterações do aparelho fotossintético e redução do desempenho fotossintético são alguns dos primeiros sintomas induzidos pela toxicidade do Mn (MILLALEO et al., 2010) e estão relacionadas com a potencialização do estresse oxidativo como consequência do aumento do acúmulo de EROs nos tecidos foliares (HUANG et al., 2010). Em contrapartida aos efeitos ocasionados por Mn, *R. mangle* responde positivamente às concentrações de Fe e Zn. A precipitação tem um efeito considerável nas concentrações de clorofila *a* e *b*, assim como na absorção de Pb (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 1*).

A concentração de Pb apesar de não ter sido correlacionada à danos no funcionamento fotossintético, este elemento potencializa o estresse oxidativo associado à produção de EROs (RRDM, 2020b). Estresse oxidativo também foi identificado em *A. schaueriana* à medida que a concentração de Cu no tecido foliar aumenta (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 3*). Outra espécie afetada por Cu é *T. pernambucense*, uma vez que há indícios de redução da concentração de clorofila *a* com o aumento da concentração do elemento no tecido foliar. Reduções no conteúdo de clorofila *a* pode ser observada antes de qualquer sintoma visível de toxicidade, indicando que tal parâmetro pode ser usado como indicador sensível de estresse por metal (WANG et al., 2013b). Além disso, foi identificado que o Mn atua negativamente sobre a concentração de clorofila *b* e na assimilação de carbono para a espécie (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 4*). A clorofila *b* é formada por uma reação subsequente à síntese da clorofila *a*, mediada por enzimas que convertem um grupo metil do anel II da clorofila *a* em um grupo formil (CHETTRI et al., 1998). A regulação ou não desse processo pode ser alterada devido ao estresse por metais (EBBS e UCHIL, 2008).

As análises dos dados coletados até o período seco de 2021 indicam *R. mangle* como a espécie mais sensível às alterações devido efeito tóxico de metais no tecido foliar. No presente relatório, foi possível correlacionar o aumento do estresse oxidativo com o Mn no tecido foliar, acompanhado da redução na assimilação de carbono, principalmente para Piraquê-Mirim, São Mateus e Caravelas. Os demais estuários exibem redução da assimilação de carbono ao longo do monitoramento e, em alguns locais, também há diminuição do índice de conservação de energia fotoquímica (PI_{Total}). Além disso, os dados apontam que a espécie está sob estresse oxidativo, o que pode justificar a ausência de correlação entre *A* e PI_{Total} para os Anos 2 e 3 do monitoramento. No Ano 2, PI_{Total} foi correlacionado positivamente com Fe e, no Ano 3, com Mn, indicando estresse sobre a fase bioquímica da fotossíntese. Os prejuízos causados pelo Fe para a espécie não foram identificados nas análises atuais. Contudo, é importante destacar que no relatório anual anterior (RRDM, 2020b), esse efeito foi registrado e, novamente, o efeito do metal sobre os parâmetros biológicos podem surgir, uma vez que no período chuvoso de 2021 a concentração de metais no sedimento foi elevada (*Material Suplementar A5MS2*) e pode refletir na concentração do tecido foliar futuramente.

O elemento Pb, considerado tóxico para as espécies vegetais, não foi correlacionado às injúrias nos parâmetros avaliados. Entretanto, no Ano 2 ele foi associado de forma oposta aos parâmetros de produção primária (Figura 128). Ao contrário, o Zn tende a ser associado aos parâmetros de produtividade, principalmente no período chuvoso.

No início do monitoramento, *L. racemosa* demonstrava maior desempenho fotossintético em São Mateus, seguida de Barra Nova, principalmente no período chuvoso. Contudo, no Ano 3, a concentração de metais (Fe, Mn, Zn e Cu) nas folhas da espécie aumentou em São Mateus resultando em separação dos dois estuários e redução da produção primária para SM. Esses resultados indicam que apesar da espécie ser apontada dentre as espécies de mangue como tendo maior desempenho fotossintético e menor variação sazonal (RRDM, 2020b), dependendo da concentração de metais na folha, alterações no desempenho fotossintético podem ser observadas em menor intensidade em longo prazo. Assim como em *R. mangle*, o Zn atua positivamente sobre a concentração de clorofila *a* e *b*. Destaque é feito em todos os relatórios sobre a importância das avaliações em longo prazo temporal e em larga escala espacial dada a variabilidade observada nos gradientes reguladores do desenvolvimento dos manguezais e na necessidade de assegurar a qualidade ambiental perante eventos agudos e/ou crônicos (TOGNELLA et al., 2022).

A maior concentração de metais no tecido foliar de *A. schaueriana* é registrada em Costa das Algas, o que é justificado pela proximidade com o Rio Doce em detrimento de Caravelas, além da localização da floresta que está situada em contato direto com o oceano (TOGNELLA et al., 2022). O comportamento fotossintético e atividade antirradicalar são considerados intermediários dentre as espécies de mangue monitoradas (RRDM, 2020b). Ainda assim, é identificado aumento do estresse oxidativo na presença de Cu foliar e redução de clorofila *a* com o aumento do Mn, mesmo com a atenuação do efeito dos metais foliares no período chuvoso. Uma possível razão para os sintomas de estresse oxidativo pode ser devido à redução da eficiência da defesa antioxidante pelo Cu^{2+} (PÄTSIKKÄ et al., 2002) e Mn^{2+} (MILLALEO et al. 2010). Alteração na atividade de enzimas-chave do sistema antioxidante, provocada por maiores concentrações de Cu e Mn induz a degradação da clorofila *a*, com o aumento nas concentrações de feofitina *a*, feofitina *b* e total nas folhas (feofitinização), indicando uma condição de estresse da planta (MILLALEO et al. 2010; GURURANI et al., 2015).

Por fim, *T. pernambucense*, espécie alvo dominante no Rio Doce, exibe maior concentração de metais nas folhas, bem como melhor desempenho fotossintético dentro do monitoramento. Esse comportamento pode ser resultado da menor salinidade da região, o que ameniza as condições ambientais e melhora seu desempenho (TOGNELLA et al., 2022). Contudo, o acúmulo de metais foliares no período seco é associado à menor produção primária, com Cu atuando negativamente sobre a concentração de clorofila e o Mn sobre a assimilação de carbono.

4.1.3 Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos

Os indicadores biológicos de alterações na estrutura e dinâmica populacional dos decápodes do manguezal, largura do cefalotórax (mm) e densidade dos indivíduos (indivíduos/m²), foram estimados com base na medição dos diâmetros e contagem do número de galerias abertas e fechadas com evidências de presença de indivíduos, consistindo em prática expedita para processos de monitoramento. Esta técnica permite estimar alguns parâmetros populacionais de forma indireta sem a necessidade de captura de espécimes, viabilizando amostragem imediata com menor interferência no habitat e diminuição de situações de estresse para os organismos, sendo 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 em parcelas permanentes permite avaliar o estoque do recurso e realizar o diagnóstico sobre os processos que regulam as variações de densidade da população. A observação realizada sistematicamente na mesma área e em escala temporal, associada aos parâmetros de densidade e largura da carapaça, descrevem a distribuição de frequência sazonal. Nesta análise é possível avaliar o efeito do esforço de captura e dissociar das alterações na população que possam estar correlacionadas aos impactos da concentração de metais nos diferentes compartimentos (sedimento e flora).

Os rejeitos, transportados principalmente como material particulado em suspensão, provenientes do rompimento da Barragem de Fundão alcançou os estuários avaliados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM em diferentes magnitudes, devido à variabilidade da influência sazonal climática, e persistência, uma vez que a permanência dos rejeitos de mineração no canal da bacia do Rio Doce torna-o fonte de contaminação crônica para o ambiente marinho e costeiro e os manguezais associados (TOGNELLA et al., 2022). A análise química dos sedimentos dos manguezais mostrou concentrações de metais, destacando-se alumínio, cádmio, cromo, ferro, manganês e chumbo, acima dos limites estabelecidos pelo NOAA (BUCHMAN, 1999), em diferentes períodos amostrados, sendo mais acentuado nos chuvosos, especialmente em 2021, como já discutido anteriormente neste documento. A vulnerabilidade dos indivíduos frente à contaminação dos diferentes compartimentos do seu habitat (sedimento, água e folhas) possibilitam a bioacumulação em seus tecidos (PINHEIRO et al., 2012; RRDM, 2019e; RRDM, 2020b), pois os indivíduos absorvem os metais por meio de diferentes vias metabólicas como respiração, ingestão da água e alimentos e por adsorção na superfície dos órgãos como as brânquias (ZHOU et al., 2001). Desta forma há, conseqüentemente, transferência de metais para a cadeia trófica entre o ambiente bentônico e pelágico, uma vez que vários organismos são predadores dos crustáceos, inclusive o homem. Além do efeito de biomagnificação, a bioacumulação destes metais provoca diminuição no *fitness* da espécie (LEONE et al., 2020) podendo provocar efeitos negativos sobre o potencial reprodutivo das espécies (ALMEIDA et al., 2016; JOÃO e PINHEIRO, 2018), ocasionando falhas no recrutamento em diferentes escalas temporais, alterando a estrutura e a densidade populacional.

As tendências demográficas das populações de *U. cordatus* e *C. guanhumi* emergem de processos em escala individual refletindo diretamente na dinâmica e estrutura populacional. Considerando que os indivíduos coletados nos manguezais dos diferentes compartimentos espaciais (estuários do setor A, foz do Rio Doce e setor C) apresentaram concentrações de metais acima dos valores registrados em outros manguezais do Brasil em pelo menos um dos órgãos avaliados (brânquias, hepatopâncreas e músculo) (RRDM, 2019b; RRDM, 2020b) o reflexo na estrutura populacional não é imediato, e sim em longo prazo, considerando todo o ciclo de vida de ambas as espécies, que apresentam crescimento lento (DIELE et al., 2005) e longevidade até pouco mais de 10 anos (DIELE, 2000; PINHEIRO et al., 2005; DIELE e KOCH, 2010; MENDES, 2017). Destacam-se maiores valores das respostas biológicas (Índice de resposta biológica biomarcador) dos indivíduos coletados nos períodos chuvosos, em relação aos secos, na foz do Rio Doce e nos estuários do setor C (norte da foz do Rio Doce) (Vide seção Anexo 1 Ecotoxicologia). O período chuvoso ocorre durante o processo reprodutivo da espécie (WUNDERLICH et al., 2008; PINHEIRO e ALMEIDA, 2015) quando todo potencial metabólico é empregado para a elaboração das estruturas reprodutivas (PINHEIRO et al., 2005), fazendo com que a espécie seja mais dependente dos recursos disponíveis no meio. Portanto, ressalta-se que um dos objetivos deste monitoramento é avaliar o reflexo dessas respostas individuais na variabilidade da dinâmica e estrutura populacional em diferentes escalas espaciais e temporais ao considerar que todos os estuários apresentaram problemas conforme pode ser constatado nas análises ecotoxicológicas com contaminação em pelo menos em uma das amostragens realizadas (RRDM, 2020d).

A variação espaço-temporal foi perceptível ao longo do PMBA/Fest-RRDM uma vez que as interações locais, o comportamento e a resposta da população a ambientes heterogêneos foram evidentes. Neste contexto, as populações de *U. cordatus* podem responder de forma distinta a presença dos rejeitos no ambiente, uma vez que varia em função do seu habitat e do tempo exposto a concentrações de metais nos diferentes compartimentos, considerando que os manguezais dos estuários avaliados apresentaram diferenças na complexidade estrutural, frequência de inundação, granulometria, teor de matéria orgânica, CaCO_3 e concentração de metais no sedimento, como já discutido anteriormente neste e nos relatórios pretéritos (RRDM, 2019e; RRDM, 2020b).

A densidade média de *U. cordatus* por estuário foi avaliada separadamente por tipos de bosques, considerando a espécie vegetal dominante (*L. racemosa* ou *R. mangle*), e por períodos (chuvoso 2018/2019, seco 2019, chuvoso 2019/2020, chuvoso 2021 e seco 2021), uma vez que espera-se o predomínio de indivíduos adultos (Largura do cefalotórax > 45 mm (SAMPAIO, 2002; CONTI e NALESSO, 2010)) e em tamanho comercial (Largura do cefalotórax \geq 60 mm (BRASIL, 2003)) em bosques com predomínio de *R. mangle* (SCHMIDT et al., 2009; BROMENSCHENKEL, 2016) e indivíduos recrutas e jovens (Largura do cefalotórax \leq 45 mm (SAMPAIO, 2002; CONTI e NALESSO, 2010)) em bosques de *L. racemosa* (RRDM, 2020b). Estas observações fazem parte também do etnoconhecimento dos catadores que intensificam seus esforços de captura em áreas com domínio de *R. mangle* (HATTORI, 2006; *observações pessoais*) 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 em algumas comunidades extrativistas (FIRMO et al., 2017). 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 espécies vegetais tendem a colonizar diferentes áreas 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; PASCOALINI et al., 2018; TOGNELLA et al., 2020).

A partir das análises de variâncias da densidade conduzidas para os diferentes tipos de bosques na APA Costa das Algas observa-se que não houve variação significativa ($p > 0.05$) ao longo dos períodos chuvosos e secos durante o PMBA/Fest-RRDM no bosque de *R. mangle* ($0,3 \pm 0,04$ indivíduos/m², *Material Suplementar A5MS2, Figura 49*). Entretanto, houve declínios e aumentos significativos ($p < 0.05$) no bosque com predomínio de *L. racemosa*, no qual o maior número de indivíduos por metro quadrado foi registrado no período chuvoso 2021 ($1,4 \pm 0,3$ indivíduos/m², *Material Suplementar A5MS2, Figura 49*). Em relação ao tamanho médio dos indivíduos, não houve aumento ou declínio significativo nos últimos períodos em relação ao primeiro ano do monitoramento. Destaca-se o predomínio de indivíduos jovens com tamanho médio de 27,9 e 28,1 mm nos bosques de *L. racemosa* e *R. mangle*, respectivamente (*Material Suplementar A5MS2, Figura 49, Figura 50*). Costa das Algas, como esperado, apresentou menor densidade média em relação as populações dos manguezais dos diferentes estuários avaliados e a condição típica para a fisionomia, isto é, os lateritos dificultam a ocupação e ampliação da área de ocupação da espécie, ficando esta mais restrita à zona intertidal superior, já na interface com o habitat de *C. guanhumi* (RRDM, 2020b). Os manguezais desta área apresentam contato direto com o ambiente marinho, sendo totalmente dependente dos seus nutrientes para aumentar a biomassa dos caranguejos, tornando as condições ambientais mais adversas quando comparado com o ecossistema de outros estuários no âmbito do PMBA/Fest-RRDM (TOGNELLA et al., 2022).

A população no Piraquê-Açu apresentou relativamente pouca variação em sua densidade em função dos períodos apenas nos bosques de *R. mangle*, entretanto não houve declínio ou aumento acentuado, permanecendo inferior a 2 indivíduos/m² (*Material Suplementar A5MS2, Figura 51*). A densidade nos bosques de *L. racemosa* permaneceu estável ($1,5 \pm 0,07$ indivíduos/m²), diferente do esperado para o comportamento da população, uma vez que há tendência no aumento de recrutas/jovens após o período reprodutivo (*Material Suplementar A5MS2, Figura 51*). O valor médio estimado para o estuário em cada período foi inferior aos de CONTI e NALESSO (2010) (2,5 indivíduos/m²) coletados em 2004/2005, antes da doença do caranguejo letárgico (DCL) que atingiu diversas áreas na costa brasileira, inclusive a capixaba (BOEGER et al., 2007).

Em todos os períodos, a densidade média nos bosques de *L. racemosa* foi similar aos bosques de *R. mangle* ($p > 0,05$, *Material Suplementar A5MS2, Figura 52*) e o tamanho médio dos indivíduos nestes bosques foi inferior em relação aos de *L. racemosa* nos períodos chuvoso 2018/2019, chuvoso 2019/2020 e seco 2021 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 52*), diferente do esperado para a espécie, ou seja, maior densidade e menor tamanho médio 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, considerando os outros estuários, Piraquê-Mirim, São Mateus e Caravelas que apresentaram relativamente o predomínio de ambos os tipos de bosques, permitiu 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 os de *R. mangle*, equilibrando a densidade populacional entre as florestas ao longo do ano (RRDM, 2020b).

Indivíduos adultos foram predominantes em todos os períodos nos bosques de *L. racemosa* no estuário do Piraquê-Açu, diferente do observado nos de *R. mangle* e do esperado para a população (*Material Suplementar A5MS2, Figura 51 e Figura 52*) como discutido anteriormente. Estes resultados mais recentes de alterações na estrutura populacional nas florestas de domínio de *R. mangle* podem indicar aumento no esforço pesqueiro não observado nos anos anteriores. Com o distanciamento do evento, a preocupação com a contaminação dos recursos pode ter diminuído, além disto, a pandemia provocou aumento na insegurança alimentar, pressionando alguns dos recursos especialmente aqueles mais fáceis de serem capturados e de maior acesso. Não houve aumento no número de indivíduos jovens, em relação aos adultos, em função dos períodos a partir do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 66*). Isto permite inferir que falhas no recrutamento podem ter ocorrido em diferentes escalas temporais antes e após o rompimento da barragem refletindo na atual estrutura populacional.

A concentração de cromo e ferro nas florestas dominadas por *R. mangle* foram superiores aos limites estabelecidos pelo NOAA (BUCHMAN, 1999) no Piraquê-Açu tanto para o período chuvoso e seco do primeiro ano (RRDM, 2019a; RRDM, 2019e; RRDM, 2020a) quanto para o chuvoso 2021. Além desta divergência em domínio por tipo fisionômico da floresta, a média geral do tamanho da carapaça foi 46,7 mm ($\pm 0,6$), inferior ao valor médio de 48,9 mm registrado durante o monitoramento da população de *U. cordatus* (CONTI e NALESSO, 2010) e, também, aquele registrado por Bromenschenkel (2016) no período seco em 2015 de 55,5 mm. Estes resultados sugerem que a população no estuário, após a DCL, demonstrou capacidade de recuperação como observado em 2015 e com os distúrbios recentes houve novo processo de redução como discutido nos relatórios 2019 e 2020 (RRDM, 2019e; RRDM, 2020b). Estas descontinuidades observadas na estrutura populacional tanto nas escalas temporais quanto espaciais são uma forma de auto-organização da população para se manter conservativa (ALLEN e HOLLING, 2010) e com isto perpetuar a espécie.

Houve diferenças significativas na densidade e tamanho médio de *U. cordatus* no Piraquê-Mirim ($p < 0,05$, *Material Suplementar A5MS2, Figura 53*) nos dois tipos de bosques, mas no geral, não houve variabilidade no âmbito de todo PMBA/Fest-RRDM, com médias em torno de 1,6 ($\pm 0,09$) indivíduos/m² e 34,0 ($\pm 0,6$) mm e 1,6 ($\pm 0,05$) indivíduos/m² e 44,9 ($\pm 0,6$) mm nos bosques de *L. racemosa* e *R. mangle*, respectivamente. A densidade média foi superior nos bosques de *L. racemosa* apenas no período chuvoso 2019/2020 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 54*). Por outro lado, os menores tamanhos foram registrados nestes bosques em todos os períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 54*). Resultados do Projeto Caranguejo (DOXSEY, 2007), com coletas realizadas em 2002 e

2003, reportaram densidade média de 2,1 indivíduos/m² ($\pm 2,97$) para Aracruz (rio Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Barra do Riacho e demais localidades). 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/Fest-RRDM. O tamanho médio dos indivíduos no Piraquê-Mirim ($40,6 \pm 0,7$ mm) também foi inferior aos dados de Bromenschenkel (2016) cuja média foi 52,5 mm.

A população da foz do Rio Doce declinou significativamente entre o período chuvoso 2019/2020 ($4,1 \pm 0,3$ indivíduos/m²) e seco 2021 ($0,5 \pm 0,1$ indivíduos/m²) (*Material Suplementar A5MS2, Figura 55*). Entretanto, as observações em campo identificaram que a espécie ampliou a sua distribuição espacial indicando disputa territorial e competição por nicho ecológico com *C. guanhumi*. Ambas as espécies apresentam hábitos alimentares similares, entretanto, *C. guanhumi* prefere áreas menos frequentemente inundadas. As mesmas alterações na foz que levaram ao ingresso de *U. cordatus* provocaram maior frequência e tempo de inundação, diminuindo a qualidade do habitat para *C. guanhumi*. Por outro lado, a população de *U. cordatus* descreve aumento significativo no tamanho médio dos indivíduos entre os períodos mencionados ($24,9 \pm 0,9$ e $30,5 \pm 1,3$ mm no período chuvoso 2019/2020 e seco 2021, respectivamente) (*Material Suplementar A5MS2, Figura 55*). A estrutura populacional de *U. cordatus* já descreve uma população com domínio de juvenis na sua composição (*Material Suplementar A5MS2, Figura 69*), aspecto importante a ser considerado em termos da longevidade da espécie e do impacto em longo prazo sobre a sua reprodução. Reforçamos a necessidade de monitoramento da dinâmica e estrutura populacional desta espécie principalmente no que diz respeito aos processos de competição interespecífica como abordado no relatório anual 2020 (RRDM, 2020b). A escala temporal utilizada para avaliar o comportamento das duas populações é fundamental para os diagnósticos dos processos de extinção, compartimentação de nichos e sobreposição de nichos com ajustes populacionais (MANCY et al., 2013).

É importante salientar que o tamanho relativamente pequeno dos indivíduos capturados ($34,7 \pm 1,5$ mm) e estimados a partir do tamanho do diâmetro das suas galerias ($27,1 \pm 0,9$ mm), isto é, anterior a idade reprodutiva, e a baixa densidade populacional registrada implicam em ingresso da espécie no sistema fluvial do Rio Doce, provavelmente, respondendo as alterações ocorridas em sua hidrodinâmica e geomorfologia que são resultantes do efeito provocado pela chegada dos rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão como já abordado no relatório anual 2020 (RRDM, 2020b). Também descrevem menor aporte de recrutas, aspecto que pode sugerir mudanças na foz que inviabilizam a continuidade de aporte de larvas da espécie no Rio Doce como era preteritamente. Esta região é preocupante, pois os índices de bioacumulação e bioindicadores de estresses oxidativos nos decápodes do Rio Doce continuam elevados durante os períodos de avaliação do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2019b; Matriz de impacto do Anexo 1 no presente relatório), assim como a concentração elevada de Al, Cr, Fe e Mn nos sedimentos dos locais de ocorrência desta espécie (presente relatório) em todos os períodos, especialmente chuvoso 2021.

A densidade populacional de *U. cordatus* aumentou ao longo do PMBA/Fest-RRDM nos estuários em Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova (*Material Suplementar A5MS2, Figura 56, Figura 57 e*

Figura 58). As maiores médias foram observadas em Urussuquara e Barra Nova (nos bosques de *L. racemosa*) nos períodos chuvoso e seco de 2021, sendo $5,2 \pm 0,2$ e $4,1 \pm 0,2$ indivíduos/m² em Urussuquara; e, $4,2 \pm 0,7$ e $4,6 \pm 0,4$ indivíduos/m² em Barra Nova, respectivamente. Entretanto, o tamanho médio dos indivíduos permaneceu estável em Barra do Riacho ($41,9 \pm 0,9$ mm) e Barra Nova ($40,3 \pm 1,3$ mm) durante todo o PMBA/Fest-RRDM e em Urussuquara, o maior valor foi observado no período chuvoso 2018/2019 ($46,0 \pm 1,6$ mm) e a partir de então não houve variabilidade significativa (Material Suplementar A5MS2, Figura 56, Figura 57 e Figura 58). Destaca-se o predomínio de bosques de *L. racemosa* avaliados nestes estuários. O aumento na densidade e a estabilidade do tamanho médio nas populações descritas acima mostram que novos indivíduos estão ingressando na população como observado nos histogramas de distribuição de frequência da largura do cefalotórax (Material Suplementar A5MS2, Figura 68, Figura 70, Figura 71), mas a transição entre o estágio jovem e adulto é relativamente baixa, não sendo perceptível no aumento do tamanho médio populacional. Com o aumento de recrutas na população a partir do período seco 2019, era esperado aumento de indivíduos adultos nos próximos períodos. Este processo de ingresso dos juvenis para os estágios adultos pode indicar aumento do esforço amostral, conforme já destacado para outros estuários. Destacamos também que este estuário teve sua desembocadura fechada ao longo de 2019/2020 (RRDM, 2020b).

As populações nos bosques de *L. racemosa* e *R. mangle* no estuário de São Mateus também apresentaram diferentes comportamentos. A densidade média foi relativamente maior apenas no período chuvoso 2021 ($4,8 \pm 0,03$ indivíduos/m²) nos bosques dominados por *L. racemosa*, por outro lado, a densidade foi estável naqueles dominados por *R. mangle* ($2,3 \pm 0,1$ indivíduos/m² considerando todo o PMBA/Fest-RRDM) (Material Suplementar A5MS2, Figura 59). Ao avaliar o tamanho médio dos indivíduos constata-se declínio neste parâmetro para o período seco 2021 em relação ao período chuvoso 2018/2019 nas populações monitoradas nos dois tipos de bosques (Material Suplementar A5MS2, Figura 59), predomínio de indivíduos jovens em relação aos adultos em todos os períodos (Material Suplementar A5MS2, Figura 72) e densidade média nos bosques de *L. racemosa* superior aos de *R. mangle* (Material Suplementar A5MS2, Figura 60). Não houve diferenças significativas no tamanho médio entre os bosques em cada período (Material Suplementar A5MS2, Figura 60).

A densidade média de *U. cordatus* aumentou significativamente nos últimos períodos (chuvoso e seco 2021) em relação aos do Ano 1 e 2 nos bosques de *L. racemosa* e *R. mangle* em Caravelas (Material Suplementar A5MS2, Figura 61). As populações foram mais densas nos bosques de *L. racemosa* no período seco 2019 ($1,9 \pm 0,08$ indivíduos/m²), chuvoso 2019/2020 ($1,5 \pm 0,06$ indivíduos/m²) e chuvoso 2021 ($4,5 \pm 0,3$ indivíduos/m²) (Material Suplementar A5MS2, Figura 62). Indivíduos adultos e acima do tamanho comercial foram predominantes nas populações deste estuário ao longo dos dois primeiros anos deste monitoramento. A partir do período chuvoso 2021 houve declínio significativo no tamanho médio populacional, mas os bosques de *R. mangle* apresentaram média superior a 45 mm ($53,5 \pm 1,7$ e $53,3 \pm 1,2$ mm nos períodos chuvoso e seco 2021, respectivamente), mostrando declínio no tamanho médio dos adultos, compondo o estoque pesqueiro (Material Suplementar A5MS2, Figura 61). Por outro lado, as médias nos bosques de *L. racemosa* foram $41,6 \pm 1,9$ e $44,1 \pm 1,1$ mm nos dois últimos períodos avaliados, chuvoso e seco 2021, respectivamente. Maior tamanho médio foi observado nos

bosques de *R. mangle*, quando comparados aos de *L. racemosa*, em todos os períodos (*Material Suplementar A5MS2, Figura 62*). Nos dois tipos de bosques, a frequência de adultos foi predominante na população, entretanto, no último ano, indivíduos jovens foram mais frequentes (*Material Suplementar A5MS2, Figura 73*).

A densidade de *U. cordatus* variou espacialmente (PA, PM, SM e CR) em cada período (chuvoso e seco/ano 1, 2 e 3) considerando bosques de *L. racemosa* e *R. mangle* separadamente (*Material Suplementar A5MS2, Figura 63*). A densidade e o tamanho médio dos indivíduos nos bosques de *R. mangle* foi similar em todos os estuários nos períodos chuvoso e seco (2021) e populações mais densas foram observadas nos bosques de *L. racemosa* em São Mateus e Caravelas, indicando maior aporte de indivíduos na população em relação aos estuários ao sul da foz do Rio Doce. Ao comparar com os demais estuários, no geral, Caravelas apresentou os maiores tamanhos, exceto nos períodos do Ano 3, onde o tamanho médio foi similar as populações do PA e SM ao avaliar os bosques de *L. racemosa* (*Material Suplementar A5MS2, Figura 64*).

As florestas de mangue dominadas por *R. mangle* apresentaram maior concentração em Fe ao longo do PMBA/Fest-RRDM. Este metal associado ao sedimento pode comprometer em curto prazo o recurso econômico caranguejo por alterações na estrutura populacional, como observado nas variações temporais nos estuários monitorados (*Material Suplementar A5MS2, Figura 65 a Figura 73*). Em longo prazo, incorporado na vegetação pode causar danos por escassez de alimentos, uma vez que estas florestas estão apresentando efeitos negativos sobre a produtividade primária (RRDM, 2019e), 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).

No geral, as populações dos estuários apresentaram predomínio de indivíduos jovens durante todo o PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A5MS2, Figura 65 a Figura 73*), exceto Caravelas, no qual as populações nos dois primeiros anos apresentaram tamanho médio superior a 60,0 mm. A estabilidade ou declínio observado no tamanho médio é preocupante no contexto da manutenção do estoque pesqueiro deste recurso, especialmente nos estuários que apresentam comunidades ribeirinhas que dependem exclusivamente ou quase exclusivamente 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). 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 DIELLE, 2004; PINHEIRO e FISCARELLI, 2009). 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 DIELLE, 2004) amplificam o sinergismo dos impactos ambientais, levando a depleção dos recursos (RRDM, 2020b).

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) ao avaliar populações de *C. guanhumi*. 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) ou baixo recrutamento de jovens para a população adulta. Este comportamento pode ser observado nos histogramas de distribuição de frequência de classes de tamanho de *U. cordatus* em todos os estuários (*Material Suplementar A5MS2, Figura 65 a Figura 73*). O aumento relativo da frequência de jovens de *U. cordatus* a partir do Ano 1, exceto no Piraquê-Açu, indica comprometimento da população de adultos preteritamente sugerindo interferências no desenvolvimento metabólico da espécie com consequências sobre o incremento em tamanho, conforme destacado por Harris e Santos (2000), uma vez que os bosques apresentaram elevadas concentrações de Fe no sedimento.

Ao avaliar a população em função dos compartimentos A e C (sul e norte da foz, respectivamente, em cada período, os estuários ao norte da foz apresentaram relativamente maior densidade em relação aos do sul. Quanto ao tamanho médio, os maiores indivíduos foram registrados também no setor C em todos os períodos, exceto chuvoso 2021, no qual foi similar aos estuários do setor A (*Material Suplementar A5MS2, Figura 74 e Figura 75*). Dados de IBR Biomarcador descrevem maior impacto nos setores B e C durante os períodos secos (RRDM, 2020b). A variabilidade observada no aporte de metais nos estuários ao norte está mais relacionada aos eventos climáticos estocásticos, conforme observado nas concentrações destes elementos nos sedimentos respondendo à esses eventos. A resiliência da espécie em ajustar sua população conforme observado durante a DCL parece ser repetir em relação ao impacto dos metais. Destacamos que os metais considerados tóxicos e que poderiam inviabilizar o ajuste populacional são observados em concentrações abaixo do TEL (RRDM, 2020b), os metais em maiores concentrações são elementos necessários ao metabolismo ainda que em menores concentrações que as observadas em algumas localidades. Cabe ressaltar ainda o aspecto já levantado no relatório final do primeiro ano de monitoramento, onde aventamos as diferenças observadas nas concentrações dos metais relacionadas as diferenças no tamanho e no sexo dos espécimes (juvenis e maturos; macho e fêmea) e as diferentes concentrações entre os órgãos avaliados aos efeitos crônicos ou agudos de contaminação por metais nos estuários.

A concentração dos metais nos decápodes (Vide Anexo 1 Ecotoxicologia) apresentaram diminuição temporal nos tecidos de caranguejos no setor A (IBR bioacumulação) a partir da primeira campanha, realizada em setembro/outubro 2018. Por outro lado, maiores valores do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) foram registrados nos indivíduos coletados durante os períodos chuvosos nos setores B e C em relação aos períodos secos. O reflexo da variabilidade destas respostas sobre a estrutura populacional dos estuários dos diferentes setores poderá ser verificado nos próximos anos, uma vez que se não houvesse esse aumento na concentração seria esperado aumento ou estabilidade da densidade e aumento do número de recrutas nas populações de adultos nos estuários avaliados, como já observado em algumas populações. Para os estuários do setor A, espera-se aumento na densidade e número de recrutas se considerarmos o declínio temporal na concentração de metais nos tecidos dos caranguejos, mas em contrapartida, 100% ou \cong 60% das estações de coleta nos manguezais do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Barra do Riacho apresentaram elevadas concentrações

de Fe no sedimento no período chuvoso 2021. Sendo assim, o tempo de retorno ao equilíbrio ou recuperação populacional pode variar temporal e espacialmente uma vez que a resiliência de cada população é intrínseca a ela.

A resposta da população ao aumento das concentrações de Fe, Cr e Pb no sedimento, em algumas áreas, acima do limite estabelecido pelo NOAA como observado no período chuvoso em 2021 será em função da capacidade de ajuste após sucessivos danos ou sob tensores crônicos como discutido anteriormente. Apesar dos metais serem excretados pelo hepatopâncreas e intestino médio dos decápodes (HOPKIN e NOTT, 1979 *apud* HARRIS e SANTOS, 2000) e durante o período de ecdise, importante no processo de desintoxicação em crustáceos (RAMOS et al., 2021), eles podem ser captados e estocados por absorção pela cutícula (CHAN e RAINBOW, 2004) ainda que com baixa efetividade (HARRIS e SANTOS, 2000). Os resultados de correlação mostraram que os maiores indivíduos foram registrados em bosques que apresentaram maior concentração de metais no sedimento e nas folhas em diferentes escalas espaciais e temporais (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 5 a Tabela 10*), sugerindo maior tempo de exposição aos metais presentes nos diferentes compartimentos avaliados (sedimento e folha).

Além dos parâmetros populacionais avaliados anteriormente, a fecundidade também foi estimada para *U. cordatus* e *C. guanhumi*. 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 os estuários, servindo como subsídios para avaliar a resposta das espécies frente a elevadas concentrações de metais no sedimento e nas folhas como já apresentado, no que se refere a fecundidade, aos impactos ambientais sofridos pelo ecossistema decorrente do rompimento da barragem de Fundão (TOGNELLA et al., 2022), para que assim, subsidiem novas medidas de mitigação e manejo das populações pelos gestores e órgãos ambientais (RRDM, 2020b). Destaca-se que a resposta da fecundidade da espécie frente a possíveis impactos ocasionados pelo rompimento da barragem de Fundão não é momentânea e sim em longo prazo podendo refletir diretamente sobre a estrutura populacional.

Em 2021, a população em Barra Nova apresentou a maior fecundidade média (216193 ± 14535 ovos/fêmea), seguido do Piraquê-Mirim e Piraquê-Açu (201760 ± 12705 e 191215 ± 9834 ovos/fêmea, respectivamente). As menores médias foram registradas em São Mateus (157620 ± 12583 ovos/fêmea), Urussuquara (148884 ± 10965 ovos/fêmea) e Caravelas (141433 ± 13509 ovos/fêmea). A fecundidade e as variáveis biométricas das fêmeas coletadas em cada estuário durante o PMBA/Fest-RRDM são apresentadas no Material Suplementar (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 11*). Diferença na fecundidade entre indivíduos da mesma espécie pode ser atribuída principalmente ao tamanho, mudanças climáticas, salinidade, contaminação ambiental, estado nutricional da fêmea e ninhada subsequente (VERISSIMO et al., 2010; ALMEIDA et al., 2016; BEMBE et al., 2017; TEIXEIRA et al., 2017). O tamanho da fêmea está relacionado diretamente com a fecundidade, isto significa que as maiores portam mais ovos em seu abdômen assim como fêmeas relativamente menores terão

produção reduzida devido ao tamanho corporal (PINHEIRO et al., 2003; FERNANDES et al., 2010; PORTO et al., 2021).

Em função da produção dos ovos ser altamente dependente do tamanho das fêmeas, como já registrado na literatura (PINHEIRO et al., 2003; FERNANDES et al., 2010; JOÃO e PINHEIRO, 2018; PORTO et al., 2021), a Análise de Covariância (ANCOVA) foi conduzida para avaliar se houve diferenças significativas na fecundidade de *U. cordatus* entre os diferentes estuários. Os resultados desta análise mostraram que houve efeito do estuário (variável independente) sobre o tamanho das fêmeas, ou seja, a variável independente teve efeito sobre a covariável (LC). Isto significa que um dos pressupostos (independência entre a covariável e a variável independente) para a realização da ANCOVA não foi atendido. Sendo assim, não foi possível prosseguir com a análise neste momento, pois o tamanho está controlando o efeito do estuário sobre a fecundidade.

No estuário do rio Piraquê-Açu, a fecundidade média em 2021 foi superior à de 2019 (191215 ± 9834 e 149015 ± 6636 ovos/fêmea, respectivamente) e similar à de 2020 (175278 ± 8417 ovos/fêmea) (ANCOVA, $F_{(2,20)} = 6,68$, $p = 0,005$) (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 12*). Em Urussuquara, a média em 2021 também foi superior a de 2019, 148884 ± 10965 e 64738 ± 9441 ovos/fêmea, respectivamente (ANCOVA, $F_{(1,17)} = 29,35$, $p < 0,0001$) (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 12*). Ambos os estuários apresentaram estações de coleta com concentrações de Fe no sedimento acima do limite estabelecido pelo NOAA e concentração de metais nos diferentes tecidos dos indivíduos (RRDM, 2019b; RRDM, 2019e; RRDM, 2020b) como já apresentado anteriormente. Com base nestes resultados, averiguar a concentração de Fe e outros metais nos ovos torna-se fundamental para verificar a relação entre o número de ovos produzidos e a concentração de metais no ambiente, uma vez que os metais podem ser transferidos para a massa ovígera por duas vias: da fêmea para os embriões durante o processo de produção; e absorção do ambiente durante o desenvolvimento dos ovos (ALMEIDA et al., 2016). Estas análises auxiliariam na compreensão da relação entre fecundidade e concentração de metais nos manguezais, uma vez que esta relação ainda não está bem definida, não sendo possível afirmar que a instabilidade observada na fecundidade a partir do Ano 1 nestes estuários foi decorrente da passagem dos rejeitos na zona costeira.

Os crustáceos estuarinos apresentam mecanismos fisiológicos que permitem tolerar a concentração de metais pesados no ambiente (HARRIS e SANTOS, 2000; ORTEGA et al., 2016). No entanto, se os compostos de Fe alteram significativamente os níveis intracelulares em *U. cordatus*, efeitos nocivos podem ser ocasionados, em longo prazo, aos 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, além do período de desenvolvimento larval na zona costeira, uma vez que ocorre no período chuvoso, sendo observado ainda maior aporte de rejeitos na região adjacente a foz do Rio Doce (RRDM, 2020b). No momento, não é possível descartar a hipótese da relação entre a fecundidade e os sinais dos rejeitos, pois deve-se considerar que o reflexo do aumento na fecundidade média a partir

do Ano 3 sobre a estrutura populacional será observado em longo prazo considerando as diferentes etapas/durações do ciclo de vida, deste a produção/liberação dos ovos, desenvolvimento larval na zona costeira até o recrutamento na população juvenil e com tamanho possível a ser estimado, em torno de no mínimo 1 a 2 anos, considerando a curva de crescimento de Von Bertalanffy para a espécie (PINHEIRO et al., 2005; DIELE e KOCK, 2010).

A fecundidade média de *U. cordatus* em Caravelas foi estatisticamente similar entre 2020 e 2021 (132998 ± 16191 e 141433 ± 13509 ovos/fêmea respectivamente) (ANCOVA, $F_{(1,17)} = 0,74$, $p = 0,40$) (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 12*). Isto significa que este parâmetro não diferiu entre os anos, independentemente do tamanho das fêmeas. A ausência de dados para os demais estuários foi justificada pela dificuldade na realização das coletas em 2019 e 2020 como reportado nos relatórios anteriores (RRDM, 2019e; RRDM, 2020b).

Ao comparar a fecundidade pré rompimento da barragem de Fundão (2015), pós rompimento (2016) (PORTO et al., 2021) e PMBA/Fest-RRDM (2019/2021) em São Mateus, a ANCOVA mostrou que houve diferenças significativas entre os anos independentemente do tamanho das fêmeas ($F_{(3,60)} = 6,10$, $p = 0,001$). Isto significa que a fecundidade média em 2019 (110868 ± 10179 ovos/fêmea) foi inferior a 2015, 2016 e 2021 (168645 ± 10837 , 163082 ± 6631 e 157620 ± 12583 ovos/fêmea, respectivamente) e em 2021 foi estatisticamente similar aos anos pré PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 12*). O comportamento desta variável entre 2019 e 2021 foi similar na população dos manguezais do Piraquê-Açu e Urussuquara.

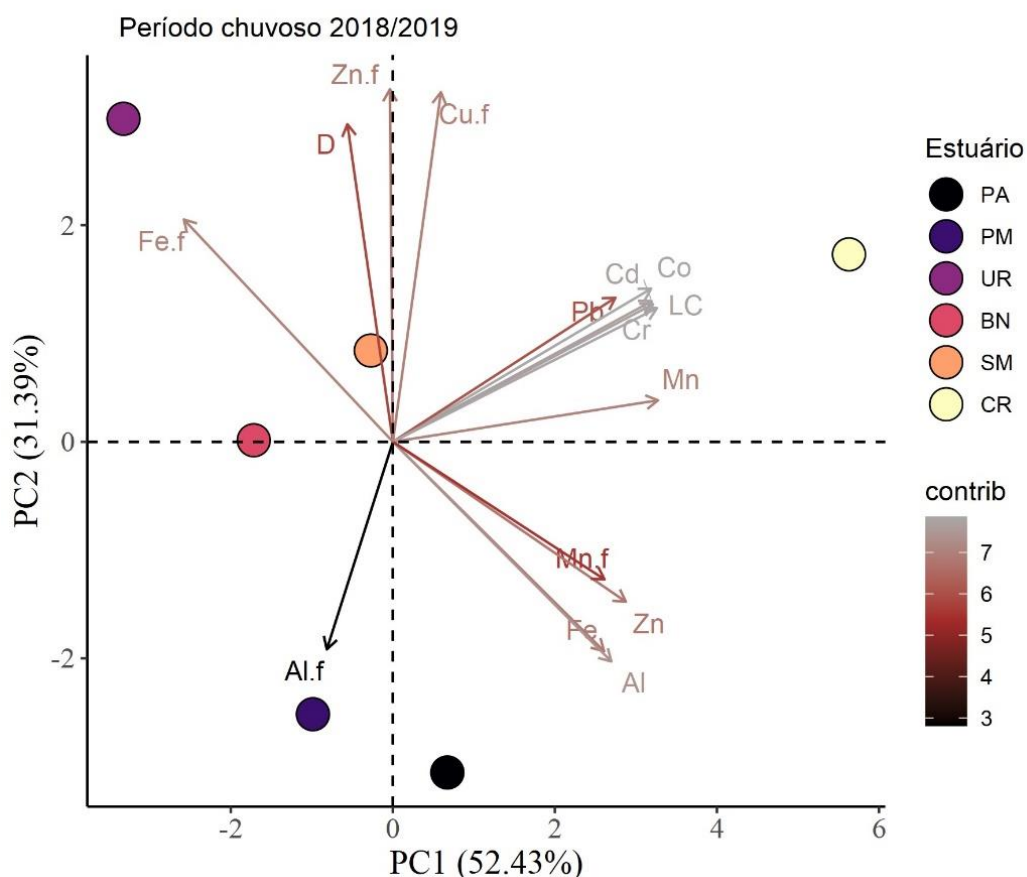
O estresse ambiental sobre a população de caranguejos no estuário do rio São Mateus vem ocorrendo desde 2005 quando foi registrado os primeiros casos da DCL e acentuado em 2007 com mortalidade em massa (BOEGER et al., 2005; SCHMIDT et al., 2008; BOTELHO, 2014). A recuperação desta população foi gradativa, entretanto, com declínio da densidade e tamanho médio dos indivíduos, segundo perspectiva da comunidade ribeirinha (BOTELHO, 2014) e confirmado por trabalhos que avaliaram a mortalidade massiva dos indivíduos causada pela DCL em outras regiões do Brasil (ALVES e NISHIDA, 2003; BOEGER et al., 2005; SCHMIDT, 2008). Isto reforça os diferentes mecanismos de sobrevivência, crescimento e reprodução utilizados pelos indivíduos (YOSHINI et al., 2002; VARPE, 2006) que, em longo período de estresse ambiental, desencadearam estratégias de tolerância ao meio (HARRIS e SANTOS, 2000; ORTEGA et al., 2016).

O período chuvoso 2021 (período seco 2021 em análise) apresentou concentrações de Cr, Fe e Pb acima do limite estabelecido pelo NOAA podendo refletir no período reprodutivo do próximo ano e consequentemente na fecundidade em 2022. Portanto, aumento, declínio ou estabilidade da fecundidade estão entre os diferentes cenários a serem avaliados. O declínio poderá ser reflexo das concentrações de metais no sedimento, uma vez que a massa ovígera está em contato direto com este compartimento, ou o aumento ou estabilidade pode estar relacionada com a tolerância da espécie a contaminantes (ORTEGA et al., 2016; JOÃO e PINHEIRO, 2018). A análise de metais nos ovos continua sendo uma das propostas para definir se há relação entre a fecundidade e os sinais dos rejeitos de minério nos estuários monitorados.

O processo crônico dos metais no ambiente ou biodisponível para o organismo, apesar da capacidade de excreção, pode levar em longo prazo a ruptura no funcionamento celular, uma vez que seu excesso se torne metabolicamente disponível. O sinergismo de vários metais presentes no sedimento pode também causar efeitos deletérios mesmo em baixas concentrações (BRYAN e LANGSTON, 1992 *apud* HARRIS e SANTOS, 2000). Estudos comparativos realizados por Harris e Santos (2000) em manguezais impactados com 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. Desta forma, estes organismos somatizados podem levar à perda de auto-ajuste da população (ALLEN e HOLLING, 2010) como já abordados em relatórios anteriores (RRDM, 2019e; RRDM, 2020b). Reforçamos as consequências negativas dos aportes e 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 tornam as populações mais susceptíveis.

Análise de componente principal (PCA) foi utilizada para compreender a variabilidade espacial dos parâmetros populacionais (tamanho médio dos indivíduos e densidade) e variáveis abióticas, representadas pelas características do sedimento (granulometria, teor de matéria orgânica e CaCO_3) e concentração de metais nas folhas e no sedimento considerando os estuários. As representações gráficas bidimensionais destas análises são apresentadas em função do período chuvoso 2018/2019, seco 2019, chuvoso 2019/2020, chuvoso e seco 2021. A PCA indicou que 77,61% e 73,75% da variância total dos dados foi explicada pelos dois componentes (eixo 1 e 2) no período chuvoso (Figura 136) e seco do primeiro ano (Figura 137) do PMBA/Fest-RRDM, 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. Em ambos os períodos, as componentes separaram os estuários em três grupos. A diferença regional das variáveis foi claramente verificada para os manguezais estudados, principalmente devido ao agrupamento destes próximos 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 mais densas e por outro lado, os estuários ao sul da foz do Rio Doce com as menos densas. Os maiores indivíduos foram registrados em Caravelas, distanciando-se dos demais estuários, elevada concentração de Cr, Mn e Pb no sedimento também foi verificada nos bosques deste estuário, o que significa que a população com maior tamanho médio de indivíduos vive em bosques com concentração de Mn relativamente elevada.

Figura 136: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período chuvoso 2018/2019 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas.



No período seco 2019, a distribuição espacial dos estuários foi similar, mas São Mateus tornou-se mais próximo de Caravelas em relação ao período chuvoso 2019 em função da concentração de Al, Cr, Mn, Zn no sedimento e Mn foliar (Figura 137). 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. Barra do Riacho apresentou relativamente as menores concentrações de Al, Cr, Fe, Mn, Pb e Zn no sedimento distanciando-se dos demais estuários. Por outro lado, as maiores concentrações de cobre foliar.

A aplicação da PCA no período chuvoso 2019/2020 mostrou que o conjunto original de variáveis pode ser reduzido a dois componentes principais que explicam 69,03% da variância total dos dados (Figura 138) e discriminam os estuários dentro da escala espacial do estudo. O primeiro componente principal (PC1) foi responsável por 50,01% da variância total e o segundo componente (PC2) representou 19,02% da variabilidade total. Pode-se observar que houve uma separação nítida entre os estuários amostrados formando espacialmente quatro grupos. Essa espacialização se deve a parâmetros

populacionais e características do sedimento, uma vez que existem estuários dominados por depósitos sedimentares de areia ou lama, como os estuários do Ipiranga (Urussuquara) e Caravelas, respectivamente. Vale ressaltar que os maiores indivíduos se correlacionaram positivamente com o teor de lama e foram associados a Caravelas. A população com maior número de indivíduos por metro quadrado foi registrada nos estuários ao norte da foz do Rio Doce, exceto Caravelas, que junto com Costa das Algas, apresentaram as populações menos densas. O compartimento também foi agrupado por apresentar as maiores concentrações de Co, Fe e Zn foliar. 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 A5MS2, Figuras 65 a Figura 73*) 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 ao considerar Ano 1 e Ano 2.

Figura 137: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período seco 2019 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas.

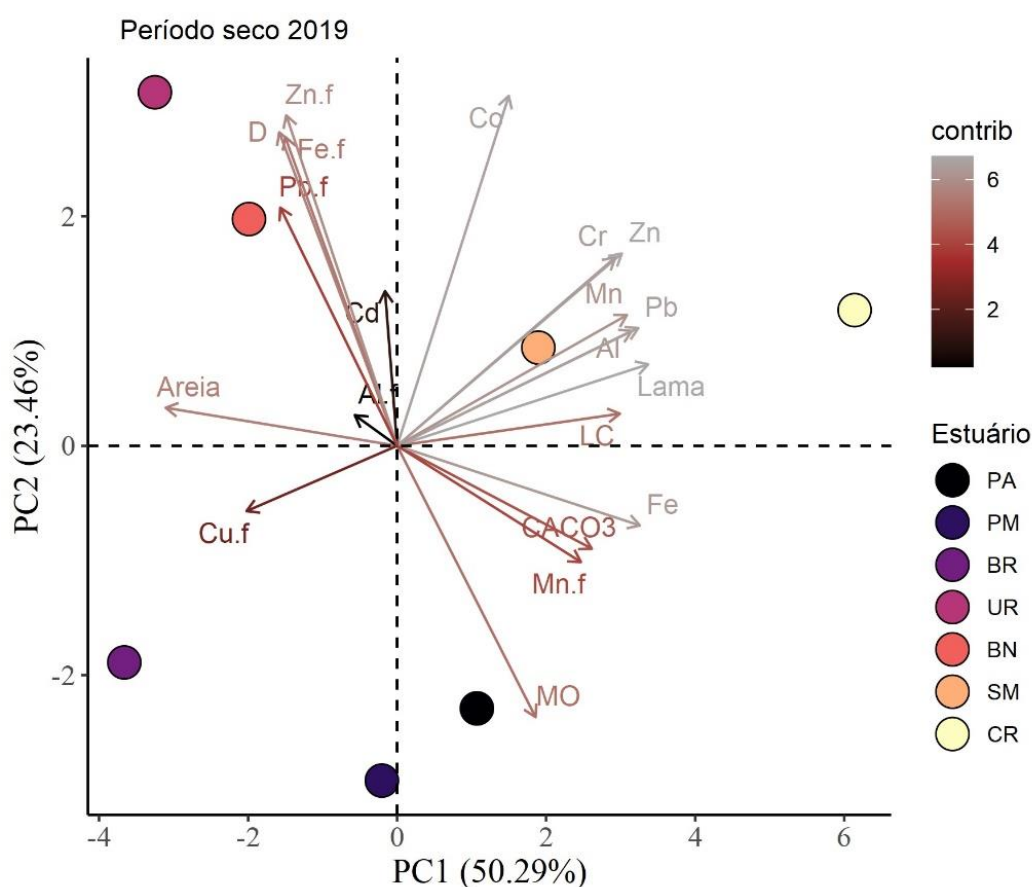
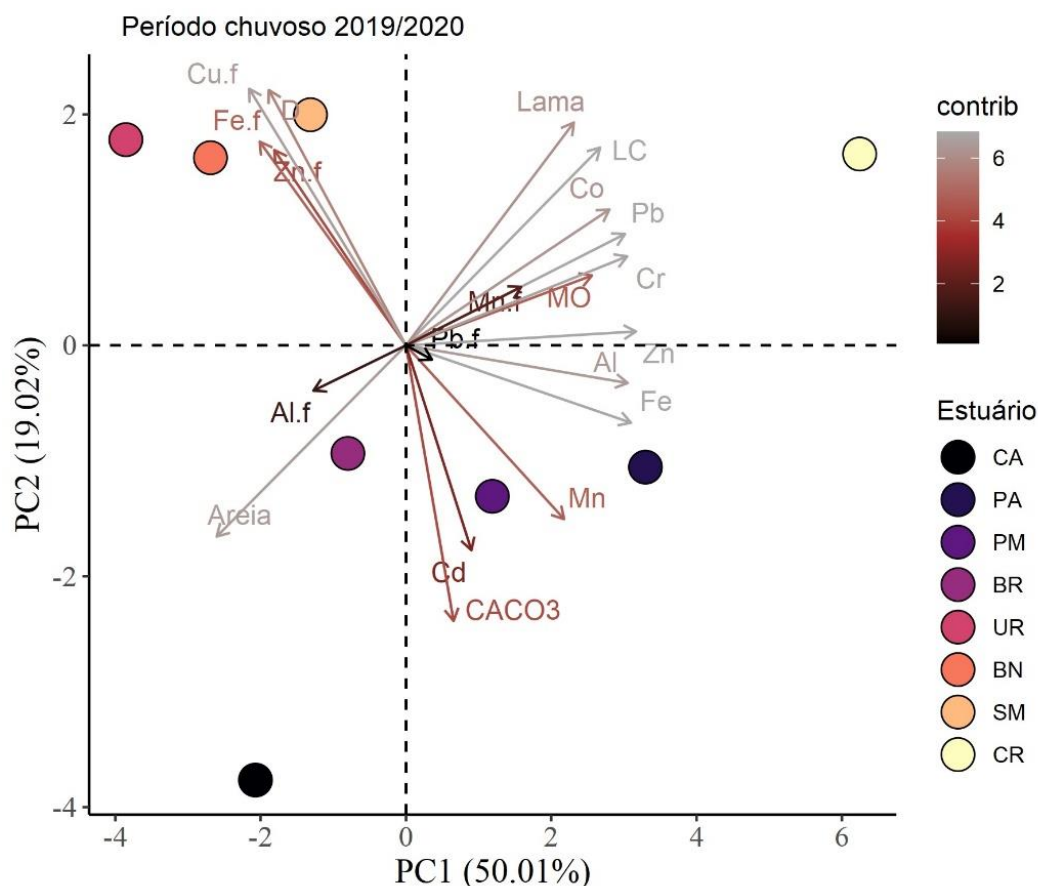
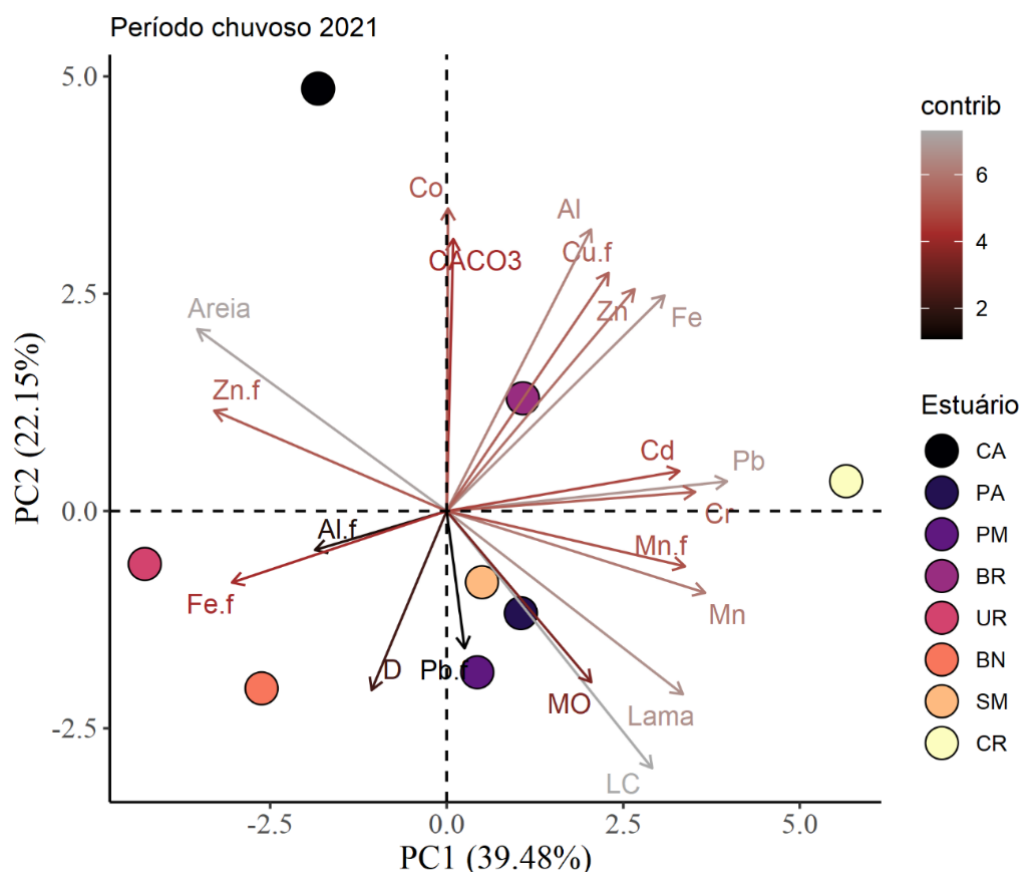


Figura 138: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período chuvoso 2019/2020 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas.



Costa das Algas e Caravelas continuam distantes dos demais estuários nos períodos chuvoso e seco 2021 (Figura 139 e Figura 140) como observado na dispersão espacial dos estuários nos períodos dos anos anteriores. A soma dos dois eixos (PC1 e PC2) foi responsável por 61,63% e 72,37% da variância total dos dados no período chuvoso e seco 2021, respectivamente. As concentrações de metais no sedimento neste último período estão em análise. Nota-se que não é possível observar o mesmo agrupamento dos estuários como ocorrido nos períodos do Ano 1 e 2. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e São Mateus formaram um único grupo e foram principalmente relacionados às concentrações de Mn no sedimento e nas folhas e tamanho médio. Al e Fe foliar estiveram mais associados a Urussuquara. Al, Fe e Zn no sedimento estiveram mais correlacionados aos bosques em Barra do Riacho. No período seco 2021, o agrupamento dos estuários também não seguiu um padrão, PM e BR ficaram mais próximos e relacionados as maiores concentrações de Cu foliar, e por outro lado as menores concentrações de Pb foliar.

Figura 139: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO₃) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período chuvoso 2021 do PMBA/Fest-RRDM. Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas.

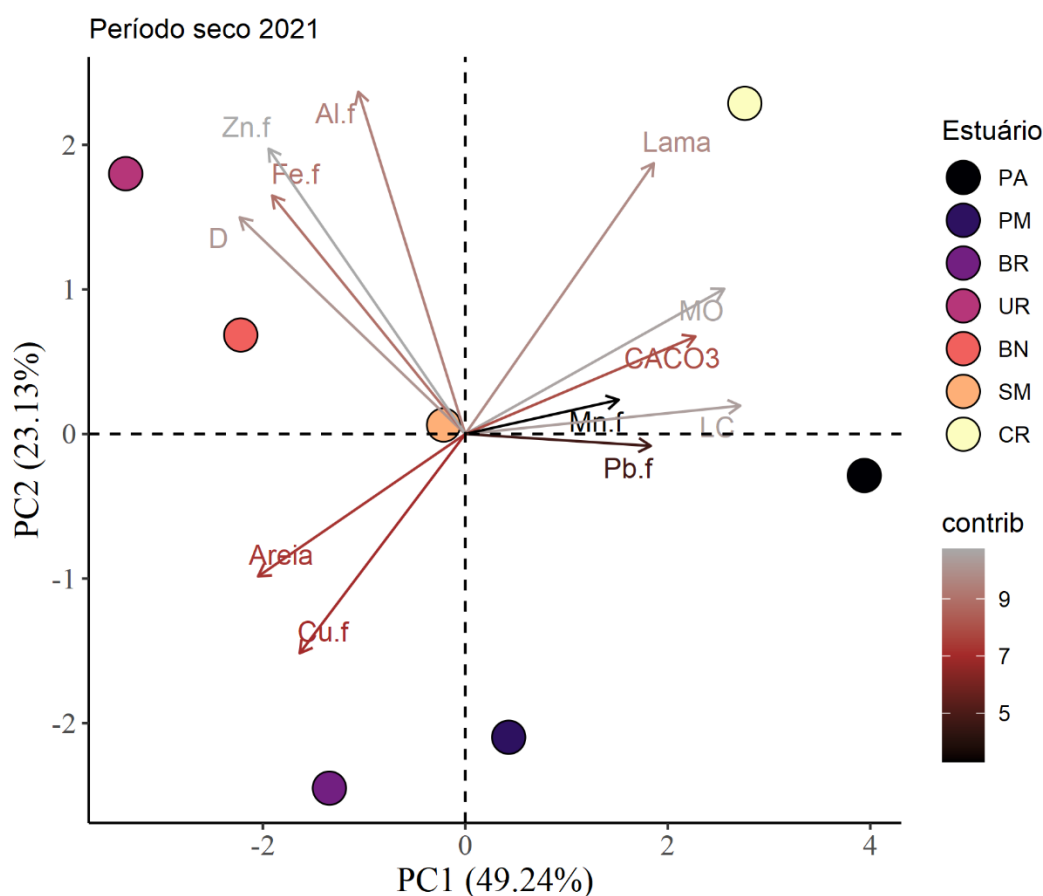


As análises do período chuvoso 2018/2019 indicaram que as respostas da fauna se deram como forma de ajuste ao impacto drástico que tiveram consequências em escala regional, uma vez que ocorreu contaminação dos estuários e da zona costeira como um todo (RRDM, 2020b). É possível identificar que em todos os ambientes houve um excedente em algum dos metais analisados que esteve correlacionado com um dos parâmetros populacionais, especialmente o tamanho médio dos indivíduos (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 5 a Tabela 10*). As concentrações de metais na zona costeira mostraram que Fe e Zn aumentaram 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, 2019c). 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 137). É possível perceber ao longo deste monitoramento que os manguezais apresentam efeitos agudos (compartimento A) e efeitos crônicos oscilatórios (compartimento C) que variam temporalmente. Estes efeitos oscilatórios poderão apresentar efeitos agudos extremos dependendo das condições oceano

meteorológicas que podem amplificar em concentrações a disponibilidade dos metais provenientes dos rejeitos (RRDM, 2020b), como observado no aumento do número de estações de coleta com concentrações de metais acima do limite no período chuvoso 2021.

Figura 140: Análise de componente principal (PCA) com base nos parâmetros populacionais de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), granulometria (teor de areia e lama), matéria orgânica (MO), carbonato de cálcio (CaCO_3) concentração de metais pesados no sedimento (mg/kg) e nas folhas (mg/kg) no período seco 2021 do PMBA/Fest-RRDM.

Elementos seguidos pela letra f correspondem a concentração de metais nas folhas.



A variabilidade espacial dos parâmetros populacionais e das variáveis ambientais permitiu verificar a relação entre elas em cada estuário, em escala regional e temporal, e identificar os principais parâmetros avaliados que estão atuando no agrupamento das áreas e como variam espacialmente em função dos períodos chuvosos e secos em cada ano como já verificado para os dois primeiros anos do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2020b). 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; BANCHI 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 inserido no PMBA/Fest-RRDM. 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 DCL, 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 são uns dos fatores a serem considerados 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).

Na avaliação espaço-temporal dos parâmetros populacionais de *C. guanhumi*, as fitofisionomias, neste caso apicum e restinga que são as áreas de ocorrência da espécie em Caravelas, não foram consideradas em função da ausência de apicum em condições similares nos manguezais monitorados no Espírito Santo. Além disto, o habitat naturalmente fragmentado, acentuado pela supressão da vegetação e pelas configurações geomorfológicas dos estuários que limitam sua extensão, dificultou a delimitação de parcelas contíguas e com o mesmo número amostral (RRDM, 2019e; RRDM, 2020b).

A densidade média predominante em todos os estuários ao longo do PMBA/Fest-RRDM foi inferior a dois indivíduos/m² (*Material Suplementar A5MS2, Figura 76*) exceto para Urussuquara no período chuvoso 2018/2019 ($2,3 \pm 0,3$ indivíduos/m²). Este estuário destacou-se por apresentar as populações mais densas em relação aos demais. Houve declínio significativo na densidade da espécie em São Mateus, Urussuquara e Rio Doce a partir do Ano 1 e nos demais estuários, permaneceu estável (*Material Suplementar A5MS2, Figura 76*). Esta homogeneidade temporal pode ser um indicativo de que as ações de preservação desta espécie no estado do Espírito Santo estão contribuindo para a manutenção do estoque (RRDM, 2020b).

As menores densidade foram registradas em Costa das Algas e São Mateus em todos os períodos, ficando sempre inferior ou próximo a 0,5 indivíduos/m² (*Material Suplementar A5MS2, Figura 76*). Espera-se maiores densidades nos períodos chuvosos, em torno de 1 a 2 anos após o período reprodutivo, com base na interpretação do ciclo de vida da espécie (SILVA e OSHIRO, 2002; MENDES, 2017), comportamento não observado no presente monitoramento. O declínio populacional observado no Rio Doce, passando de 1,5 para 1,0 indivíduos/m² no período chuvoso 2018/2019 e seco 2021, respectivamente, pode estar diretamente relacionado com os sinais dos rejeitos de minério na região,

uma vez que em todos os períodos avaliados, a concentração de Cr, Fe e Mn apresentaram-se acima do limite estabelecido pelo NOAA. Estudos desenvolvidos no Rio Grande do Norte (MENDES e CRUZ, 2017) indicaram diminuição de densidade ao longo de um ano e meio, passando da média de 0,8 indivíduo/m² para 0,2 indivíduo/m² e este declínio foi atribuído ao clima semiárido da região, quando o extenso período de seca pode ter aumentado a taxa de mortalidade da espécie. As áreas monitoradas neste estudo estão inseridas na região climática com diferentes características em relação ao clima semiárido.

A população de *C. guanhumi* no Rio Doce foi a que apresentou maior exposição aos rejeitos em função da maior frequência e tempo de inundação nas áreas de ocorrência e por persistência dos impactos sendo considerada área crônica (RRDM, 2020b). 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 (inferior a 5). Os resultados do Anexo 1 Ecotoxicologia mostraram aumento temporal nas concentrações de metais nos tecidos de caranguejos na foz do Rio Doce a partir de janeiro/fevereiro 2019 (Vide Anexo 1 Ecotoxicologia).

A estabilidade ou declínio 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 elevadas concentrações de metais (RRDM, 2019b; RRDM, 2019e; RRDM, 2020b). Ao avaliar a estrutura populacional da espécie em todos os estuários, há predomínio de indivíduos adultos (Indivíduos adultos LC > 55 mm, SILVA e OSHIRO, 2002) nos estuários do rio Piraquê-Mirim, Rio Doce, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (*Material Suplementar A5MS2, Figura 77 a Figura 84*). A maior frequência de indivíduos jovens foi observada nos estuários do rio Riacho e em Urussuquara em relação aos demais.

Em relação a fecundidade de *C. guanhumi*, a ANCOVA mostrou que houve efeito do ano sobre esta variável independentemente do tamanho das fêmeas ($F_{(2,24)} = 3,81$, $p = 0,03$). A média em 2020 foi superior à de 2021 (406696 ± 32439 e 278681 ± 32684 ovos/fêmea, respectivamente) e igual estatisticamente à de 2019 (307760 ± 38107 ovos/fêmea). Esta foi similar à de 2021 (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 12*). Médias superiores a encontrada por Silva e Oshiro (2002) na Baía de Sepetiba (Rio de Janeiro) (197100 ovos/fêmea) e próxima as registradas por Taissoun (1974) na Venezuela (350000 e 1200.000 ovos/fêmea), que está diretamente relacionada com o tamanho das fêmeas ovígeras. A fecundidade da espécie nos três anos avaliados foi relativamente alta quando comparada com o estudo de Silva e Oshiro (2002), único estudo do potencial reprodutivo da espécie no Brasil. Porém, ao analisar os histogramas de frequência relativa de largura de cefalotórax, nota-se baixo recrutamento de indivíduos nas classes jovens em todos os estuários, exceto Barra do Riacho e Urussuquara (*Material Suplementar A5MS2, Figura 77 a Figura 84*). Apesar da variabilidade da fecundidade nos 3 anos de monitoramento, maior recrutamento de jovens no período chuvoso de 2020 e 2021 era o esperado ao considerar as diferentes etapas do ciclo de vida da espécie (COSTLOW JR e BOOKHOUT, 1968; MENDES, 2017) e o tamanho mínimo possível a ser medido *in situ*, aproximadamente 17 mm com base nos resultados deste monitoramento. As estimativas realizadas

por Mendes (2017) mostraram que indivíduos com aproximadamente 18, 36 e 54 mm teriam em torno de 1, 2 e 3 anos, respectivamente.

A fase larval planctônica, uma das etapas do ciclo de vida de *C. guanhumi*, ocorre no ambiente marinho, onde os ovos são exportados em direção ao oceano aproximadamente 8 km, passando por diferentes estágios até o seu completo desenvolvimento larval que dura cerca de um mês, para que então ocorra o retorno para os estuários, o assentamento e o recrutamento para o primeiro estágio juvenil no ambiente terrestre (fase bentônica) (COSTLOW JR e BOOKHOUT, 1968; HOSTETLER et al., 1991). Entretanto, pode permanecer no interior do estuário uma vez que há menor dependência de salinidade do mar para o desenvolvimento ontogênico, ao contrário do esperado para outros decápodes, como aqueles das Famílias Ocypodidae e Grapsidae (NEGREIROS-FRANSOZO et al., 2012). Os indivíduos na primeira fase estão sujeitos às diferentes variáveis ecológicas no ambiente marinho e estuarino (COSTLOW JR e BOOKHOUT, 1968). A qualidade e a disponibilidade 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) ao considerar que os metais pesados têm influência no metabolismo das larvas de crustáceos decápodes reduzindo seu potencial de sobrevivência e recrutamento, visto que interferem nos processos de migração e alimentação (ANGER, 2001). Nesta perspectiva, umas das hipóteses levantadas para explicar o baixo recrutamento de jovens na população nas estações monitoradas do Rio Doce é que os metais presentes na descarga fluvial, a partir da remobilização dos resíduos dos rejeitos depositados no leito do Rio Doce, que alcançaram o ambiente marinho nos períodos com maior vazão do rio (período chuvoso), correspondendo ao período reprodutivo e de desova da espécie (SHINOZAKI-MENDES et al., 2013), tornam disponíveis na zona pelágica. E esta biodisponibilidade devido ao revolvimento mais efetivo do sedimento do fundo pelo fluxo d'água pode ter afetado o desenvolvimento larval aumentando a taxa de mortalidade, além da predação natural da espécie, de modo que falhas na dispersão e retorno do estágio larval final (megalopa) para o estuário possa ter ocorrido. As concentrações de Fe no zooplâncton aumentaram na estação chuvosa, é possível que seu maior aporte esteja relacionado a este período (RRDM, 2019b). Isto pode comprometer em longo prazo as populações dos decápodes como já reportado neste relatório e nos anteriores (RRDM, 2019e; RRDM, 2020b) pela ausência/declínio de recrutas logo após os períodos com maior concentração de metais no ambiente costeiro.

Outra hipótese a ser discutida trata-se de falhas no recrutamento no período pós-larval. Após a colonização das megalopas na zona intertidal na foz do Rio Doce, o recrutamento para os primeiros estágios juvenis pode ter sido influenciado pela pluma de rejeitos, especialmente logo após a chegada desta na zona costeira, visto que locais com elevadas concentrações de contaminantes orgânicos e de metais podem impactar o recrutamento de novos indivíduos na população como discutido por BERGEY e WEIS (2008). Elevadas concentrações de contaminantes também podem aumentar a mortalidade de indivíduos ao ingressarem no estuário por incapacidade de osmorregular adequadamente, considerando que os metais podem reduzir a capacidade osmorregulatória e a tolerância à salinidade das larvas dos decápodes (LIGNOT et al., 2000). Neste contexto, falhas no recrutamento podem ter

ocorrido, possivelmente, refletindo nas alterações da estrutura e dinâmica populacional, como observado nos resultados apresentados neste relatório.

A ausência de estudos pretéritos da fecundidade do *U. cordatus*, exceto para São Mateus (PORTO, 2016) e de *C. guanhumi* para o Espírito Santo e Caravelas, não permite inferir se houve ou não declínio nesta variável nos manguezais avaliados durante o PMBA/Fest-RRDM principalmente porque a dispersão registrada neste monitoramento é similar 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, quais os possíveis fatores que estariam influenciando e estabelecer uma relação entre esta variável e os sinais dos rejeitos de minérios.

Destacamos novamente a baixa densidade, declínio no recrutamento de jovens a partir do Ano 1 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 77 a Figura 84*), distribuição de *C. guanhumi* nos estuários capixabas (RRDM, 2020b) e o ponto crítico levantado para as populações do Rio Doce, Urussuquara e São Mateus como pontos preocupantes de avaliação para a conservação da espécie no estado por apresentar declínio populacional.

A riqueza e abundância dos crustáceos braquiúros foram avaliados em diferentes períodos na APA Costa das Algas, por serem considerados principais representantes do ecossistema manguezal e importantes bioindicadores da qualidade ambiental (ARAUJO et al., 2014), com o objetivo de avaliar a variação temporal entre os 3 anos do PMBA/Fest-RRDM nesta área uma vez que a concentração de manganês no sedimento estava acima do limite estabelecido pela NOAA (BUCHMAN, 1999) nos períodos chuvosos 2020 e 2021 (281,89 e 448,12 mg/kg, respectivamente) (RRDM, 2020b). 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) quando presente em elevadas concentrações nos tecidos do indivíduo CORRÊA JR. et al., 2005; DUARTE et al., 2017).

O monitoramento contínuo da diversidade de braquiúros no ecossistema manguezal em Costa das Algas, área com um mosaico de ecossistemas e com grande biodiversidade de algas que constitui um importante habitat de crescimento de espécies de peixes comerciais e ameaçados no sudeste brasileiro (<https://www.icmbio.gov.br/apacostadasalgas/>), 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 este compartimento e a coluna d'água, e estabelecer a relação entre a diversidade e a concentração de manganês no sedimento. Neste manguezal, situado sobre uma formação de recifes de arenitos, foram coletados 412 exemplares de crustáceos (Decapoda) durante os 3 anos do PMBA/Fest-RRDM pertencentes a seis famílias: Diogenidae, Grapsidae, Ocypodidae, Panopeidae, Porcellanidae, Sesarmidae e 16 espécies (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 13*).

Dentre os exemplares coletados, a espécie mais abundante foi *Leptuca thayeri* com 284 indivíduos, correspondendo a 68,93% da abundância total (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 13*). A segunda

espécie mais abundante foi *Leptuca leptodactyla* com 71 indivíduos, correspondendo a 17,23% da amostragem total. A dominância destas duas espécies foi observada por diferentes autores em outras florestas de mangue ao longo da costa brasileira (COSTA e NEGREIROS-FRANSOZO, 2002; BEZERRA et al., 2006; MASUNARI, 2006; ARAUJO et al., 2014). *L. thayeri* habita regiões intertidais de estuários tropicais e possui preferência por áreas com sedimento areno-lamoso com alto teor de matéria orgânica (NEGREIROS-FRANSOZO, et al., 2000; THURMAN et al., 2013). Contudo, o sedimento dos bosques de mangue apresentou relativamente maior teor de areia (RRDM, 2020b). A espécie *L. leptodactyla* possui preferências a solos mais arenosos e ambientes com altas salinidades (MASUNARI, 2006; THURMAN et al., 2013), características predominantes na área de estudo.

No momento, a riqueza de decápodes em Costa das Algas pode ser considerada baixa em relação a outros manguezais brasileiros. Em Ilhéus (BA), Almeida et al. (2006) encontraram 51 espécies de Decapoda em 14 famílias diferentes, enquanto Araújo et al. (2014), em um manguezal do litoral sul de Pernambuco, encontraram 25 espécies de 7 famílias distintas, apenas para o grupo dos Brachyura. Em função da APA está situada em uma região formada por recifes de arenito, seria esperado encontrar alta diversidade beta em resposta aos diferentes micro-habitats encontrados no local, pois mesmo pequenas variações na escala espacial, em relação as características estruturais do ecossistema manguezal, podem levar a maior variabilidade espacial da diversidade (CARUGATI et al., 2018). Entretanto, a curva de rarefação das espécies não se estabilizou, extrapolando os resultados observados que mais espécies podem ser encontradas no local com o aumento do esforço amostral (*Material Suplementar A5MS2, Figura 85*).

O Índice de Shannon (H') variou relativamente pouco entre os anos amostrados, entretanto o Índice de Equitabilidade de Pielou (J), que mede a uniformidade de uma comunidade, diminuiu no último ano (*Material Suplementar A5MS2, Tabela 14*), evidenciando a dominância de uma única espécie (*L. thayeri*). O predomínio de uma única espécie pode ser indicativo de algum estresse ambiental (MACINTOSH et al., 2002).

Perfis de diversidade, como a Série de Hill, são bastante úteis ao comparar diferentes comunidades, em diferentes escalas de tempo e espaço, pois é possível em um mesmo gráfico visualizar os índices de diversidade levando em consideração tanto espécies dominantes, subdominantes e raras, visto que os diferentes índices atribuem pesos diferentes a estas (TÓTHMÉRÉSZ, 1995; MELO, 2008). Dessa forma os perfis de diversidade podem também revelar padrões nos diferentes processos e comportamentos que levam as espécies virem a ser dominantes em alguma comunidade. Como representado no perfil de diversidade utilizando a Série de Hill, houve diminuição no Índice de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (J) no Ano 3 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 86*).

A ausência de dados pretéritos para a área demonstra a importância de levantamentos da diversidade e o quanto se torna difícil definir a relação e o grau de impacto dos sinais de rejeitos (ou outros impactos antrópicos ou naturais) sobre a diversidade da zona costeira, principalmente para aqueles grupos de espécies sem interesse comercial e social. As funções ecossistêmicas das florestas de manguezais estão ligadas a maior diversidade da comunidade de invertebrados (CANNICCI et al., 2021), ao mesmo

tempo que a perda da biodiversidade pode ocasionar a perda de funções ecossistêmicas (CARUGATTI et al., 2018). Considerando que estas comunidades desempenham papéis cruciais na manutenção dos manguezais, como ciclagem de nutrientes, retenção da produção primária (NORDHAUS et al., 2006), e são considerados engenheiros do ecossistema ao escavarem suas galerias promovendo a oxigenação do substrato (KRISTENSEN, 2008) e desempenham papel fundamental na teia alimentar (KRUMME et al., 2008), se faz importante a continuação do PMBA/Fest-RRDM a fim de verificar as mudanças na comunidade em resposta as diferentes pressões antrópicas que podem influenciar na estabilidade do ecossistema, com destaque para as elevadas concentrações de Mn já observadas no sedimento.

Todos os resultados apresentados neste relatório salientam novamente a importância da 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 no sedimento e folhas dos bosques das florestas de mangue, uma vez que a resiliência de cada espécie e local é variável espacialmente e em diferentes escalas temporais, especialmente ao considerar o ciclo de vida das espécies. Além disso, as informações geradas neste estudo irão permitir avaliar a qualidade e saúde ambiental de cada estuário e fornecer subsídios para futura elaboração de planos de manejo, como já vem sendo discutido a reformulação do Plano de Manejo da APA Costa das Algas, e possíveis projeções da pesca sustentável em escala local e regional, uma vez que há lacunas no conhecimento dos parâmetros populacionais de *U. cordatus* e *C. guanhum* no Espírito Santo (RRDM, 2020b).

5 ANEXO 1 - ECOTOXICOLOGIA

As campanhas amostrais realizadas durante o monitoramento foram caracterizadas quanto aos padrões sazonais de precipitação para a região de estudo. Para a bacia hidrográfica do Rio Doce, o regime de chuvas está dividido em período seco, compreendido entre os meses de abril e setembro, e período chuvoso, entre os meses de outubro e março. Sendo assim, o Anexo 1 realizou amostragens ao final de três períodos considerados como seco (Campanha 1 - set/out 2018, Campanha 3 - set/out 2019 e Campanha 6 - jul/ago 2021) e de três períodos considerados como chuvosos (Campanha 2 - jan/fev 2019, Campanha 4 - jan/fev 2020 e Campanha 5 - jan/fev 2021). Durante todo o período de monitoramento, o regime de chuvas seguiu o padrão de sazonalidade histórico da região. Todavia, ao se comparar o período chuvoso do Ano 1 com o dos anos seguintes, fica evidente o aumento de chuvas de um ano para o outro. Neste sentido, o período chuvoso do Ano 1 foi o que apresentou menor acumulado de precipitação em todo o período do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2021). As vazões médias e máximas diárias para período chuvoso do Ano 1 (519 e 2.584 m³/s) foram inferiores às obtidas nos Ano 2 (988 e 5.179 m³/s), e Ano 3 (873 e 2.889 m³/s). Apesar do Ano 2 também apresentar valores menores do que a mediana climatológica registrada para a região, nos últimos meses desse período (fev-mar/2020), houve um significativo aumento na vazão fluvial, onde os valores medianos

ultrapassaram em 28% (fev/2020) e 93% (mar/2020) aqueles reportados por Oliveira e Quaresma (2017), e em 182% (fev/2020) e 350% (mar/2020) se comparados aos mesmos meses do Ano 1 (fev-mar/2019). É importante indicar que nos meses de outubro e novembro, os valores medianos de vazão do Rio Doce foram maiores no Ano 1 do que no Ano 2, porém, a partir de dezembro de 2019, a vazão aumentou em relação aos valores medidos para o Ano 1 (RRDM, 2021). Para o período chuvoso do Ano 3, a vazão média apresentou valor próximo à obtida no Ano 2 (RRDM, 2021). 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 contexto, as possíveis implicações destas mudanças sazonais sobre os diferentes parâmetros ecotoxicológicos monitorados pelo Anexo 1 nos manguezais e praias adjacentes à foz do Rio Doce serão apresentadas no presente relatório.

5.1 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1.1 Manguezais: metais e arsênio em amostras de água e sedimento

Em cada uma das estações amostrais do ambiente de manguezal, em cada campanha, foram coletadas amostras de água e de sedimento para avaliação de padrões espaço-temporais da concentração de metais e Arsênio (As). Os elementos analisados foram: Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn). Cabe destacar que as análises destes elementos em amostras de água e sedimento de manguezais passaram a ser realizadas a partir do Ano 2 (Campanha 3 - set/out 2019, Campanha 4 - jan/fev 2020, Campanha 5 - jan/fev 2021 e Campanha 6 - jun/ago 2021).

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 representam a fração onde as formas mais tóxicas dos metais (biodisponíveis) ocorrem. Assim, nesta fração estão os elementos passíveis de serem absorvidos pela biota e produzirem efeitos danosos aos organismos.

Com relação aos resultados relativos ao Ano 3, pode ser observado na Figura 141 o perfil espacial da contaminação dos elementos analisados em amostras de água coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). No REVIS Santa Cruz, o ponto 1 (RSC1) apresentou-se bem relacionado aos metais Mn, Ni, Pb, Fe, Cu, Cd e Zn, enquanto o ponto 2 (RSC2) ficou relacionado ao metal Hg. Já, o ponto no Rio São Mateus (RSM) apresentou-se bem relacionado aos elementos Al, Cd e As. De forma interessante, quando fizemos a mesma avaliação nas amostras de água coletadas durante a Campanha 6 (jun/ago 2021 – período seco), foi possível observar um padrão espacial muito similar, visto que os mesmos elementos se apresentaram bem relacionados aos mesmos pontos (Figura 142). Desta forma, é possível indicar que as concentrações de metais e As em amostras de água coletadas em regiões de manguezal durante as expedições realizadas pelo Anexo 1 no Ano 3

estiveram mais relacionadas aos pontos RSC e RSM. Importante frisar que estes resultados também foram encontrados durante o Ano 2, mostrando que os padrões citados se repetem dentro do recorte temporal que engloba todas as avaliações realizadas pelo Anexo 1 no que se refere à água dos manguezais. Sendo assim, os pontos RSC e RSM realmente se destacam como os mais afetados em termos de contaminação da água. Cabe ressaltar, ainda, 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 das Algas (APA/RVS). Esta região vem se destacando por um aumento na turbidez superficial (RRDM, 2020c), sobretudo em fevereiro de 2020 (RRDM, 2020a).

Figura 141 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água coletada em manguezais durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].

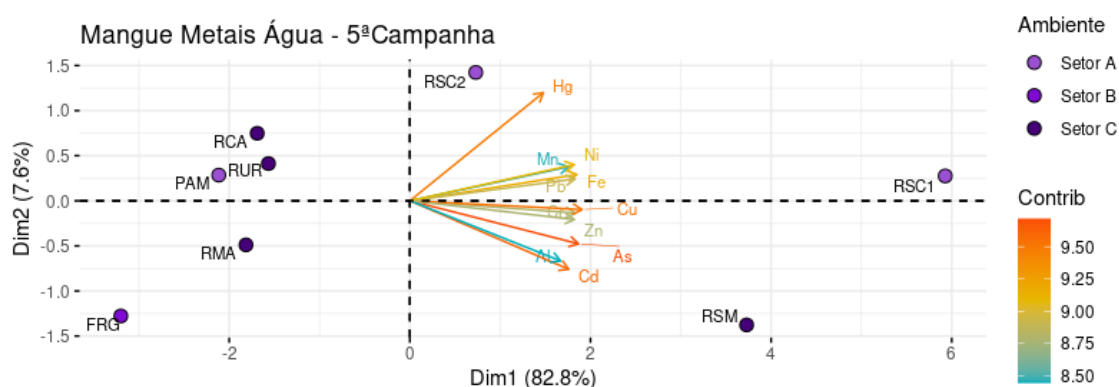
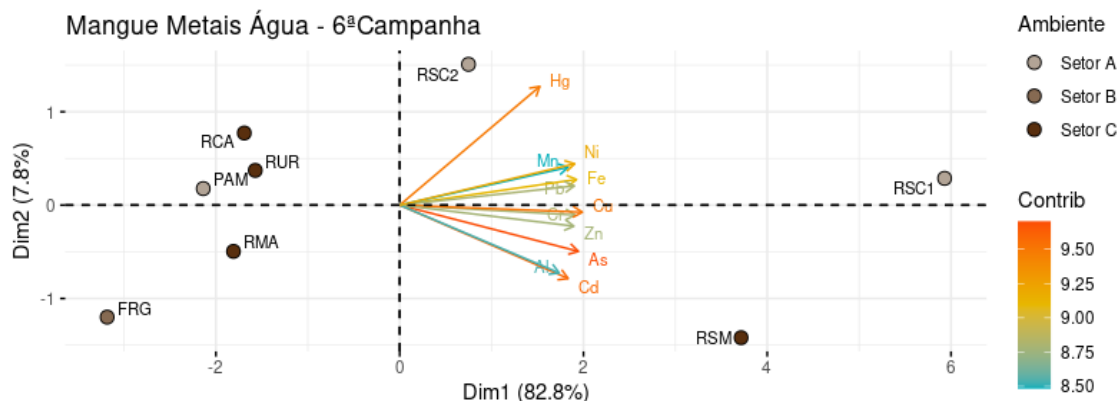
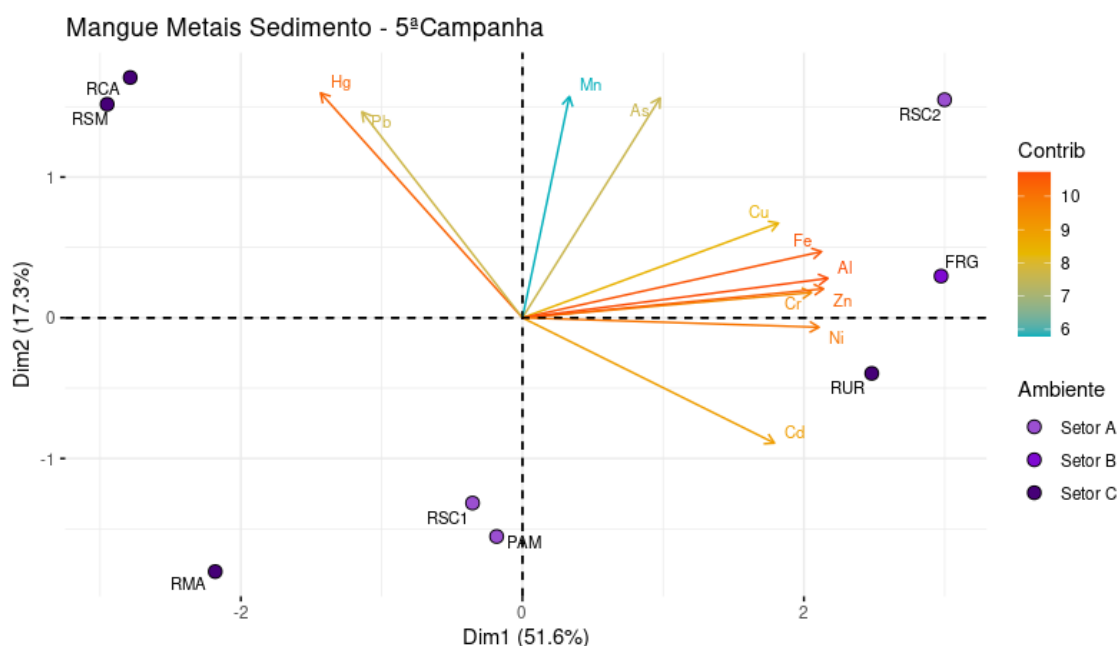


Figura 142 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) na fração dissolvida, na água de fundo coletada em manguezais durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].



Por outro lado, os padrões de distribuição espaço-temporais observados para as concentrações de metais e As em amostras de sedimento foram mais complexos. Por exemplo, como observado na Figura 143, durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) os metais Hg e Pb estiveram melhor relacionados aos pontos Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA). Por outro lado, o ponto RSC2 foi bem caracterizado pela presença de Mn e As no sedimento, já o ponto FRG juntamente com ponto RSC2 relacionados com maiores concentrações de Cu, Fe, Al, Cr, Zn e Ni. Por fim, o ponto Rio Urussuquara (RUR) apresentou-se bem relacionado ao Cd. No caso das amostras de sedimento coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 144), é possível observar algumas semelhanças, por exemplo, a relação da contaminação do sedimento nos pontos FRG e RCS2 com os metais Cu, Fe, Al, Zn e Cd. Apesar disto, o perfil de metais e As nos demais pontos foi um pouco diferente, visto que as amostras coletadas no ponto RSC1 foram bem caracterizadas pelo metaloide As, as amostras do ponto RCA apresentaram-se bem relacionadas aos metais Pb e Hg, e por fim, as amostras do ponto RUR foram bem caracterizadas pelos metais Ni, Cd, Zn e Cr.

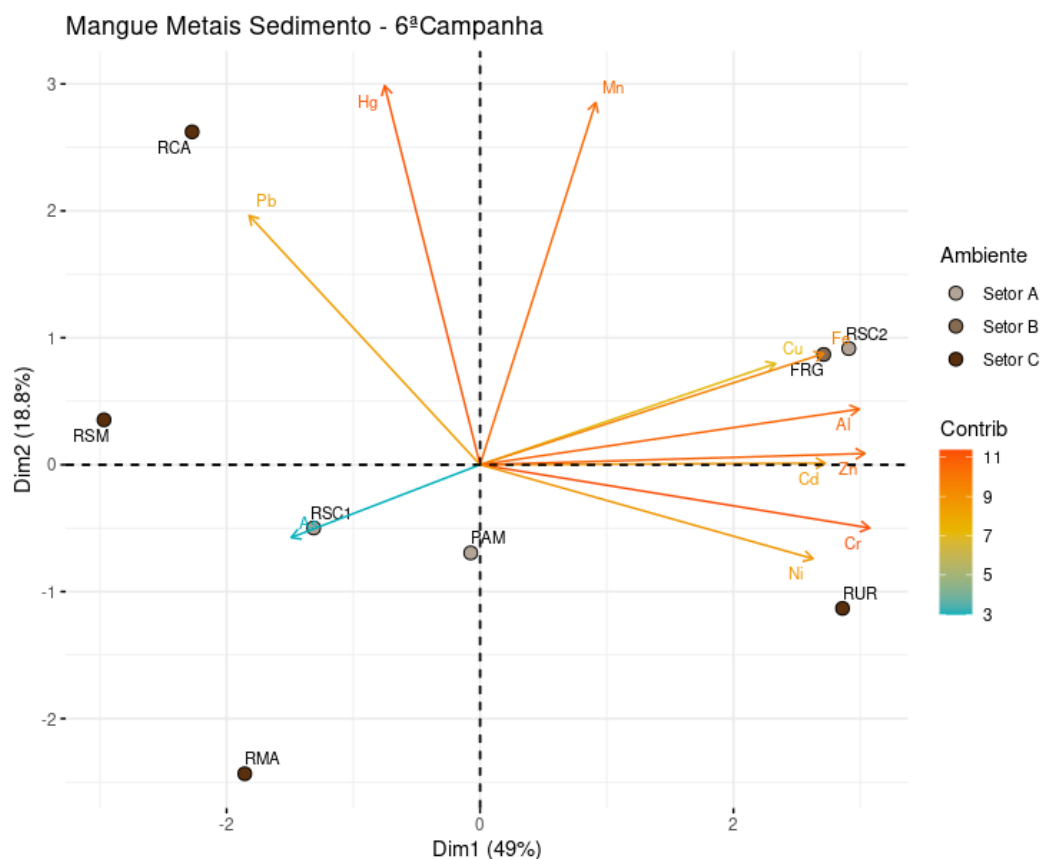
Figura 143 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em manguezais durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Maricuru (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].



Frente à exposição destes resultados, é possível observar o surgimento de alguns padrões espaciais gerais para a contaminação do sedimento dos manguezais durante o Ano 3. No primeiro deles, podemos ver que o ponto referente à foz do Rio Doce em Regência (FRG) foi muito bem caracterizado pela contaminação do sedimento pelos metais Cu, Fe, Al, Cr e Zn, alguns dos principais elementos característicos da lama oriunda do rompimento da barragem de Fundão. Além disto, o ponto logo ao

sul da foz, RCS2, apresentou em ambas as Campanha perfil de contaminação semelhante, indicando uma tendência de deposição de sedimentos oriundos da foz do Rio Doce nesta direção. Por outro lado, os pontos RSM e RCA, localizados ao norte, apresentaram perfil de contaminação semelhante entre si, caracterizado pelos elementos Hg e Pb, de forma aparentemente independente à foz do Rio Doce. Por fim, o ponto RUR foi bem caracterizado em ambas as expedições pelos metais Ni e Cd, mas a organização deste ponto e destes elementos nas PCAs se deu de forma próxima aos pontos FRG e RCS2, indicando que o sedimento destas localidades também foi marginalmente afetado por estes elementos, dificultando, portanto, o esclarecimento do papel da foz do Rio Doce como origem desta contaminação sedimentar. Sendo assim, a associação de metais específicos aos pontos mais ao norte da foz do Rio Doce pode indicar que outros rios formadores, além do Rio Doce, são também importantes fontes de aporte de metais e As para os manguezais. De fato, como o regime de chuvas não se limita apenas à bacia do Rio Doce, mas predomina também em diversas outras bacias hidrográficas relacionadas aos pontos amostrados, foi possível notar o aumento de turbidez na foz dos rios São Mateus, Mucuri e Caravelas (RRDM, 2020a), corroborando a hipótese de que esses rios também contribuem no aporte de sedimentos finos para os ambientes costeiros adjacentes.

Figura 144 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em manguezais durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].



Em relação às comparações temporais com o Ano 2, observamos anteriormente que durante a Campanha 3 (set/out 2019 – período seca) os metais Cd, Fe e Cu estiveram melhor relacionados ao ponto FRG, os metais/metaloide Cr, Ni, Zn, Mn, As, Hg e Al estiveram melhor relacionados aos pontos RSC2 e RUR, enquanto o elemento Pb se apresentou melhor relacionado ao ponto PAM. Já no caso das amostras de sedimento coletadas durante a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), 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 mais relacionados ao ponto RUR (RRDM, 2020b). 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 espaço-temporal parece existir na contaminação da região da foz do Rio Doce (FRG) e sul da foz do Rio Doce (RSC2) pelos metais Cu, Fe, Al, Cr e Zn.

5.1.2 Manguezais: padrões de bioacumulação de metais e arsênio

Os padrões de bioacumulação dos metais e As foram avaliados em três espécies de caranguejos (*Ucides cordatus*, *Cardissoma guanhumu* e *Goniopsis cruentata*) comumente encontradas nas regiões de manguezal investigadas no contexto do presente estudo. As concentrações dos metais/metaloide foram determinadas em brânquias, hepatopâncreas e músculo e, assim como os dados de concentrações de metais e As em água e sedimento, os resultados de bioacumulação foram avaliados com o uso de PCAs. Além disto, os dados de bioacumulação 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), localizado ao sul da foz do Rio Doce, Setor B (foz do Rio Doce, ponto FRG), e Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR; Rio Mariricu, ponto RMA; Rio São Mateus, ponto RSM; e Rio Caravelas, ponto RCA), localizado ao norte da foz do Rio Doce (*Material Suplementar A1CS1, Quadro 2 e Figura 1*). Esta

setorização foi determinada a partir da integração da morfodinâmica dos ambientes, da distribuição dos elementos químicos e da diversidade da comunidade bentônica, seja pela tipologia, 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, conseqüentemente, de 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 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 apenas a partir da Campanha 3 (set/out 2019 – período seco).

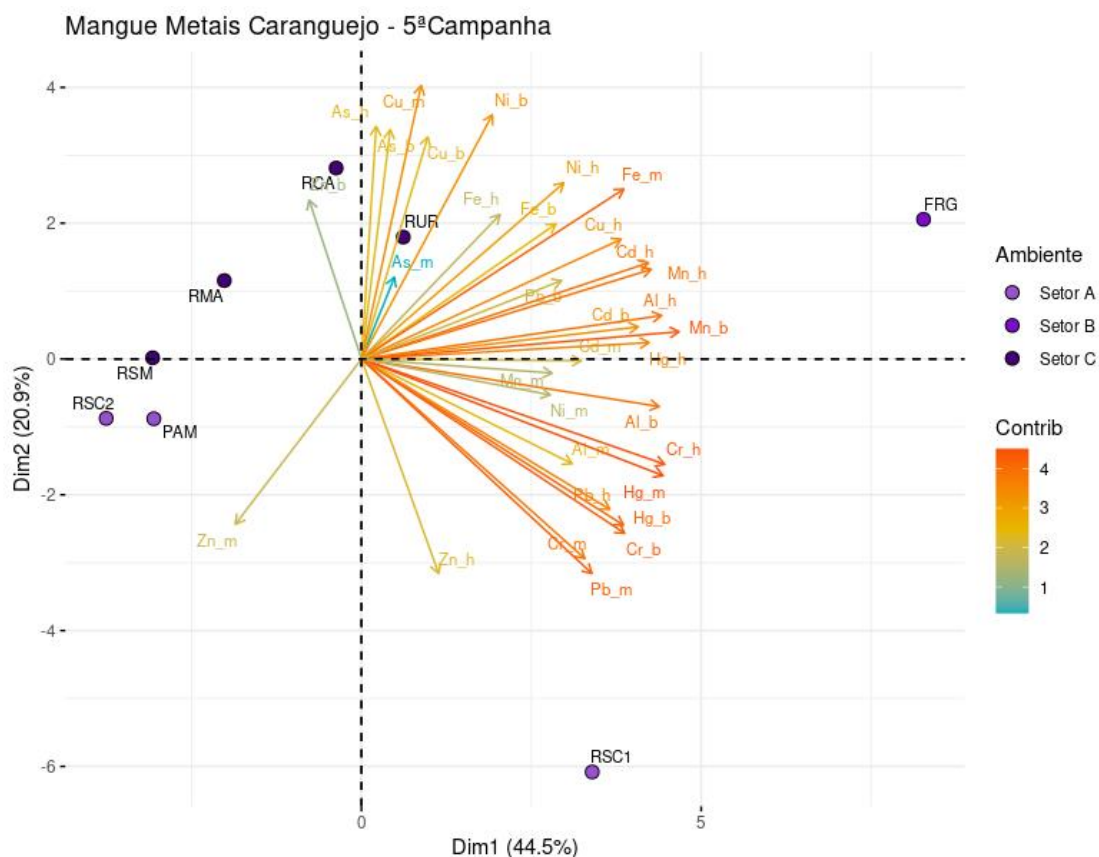
Neste contexto, cabe primeiramente lembrar os padrões espaciais observados anteriormente para a contaminação em caranguejos de mangue já apresentados no relatório anual anterior (RRDM, 2020b). A partir da avaliação anterior, foi possível observar que a composição dos metais e As durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) se apresentou distribuída ao longo de toda a malha amostral avaliada. Apesar disso, as estações amostrais localizadas ao sul da foz do Rio Doce foram caracterizadas por um número maior de elementos, indicando uma maior acumulação nos caranguejos coletados nesta região. Em consonância ao observado para a Campanha 1, a composição de metais/As nos tecidos dos animais da Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) também se distribuiu por todos os pontos avaliados, mas, novamente, a região da foz do Rio Doce e estações amostrais ao sul foram as que se apresentam mais bem relacionadas à maioria dos metais/metaloide avaliados. Seguindo o padrão observado para as duas primeiras Campanha do Ano 1, a composição de contaminantes durante a Campanha 3 (set/out 2019 – período seco) 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/As estudados. Por outro lado, a bioacumulação na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) seguiu um padrão espacial diferente daquele observado anteriormente, visto que a maioria dos metais/As avaliados nos tecidos dos caranguejos caracterizaram menos estações amostrais, sendo elas FRG, RUR e RSC1. Além disto, foi possível observar uma mudança geográfica importante na composição dos elementos, já que o ponto imediatamente ao norte da foz do Rio Doce (RUR) também foi bem caracterizado por parte dos metais/As avaliados, juntamente aos pontos ao sul. Sendo assim, é possível observar uma mudança temporal clara no perfil espacial de contaminação de caranguejos de manguezal, o qual inicialmente estava mais relacionado com a foz do Rio Doce e regiões ao sul, durante as Campanhas 1 (set/out 2018 – período seco), 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) e 3 (set/out 2019 – período seco), passou a estar mais relacionada a uma distribuição da foz do Rio Doce e regiões ao norte, a partir da Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso). Como sugerimos anteriormente, esta mudança pode ser reflexo das variações sazonais ocorridas no fim da estação chuvosa do Ano 2, caracterizadas por alta pluviosidade, maior vazão do Rio Doce e aumento de turbidez na região costeira mais próxima à desembocadura do rio, com conseqüente *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 chuvoso 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 (RRDM, 2020a).

Com relação aos resultados do Ano 3, é possível observar a formação de dois padrões evidentes de contaminação em caranguejos de manguezais coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (Figura 145). O primeiro padrão está relacionado à orientação dos dados em relação ao componente 1 da PCA, que evidencia que os pontos FRG e RSC1 são aqueles mais bem caracterizados pela contaminação de todos os elementos avaliados nos tecidos-alvo. As amostras obtidas no ponto RUR mostraram uma relação no componente 1 com os elementos avaliados, mas em menor importância comparando-se aos outros pontos citados. Este primeiro resultado corrobora com aqueles observados para a contaminação sedimentar em manguezais e evidencia que a contaminação em caranguejos também é maior na foz do Rio Doce e, principalmente, em regiões ao sul, mas também nas regiões imediatamente ao norte. Este primeiro padrão espacial de acumulação evidenciado pelo componente 1 é o de maior importância, visto que o grau de explicação da variabilidade dos dados é maior (44,5%). Apesar disso, um segundo padrão também pode ser observado ao olharmos a orientação dos dados em relação ao componente 2, o qual demonstra que a composição de contaminantes nos pontos amostrais citados apresenta particularidades distintas. As amostras do ponto FRG foram mais bem caracterizadas, de forma geral, pelos metais Fe, Cd e Mn. Por outro lado, os caranguejos obtidos no ponto RSC1 foram bem caracterizados pelos metais Cr, Hg, Al e Pb. Por fim, os animais oriundos do ponto RUR apresentaram contaminação mais evidente pelos elementos As e Cu.

Ao analisarmos os dados de contaminação dos caranguejos coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 146), podemos observar importantes mudanças nos padrões observados. Por mais que as duas componentes da PCA ainda separem os dados geograficamente (componente 1) e em relação à composição de contaminantes (componente 2), os perfis observados são bastante distintos. O primeiro componente demonstra claramente que as amostras provenientes dos pontos FRG, RUR e RCA foram as mais relevantes em termos de contaminação pelos elementos avaliados em todos os tecidos, apesar disso, os caranguejos do ponto RSC2 também apresentam uma relevância, mesmo que secundária. Este primeiro resultado demonstra que durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), a contaminação destes animais foi claramente mais intensa na região da foz do Rio Doce e áreas principalmente ao norte, ainda que a contaminação ao sul seja secundariamente relevante. Em termos da composição de contaminantes nas amostras de caranguejo, podemos observar que o ponto FRG foi caracterizado pelos elementos As, Pb, Cu e Mn, o ponto RUR foi caracterizado pelos metais Cd, Cr, Al e Ni, e o ponto RCA foi caracterizado pelo metal Mn.

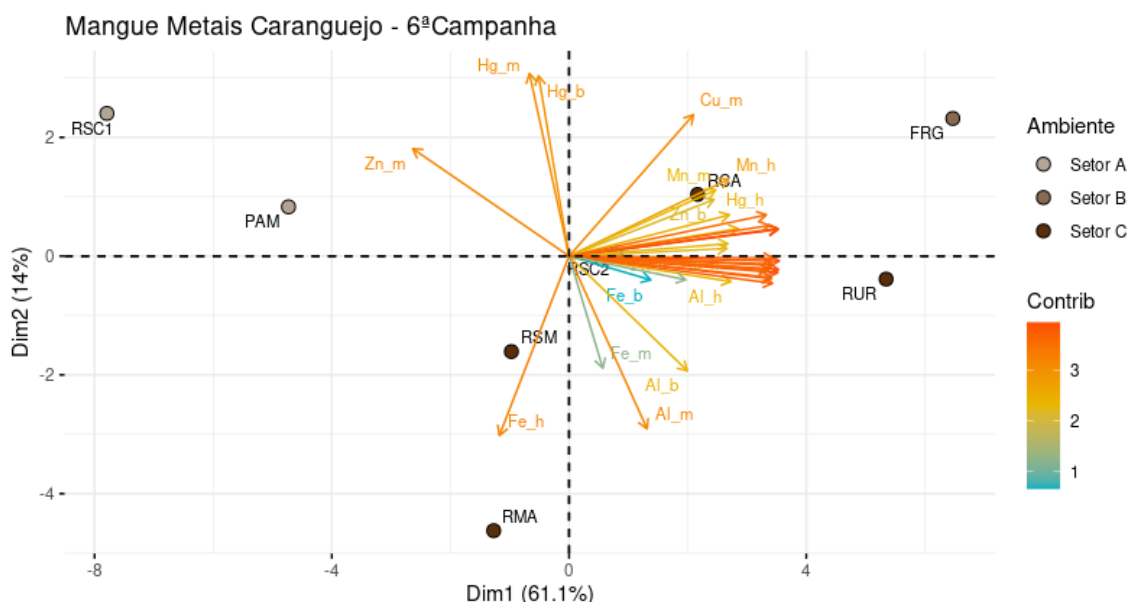
Figura 145 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].



Em relação à análise de IBR bioacumulação realizada para os caranguejos de mangue (Figura 147), 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 – período seco). Por outro lado, o peso dos elementos para a formação do índice nos diferentes setores durante a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) 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 – período seco), 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 – período chuvoso) fica evidente que o setor B destoou grandemente dos outros setores, 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 e Cr para o setor C. Para o caso da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), um perfil de contaminação por setores muito

semelhante à Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) foi observado, onde o setor B apresentou um valor de índice evidentemente maior, destacando-se as concentrações teciduais de Pb, Mn, Hg, Cu, Cr e Cd. Já o setor A se destacou pelos valores de acumulação de Hg, Cd e Cr, e o setor C pelos níveis de As, Cd, Cr. Para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), podemos ver novamente a contaminação de caranguejos do setor B se destacando, seguido pelos setores C e A, sendo os metais Mn, Hg e Pb os mais relevantes.

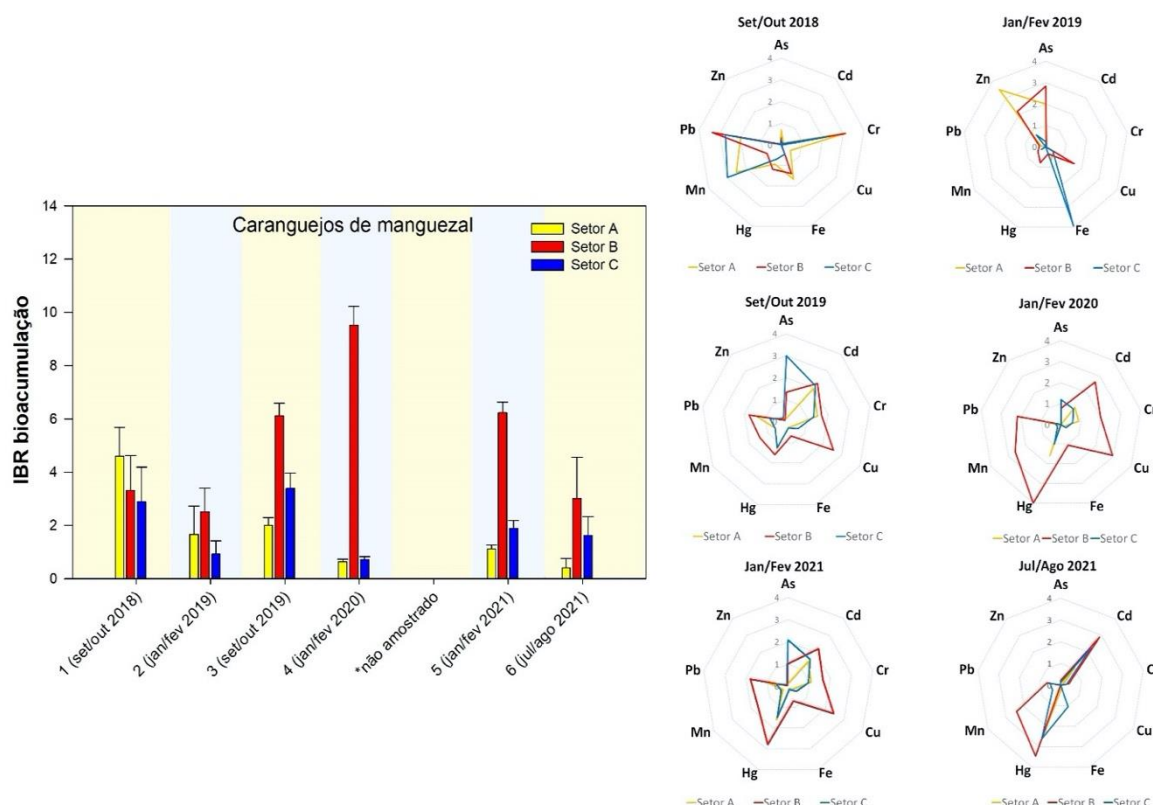
Figura 146 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de manguezais coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 - período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].



A partir de comparações mais globais, é possível observar valores de IBR bioacumulação bem maiores no setor B, relativo à foz do Rio Doce, em praticamente todas as Campanha avaliadas (exceção à Campanha 1), inclusive as do Ano 3. Além disto, este índice apresentou um aumento intenso nos animais coletados no setor B durante a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso). 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 esta avaliação. 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 147). De fato, os resultados do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2020a) indicaram que houve uma tendência de aumento na concentração para metais totais na água (As, Ba, Cr, Fe, Mn, Pb, V e Zn) do Rio Doce durante o Ano 2 em relação ao Ano 1. Nas avaliações do Ano 3 que sucederam à Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), é possível observar uma

diminuição deste índice no setor B, mas este ainda permaneceu como o mais relevante em comparação aos setores A e C, apresentando valores mais elevados.

Figura 147 – Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para caranguejos de mangue coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos 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), e Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR; Rio Mariricu, ponto RMA; Rio São Mateus, ponto RSM; e Rio Caravelas, ponto RCA). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR bioacumulação mostram a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice.



5.1.3 Manguezais: resposta de biomarcadores em caranguejos

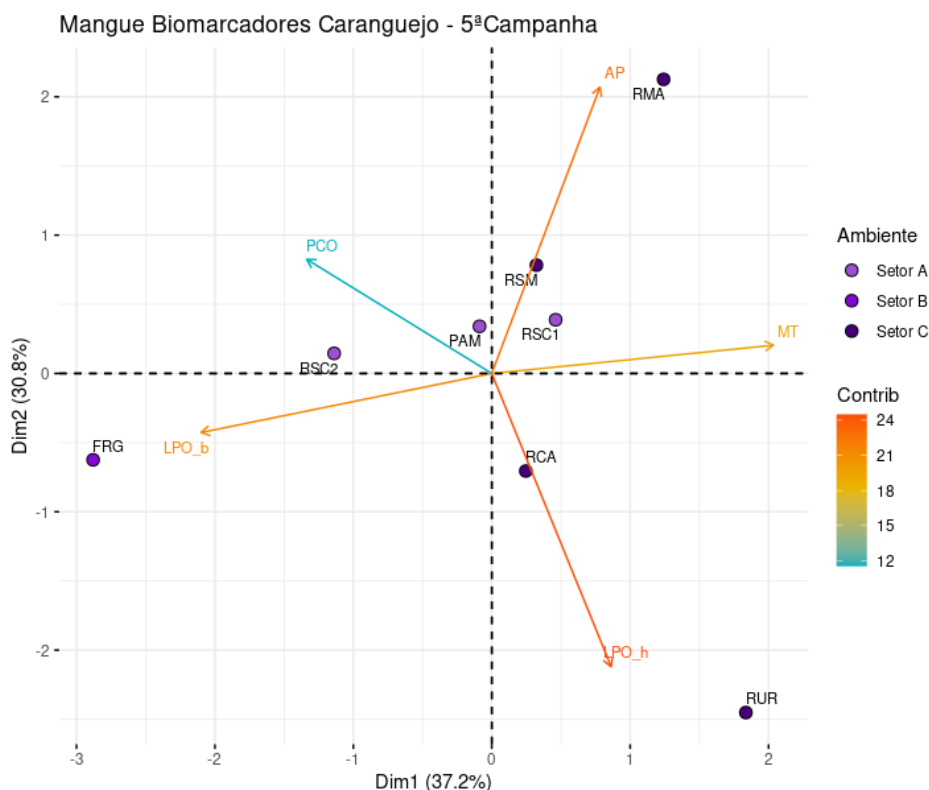
Os caranguejos coletados nos manguezais também foram avaliados em termos da resposta de biomarcadores. Desta forma, as respostas biológicas aos impactos ecotoxicológicos podem ser estimadas e comparadas no tempo e no espaço. Os biomarcadores avaliados foram a peroxidação lipídica (LPO) em brânquias e hepatopâncreas, a concentração de metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas, a carbonilação em proteínas (PCO) em músculo, e danos ao DNA (sítios AP) na hemolinfa. Para a análise deste grupo de dados, padrões espaciais específicos das expedições do Ano 3 foram avaliados com o uso de PCAs. Por outro lado, as descrições e análises de variações espaço-temporais ao longo dos Anos 1, 2 e 3 foram realizadas com o uso do Índice de resposta biológica (IBR

biomarcadores). Optamos por descrever os resultados de biomarcadores obtidos nos anos anteriores apenas pela análise integrada de IBR para tornar o relatório mais conciso e assertivo.

Em relação aos resultados de biomarcadores avaliados por meio das PCAs, é possível observar na Figura 148 que durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), os caranguejos amostrados na foz do Rio Doce e ao norte foram os que apresentaram maiores valores de biomarcadores. Por exemplo, danos de DBA (sítio AP) foram mais bem relacionados ao ponto RMA, bem como os valores de LPO nas brânquias foram melhor relacionados aos animais do ponto FRG, enquanto LPO no hepatopâncreas foi melhor relacionado aos animais provenientes de RUR. Cabe frisar que estes biomarcadores estão diretamente relacionados a danos oxidativos ao material genético e à membrana plasmática, respectivamente. Para o caso dos animais amostrados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), as relações espaciais entre biomarcadores e as estações amostrais foram mais diversas. Por exemplo, foi possível observar que os biomarcadores MT e sítio AP apresentaram uma relação fraca com as amostras obtidas nos pontos RCA e RMA. Já a LPO em brânquias e hepatopâncreas foi bem relacionada aos pontos FRG e RSC1. Por fim, a PCO foi maior nos animais coletados nos pontos RUR e PAM (Figura 149).

A partir dos resultados obtidos foi possível realizar também uma avaliação geral dos dados gerados ao longo dos três anos de monitoramento considerando-seo IBR biomarcador calculado para os caranguejos de manguezal (Figura 150). Para a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), 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 (jan/fev 2019 – período chuvoso). 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 (set/out 2019 – período seco), é possível observar que a PCO foi o biomarcador que mais contribuiu para a composição do índice nos três setores avaliados. Além disto, ao olharmos para os dados relativos à Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), 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. Para o caso da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), os biomarcadores que mais impactaram o índice no setor A, B e C foram sítio AP e LPO em brânquias e hepatopâncreas. Além disto, ao olharmos para os dados relativos à Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), é possível observar que os biomarcadores PCO e LPO em brânquias foram os mais relevantes.

Figura 148 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação em brânquia (LPO_b) e hepatopâncreas (LPO_h), metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas, proteínas carboniladas (PCO) em músculo e danos no DNA (AP) em hemócitos de caranguejos coletados em manguezais durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].



Em termos gerais, é possível observar que até a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), o setor B apresentou os maiores valores de IBR biomarcador em comparação aos outros setores. Este resultado é uma evidência de que a região da foz do Rio Doce é de fato o 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 – período chuvoso) e 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso). 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 150). Por outro lado, um padrão bem diferente foi observado para o IBR biomarcador durante o período chuvoso de 2021 (Campanha 5 – jan/fev 2021), visto que este índice foi muito maior no setor C, indicando um aumento de estresse fisiológico nos organismos deste setor. Cabe destacar que este padrão espacial de resposta biológica em caranguejos de manguezais foi observado pela primeira vez ao longo dos três anos de monitoramento ecotoxicológico. Por fim, para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), o setor B voltou a ser o mais relevante, apresentando valores comparáveis ao visto na Campanha anterior. Importante comentar que esta relevância do setor B, na Campanha 6, foi decorrente dos níveis mais baixos de IBR apresentados pelos setores A e C.

Figura 149 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação em brânquia (LPO_b) e hepatopâncreas (LPO_h), metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas, proteínas carboniladas (PCO) em músculo e danos no DNA (AP) em hemócitos de caranguejos coletados em manguezais durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [REVIS Santa Cruz (RSC1 e RSC2) e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim (PAM)], Setor B [foz do Rio Doce em Regência (FRG)] e Setor C [Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM) e Rio Caravelas (RCA)].

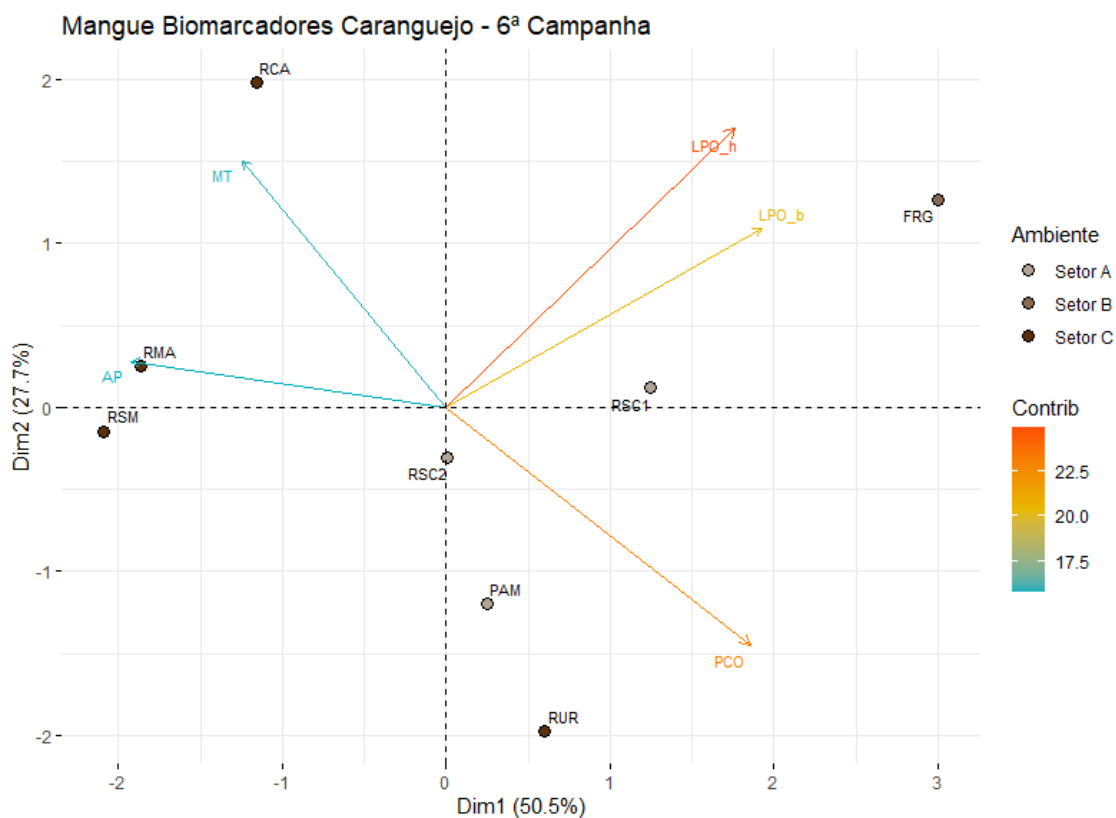
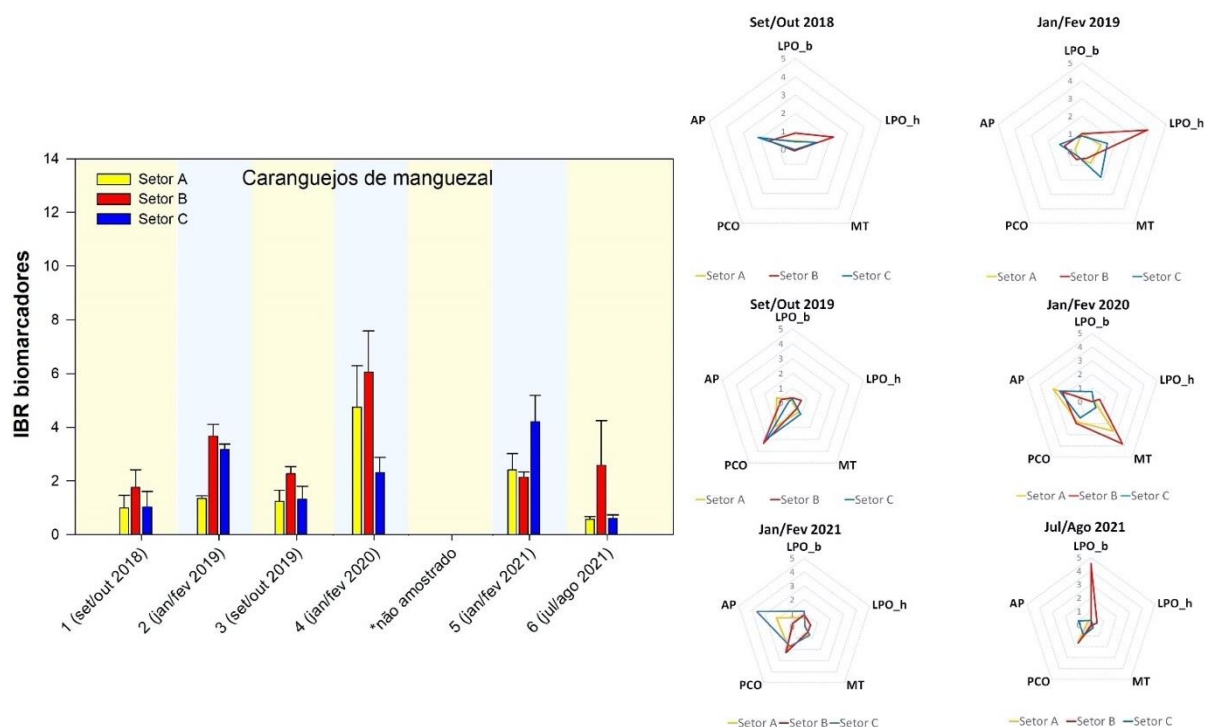


Figura 150 - Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para caranguejos de mangue coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos 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), e Setor C (Rio Urussuquara, ponto RUR; Rio Mariricu, ponto RMA; Rio São Mateus, ponto RSM; e Rio Caravelas, ponto RCA). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR biomarcador mostram a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



5.1.4 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 praias foram avaliados com o uso de PCAs. As coletas realizadas durante as seis Campanhas efetuadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM foram analisadas quanto aos padrões espaço-temporais. Neste ponto, cabe ressaltar novamente que os metais Ni e Al passaram a ser avaliados apenas a partir do Ano 2, portanto, estão presentes apenas os resultados referentes às Campanhas 3 (set/out 2019 – período seco), 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e 6 (jul/ago 2021 – período seco).

Em relação aos resultados das análises das concentrações de metais e As na água (fração dissolvida) de praias referentes ao período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021) (Figura 151) e período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021) (Figura 152), foi observado um padrão espacial de contaminação muito similar, sendo ambas as PCAs quase idênticas. Nelas, foi possível observar a formação de três agrupamentos de pontos amostrais distintos, cada qual caracterizado por metais

específicos. As estações amostrais Urussuquara (DNU), Vila de Cacimbas (DNC) e Regência (DSR) apresentaram-se bem relacionadas aos elementos Cu, Hg, As e Ni. Já os pontos Aracruz – Putiri (ARP), Aracruz – Refúgio (ARR) e Guriri (DNG) apresentaram-se bem relacionados aos metais Al, Fe, Pb e Cd. Por outro lado, os pontos Comboios (DSC), 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 ordenações (PCAs) geradas para as outras Campanhas e apresentadas no relatório anual 2020 (RRDM, 2020b). Com base nos resultados expostos acima, é possível observar que os metais/As avaliados nas amostras de água coletadas no ambiente praias ao longo dos 3 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.

Figura 151 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn), na fração dissolvida, em amostras de água coletadas em praias durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].

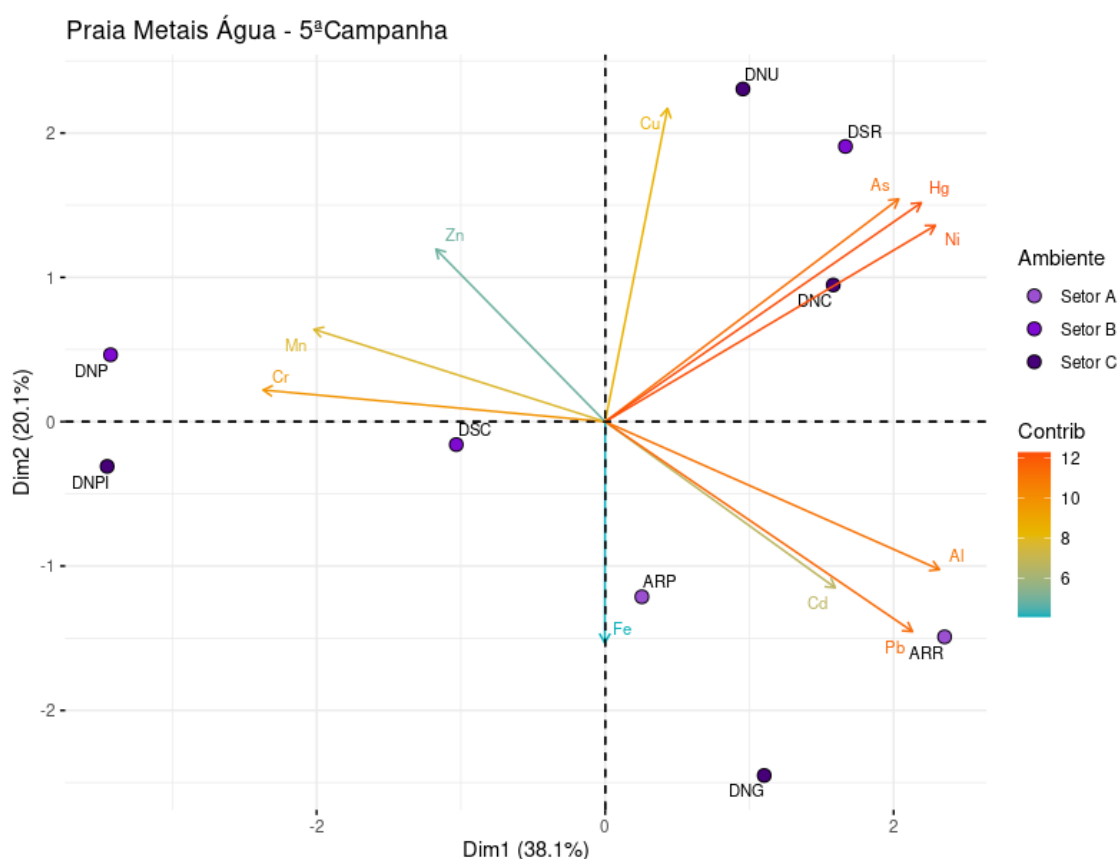
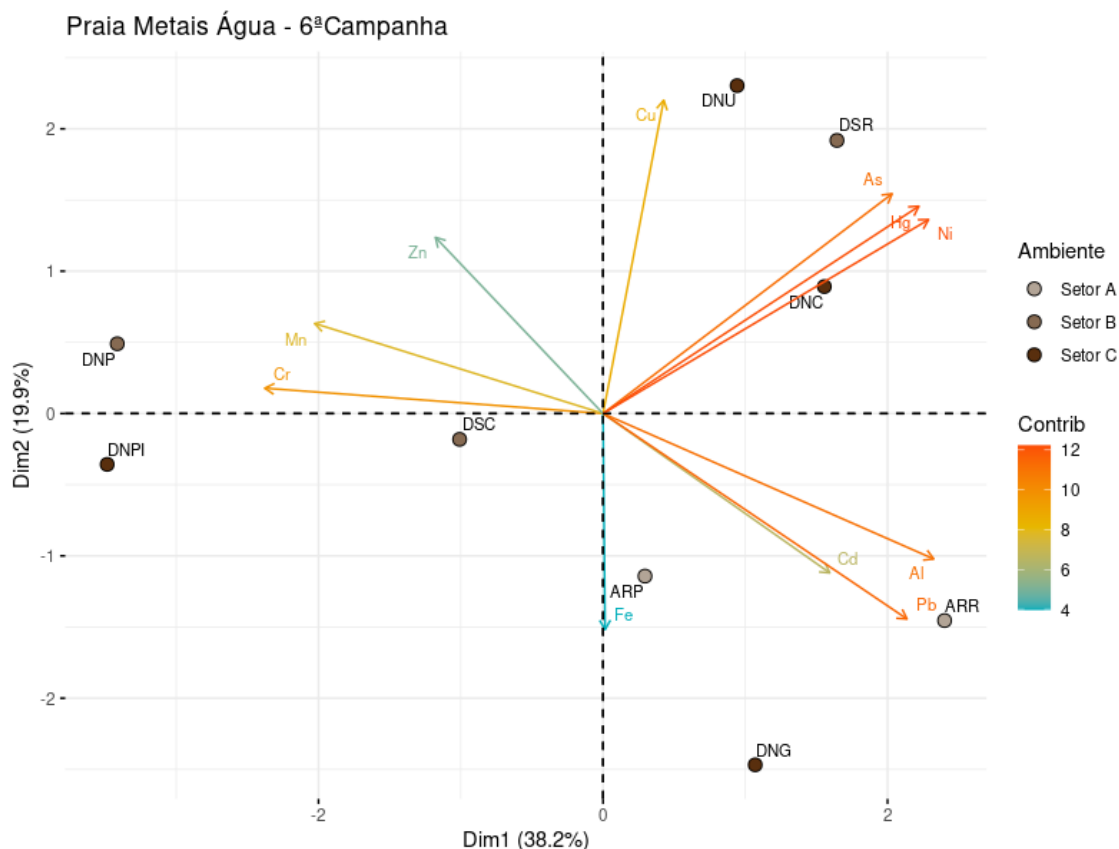


Figura 152 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn), na fração dissolvida, em amostras de água coletadas em praias durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



No caso das concentrações dos metais e As em amostras de sedimento coletadas no ambiente praiar, também é possível observar uma tendência espaço-temporal que se repete, com algumas diferenças, ao longo das duas expedições realizadas no Ano 3. Por exemplo, como pode ser observado na Figura 153 e na Figura 154, referentes às Campanhas 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e 6 (jul/ago 2021 – período seco), respectivamente, os pontos DNC e DSR, localizados na foz do Rio Doce e região logo ao norte, formaram um grupo bem relacionado aos metais Hg, Cd, Al e Cr. Além disto, os pontos ARP e ARR, localizados ao sul da foz do Rio Doce, se mostraram bem relacionados aos metais Cu e Zn, e Pb, Fe e Mn, respectivamente. No caso dos pontos DNPI, DNG, DNU e DSC, que se localizam principalmente ao norte da foz do Rio Doce, um agrupamento pouco conciso pode ser observado com os elementos Ni e As.

Em relação a comparações temporais, considerando as seis expedições realizadas pelo Anexo 1, sendo as quatro primeiras descritas no relatório anual 2020 (RRDM, 2020b), é possível observar um claro padrão espacial para a distribuição dos metais e As em amostras de sedimento coletadas no ambiente praiar. 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 153 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].

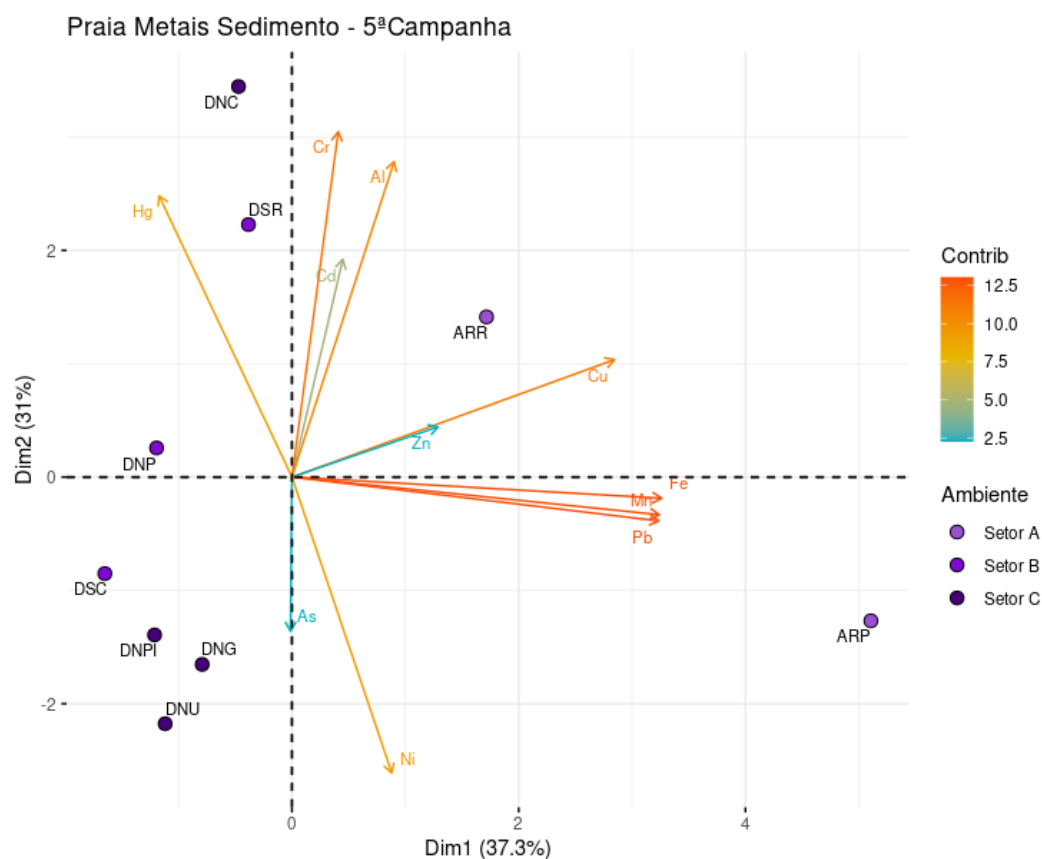
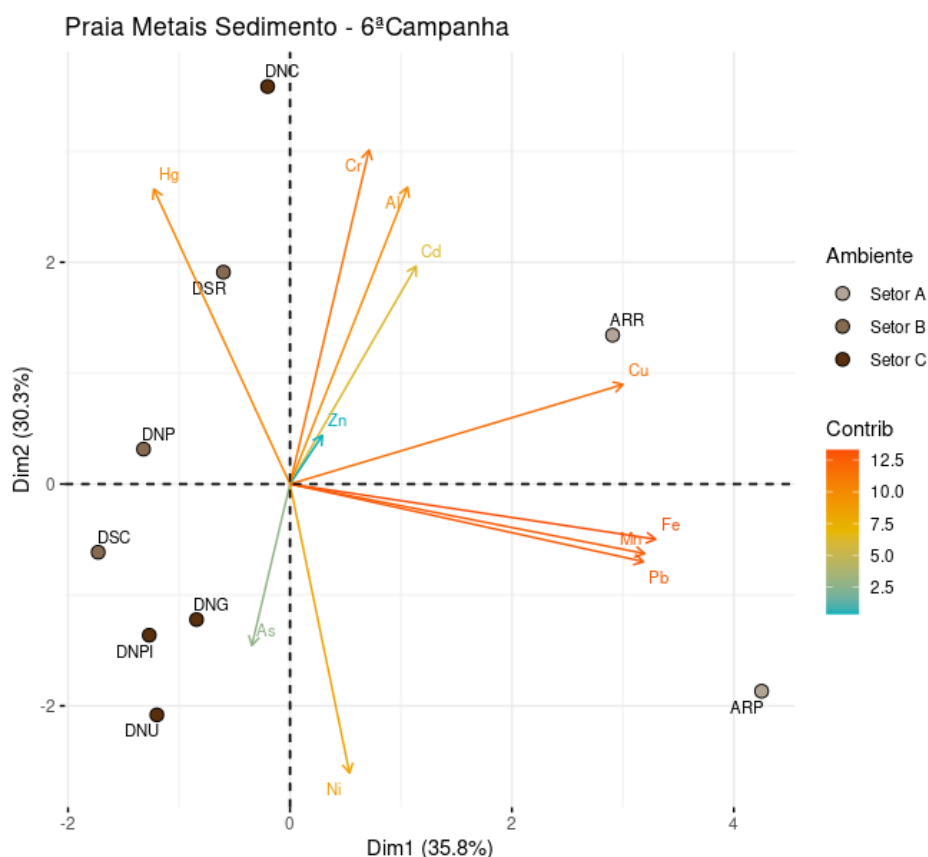


Figura 154 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sedimento coletadas em praias durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



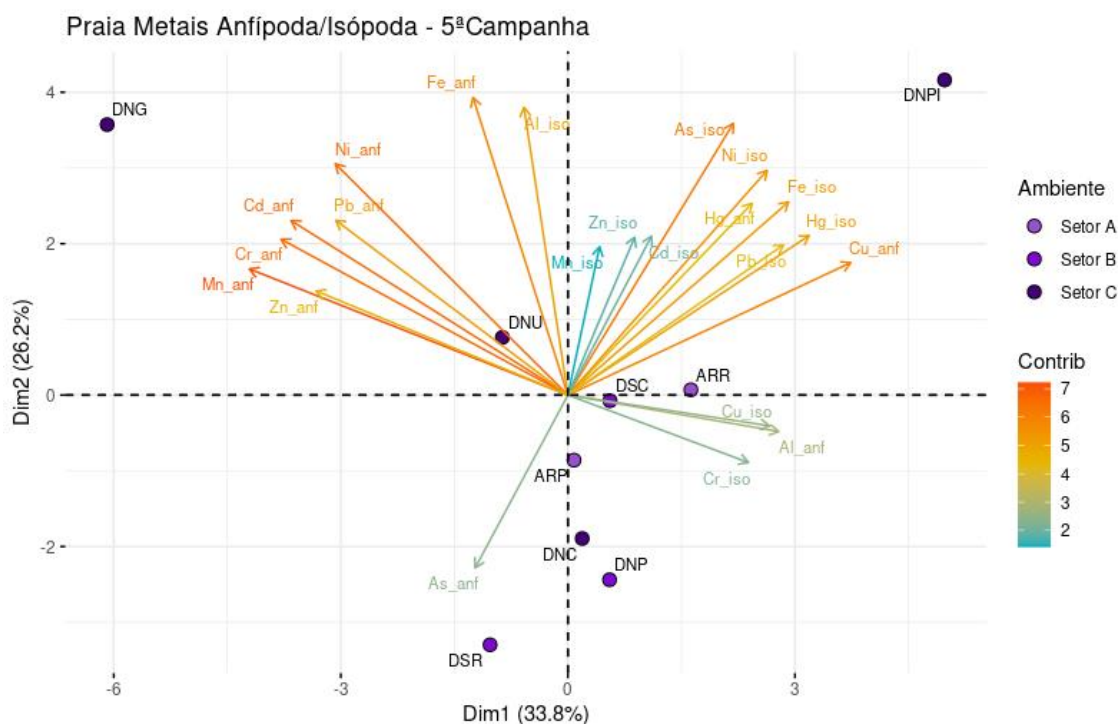
5.1.5 Praias: padrões de bioacumulação de metais e arsênio

O ambiente praiar 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 anfípodos e isópodos, os quais foram analisados estatisticamente de forma agrupada sob a denominação “outros invertebrados”, 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, e padrões espaço-temporais globais (comparações entre as seis 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 (pontos ARR e ARP), ao sul da foz do Rio Doce, setor B (pontos DSC, DSR e DNP), na foz do Rio Doce e setor C (pontos DNC, DNPI, DNU e DNG), ao norte da foz do Rio Doce. Além disto, os dados de isópodos e anfípodos foram agrupados em um único IBR bioacumulação.

A análise dos padrões de bioacumulação de poliquetos não foi realizada devida à baixa abundância destes organismos. Apesar do grande esforço amostral, o baixo número de indivíduos coletados (completa ausência em muitas estações amostrais) não permitiu a execução das análises gráficas 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 (PMBA/Fest-RRDM). Cabe ressaltar que a baixa abundância de poliquetos já foi observada anteriormente (RRDM, 2019b), podendo ser 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).

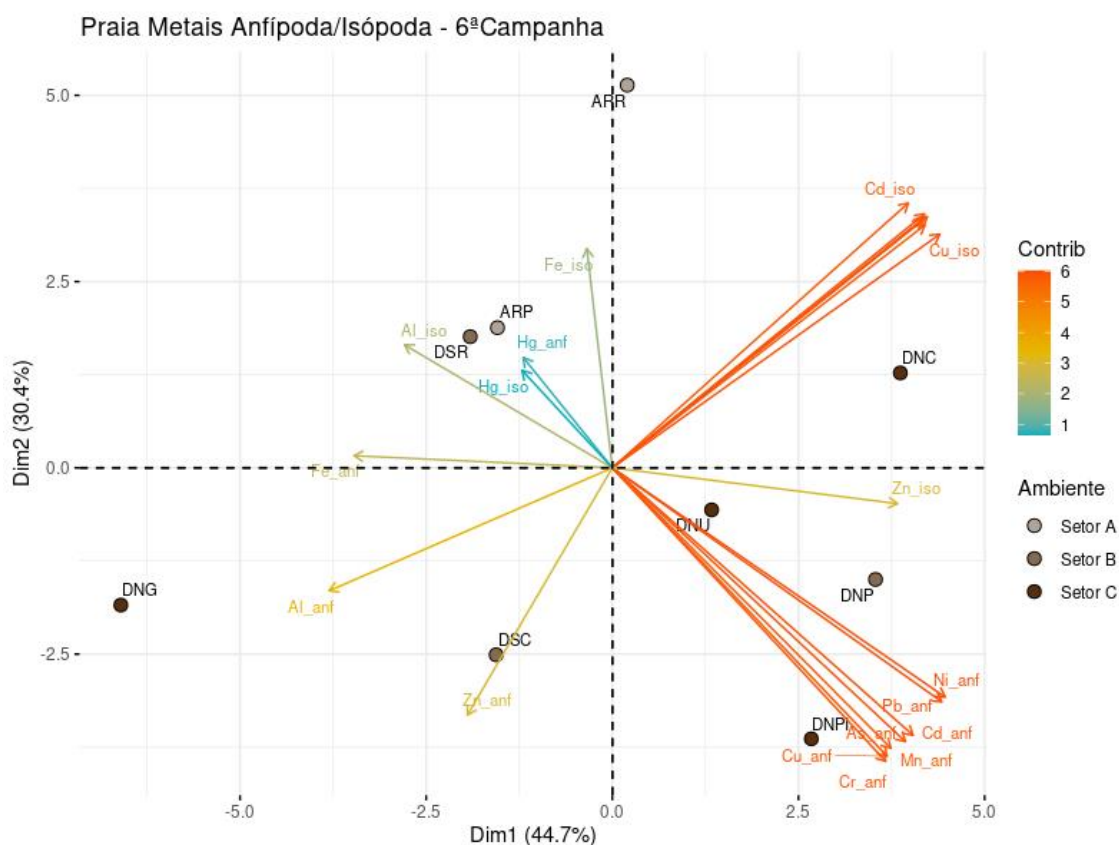
Com relação aos resultados, é possível observar na PCA gerada para os dados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (Figura 155), a formação de dois agrupamentos distintos. O primeiro deles é representado pelos pontos DNG e DNU, os quais foram evidentemente bem caracterizados pelos níveis de contaminação de praticamente todos os elementos determinados em anfípodas. Por outro lado, o segundo grupo foi caracterizado pelo ponto DNPI, o qual foi bem representado pela maioria dos contaminantes avaliados em isópodas. De forma semelhante, a PCA gerada para os dados da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 156) também evidencia a formação de dois agrupamentos, um deles relacionados aos pontos DNPI, DNU e DNP, os quais se apresentaram muito bem relacionados aos níveis de contaminantes determinados em anfípodas, e outro caracterizado pelo ponto DNC, o qual foi bem representado pela maioria dos elementos avaliados em isópodas. Sendo assim, fica evidente que os pontos localizados principalmente ao norte da foz do Rio Doce foram os mais afetados em termos da contaminação de microcrustáceos ao longo do Ano 3. Além disto, é interessante observar que os perfis de contaminação foram muito influenciados pela taxonomia, visto que cada organismo se apresentou bem relacionado a diferentes pontos. Além disto, o fato de todos os elementos terem respondido para cada agrupamento de espécie/ponto fortalece ainda mais a ideia de que as localidades ao norte da foz, de fato, apresentam-se como regiões importantes de deposição dos elementos avaliados. De fato, dados gerados pelo PMBA (RRDM, 2020a) indicaram que durante o período chuvoso do Ano 2, houve o espalhamento da pluma fluvial preferencialmente entre os setores Foz Central e Norte. Isto, em função 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 anfípodas observado nos pontos deste setor (RRDM, 2020a).

Figura 155 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de anfípoda (anf) e isópoda (iso) coletadas em praias durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



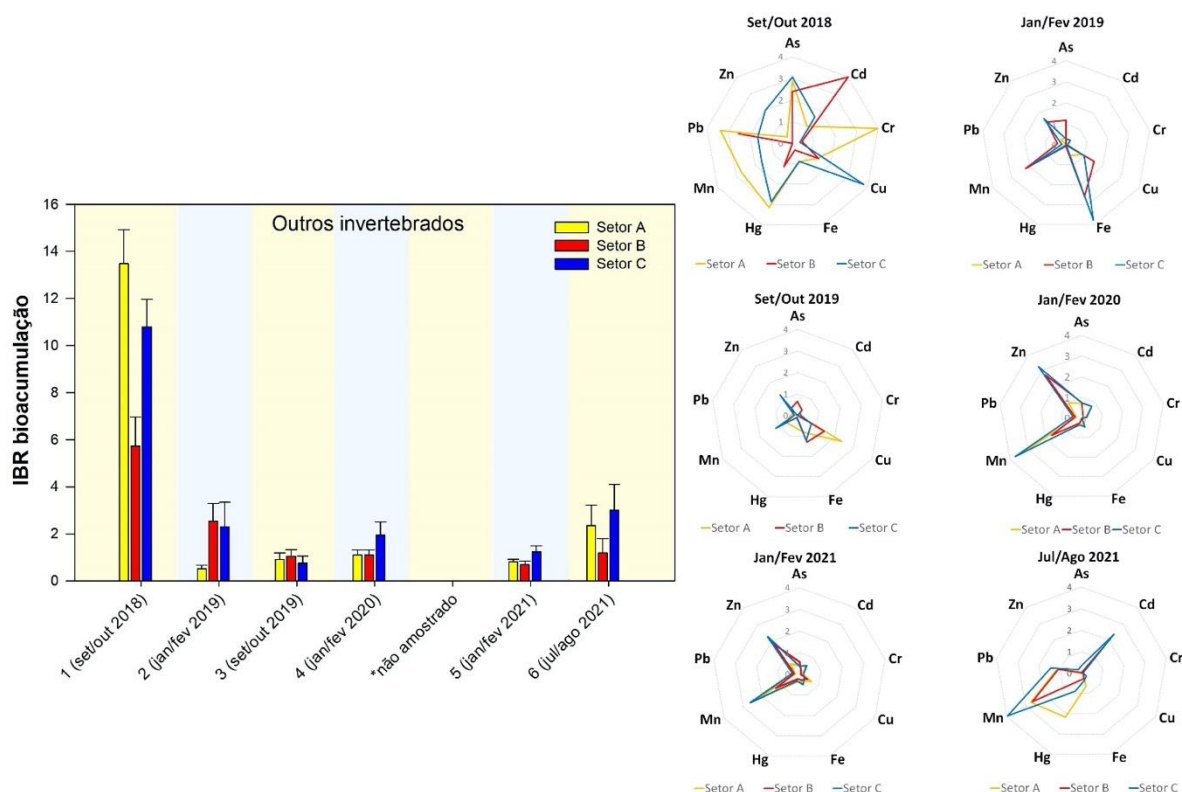
Considerando os dados observados para os anos anteriores do monitoramento, e descritos no relatório anual 2020 (RRDM, 2020b), não foi possível observar uma clara tendência espacial na distribuição dos elementos avaliados em isópoda e anfípoda coletados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco). Apesar disto, elementos iguais avaliados nos diferentes organismos foram, de forma geral, agrupados. O fato deste agrupamento ter ocorrido 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 – período chuvoso), 3 (set/out 2019 – período seco) e 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) 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 – período seco) e 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) 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 determinados em anfípoda, o que pode indicar o estabelecimento de uma relação entre a contaminação deste grupo e a localidade em questão a partir do Ano 2 e perdurando durante o Ano 3.

Figura 156 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de anfípodas (anf) e isópodas (iso) coletadas em praias durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



Com relação aos resultados referentes ao IBR bioacumulação em anfípodas e isópodas observados ao longo dos três anos de monitoramento, é possível observar que os valores obtidos para os animais coletados nos setores A e C da Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) foram muito maiores em relação às demais avaliações, evidenciando um evento de disponibilização e absorção dos contaminantes avaliados 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, 4 e 6, no setor B na Campanha 2 e no setor A na Campanha 6. Além disto, 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, Mn e Zn nas Campanhas 4 e 5, e Mn e Cd na Campanha 6 (Figura 157).

Figura 157 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para anfípodos e isópodos coletados no ambiente praiar durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jun/ago 2021 – período seco), nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Aracruz – Refúgio, ponto ARR; e Aracruz – Putiri, ponto ARP), Setor B (Comboios, ponto DSC; Regência, ponto DSR; e Povoação, ponto DNP), e Setor C (Vila de Cacimbas, ponto DNC; Pontal do Ipiranga, ponto DNPI; Urussuquara, ponto DNU; e Guriri, ponto DNG). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR bioacumulação mostram a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice.



Características morfodinâmicas e sedimentológicas próprias de cada setor podem estar intimamente relacionadas com os padrões de bioacumulação de metais observados nos invertebrados de praia (anfípoda e isópoda). No setor A, que se destacou na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), fatores como: o transporte longitudinal de sedimentos predominante para o norte, a distância da desembocadura do Rio Doce, e as barreiras representadas pelos terraços de abrasão, podem ter dificultado 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 (Fe_2O_3) e manganês (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 e praias emersas deste compartimento (RRDM, 2020a).

Em relação à análise de bioacumulação de metais/As no caranguejo de praia (brânquias, hepatopâncreas e músculo) a partir das PCAs, foi observado no Ano 1 [Campanhas 1 (set/out 2018) e 2 (jan/fev 2019)] que a presença dos metais/As nos tecidos dos animais não se concentrou em uma região específica, estando bem distribuída ao longo de toda a malha amostral avaliada (RRDM, 2020b). No caso dos dados relativos à Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), realizada durante o Ano 2, foi 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 Doce até regiões mais ao norte. Já na PCA gerada para os dados da Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), também realizada durante o Ano 2, foi possível observar, novamente, que as estações amostrais não se agruparam seguindo uma lógica geográfica clara, além disto, a composição de metais/As se mostrou bem distribuída ao longo de toda a malha amostral (RRDM, 2020b). Por outro lado, quando são considerados os resultados da PCA gerada para os dados dos caranguejos de praia coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (Figura 158), foi possível observar que os animais capturados no ponto DNP, localizado próximo à foz do Rio Doce, se apresentaram bem relacionados à maioria dos contaminantes determinados no hepatopâncreas, enquanto a maioria dos elementos determinados no músculo e brânquias dos caranguejos caracterizaram bem os animais obtidos nos pontos DNC e DNPI, localizados um pouco mais ao norte desta região. Interessante observar que este é um padrão espacial semelhante àquele observado na Campanha 3 (set/out 2019 – período seco). Opondo-se a isto, observa-se que para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 159), a maioria dos elementos determinados no hepatopâncreas dos caranguejos de praia caracterizaram bem as amostras obtidas nos pontos ARR e ARP, localizados ao sul da foz do Rio Doce. De forma similar, os metais/As quantificados nas amostras

de brânquias e músculo caracterizaram bem os animais coletados na foz do Rio Doce (DNP) e regiões imediatamente ao sul (DSC) e ao norte (DNC). Sendo assim, é possível observar na última campanha realizada uma clara tendência de contaminação de caranguejos de praia principalmente ao sul da foz do Rio Doce, mesmo que a região imediatamente ao norte ainda apresente relevância para este processo. Importante frisar que este padrão espacial dos teores teciduais de metais/As em caranguejos de praia ainda não havia sido observado no contexto do presente monitoramento.

Figura 158 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].

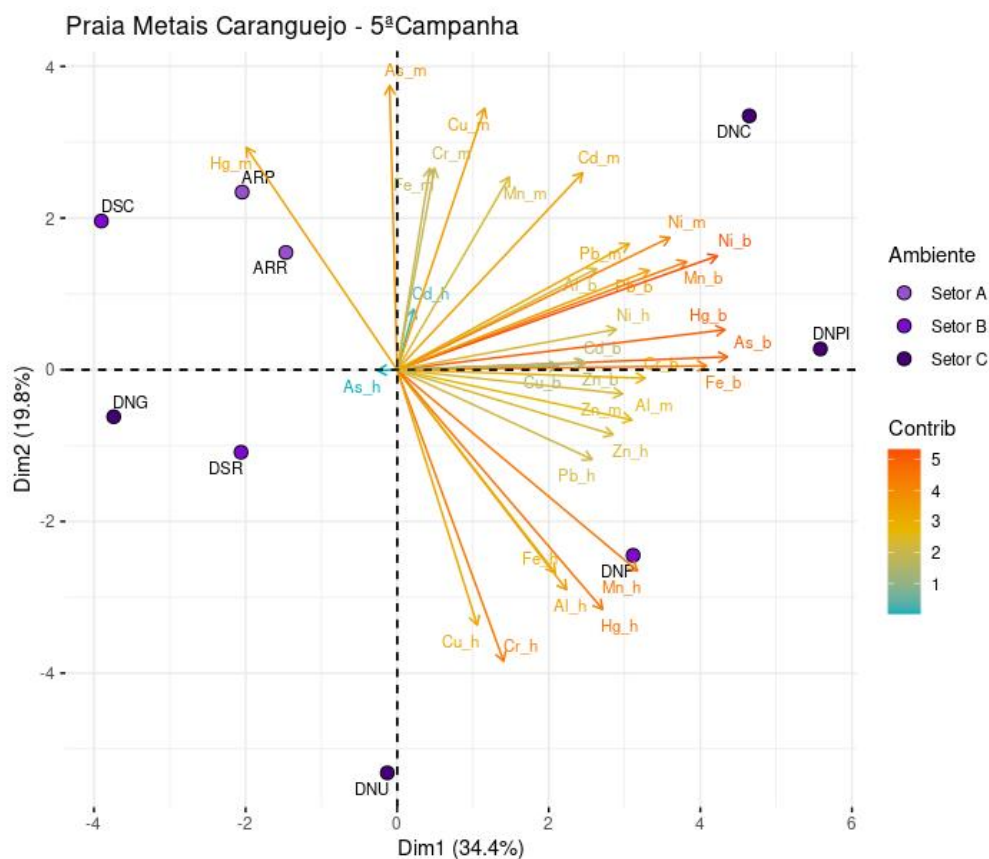
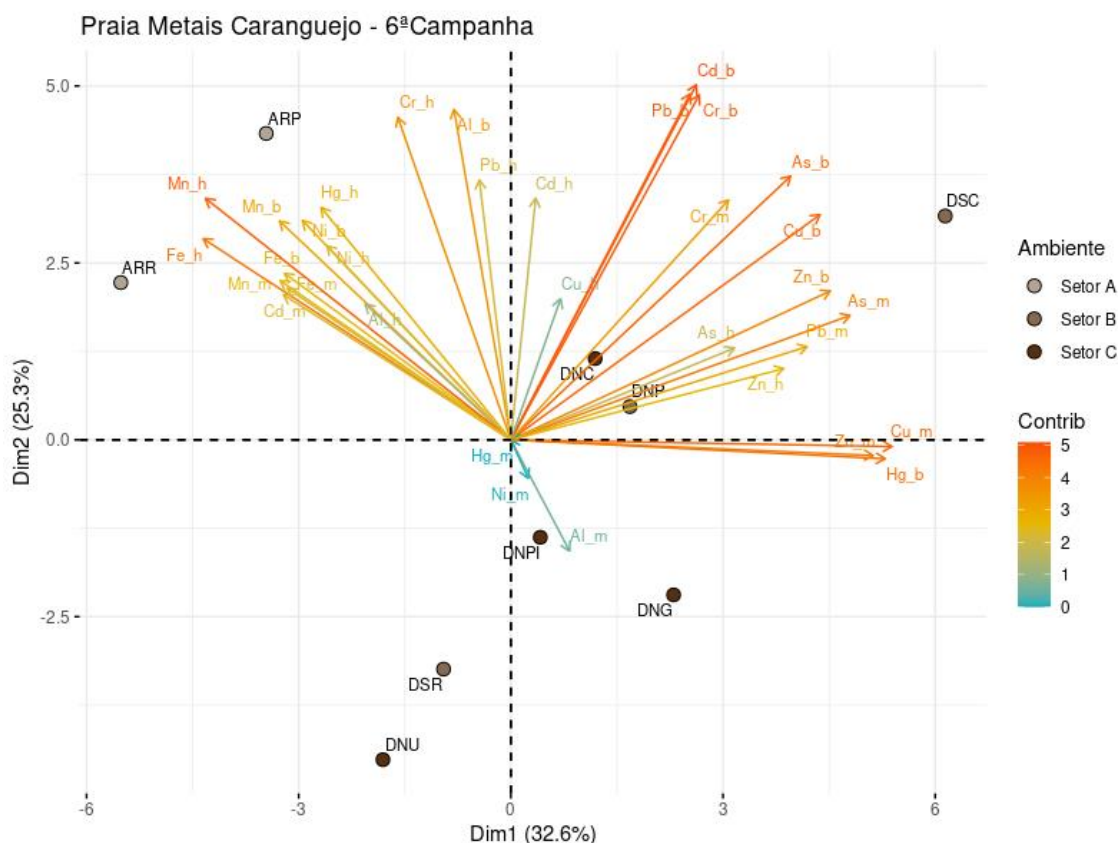


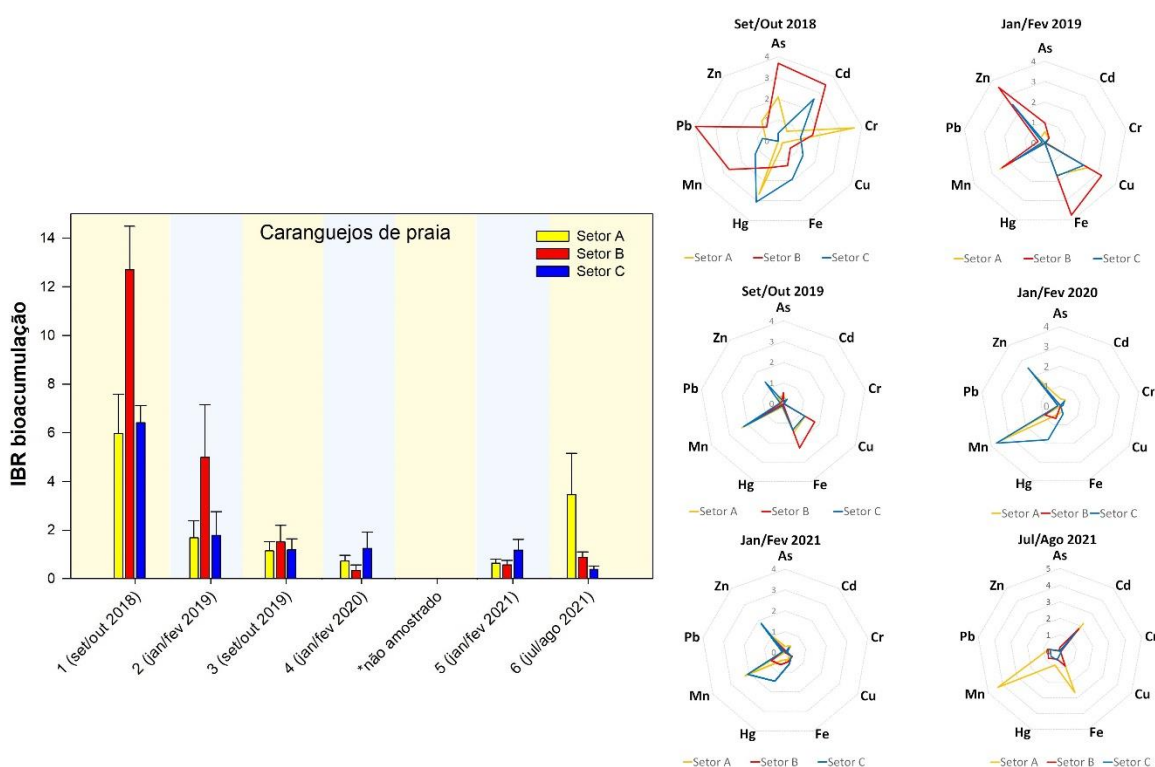
Figura 159 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de caranguejos de praia coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



Em relação à comparação temporal global feita a partir da avaliação do IBR bioacumulação para caranguejos de praia determinado durante todos os anos de monitoramento (Anos 1, 2 e 3) (Figura 160), é possível observar que os maiores valores do índice ocorreram durante a Campanha 1 (set/out 2019) para os três setores avaliados, com destaque para o setor B. Ainda, é possível observar que esta Campanha foi caracterizada por altos valores de acumulação de vários elementos, de forma difusa. Os valores de IBR durante a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) 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, os níveis de IBR bioacumulação diminuíram nos 3 setores durante as Campanhas 3 (set/out 2019 – período seco), 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) e 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), mas os metais Zn, Mn, Fe e Cu se mantiveram como os mais relevantes. Por outro lado, durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), foi possível observar um aumento no índice IBR bioacumulação dos caranguejos de praia no setor A, caracterizado, principalmente, pela acumulação de Mn, Cd e Fe. Este resultado evidencia algum evento importante na região, resultando em contaminação aguda nas áreas agrupadas neste setor. Sendo assim, de forma geral, a acumulação

de metais/As em caranguejos de praia foi evidentemente maior no primeiro ano de avaliação do projeto, destacando-se a região no entorno da foz do Rio Doce como a mais crítica. 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. A Campanha 1 (set/out 2018) destaca-se tanto para os caranguejos de praia, como para o grupo de “outros invertebrados”.

Figura 160 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para caranguejo de praia coletados no ambiente praial durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Aracruz – Refúgio, ponto ARR; e Aracruz – Putiri, ponto ARP), Setor B (Comboios, ponto DSC; Regência, ponto DSR; e Povoação, ponto DNP), e Setor C (Vila de Cacimbas, ponto DNC; Pontal do Ipiranga, ponto DNPI; Urussuquara, ponto DNU; e Guriri, ponto DNG). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR bioacumulação mostram a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice.



5.1.6 Praias: resposta de biomarcadores

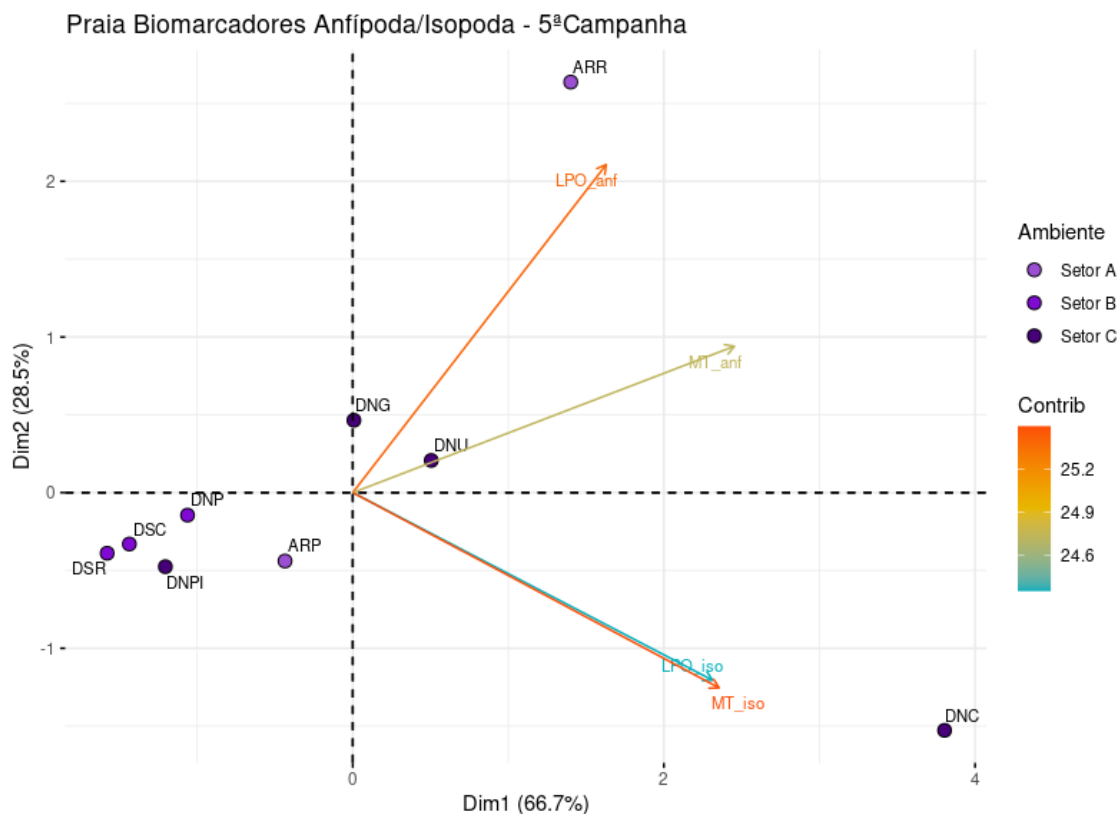
O ambiente praial também foi monitorado em termos da resposta de biomarcadores. Seguindo a estratégia apresentada anteriormente, os anfípodos e isópodos foram analisados de forma agrupada, e o caranguejo de praia *Ocypode quadrata* separadamente. Os biomarcadores avaliados em anfípodos e isópodos foram 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 gráficas, padrões espaciais específicos do Ano 3 foram avaliados com o uso de PCAs, e padrões espaço-temporais globais (comparações entre as 6 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 (pontos ARR e ARP), ao sul da foz do Rio Doce, setor B (pontos DSC, DSR e DNP), na foz do Rio Doce e setor C (pontos DNC, DNPI, DNU e DNG), ao norte da foz do Rio Doce. Além disto, os dados de isópodas e anfípodas foram, também, agrupados em um único valor de IBR biomarcador. Optamos por descrever os resultados de biomarcadores obtidos nos anos anteriores apenas pela análise integrada de IBR para tornar o relatório mais conciso e assertivo.

A análise da resposta de biomarcadores em poliquetos não foi realizada devida à baixa abundância destes organismos, como descrito acima, 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 gráficas 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 (PMBA/Fest-RRDM), como mencionado anteriormente no item “Padrões de Bioacumulação de metais/As”.

Considerando os resultados de biomarcadores obtidos para o Ano 3, é possível observar na PCA gerada com os dados de microcrustáceos coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) uma clara relação dos biomarcadores LPO e MT em anfípodas em amostras obtidas no ponto ARR, mostrando que os animais localizados ao sul da foz do Rio Doce foram os mais impactados. Por outro lado, quando estes biomarcadores foram avaliados em isópodas, observou-se um resultado bem diferente, visto que apenas os animais capturados no ponto DNC apresentaram-se bem relacionados a estas variáveis, indicando que no caso dos isópodas, os indivíduos ao norte da foz do Rio Doce foram os mais impactados (Figura 161). Para o caso dos microcrustáceos avaliados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), os anfípodas coletados no ponto ARR seguiram apresentando os maiores valores de LPO e MT, mas agora os animais obtidos na estação amostral DSC também foram bem caracterizados por estes biomarcadores, indicando que os animais deste grupo taxonômico coletados na foz do Rio Doce e regiões ao sul foram os mais impactados. Por outro lado, para o caso dos isópodas, os animais obtidos ao norte da foz do Rio Doce seguem sendo os mais impactados, visto que os níveis de LPO caracterizaram bem os indivíduos do ponto DNG, e os animais capturados no ponto DNU apresentaram os maiores valores de MT (Figura 162). Sendo assim, é evidente a existência de um padrão temporal na resposta de biomarcadores em microcrustáceos de praia ao longo do Ano 3, onde os anfípodas dos pontos da foz do Rio Doce e regiões ao sul se apresentam como os mais impactados. Por outro lado, para o caso dos isópodas, os indivíduos mais impactados foram aqueles obtidos nas regiões ao norte da desembocadura deste rio.

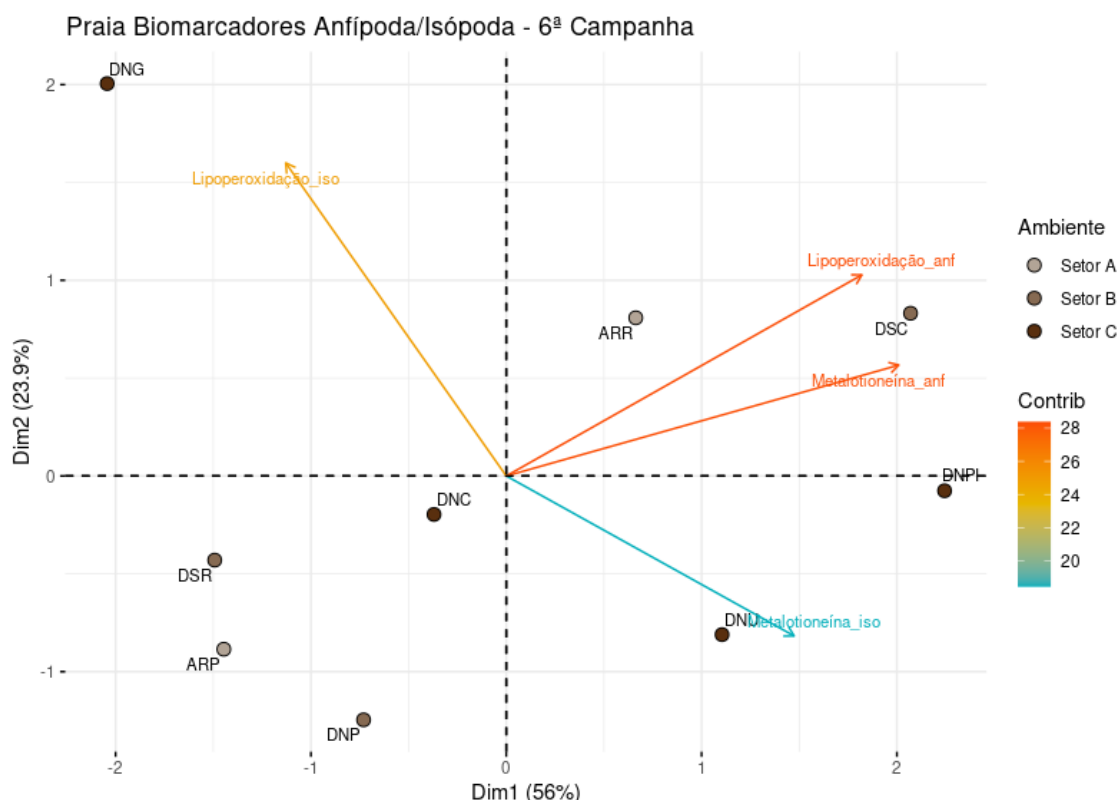
Figura 161 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação (LPO) e metalotioneínas (MT) em anfípodas (anf) e isópodas (iso) de praia coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



A seguir, serão considerados os resultados obtidos na análise global, a partir dos resultados do IBR biomarcador em anfípodas e isópodas coletados no ambiente praial nas seis Campanhas do Anexo 1 PMBA/Fest-RRDM (Figura 163). Em relação à Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), 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 isópodas e anfípodas, e a MT em isópodas, os parâmetros que mais contribuíram. Por outro lado, é possível observar que na Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), 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 isópodas 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 isópodas e anfípodas e MT em isópodas os parâmetros mais importantes.

Para o caso do IBR biomarcador calculado com os dados da Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), 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 anfípodas e isópodas o biomarcador mais relevante. De forma semelhante, o índice obtido para os dados da Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) também foi bem similar entre os três setores, apesar disto, a MT nos isópodas coletados no setor C foi o biomarcador de maior relevância. Para o caso do IBR biomarcador determinado para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), foi possível observar aumento nos índices para os setores A e C. Estas elevações foram relacionadas a uma maior resposta dos biomarcadores MT em anfípodas e LPO em isópodas. Já para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), é possível observar elevado valor do índice nos três setores avaliados, o qual foi caracterizado pelos valores de LPO em anfípodas e isópodas.

Figura 162 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação (LPO) e metalotioneínas (MT) em anfípodas (anf) e isópodas (iso) de praia coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].

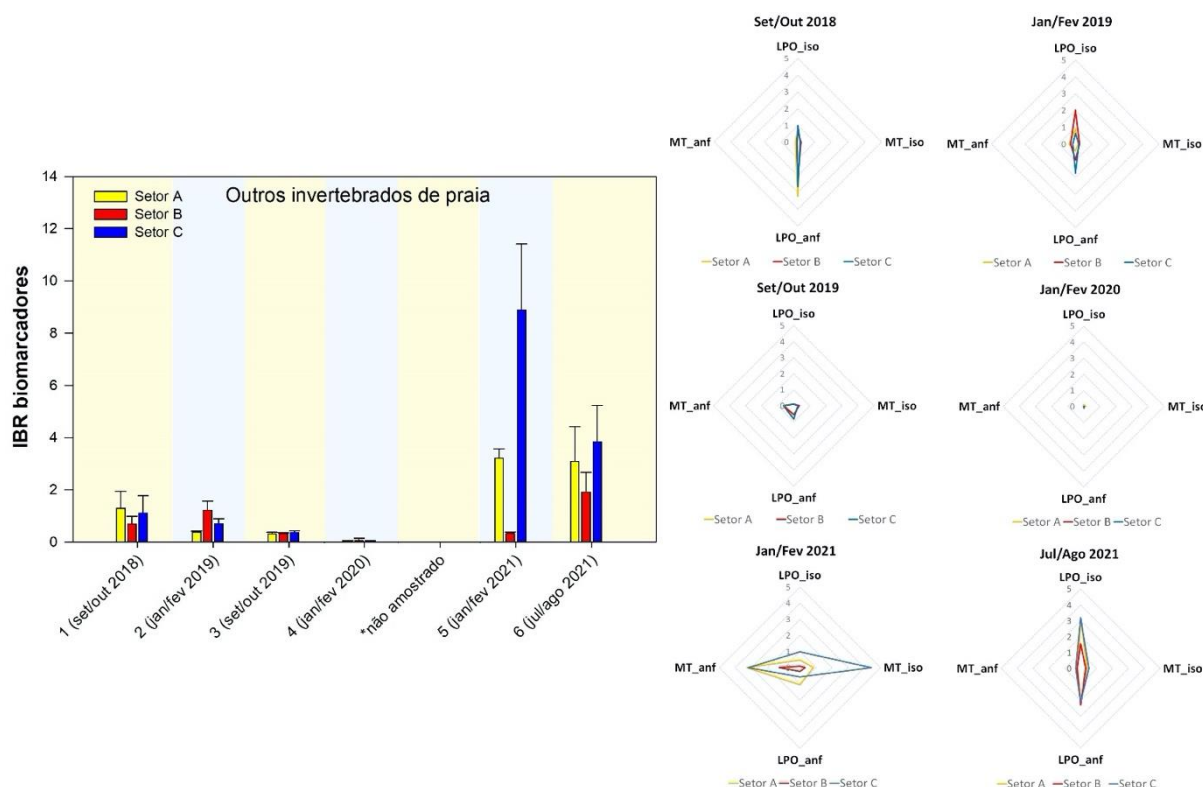


Durante as três primeiras Campanhas do Anexo 1, o valor de IBR biomarcador foi semelhante para os setores A e C. Apesar disto, o setor B avaliado durante a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) apresentou níveis de IBR biomarcador superiores. Este resultado pode indicar a ocorrência de algum evento na foz do Rio Doce neste período, resultando em um impacto na saúde destes animais. Cabe

frisar que este impacto está relacionado a um aumento considerável no estresse oxidativo de isópodas, 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 – período chuvoso). Na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), 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. Em oposição a isto, durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) foi possível observar marcados aumentos nos índices para os setores A e C, sendo o valor de IBR biomarcador neste último setor ainda muito maior em comparação aos padrões observados nos anos anteriores. Para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 163), o valor de IBR permaneceu alto no setor C, o qual diminuiu um pouco em relação à Campanha anterior, mas ainda é bem maior em comparação aos níveis observados em todos os outros setores avaliados nos anos anteriores. Além do setor C, os setores A (este, em nível equivalente ao observado na Campanha 5) e B também apresentaram valores elevados de IBR biomarcador, semelhantes ao observado no setor C. Estes resultados podem indicar um evento intenso de impacto aos organismos capturados no setor C durante a Campanha 5 (jan/fev 2020 – período chuvoso) e que durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) esteve presente também nas regiões mais ao sul (setores A e B).

A avaliação de biomarcadores também foi realizada em caranguejos de praia. Neste sentido, é possível observar na PCA gerada para os dados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (Figura 164) que os animais coletados nos pontos ARR e ARP, localizados ao sul da foz do Rio Doce, apresentaram os maiores valores de sítio AP e MT. Por outro lado, os caranguejos capturados nos pontos DNC e DNU, localizados ao norte da foz do Rio Doce, foram bem caracterizados por elevados níveis de LPO tanto em hepatopâncreas como nas brânquias. Já os animais obtidos nos pontos da foz do Rio Doce (DNP) e regiões imediatamente ao sul (DSR e DSC) apresentaram uma fraca relação com o biomarcador PCO. De forma similar, para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), é possível observar que os animais capturados no ponto DNG, ao norte da foz do Rio Doce, foram bem caracterizados pelos níveis de PCO. Por outro lado, os caranguejos capturados ao sul desta região, nas estações amostrais ARP e ARR, foram bem caracterizados pelos biomarcadores sítio AP, MT e LPO (Figura 165). Sendo assim, o perfil espacial para os biomarcadores avaliados em caranguejos de praia ao longo do Ano 3 indica que animais capturados tanto ao sul como ao norte da foz do Rio Doce demonstraram sinais de impactos biológicos.

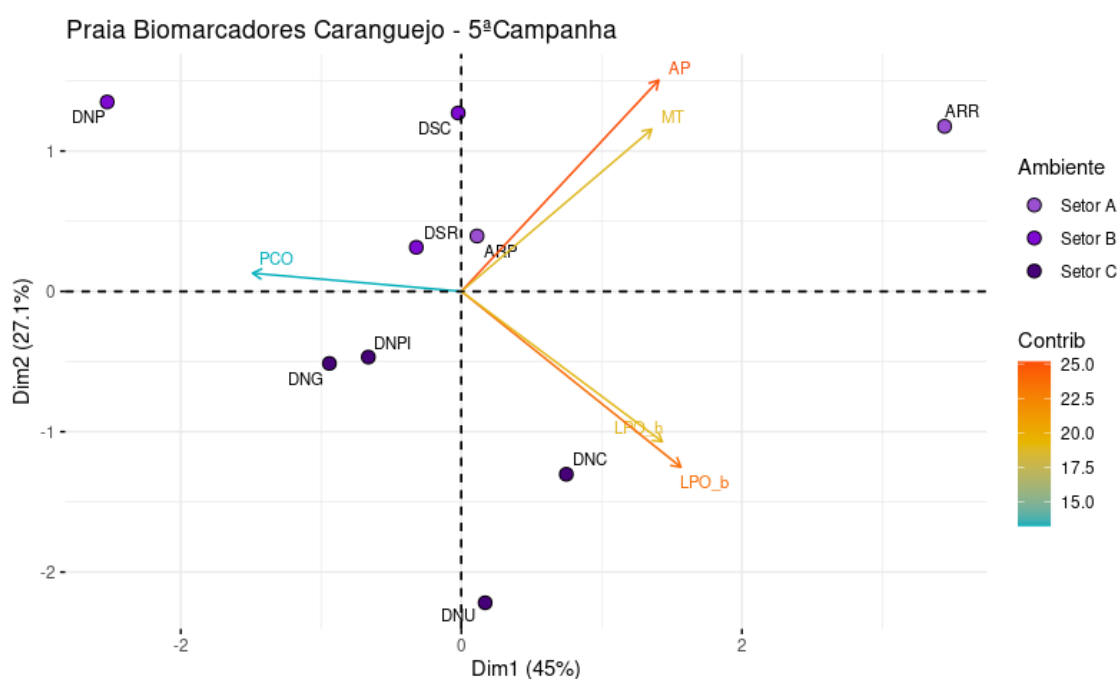
Figura 163 - Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para anfípodos e isópodos coletados no ambiente praiado durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Aracruz – Refúgio, ponto ARR; e Aracruz – Putiri, ponto ARP), Setor B (Comboios, ponto DSC; Regência, ponto DSR; e Povoação, ponto DNP), e Setor C (Vila de Cacimbas, ponto DNC; Pontal do Ipiranga, ponto DNPI; Urussuquara, ponto DNU; e Guriri, ponto DNG). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR biomarcador mostram a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



Em relação ao IBR biomarcador (Figura 166), é possível observar um aumento considerável deste índice no setor A na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) gerado, principalmente, por elevações nos biomarcadores sítio AP na hemolinfa e MT e LPO no hepatopâncreas. Apesar disto, 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 – período chuvoso) 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. Para a Campanha 3 (set/out 2019 – período seco) 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 sítios 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 – período seco), sendo os biomarcadores sítios AP e PCO os mais relevantes para a região. Na mesma linha, a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) 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. Seguindo adiante, para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) é possível observar os maiores níveis de IBR no setor A, sendo o biomarcador MT o mais relevante para a composição do índice. O setor B aparece como a região com o segundo maior valor de IBR, sendo os parâmetros MT e PCO os mais relevantes. O setor C apresentou o menor nível de IBR calculado para este período, sendo o biomarcador PCO o mais importante. Para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), é possível observar os maiores níveis de IBR nos setores A e C, sendo os biomarcadores PCO e AP os mais relevantes para a composição dos índices.

Figura 164 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação em brânquia (LPO_b) e hepatopâncreas (LPO_h), metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas, proteínas carboniladas (PCO) em músculo e danos no DNA (AP) em hemócitos de caranguejos de praia coletados durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].



De maneira geral, é possível observar maiores valores de IBR biomarcador nas Campanhas 1 (set/out 2018 – período seco), 3 (set/out 2019 – período seco), 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e 6 (jul/ago 2021 – período seco), e uma diminuição neste índice nas Campanhas 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) e 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso). Além disto, é evidente também que o setor A foi o que apresentou os valores de IBR mais elevados, principalmente durante as Campanhas 1 (set/out 2018 – período seco), 3 (set/out 2019 – período seco), 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e 6 (jul/ago 2021 – período seco). Sendo assim, pode-se concluir que os caranguejos de praia coletados ao longo dos três anos do monitoramento não apresentaram um padrão sazonal marcado com relação aos valores de

IBR biomarcador, mas um padrão espacial ficou evidente, sendo os animais obtidos nas regiões ao sul da foz do Rio Doce os mais impactados.

Figura 165 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de lipoperoxidação em brânquia (LPO_b) e hepatopâncreas (LPO_h), metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas e proteínas carboniladas (PCO) em músculo e danos no DNA (AP) em hemócitos de caranguejos de praia coletados durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Setor A [Aracruz – Refúgio (ARR) e Aracruz – Putiri (ARP)], Setor B [Comboios (DSC), Regência (DSR) e Povoação (DNP)], e Setor C [Vila de Cacimbas (DNC), Pontal do Ipiranga (DNPI), Urussuquara (DNU) e Guriri (DNG)].

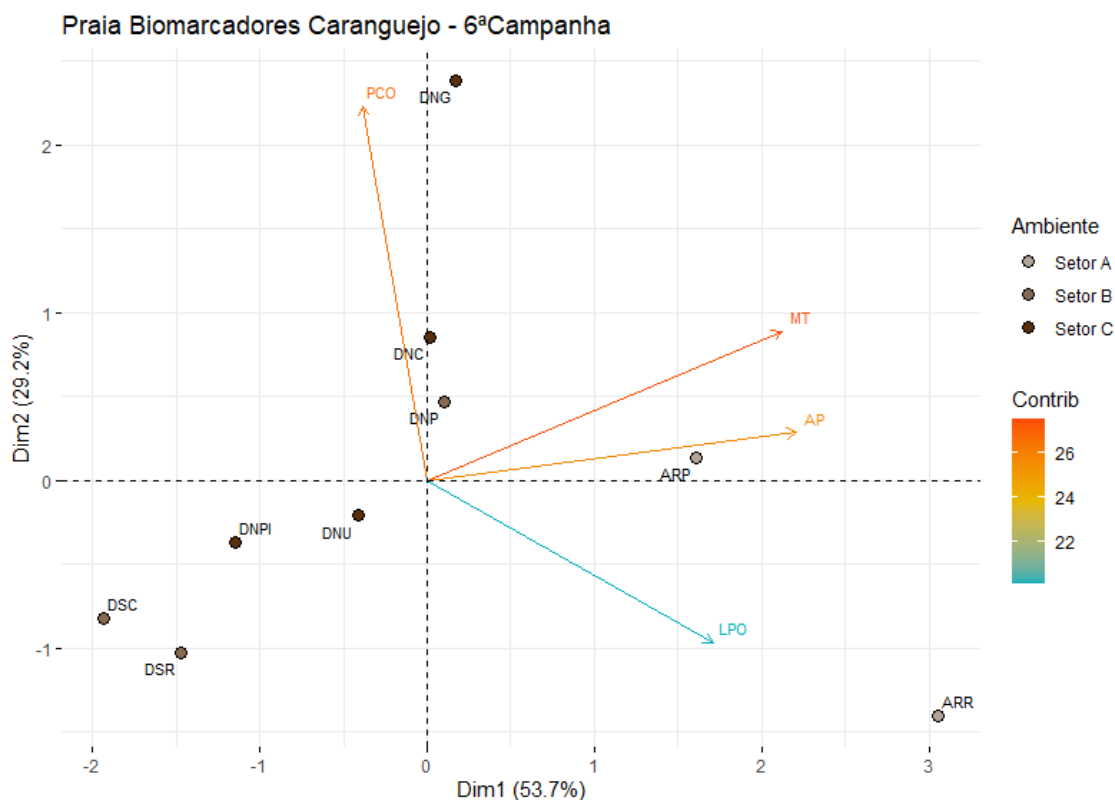
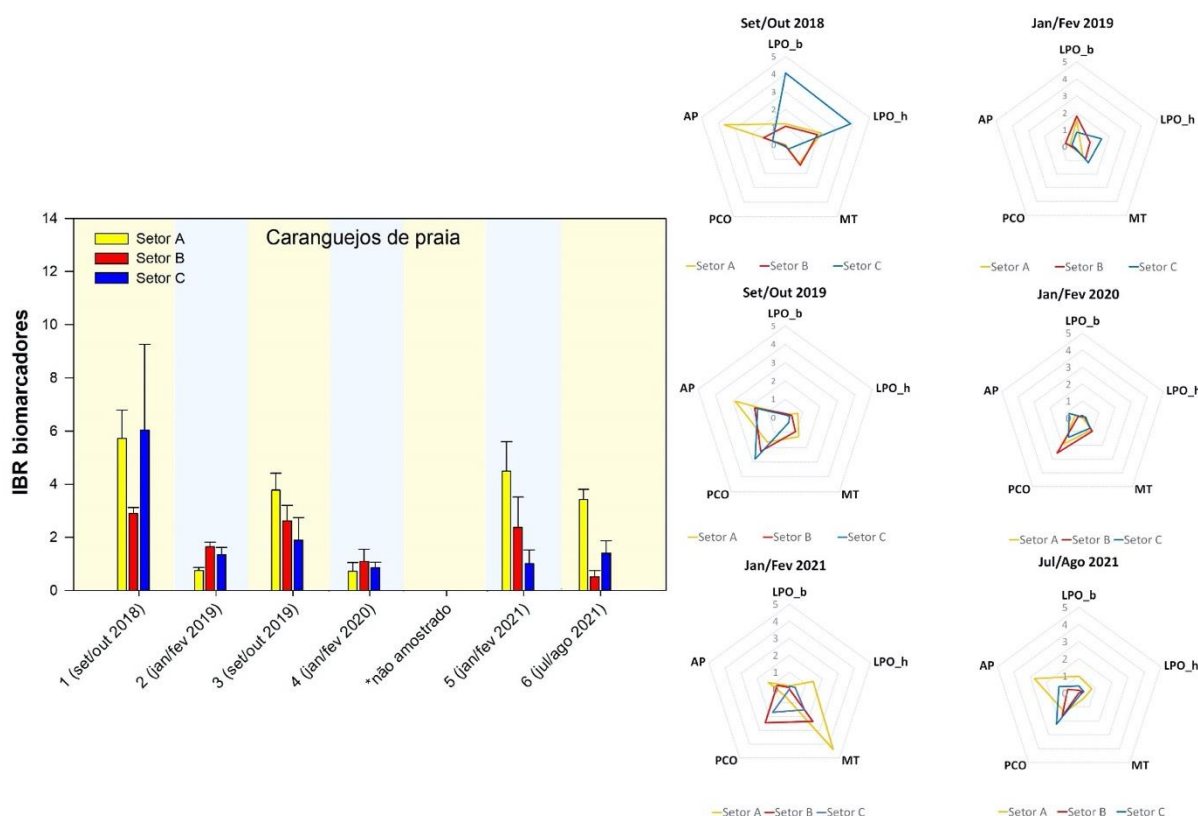


Figura 166 - Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) para caranguejo de praia durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jun/ago 2021 – período seco), nos diferentes setores do monitoramento costeiro: Setor A (Aracruz – Refúgio, ponto ARR; e Aracruz – Putiri, ponto ARP), Setor B (Comboios, ponto DSC; Regência, ponto DSR; e Povoação, ponto DNP), e Setor C (Vila de Cacimbas, ponto DNC; Pontal do Ipiranga, ponto DNPI; Urussuquara, ponto DNU; e Guriri, ponto DNG). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR biomarcador mostram a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice.



5.1.7 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 de estudo (mangue, estuário e costeiro). Detalhes em relação aos pontos amostrais podem ser encontrados no *Material suplementar A1CS1, Quadros 3 e 4*. As concentrações de metais e metalóides foram avaliados em amostras de sangue e pena, sendo eles: Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e Zn. É importante lembrar que Al e Ni foram avaliados apenas a partir do Ano 2. Os compostos orgânicos serão apresentados na forma de três grandes classes: bifenilos policlorados (PCBs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e pesticidas.

Vale frisar que os compostos orgânicos foram avaliados apenas em amostras de sangue (*Material suplementar A1CS2, Quadro 5*). As espécies de aves foram coletadas conforme seus hábitos alimentares, seguindo o estabelecido no Plano de Trabalho do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. As listas de espécies coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) podem ser consultadas no *Material suplementar A1CS2, Quadro 1*.

As análises dos dados seguiram a mesma estratégia implementada anteriormente para manguezais e praias. Padrões espaciais específicos de cada campanha foram avaliados com o uso de PCAs, e avaliações globais, envolvendo comparações entre as diferentes campanhas, a partir do índice IBR bioacumulação, o qual foi calculado pela união dos dados obtidos em penas e sangue, para o caso de metais e As. É importante ressaltar que, seguindo a estratégia implementada no âmbito do PMBA/Fest-RRDM (2020a), o IBR bioacumulação foi feito apenas para amostras analisadas quanto às concentrações de metais e As, para fins de comparação com os demais dados gerados no contexto do referido Programa de Monitoramento.

Com relação aos resultados das quantificações de metais/metaloide em amostras de aves, inicialmente será feita uma breve recapitulação dos padrões espaciais observados anteriormente (Anos 1 e 2), a partir das PCAs. Cabe ressaltar que estas descrições foram detalhadas no relatório anual apresentado anteriormente (RRDM, 2020b). Para os dados de aves coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), foi possível observar que 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. Em oposição a isto, as concentrações de metais e As nas aves coletadas durante a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) se mostrou mais bem distribuída entre os ambientes avaliados, mostrando um padrão de acumulação mais difuso. No caso dos dados obtidos para a Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), foi possível observar que as aves coletadas na região costeira foram as mais impactadas, apresentando os maiores níveis de bioacumulação, tanto em penas como no sangue, para praticamente todos os metais e metaloide avaliados. No que se refere à Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), foi possível observar que as aves coletadas na região de mangue foram as que apresentaram maiores níveis de bioacumulação no sangue. Apesar disso, os animais provenientes da região costeira foram aqueles mais impactados em termos de bioacumulação nas penas. Sendo assim, parece existir uma ordenação espacial clara nos teores teciduais de metais e As nas aves coletadas no contexto dos dois primeiros anos de monitoramento.

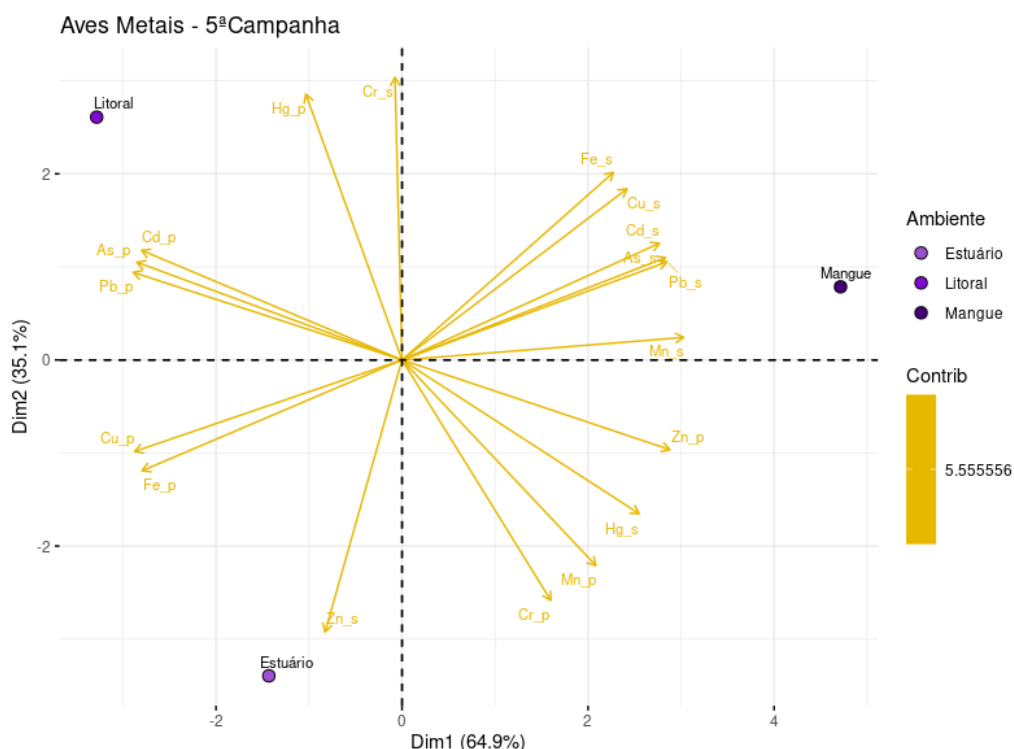
Considerando-se uma descrição completa dos dados obtidos ao longo do Ano 3, pode ser observado na Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa) que a ordenação espacial obtida a partir da PCA evidenciou a formação de três agrupamentos (Figura 167). No primeiro deles, as amostras obtidas na região de mangue, localizadas ao sul da foz do Rio Doce, apresentaram-se bem caracterizadas pelas concentrações da maioria dos metais analisados no sangue, com exceção do Zn, e pelo Cr, Mn e Zn nas penas. No segundo grupo, as amostras obtidas em regiões de praia (denominadas nos gráficos como litoral/costeiro) localizadas ao norte da foz do Rio Doce, relacionaram-se às concentrações dos

elementos Cr no sangue e de Hg, Cd, As e Pb nas penas. Por sua vez, o terceiro grupo foi formado pelas amostras coletadas em regiões de estuário, localizadas no entorno da foz do Rio Doce, as quais foram caracterizadas pelas concentrações de Cu e Fe nas penas e de Zn no sangue. Com base nestes resultados, é possível observar que durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), as aves coletadas na região de mangue apresentaram maiores níveis de bioacumulação de metais no sangue, enquanto aquelas provenientes da região costeira e estuarina apresentaram maior bioacumulação de metais nas penas, padrão similar ao observado para o período chuvoso anterior (Campanha 4 – jan/fev 2021) (RRDM, 2020b). No caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 – estação seca) (Figura 168), um padrão muito similar ao descrito para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) foi observado, visto que a maioria dos elementos analisados no sangue das aves continua caracterizando os indivíduos capturados nas áreas de mangue. Apesar disto, as concentrações dos metais e As determinados em penas passaram então a estar bem relacionados apenas aos indivíduos obtidos em regiões de praia (denominada nos gráficos como litoral/costeiro). Sendo assim, é possível observar que as concentrações de metais e As nas aves monitoradas ao longo do Ano 3 apresentaram um perfil espacial similar, demonstrando que, de forma geral, os indivíduos capturados em manguezais são aqueles que apresentaram maior grau de contaminação no sangue. Por outro lado, os indivíduos obtidos nas regiões de praia foram os que apresentaram maiores valores dos elementos-alvo em penas. Este interessante resultado pode indicar que a contaminação nas aves em manguezais é recente, visto que a presença de metais e As no sangue está geralmente relacionada à interação aguda com contaminantes. Por outro lado, a presença destes elementos nas penas indica processos de contaminação em longo prazo, sugerindo que os animais do ambiente praiado podem estar apresentando indícios de um evento de contaminação mais antigo.

No que se refere aos resultados das quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves apresentados no relatório anual anterior (RRDM, 2020b), foi possível observar na PCA gerada para os dados da Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) 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 concentrações 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 – período chuvoso), dois grupos foram formados. No primeiro deles, foi 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. Já as amostras oriundas da região costeira não apresentaram relações próximas com os poluentes avaliados. Quanto às avaliações feitas durante o Ano 2, foi possível observar que os resultados obtidos nas Campanhas 3 (set/out 2019 – período seco) e 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) 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 às concentrações dos

pesticidas. O último agrupamento foi formado pelas amostras provenientes de aves do mangue, as quais foram bem caracterizadas pelos níveis de HPAs.

Figura 167 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sangue (_s) e pena (_p) de aves coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso), nas áreas nomeadas como manguezal, costeiro (litoral) e estuário.



No que se refere aos resultados das quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves ao longo do Ano 3, é possível observar na PCA gerada para os dados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (Figura 169) a formação de dois agrupamentos. No primeiro deles, as amostras provenientes da área de estuário foram bem caracterizadas pela presença de pesticidas. Por outro lado, no segundo grupo, as amostras provenientes da região de mangue se relacionaram aos níveis de HPAs e PCBs. Ainda, as amostras oriundas da região de litoral/costeira não apresentaram relações estreitas com os contaminantes orgânicos avaliados. No caso dos dados da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) (Figura 170), o padrão de contaminação observado foi bem diferente, visto que as aves obtidas nas regiões de praia (ambiente costeiro) apresentaram os maiores valores de pesticidas e HPAs, e as aves capturadas nas regiões de estuário apresentaram os maiores níveis de PCBs.

Considerando o exposto acima, é possível observar que os níveis de compostos orgânicos no sangue das aves coletadas no contexto deste monitoramento não apresentaram um padrão temporal evidente de contaminação, uma vez que as diferentes classes de contaminantes orgânicos estiveram associadas a compartimentos diferentes ao longo das seis Campanha realizadas pelo Anexo 1 do

PMBA/Fest-RRDM, o que pode ser reflexo da grande capacidade de deslocamento e uso de habitats por estes animais entre os diferentes ecossistemas avaliados.

Figura 168 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em amostras de sangue (_s) e pena (_p) de aves coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco), nas áreas nomeadas como manguezal, costeiro (litoral) e estuário.

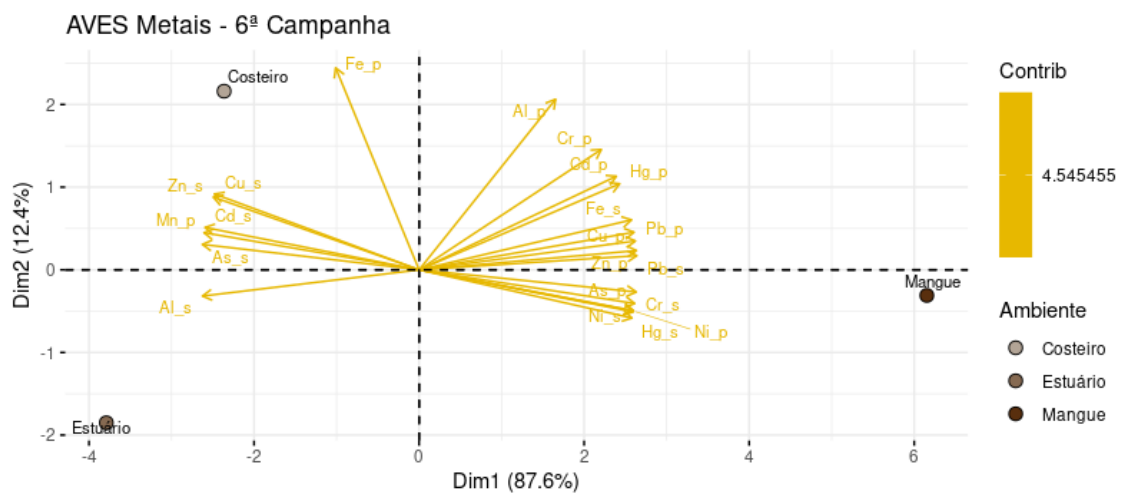


Figura 169 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso), nas áreas nomeadas como manguezal, costeiro (litoral) e estuário.

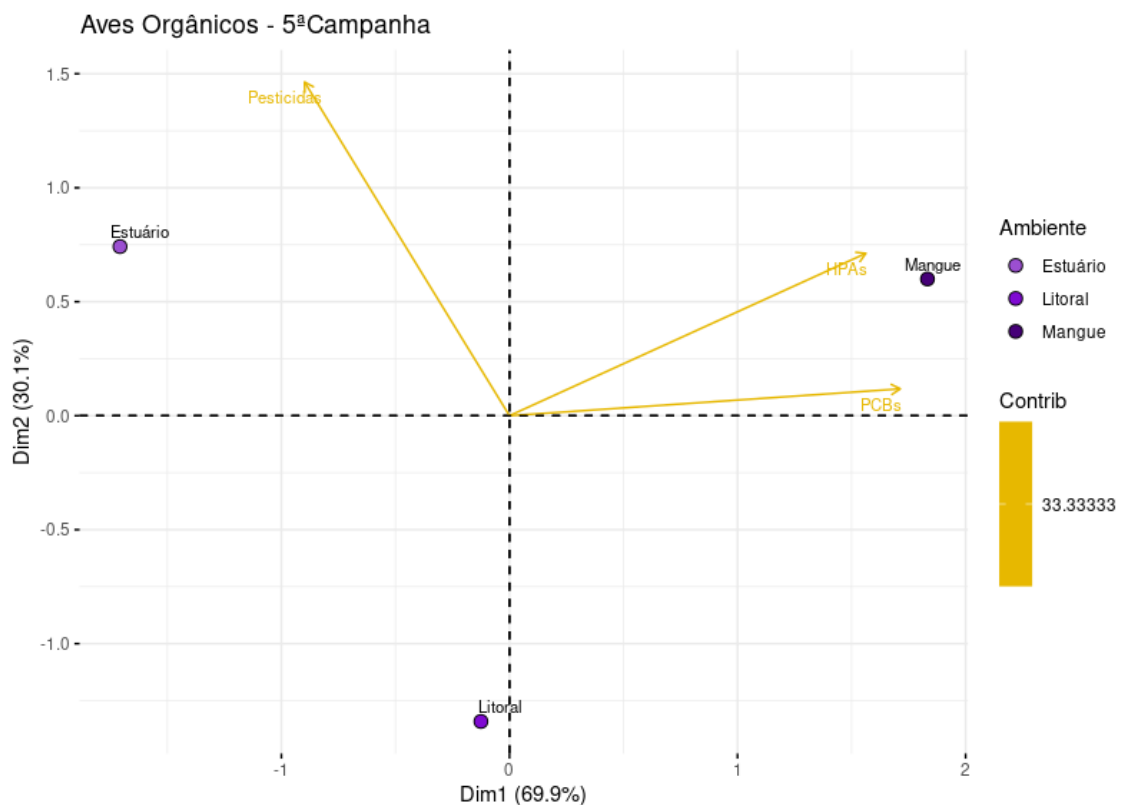
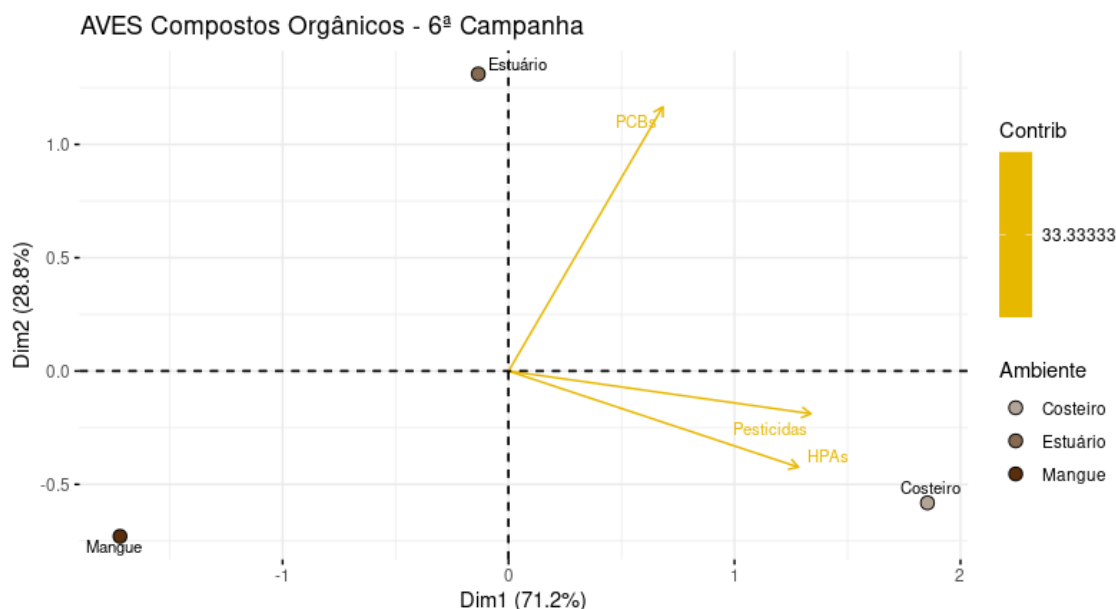
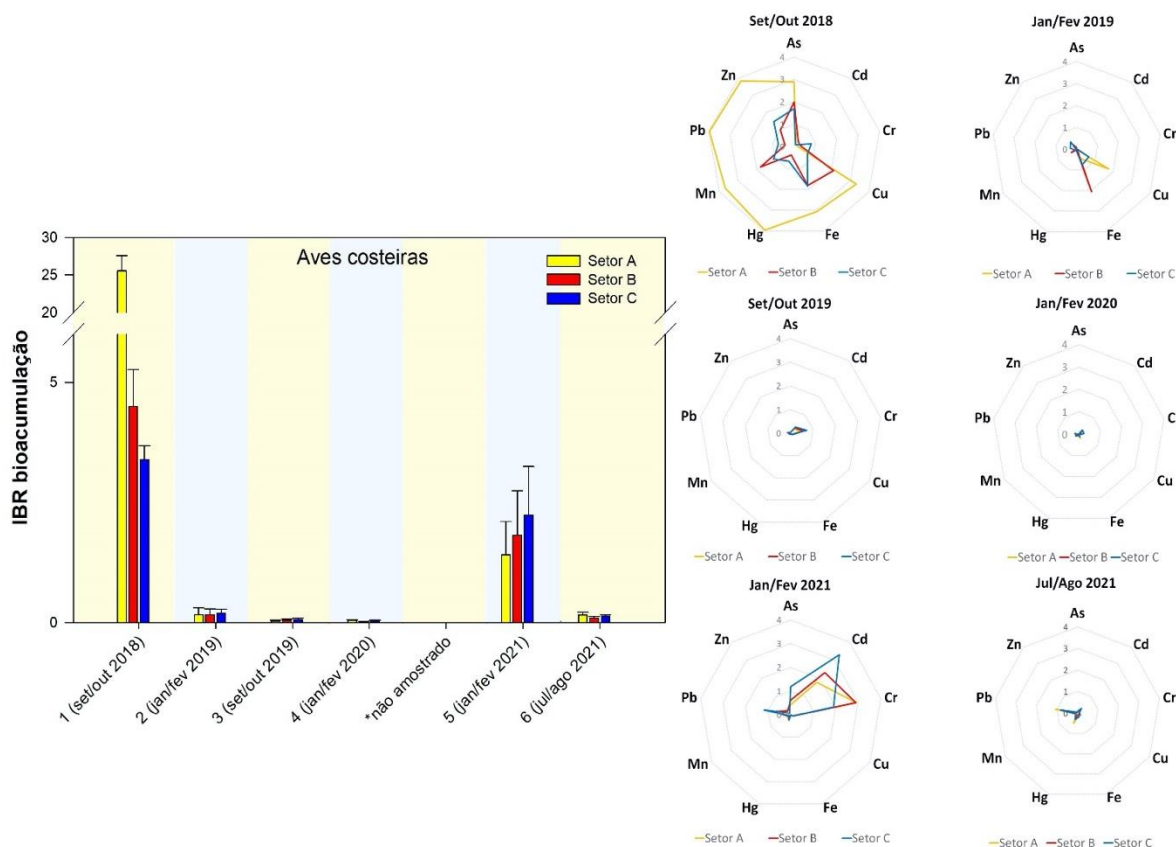


Figura 170 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em amostras de sangue de aves coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco), nas áreas nomeadas como manguezal, costeiro (litoral) e estuário.



No que concerne às análises globais efetuadas pela comparação do IBR bioacumulação de metais e As para aves (Figura 171), é possível observar valores notoriamente maiores para todas as áreas avaliadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) em relação aos demais períodos do monitoramento. Apesar disto, é possível observar também um grande aumento neste índice, nos três setores avaliados, durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvosa), inclusive para níveis semelhantes aos observados durante a primeira Campanha, mas sem diferenças espaciais evidentes quando comparados os três setores amostrais neste período. Apesar disto, esta contaminação voltou a diminuir durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Estes resultados indicam que as aves coletadas durante os primeiros meses do presente estudo (Campanha 1 – set/out 2018 - período seco) foram aquelas mais impactadas, apresentando, inclusive, um perfil elevado de bioacumulação de vários 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 (jan/2019 a jan/2020), o aumento de bioacumulação observado novamente na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) pode indicar a existência de processos temporais marcantes de contaminação e descontaminação por metais e As nas regiões estudadas, sugerindo a existência de impactos cíclicos para as aves avaliadas, os quais se estabelecem e, portanto, podem ser somente observados, em longo prazo.

Figura 171 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) calculado para dados de aves (pena e sangue) coletadas durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Os gráficos de radar obtidos a partir do IBR bioacumulação mostram a variação espaço temporal de cada elemento e a contribuição destes para a composição do índice. Composição de estações amostrais para cada área amostral: mangue (Setor A), estuário (Setor B) e costeiro (Setor C).



5.2 AMBIENTE COSTEIRO: DISCUSSÃO INTEGRADA

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 e As encontrados nos tecidos causaram impactos biológicos na biota costeira avaliada. Além disso, é possível verificar que, ao longo dos dois primeiros anos, esta relação se deu com maior intensidade no setor B, relativo aos pontos localizados no entorno da foz do Rio Doce, mostrando que, a partir da perspectiva dos IBRs, esta foi a região mais impactada e mais estressante durante este primeiro período. Esta afirmação serve tanto para os organismos coletados em manguezais como para aqueles capturados em praias. Por outro lado, durante o Ano 3, é evidente que o setor norte se destacou como o mais relevante, tanto em termos do IBR biomarcador como de bioacumulação, sendo os “outros invertebrados” (anfípodas e isópodos) de praia os melhores indicadores dos impactos. Apesar disto, o destacado valor de IBR bioacumulação observado em caranguejos de manguezal no setor B na Campanha 5 (jan/fev 2021 –

período chuvoso), não deve ser desconsiderado e indica que esta região ainda permanece relevante em termos ecotoxicológicos. Apesar disso, 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 organismos coletados nas regiões mais ao sul da foz do Rio Doce (manguezal).

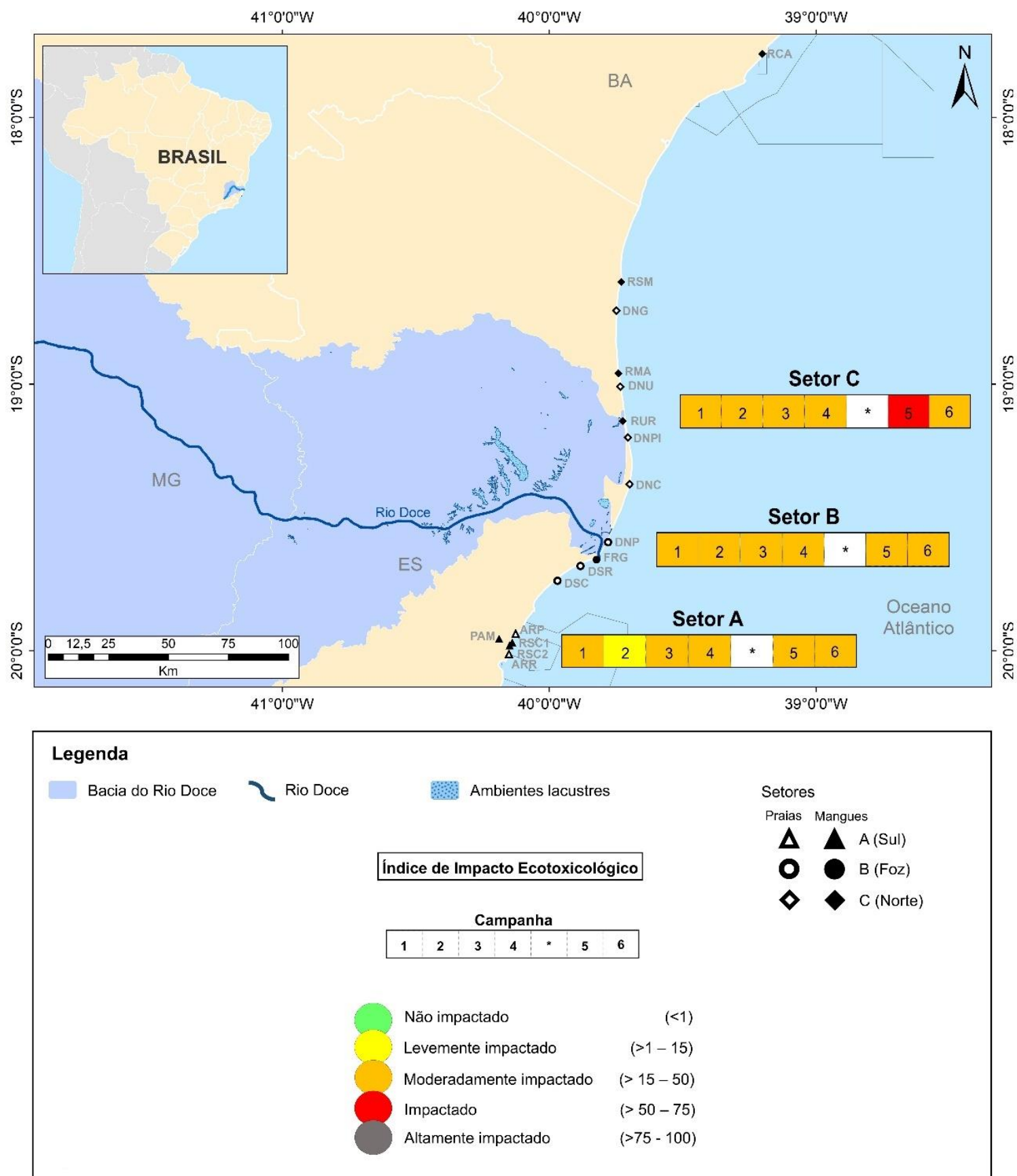
Apesar dos padrões espaciais gerais de IBR terem sido compartilhados entre a biota de manguezal e praia, algumas diferenças específicas estão presentes e é interessante apontá-las. Por exemplo, os caranguejos de manguezais apresentaram uma melhor relação entre os dois índices utilizados (IBR bioacumulação e IBR biomarcador) quando comparados aos organismos de praia. Isto sugere que a bioacumulação observada em crustáceos de manguezais atingiu níveis mais prejudiciais em comparação à biota capturada no ambiente praias. Seguindo uma lógica similar, é possível observar que anfípodos e isópodos de praia apresentaram uma consonância maior entre os dois índices em comparação ao caranguejo de praia, mostrando que estes organismos foram mais prejudicados pelos metais e metalóides acumulados. Este resultado pode estar relacionado ao fato de que anfípodos e isópodos 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.

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 diretamente associados ao rompimento da Barragem de Fundão, principalmente ao longo dos dois primeiros anos de monitoramento (2018–2020). Esta conclusão é sustentada, principalmente, pela co-ocorrência de elevados níveis de bioacumulação (IBR bioacumulação) e de alterações e danos fisiológicos (IBR biomarcadores) em organismos do setor B, relativo às áreas do entorno da foz do Rio Doce. Além disso, é interessante comentar que existem flutuações espaciais e sazonais nos valores de IBR, ocorrendo, inclusive, maiores níveis destes índices em outros setores, principalmente no setor norte durante o Ano 3. No entanto, a comentada co-ocorrência estabelecida entre acumulação e danos biológicos incide, 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 seis anos do rompimento da Barragem de Fundão. Os invertebrados de praia avaliados no setor norte, ao longo do Ano 3, também apresentaram evidente co-ocorrência entre os dois índices, sugerindo que esta região está começando a ter relevância no que se refere os impactos ecotoxicológicos causados pelo rompimento da Barragem de Fundão.

Por fim, a Figura 172 traz uma síntese integrada dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das seis campanhas realizadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM. Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1) e respostas de biomarcadores (Nível 2) num único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is)

de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em causar prejuízo para o ecossistema. Cabe ressaltar aqui que este índice é calculado de forma independente aos valores de IBR, mas que ambos os índices devem ser entendidos como ferramentas importantes e complementares. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1CS1, Quadro 7*, tendo sido obtido a partir dos indicadores oriundos das análises realizadas em crustáceos dos ambientes de manguezal e praia. Os resultados referentes às aves monitoradas pelo Anexo 1 não compuseram o IIE, pois neste grupo de organismos só foi determinada a contaminação, seja de metais e As ou de compostos orgânicos, não havendo análise de biomarcadores, conforme disposto no TR4. De maneira geral, o IIE demonstrou que os três setores costeiros avaliados se encontram na categoria de “moderadamente impactado” ao longo de todas as campanhas realizadas. Todavia, durante o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021) o IIE apontou uma intensificação transitória dos impactos no setor C, ao norte da foz do Rio Doce, que passou da categoria de “moderadamente impactado” para “impactado”, dentro da perspectiva ecotoxicológica. Dados sedimentológicos das praias (Anexo 4) apontaram que durante o período chuvoso de 2021 (campanha realizada em janeiro de 2021), os minerais pesados da antepraia apresentaram teores mais altos, sugerindo o transporte transversal das areias leves e da fração carbonática para as praias do setor C (RRDM, 2021). Além disso, minerais instáveis estiveram mais presentes no compartimento C, indicando áreas de deposição da carga recente do rio Doce (RRDM, 2021). Sendo assim, a deposição de carga recente do Rio Doce nas praias do setor C durante o período chuvoso de 2021 poderia explicar a intensificação dos níveis de bioacumulação e efeitos biológicos, resumidos no IIE, que foram observados nos diferentes organismos monitorados nesta região e neste período. Estes resultados corroboram as conclusões obtidas com base nos valores de IBR bioacumulação e biomarcadores, indicando o setor Norte como a localidade de maior impacto durante o Ano 3.

Figura 172 – Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais e As e efeitos biológicos (biomarcadores) observados para os diferentes locais amostrais e Campanha, no âmbito do monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM para o ambiente costeiro, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco). Os espaços em branco indicados com * nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19. Setor A (monitoramento de praias: Aracruz – Refúgio, ponto ARR, e Aracruz – Putiri, ponto ARP; monitoramento de manguezais: REVIS Santa Cruz, pontos RSC1 e RSC2, e Confluência do Piraquê-Açu e Mirim, ponto PAM), Setor B (monitoramento de praias: Comboios, ponto DSC, Regência, ponto DSR, e Povoação, ponto DNP; monitoramento de manguezais: foz do Rio Doce, ponto FRG), e Setor C (monitoramento de praias: Vila de Cacimbas, ponto DNC, Pontal do Ipiranga, ponto DNPI, Urussuquara, ponto DNU, e Guriri, ponto DNG; monitoramento de manguezais: Rio Urussuquara, ponto RUR, Rio Mariricu, ponto RMA, Rio São Mateus, ponto RSM, e Rio Caravelas, ponto RCA).



6 REFERÊNCIAS

- ABBASI, M.K.; SHARIF, S.; KAZMI, M.; SULTAN, T.; ASLAM, M. Isolation of plant growth promoting rhizobacteria from wheat rhizosphere and their effect on improving growth, yield and nutrient uptake of plants. **Plant Biosystems**, v.145, p.159-168, 2011.
- AFTAB, T; HAKEEM, K. R. (Ed.). **Plant micronutrients: deficiency and toxicity management**. Springer Nature, 2020.
- AGUNBIADE, F.O.; OLU-OWOLABI, B.I.; ADEBOWALE, K.O. Phytoremediation potential of *Eichornia crassipes* in metal-contaminated coastal water. **Bioresource Technology**, v.100, n.19, p.4521-4526, 2009.
- 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.
- ALBINO, J. **Processos de sedimentação atual e morfodinâmica das praias de Bicanga a Povoação, ES**. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Geologia Sedimentar, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- ALBINO, J.; COELHO, A.L.N.; MUEHE, D.; KLUMB-OLIVEIRA, L.A.; DIAS, F.C. Mapeamento dos terraços de abrasão ao longo do litoral do estado do Espírito Santo com uso de sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 1, 2020.
- 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, 2006, p. 227-264.
- 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.
- ALBINO, J.; SUGUIO, K. Sedimentation processes and beach morphodynamics active at the Doce River mouth, Espírito Santo State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, p. 1031-1044, 2010.

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.

ALEXAKIS, D., GAMVROULA, D., THEOFILI, E. Environmental availability of potentially toxic elements in an agricultural Mediterranean site. **Environmental and Engineering Geoscience**, 25, 169–178. 2019.

ALLEN, C. R.; HOLLING, C. S. Novidade, capacidade adaptativa e resiliência. **Ecologia e sociedade**, v. 15, n. 3, 2010.

ALMEIDA, A. O. D., COELHO, P. A., SANTOS, J. T. A. D., FERRAZ, N. R. Crustáceos decápodos estuarinos de Ilhéus, Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006.

ALMEIDA, E.V.; KUTTER, 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.

ALVES, M.C.J.L. **Aspectos morfofisiológicos de quatro espécies importância econômica e biológica para áreas de restinga**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Botânica. Universidade Federal Rural de Pernambuco, UFRPE, Recife. 2015.107p.

ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K. Socio-economical aspects and environmental perception of 'Caranguejo-uçá', *U. cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) gatherers in the Mamanguape river estuary, northeast Brazil. **Interciência**, v. 28, n. 1, p. 36-43, 2003.

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.

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.

AMBROSINI, A.; BENEDUZI, A.; STEFANSKI, T.; PINHEIRO, F.G.; VARGAS, L.K.; PASSAGLIA, L.M.P. Screening of plant growth promoting rhizobacteria isolated from sunflower (*Helianthus annuus* L.). **Plant Soil**, v.356, p.245-264, 2012.

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. 2021.

ANALUSSIN, K.; SHARMA, S.; SEPTIANA, A.; SAHIDIN, I.; RIANSE, U.; NADAOKA, K. Heavy metal bioaccumulation in mangrove ecosystem at the coral triangle ecoregion, Southeast Sulawesi, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 125, p. 472–480, 2017.

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. **The biology of decapod crustacean larvae**. Lisse: AA Balkema Publishers, 2001.

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.; 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.

ARRIVABENE, H. P.; SOUZA, I. C.; CO, W. L. O.; CONTI, M. M.; WUNDERLIN, D. A.; MILANEZ, C. R. D. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. **Chemosphere**, v. 127, p. 27–34, 2015.

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.

ASSIS, A. M. D., PEREIRA, O. J., THOMAZ, L. D. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari (ES). **Brazilian Journal of Botany**, v. 27, p. 349-361, 2004.

ATANASSOVA, B.; ZAPRYANOVA, N. Influence of Heavy Metal Stress on Growth and Flowering of *Salvia splendens* Ker.-Gawl. **Biotechnology & Biotechnological Equipment**, v. 23, n. sup1, p. 173-176, 2009.

AZHAR, M., UR REHMAN, M. Z., ALI, S., QAYYUM, M. F., NAEEM, A., AYUB, M. A., ... RIZWAN, M. Comparative effectiveness of different biochars and conventional organic materials on growth, photosynthesis and cadmium accumulation in cereals. **Chemosphere**, v.227, p.72-81, 2019.

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.

BANÁSOVÁ, V., ĎURIŠOVÁ, E., NADUBINSKÁ, M., GURINOVÁ, E., ČIAMPOROVÁ, M. Natural vegetation, metal accumulation and tolerance in plants growing on heavy metal rich soils. In: **Bio-geo interactions in metal-contaminated soils**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2012. p. 233-250.

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.

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.

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.

BATTIROLA, L.D.; MARQUES, M.I.; ADIS, J; DELABIE, J.H. Composição da comunidade de Formicidae (Insecta, Hymenoptera) em copas de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira De Entomologia - REV BRAS ENTOMOL**, v. 49, p. 107-117, 2005.

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.

BELIAEFF, B., BURGEOT, T. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 21, p 1316, 2002.

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**, v. 154, n. 3, p. 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.

BERNABEU-TELLO, A.M.; MUÑOZ-PÉREZ, J.J.; MEDINA-SANTAMARIA, R. Influence of a rocky platform in the profile morphology: Victoria Beach, Cadiz (Spain). **Ciencias Marinas**, v. 28, n. 2, p. 181-192, 2002.

BEZERRA, L.A., CALLADO, C.H., CUNHA, M.D. Does an urban environment affect leaf structure of *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae)? **Acta Bot Bras**, v.34, n.2, p.266–276. 2020.

BEZERRA, L. E. A., DIAS, C. B., SANTANA, G. X., MATTHEWS-CASCON, H. Spatial distribution of fiddler crabs (genus *Uca*) in a tropical mangrove of northeast Brazil. **Scientia marina**, v. 70, n. 4, p. 759-766, 2006.

BHATTACHARYA, S., SHARMA, P., MITRA, S., MALLICK, I., & GHOSH, A. Arsenic Uptake and Bioaccumulation in Plants: A Review on Remediation and Socio-Economic Perspective in Southeast Asia. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 15, 100430, 2021.

BITTENCOURT, A.C.S.P.; DOMINGUEZ, J.M.; MARTIN, L., SILVA, I.R.; DE-MEDEIROS, K.O. 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.

BOEGER, W.A.; PIE, M.R.; OSTRENSKY, A.; PATELLA, L. Lethargic crab disease: multidisciplinary evidence supports a mycotic etiology. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 100, n. 2, p. 161-167, 2005.

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.

BOLHÀR-NORDENKAMPF, H.R., LONG, S.P., BAKER, N.R. Chlorophyll fluorescence as probe of the photosynthetic competence of leaves in the field: a review of current instrument. **Funct. Ecol.** V. 3, p. 497– 514, 1989.

BONECKER, A. C. T., MENEZES, B. S., JUNIOR, C. D., DA SILVA, C. A., ANCONA, C. M., DE OLIVEIRA DIAS, C., ... & BONECKER, S. L. C. An integrated study of the plankton community after four years of Fundão dam disaster. **Science of The Total Environment**, p. 150613, 2021.

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, M.L.R. **Barreiras: Vida, trabalho, saberes e desafios da Comunidade de Catadores de Caranguejo**. Tese de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical – UFES. p. 220, 2014.

BOUWMAN, L.A. A survey of nematodes from the Ems estuary. Part II: Species assemblages and associations. **Zool. Jb. Syst.**, 110: 345–376; 1983.

BOYD, P. W., & ELLWOOD, M. J. The biogeochemical cycle of iron in the ocean. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 10, p.675-682, 2010.

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. Resolução nº 417, de 23 de novembro de 2009. **Diário Oficial da União**, 224, 72, 2009.

BRASIL. Resolução nº 438, de 30 de dezembro de 2011. **Diário Oficial da União**, 2, p.117-120, 2012.

BRASIL. Portaria MMA nº 463, de 18 de dezembro de 2018. **Diário Oficial da União**, 243, p.160, 2018.

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.

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.

BRUNNER, I. LUSTER, J., GÜNTHARDT-GOERG, M.S., FREY, B. Heavy metal accumulation and phytostabilisation potential of tree fine roots in a contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 152, n. 03, p. 559-568, 2008.

BRUSCA, R.C.; BRUSCA, G.J. **Invertebrados**. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara-Koogan, 2007.

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.

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.

BURINI, A.; ALBINO, J. Zonação sedimentológica em praias de areias mistas precedidas de terraço de abrasão. In: **X Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa**, 10, 2021.

BUTT, T.; RUSSELL, P.; TURNER, I. The influence of swash infiltration–exfiltration on beach face sediment transport: onshore or offshore? **Coastal Engineering**, v. 42, n. 1, p. 35-52, 2001.

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, 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.

CANNICCI, S., LEE, S. Y., BRAVO, H., CANTERA-KINTZ, J. R., DAHDOUN-GUEBAS, F., FRATINI, S., FUSI, M., JIMENEZ, P. J. NORDHAUS, I., PORRI, F., DIELE, K. 2021. A functional analysis reveals extremely low redundancy in global mangrove invertebrate fauna. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 32, 2021.

CAPE, J.N. Evaluation of pollutant critical levels from leaf surface characteristics. In: Percy, C., Jagels, S. (Eds.), **Air pollutants and the leaf cuticle**. Germany: Springer-Verlag, 1994. p. 123–138.

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 *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) in Prainha Beach, Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 142, p. 111-119, 1996.

CARLI, V. G. **Physiological, biochemical and histochemical evaluations of *Ipomoea pes-caprae* cultivated at different concentrations of iron**. Dissertação (Mestrado em Botânica estrutural; Ecologia e Sistemática) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

CARUGATI, L., GATTO, B., RASTELLI, E., MARTIRE, M. L., CORAL, C., GRECO, S., & DANOVARO, R. 2018. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1-11, 2018.

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, L. N. **Avaliação ecofisiológica do impacto causado pelo aerossol marinho e pela deposição de ferro particulado em *Eugenia uniflora* L.(Myrtaceae).** Dissertação (Mestrado em Fisiologia Vegetal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

CHAÂBENE, Z., RORAT, A., KRIAA, W., REKIK, I., MEJDOUB, H., VANDENBULCKE, F., & ELLEUCH, A. In-Site and Ex-Site Date Palm Exposure to Heavy Metals Involved Infra-Individual Biomarkers Upregulation. **Plants**, v.10, n. 1, p. 137, 2021.

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.

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.

CHEN, F., WANG, S., MOU, S., AZIMUDDIN, I., ZHANG, D., PAN, X., AL-MISNED, F.A., MORTUZA, M.G. Physiological responses and accumulation of heavy metals and arsenic of *Medicago sativa* L. growing on acidic copper mine tailings in arid lands. **J. Geochemical Explor.**, v.157, p.27–35, 2015.

CHETTRI, M. K.; COOK, C. M.; VARDAKA, E. et al. The effect of Cu, Zn and Pb on the chlorophyll content of the lichens *Cladonia convoluta* and *Cladonia rangiformis*. **Environmental and Experimental Botany**, v. 39, p. 1–10, 1998.

CHOWDHURY, A., NAZ, A., SHARMA, D. Geochemistry, Extent of Pollution, and Ecological Impact of Heavy Metal Pollutants in Soil. **Geochemistry: Concepts and Applications**, p. 73-91, 2021.

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.

CLELAND, E.E.; CHUINE, I.; MENZEL, A.; MOONEY, H.A.; SCHWARTZ, M.D. Shifting plant phenology in response to global change. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 2, p. 357-365, 2007.

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.

COLODETE, M.F. e PEREIRA, O.J. Levantamento Florístico da restinga de Regência, Linhares / ES. **Revista Brasileira de Biociência**, v.5, p.558-560, 2007.

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. **Marine Biology**, v. 136, p. 531–541, 2000.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 417 de 23 de novembro de 2009, que dispõe sobre parâmetros básicos para definição de vegetação primária e dos estágios sucessionais secundários da vegetação de Restinga na Mata Atlântica e dá outras providências. **Resoluções**.

Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=617>>. Acesso em: 29 nov 2020.

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.

CORDES, E. Aufbau und bildungsbedingungen der schwermineralseifen bei Skagen (Daenemark). **Meyniana**, v. 16, n. 16, p. 1-35, 1966.

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., SÁ, F., NETO, R.R. Geochemical records in sediments of a tropical estuary (Southeastern coast of Brazil). **Regional Studies in Marine Science**, v. 6, p. 49–61, 2016.

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, P. G., MARUBE, L. C., ARTIFON, V., ESCARRONE, A. L., HERNANDES, J. C., ZEBRAL, Y. D., BIANCHINI, A. Temporal and spatial variations in metals and arsenic contamination in water, sediment and biota of freshwater, marine and coastal environments after the Fundão dam failure. **Science of The Total Environment**, v. 806, p. 151340, 2021.

COSTA, T. M., & NEGREIROS-FRANSOZO, M. L. 2002. Population biology of *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (BRACHYURA, OCYPODIDAE) in a subtropical South American mangrove area: results from transect and catch-per-unit-effort techniques. **Crustaceana**, p. 1201-1218, 2002.

COSTLOW JR, J. D.; BOOKHOUT, C. G. The Effect of Environmental Factors on Development of the Land-Crab, *Cardisoma guanhumi* Latreille. **American Zoologist**, v. 8, n. 3, p. 399-410, 1968.

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. Are members of the meiofauna food for higher trophic levels? **Transactions of American Microscopic Society**, p. 233-246, 1990.

CRAWFORD, R.M.M. **Plants at the margin: ecological limits and climate change**, Cambridge University Press, Cambridge, 2008, 494p.

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.

CUZZUOL, G. R F., CAMPOS, A. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, p. 227–234, 2001.

DALCORSO, G. Heavy Metal Toxicity in Plants. In: Furini, A. (Ed.), **Plants and Heavy Metals**. Dordrecht: Springer, 2021, p. 1-25.

DAS, S. K.; PATRA, J. K.; THATOI, H. Antioxidative response to abiotic and biotic stresses in mangrove plants: A review. **International Review of Hydrobiology**, v. 101, p. 3-19, 2016.

DAVIDSON-ARNOTT, R. **Introduction to coastal processes and geomorphology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

DE ALMEIDA BEZERRA, L., CALLADO, C.H., VASCONCELLOS, T.J. et al. Chemical and cytotoxic changes in leaves of *Eugenia uniflora* L., a medicinal plant growing in the fourth largest urban centre of Latin America. **Trees**, 2021.

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. Heuristic models of sand transport in the surf zone. In: **Proc. 1st Australian Conf. Coastal Eng.** 1973. p. 209-214.

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.

DEFEO, O.; SCARABINO, V. Ecological significance of a possible deposit-feeding strategy in *Mesodesma mactroides* (Deshayes, 1854) (Mollusca: Pelecypoda). **Atlantica**, v. 12, p. 55-65, 1990.

DE GIETER, M., BAEYENS, W. Arsenic in fish: implications for human health. In: **Reviews in Food and Nutrition Toxicity**. CRC Press, 2005. p. 57-84.

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. The integrated biomarker response REVISited: optimization to avoid misuse. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 2448-2454, 2014.

DEXTER, D.M. Natural history of the Pan-American sandbeach isopod *Excirolana braziliensis* (Crustacea: Malacostraca). **Journal of Zoology**, 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, Curitiba, 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.

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. **ZMT Contrib**, v. 9, 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.

DIONÍSIO, G. **Comportamento alimentar e resistência à inanição de larvas de camarões ornamentais do gênero *Lysemata* (Decapoda: Hippolytidae)**. Dissertação (Mestrado em Biologia Marinha e Pescas) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha, Universidade do Algarve, Faro, 2008.

DO CARMO, F.F.; KAMINO, L.H.Y.; JUNIOR, R.T.; DE CAMPOS, I.C., DO CARMO, F.F., SILVINO, G.; CASTRO, K.J.S.X; MAURO, M.L.; RODRIGUES, N.U.A; MIRANDA, M.P.S.; PINTO, C.E.F.; Fundação 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.

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.

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.

DRAŹKIEWICZ, M.; BASZYŃSKI; GROWTH, 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.

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**, v. 133, p. 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.

DU, J., HESP, P. A. Salt spray distribution and its impact on vegetation zonation on coastal dunes: a review. **Estuaries and Coasts**, p. 1-23, 2020.

EBBS, S., UCHIL, S. Cadmium and zinc induced chlorosis in Indian mustard [*Brassica juncea* (L.) Czern] involves preferential loss of chlorophyll b. **Photosynthetica**, v. 46, p. 49–55, 2008.

EBRAHIM, A.M., ELTAYEB, M.H., KHALID, H., MOHAMED, H., ABDALLA, W., GRILL, P., MICHALKE, B. Study on selected trace elements and heavy metals in some popular medicinal plants from Sudan. **Journal of natural medicines**, v. 66, n. 4, p. 671-679, 2012.

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.

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.

ELZAAWELY, A.A., XUAN, T.D., TAWATA, S. Changes in essential oil, kava pyrones and total phenolics of *Alpinia zerumbet* (Pers.) BL Burtt. and RM Sm. leaves exposed to copper sulphate. **Environ Exp Bot**, v. 59, n. 3, p.347–353, 2007.

ESPÍRITO SANTO. Decreto nº 2530-R. Identifica Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado. **Diário Oficial dos Poderes do Estado**, 22589, p.5-6, 2010.

FARIA, G. A. **Hábito alimentar em Calliphoridae (Insecta, Diptera, Oestroidea): bionomia e bases moleculares = Feeding habit in Calliphoridae (Insecta, Diptera, Oestroidea): bionomy and molecular basis**. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 2019.

FASEELA, P., SINISHA, A.K., BRESTIČ, M., PUTHUR, J.T. Chlorophyll a fluorescence parameter as indicators of a particular abiotic stress in rice. **Photosynthetica**, v. 57, p. 108-115, 2019.

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.

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.

FIRMO, A. M. S. **Etnoecologia da Comunidade de Catadores de Caranguejo de Mucuri, Bahia**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical). Universidade Federal do Espírito Santo, 2012.

FIRMO, A. M., TOGNELLA, M. M., TENÓRIO, G. D., BARBOZA, R. R., & ALVES, R. R. Habits and customs of crab catchers in southern Bahia, Brazil. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, v. 13, n. 1, p. 1-16, 2017.

FLORA do Brasil 2020 em construção. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 20 nov. 2021.

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.

FRIHY, O.E.; LOTFY, M.F. Shoreline changes and beach-sand sorting along the northern Sinai coast of Egypt. **Geo-Marine Letters**, v. 17, n. 2, p. 140-146, 1997.

FUNDAÇÃO RENOVA. Renova Foundation, 2019. Tailings management. Disponível em: <<https://www.fundacaorenova.org/en/tailin-gs-management/>>. Acesso em: 18 out. 2019.

GABRIEL, F.A.; SILVA, A.G.; QUEIROZ, H.M.; FERREIRA, T.O.; HAUSER-DAVIS, R.A.; BERNARDINO, A.F. Ecological risks of metal and metalloid contamination in the Rio Doce estuary. **Integrated environmental assessment and management**, v. 16, n. 5, p. 655-660, 2020.

GALLOP, S.L.; KENNEDY, D.M.; LOUREIRO, C.; NAYLOR, L.A.; MUÑOZ-PÉREZ, J.J.; JACKSON, D.W.; FELLOWES, T.E. Geologically controlled sandy beaches: Their geomorphology, morphodynamics and classification. **Science of the Total Environment**, v. 731, p. 139123, 2020.

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, 2018.

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.

GARZANTI, E. The maturity myth in sedimentology and provenance analysis. **Journal of Sedimentary Research**, v. 87, n. 4, p. 353-365, 2017.

GHESKIERE, T.; VINCX, M.; WESLAWSKI, J.M.; SCAPINI, F.; DEGRAER, S. 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. **Marine Pollution Bulletin**, 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.

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. 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, 2009.

GIERÓN, Ž., SITKO, K., ZIELEŻNIK-RUSINOWSKA, P., SZOPIŃSKI, M., ROJEK-JELONEK, M., ROSTAŃSKI, A., ...MAŁKOWSKI, E. Ecophysiology of *Arabidopsis arenosa*, a new hyperaccumulator of Cd and Zn. **Journal of Hazardous Materials**, p.412, 125052, 2021.

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.

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.

GLAVAC, N.K. et al. Accumulation of heavy metals from soil in medicinal plants. **Arch Ind Hyg Toxicol**, v.68, n.3, p.236–244, 2017.

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. 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.

GOMES, L.E.O.; CORREA, L.B.; SÁ, F.; NETO, R.R.; BERNARDINO, A.F. 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.

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.

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. **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, p. 235-238, 1989.

GRANTZ, D.A., GARNER, J.H.B., & JOHNSON, D.W. Ecological effects of particulate matter. **Environment International**, v.29, p. 213–239, 2003.

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: from science to management**. Oxford University Press, 2009.

GRAY, J.S.; RIEGER, R.M. A quantitative study of the meiofauna of an exposed sandy beach, at Robin Hood's Bay, Yorkshire. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 51, p. 1-19, 1971.

GRILO, C.F., CHASSAGNE, C., QUARESMA, V DA S., KAN, P.J.M. VAN, BASTOS, 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, p. 104606, 2020.

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.

GURURANI, M. A.; VENKATESH, J.; TRAN, L. S. P. Regulation of photosynthesis during abiotic stress-induced photoinhibition. **Molecular Plant**, v. 8, p.1304–1320, 2015.

GYEDU-ABABIO, T.K.; FURSTENBERG, J.P.; BAIRD, D.; VANREUSEL, A. 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.

HALLERMEIER, R.J. A profile zonation for seasonal sand beaches from wave climate. **Coastal engineering**, v. 4, p. 253-277, 1980.

HARRIS, P.T. Shelf and deep-sea sedimentary environments and physical benthic disturbance regimes: a review and synthesis. **Marine Geology**, v. 353, p. 169-184, 2014.

HARRIS, 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.

HART, C.W. JR; FULLER, S.L.H. **Pollution ecology of estuarine invertebrates**. London: Academic Press, 1979.

HATAMIMANESH, M., MORTAZAVI, S., SOLGI, E., MOHTADI, A. Assessment of Tolerance of Some Tree Species to Air Con-tamination Using Air Pollution Tolerance and Anticipated Performance Indices in Isfahan City, Iran. **Journal of Advances in Environmental Health Research**, v.9, n.1, p.31-44, 2021.

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.

HAYYAN, M.; HASHIM, M.A.; ALNASHEF, I.M. Superoxide Ion: Generation and Chemical Implications. **Chemical Reviews**, v.116, n.5, p.3029-3085, 2016.

HEDFI, A.; MAHMOUDI, E.; BOUFAHJA, F.; BEYREM, H.; AÏSSA, P. Effects of Increasing Levels of Nickel Contamination on Structure of Offshore Nematode Communities in Experimental Microcosms. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 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.

HESP, P. Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. **Geomorphology**, v. 48, n. 1-3, p. 245-268, 2002.

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, p. 100363, 2020.

HIGGINS, R.P.; THIEL, H. **Introduction to the study of meiofauna**. Washington D.C: Smithsonian Institution Press, 1988.

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.

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.

HOSTETLER, M. E., MAZZOTTI, F. J., & TAYLOR, A. K. Blue land crab (*Cardisoma guanhumi*). **Wec 30 of University of Florida, IFAS Extension**, 1991.

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.

HUANG, G. Y., WANG, Y. S., SUN, C. C., DONG, J. D., SUN, Z.X. The effect of multiple heavy metals on ascorbate, glutathione and related enzymes in two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*). **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 39, p. 11–25, 2010.

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.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia (banco de dados). Disponível em: <<http://https://www.clima-tempo.com.br/>>. Acesso em nov. 2021.

INSTITUTOS LACTEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-base: Resumo executivo**, 2017. Disponível em: <<http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/documentos/relatorio-lactec-1>>. Acesso em 25 nov. 2021.

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.

IRSHAD, M., MUKHTAR, S. O. Influence of selected mineral material on the water solubility and leachability of heavy metals from contaminated soil. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 13, n. 20, p. 1-7, 2020.

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.

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.

JAYAPRAKASHVEL, M., KUMAR, V. K., ABIDEEN, J., SWARNAKALA, S., VENKATRAMANI, M., HUSSAIN, A. J. Production of indole acetic acid and plant growth promotion by rhizobacteria from a less

studied marine ecosystem. **Biosciences, Biotechnology Research Asia**, v. 11, n. Special edition, p. 179-185, 2014.

JNCC, 2015. The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 15.03. (20/05/2015). Disponível em: <<https://mhc.jncc.gov.uk/>>. Acesso em: 10 nov. 2021.

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., JACOBSEN, J. Micronutrients: cycling, testing and fertilizer recommendations. **Nutr. Manage Module**, v. 7, p. 2-4, 2009.

JUMARS, P.A.; DORGAN, K.M.; LINDSAY, S.M. Diet of Worms Emended: An Update of Polychaete Feeding Guilds. **Annual Review of Marine Science**, v. 7, p. 497-520, 2015.

KANCHEVA, R. H., BORISOVA, D. S., ILIEV, I. T. Chlorophyll fluorescence as a plant stress indicator. **Recent Developments in Remote Sensing From Space**, v.5, p.301-306, 2008.

KASSUGA, A.D.; MASUNARI, S. Distribuição espacial de jovens do caranguejo-mangueus *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustácea: Brachyura: Ucridae) da Baía de Guaratuba, Sul do Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 10, n. 4, p. 222-229, 2015.

KENNEDY, D.M.; MILKINS, J. The formation of beaches on shore platforms in microtidal environments. **Earth surface processes and landforms**, v. 40, n. 1, p. 34-46, 2015.

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.

KNEVEL, I.C.; LUBKE, R.A. Reproductive phenology of *Scaevola plumieri*; a key coloniser of the coastal foredunes of South Africa. **Plant Ecology**, v.175, p.137-145, 2004.

KNOX, G.A. **The ecology of seashores**. CRC press, 2000.

KOMAR, P.D. **Beach processes and sedimentation**. New Jersey: Prentice Hall, 1998.

KOMAR, P.D. The entrainment, transport and sorting of heavy minerals by waves and currents. **Developments in Sedimentology**, v. 58, p. 3-48, 2007.

KOMAR, P.D.; WANG, C. Processes of selective grain transport and the formation of placers on beaches. **The Journal of Geology**, v. 92, n. 6, p. 637-655, 1984.

KRISTENSEN, E. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. **Journal of sea Research**, v. 59, n. 1-2, p. 30-43, 2008.

KRULL M.; ABESSA D.M.S.; HATJE V.; BARROS F. Integrated assessment of metal contamination in sediments from two tropical estuaries. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 106C, 195–203. 2014.

KRUMME, U., BRENNER, M., & SAINT-PAUL, U. Spring-neap cycle as a major driver of temporal variations in feeding of intertidal fishes: evidence from the sea catfish *Sciades herzbergii* (Ariidae) of equatorial west Atlantic mangrove creeks. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 367, n. 2, p. 91-99, 2008.

KUCEY, R.M.N. Phosphate-solubilizing bacteria and fungi in various cultivated and virgin Alberta soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v.63, p.671-678, 1983.

KUKI, K. N., OLIVA, M. A., & COSTA, A. C. The simulated effects of iron dust and acidity during the early stages of establishment of two coastal plant species. **Water, air, and soil pollution**, v. 196, n.1, p.287-295, 2009.

KUMAR A., PRASAD M.N.V. Lead-induced toxicity and interference in chlorophyll fluorescence in *Talinum triangulare* grown hydroponically. **Photosynthetica**, v. 53, p. 66-71, 2015.

KUMAR, R., SHARMA, P., AMAN, A. K., SINGH, R. K. Equilibrium sorption of fluoride on the activated alumina in aqueous solution. **Desalin. Water Treat**, v.197, p. 224-236, 2020.

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.

KÜPPER, H., PARAMESWARAN, A., LEITENMAIER, B., TRTILEK, M., ŠETLÍK, I. Cadmium-induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to cadmium stress in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **New Phytologist**, v. 175, n. 4, p. 655-674, 2007.

KÜPPER, H., ŠETLÍK, I., SPILLER, M., KÜPPER, F.C., PRÁŠIL, O. Heavy metal-induced inhibition of photosynthesis: targets of in vivo heavy metal chlorophyll formation. **Journal of Phycology**, v. 38, p. 429–441, 2002.

LANA-COSTA, J.; SILVA, M.M.; MARTINS, A.O.; GUARNIER, J.C.; SILVA JUNIOR, R.O.; SILVA, D.M.; NUNES-NESI, A.; ARAÚJO, W.L. Biochemical and physiological aspects of restinga herbaceous plants tolerance to iron ore tailing plume along the coastal region of Espírito Santo-Brazil. **Environmental and Experimental Botany**, v. 191, p. 104618, 2021.

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). **Marine Ecology**, v. 33, p. 317-325, 2012.

LEHTINEN, K.J., BENGTSSON, B.E., BERGSTROM, B. The toxicity of effluents from a TiO₂ plant to the harpacticoid copepod *Nitocra spinipes* Boeck. **Marine environmental research**, 12, 272-283. 1984.

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.

LEMES, B. X. **Estrutura e florística da vegetação herbácea aberta de praia em Pontal do Ipiranga, Linhares, Espírito Santo, Brasil**. Monografia (Graduação Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Espírito Santo. São Mateus, 2018.

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, FXD2 peptide and ATP of gill (Na⁺, K⁺)-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.

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**, v. 191, n. 1-3, p. 209-245, 2000.

LI, L., PAN, X.L., UM, G.J. Toxic effects of potassium permanganate on photosystem II activity of cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. **Photosynthetica** v. 58, n. 1, p. 54-60, 2020.

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.

LI, M.Z.; KOMAR, P.D. Longshore grain sorting and beach placer formation adjacent to the Columbia River. **Journal of Sedimentary Research**, v. 62, n. 3, p. 429-441, 1992.

LONGHINI, C.M. *et al.* Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. **Science of The Total Environment**, v. 803, p. 149883, 2022.

LOUREIRO, N., DE SOUZA, T. P., DO NASCIMENTO, D. F., NASCIMENTO, M. T. Survival, seedlings growth and natural regeneration in areas under ecological restoration in a sandy coastal plain (restinga) of southeastern Brazil. **Austral Ecology**, 2021.

LU, S.G.; BAI, S.Q. Contamination and potential mobility assessment of heavy metals in urban soils of Hangzhou, China: relationship with different land uses. **Environ Earth Sci**, v.60, p.1481–1490, 2010.

LU, T., LIN, X., CHEN, J., HUANG, D., LI, M. Atmospheric particle retention capacity and photosynthetic responses of three common greening plant species under different pollution levels in Hangzhou. **Global Ecology and Conservation**, v. 20, e00783, 2019.

MACFARLAN, 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, p. 65–84, 2002.

MACINTOSH, D. J., ASHTON, E. C., HAVANON, S. Mangrove rehabilitation and intertidal biodiversity: a study in the Ranong mangrove ecosystem, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 55, n. 3, p. 331-345, 2002.

MAGNAGO, L.F.S., MARTINS, S.V., SCHAEFER, C.E.G.R., NERI, A.V. Gradiente fitofisionômico-edáfico em formações florestais de restinga no sudeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, p. 734-746, 2010.

MAGNAGO, L. F. S., MARTINS, S. V., PEREIRA, O. J. Heterogeneidade florística das fitocenoses de restingas nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, p. 245-254, 2011.

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.

MAHOWALD, N.M., HAMILTON, D.S., MACKEY, K.R.M. et al. Aerosol trace metal leaching and impacts on marine microorganisms. **Nat Commun**, v.9, p. 2614, 2018.

MALDONADO, S., RODRÍGUEZ, A., ÁVILA, B., MORALES, P., GONZÁLEZ, M. P., ARAYA ANGEL, J. P. A., ... STOLL, A. Enhanced Crop Productivity and Sustainability by Using Native Phosphate Solubilizing Rhizobacteria in the Agriculture of Arid Zones. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v.4, p. 263, 2020.

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.

MANGOR, K.; DRNEN, N.K.; KRÆGAARD, K.H.; KRISTENSEN, S.E. Shoreline Management Guidelines. Denmark: DHI, 2017.

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.

MANUCHAROVA, N.A., BELOVA EV, VOROB'EV AV, POLIANSKAIA LM, STEPANOV AL. Succession of chitinolytic microorganisms in chernozem soil. *Microbiology*. v.74, n.5, p. 693-8, 2005.

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.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. New York: Academic Press, p. 889, 1995.

MARSHALL, R.J.E; STEPHENSON, W.J. The morphodynamics of shore platforms in a micro-tidal setting: Interactions between waves and morphology. *Marine Geology*, v. 288, n. 1-4, p. 18-31, 2011.

MARTIN, L; SUGUIO, K.; FLEXOR, J. M. As flutuações de nível do mar durante o quaternário superior e a evolução geológica de "deltas" brasileiros. *Boletim IG-USP. Publicação Especial*, n. 15, p. 01-186, 1993.

MARTIN, L.; SUGUIO, F.; FLEXOR, J.M.; ARCHANJO, J.L. 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, 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.

MASUNARI, S. Distribuição e abundância dos caranguejos *Uca* Leach (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, p. 901-914, 2006.

MATHUR, S., KALAJI, H.M., JAJOO, A. Investigation of deleterious effects of chromium phytotoxicity and photosynthesis in wheat plant. *Photosynthetica*, v. 54, p. 185-192, 2016.

MATTA, D.H. **Hábito alimentar e morfologia do aparelho digestivo de espécies de Carabidae (Insecta: Coleoptera) associados a plantas herbáceas e ao algodoeiro colorido**. 2014. ix, 49 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2014.

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. *Aquatic toxicology*, v, 65, p. 93-100, 2003.

MCARDLE, S.B.; MCLACHLAN, A. Sand beach ecology: swash features relevant to the macrofauna. *Journal of Coastal Research*, p. 398-407, 1992.

MCFALL, B.C. The relationship between beach grain size and intertidal beach face slope. **Journal of Coastal Research**, v. 35, n. 5, p. 1080-1086, 2019.

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. Sandy beach ecology- a review. In: MCLACHLAN, A.; ERASMUS, T. (Eds), **Sandy beaches as ecosystems**. Dordrecht: Springer, 1983, p. 321-380.

MCLACHLAN, A. Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. **Journal of Coastal Research**, p. 57-71, 1990.

MCLACHLAN, A.; BROWN, A.C. The ecology of sandy shores. 2. ed. New York: Academic Press, 2006.

MCLACHLAN, A., DEFEO, O. Benthic Macrofauna Communities. In: MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. (Eds), **The Ecology of Sandy Shores**. Academic Press, 2018, p. 139-191.

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.

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.; JARAMILLO, E.; DONN, T.E.; WESSELS, F. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. **Journal of Coastal Research**, p. 27-38, 1993.

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.

MELO, A. S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21-27, 2008.

MELO, G. A. S. **Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil 1996.

MELO JUNIOR. C. F. D., BOEGER, M. R. T. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, Estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v.42, p. 207-232, 2015.

MENDES, L. N. **Variabilidade do ciclo de vida e avaliação da densidade e abundância do Caranguejo *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1828), no Brasil**. 86 f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

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.

MILLALEO, R.; REYES-DIAZ, M.; IVANOV, A. G.; MORA, M. L.; ALBERDI, M. Manganese as essential and toxic element for plants: transport, accumulation and resistance mechanisms. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 10, n. 4, p. 476-494, 2010.

MILLER, A. F. Superoxide dismutases: ancient enzymes and new insights. **FEBS letters**, v. 586, n. 5, p. 585-595, 2012.

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., TRAVASSOS, M.P., NASSAR, C. Calcareous algae bioclast contribution to sediment enrichment by arsenic on the Brazilian subtropical coast. **Geo-Mar. Lett.**, v. 31, p. 65-73, 2011.

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.

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: SCHMIDT-RHAESA, A. (Org.), **Handbook of Zoology**. 2013, p. 109-152.

MOENS, T.; VINCX, M. Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 77, p. 211–227, 1997.

MORAES, R. Estudos sobre Poluição Marinha: Importância e Perspectivas. In: MORAES, R *et al.* **Efeitos de Poluentes em Organismos Marinhos**. Rio de Janeiro, 2011.

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. O sistema praial: formas, termos, processos e medição. In: MUEHE, D.; LINS-DE-BARROS, F.M.; PINHEIRO, L.S. (Orgs.), **Geografia Marinha: oceanos e costas na perspectiva de geógrafos**. Rio de Janeiro: PGGM, 2020. p. 27-55.

MUÑOZ-PÉREZ, J.J.; TEJEDOR, L.; MEDINA, R. Equilibrium beach profile model for reef-protected beaches. **Journal of Coastal Research**, p. 950-957, 1999.

NAIR, S.; WILLIAMS, J.T.; BROCKMAN, A.; PAIPHUN, L.; MAYXAY, M. NEWTON, P.N. GUTHMANN, J.; SMITHUIS, F.M.; HIEN, T.T.; WHITE, N.J.; NOSTEN, F.; ANDERSON T.J.C. 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.

NAYAK, S., BEHERA, S., DASH, P. K. Potential of microbial diversity of coastal sand dunes: need for exploration in Odisha Coast of India. **The Scientific World Journal**, v. 2019, 2019.

NEGREIROS-FRANZOZO, M. L.; FRANZOZO, 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, N. R., OLIVA, M. A., DA CRUZ CENTENO, D., COSTA, A. C., RIBAS, R. F., PEREIRA, E. G. (2009). Photosynthesis and oxidative stress in the restinga plant species *Eugenia uniflora* L. exposed to simulated acid rain and iron ore dust deposition: potential use in environmental risk assessment. **Science of the total environment**, v. 407, n. 12, p. 3740-3745.

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.

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 Supplement**, v. 17, p. 1-286, 2008.

NORDHAUS, I.; DIELE, K.; WOLFF, M. Activity patterns, feeding and burrowing behaviour of the crab *Ucides cordatus* (Ucididae) in a high intertidal mangrove forest in North Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 374, n. 2, p. 104-112, 2009.

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. 1-2, 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.

NUNES-NESE, A., CARRARI, F., LYTOVCHENKO, A., SMITH, A. M., EHLERS LOUREIRO, M., RATCLIFFE, R. G., ... FERNIE, A. R. Enhanced photosynthetic performance and growth as a consequence of decreasing mitochondrial malate dehydrogenase activity in transgenic tomato plants. **Plant physiology**, v. 137, n.2, p. 611-622, 2005.

OGAWA, H. Observation of wave transformation on a sloping type B shore platform under wind-wave and swell conditions. **Geo-Marine Letters**, v. 33, n. 1, p. 1-11, 2013.

OGAWA, H.; DICKSON, M.E.; KENCH, P.S. Wave transformation on a sub-horizontal shore platform, Tatapouri, North Island, New Zealand. **Continental Shelf Research**, v. 31, n. 14, p. 1409-1419, 2011.

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. Localization and physiological changes in response to copper excess in *Erica andevalensis*. **Plant And Soil**, v.328, n.1-2, p. 411-420, 2009.

OLIVEIRA, K.S.S.; 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, M.T.; DIAS, C.M.; FROSI, G.; SANTOS, M.G. Different mechanisms drive the performance of native and invasive woody species in response to leaf phosphorus supply during periods of drought stress and recovery. **Plant Physiol. Biochem**, v. 82, p. 66-75, 2014.

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.

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. 3, 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.

ORLANDO, M.T.D.; GALVÃO, E.S.; CAVICHINI, A.S.A.; RANGEL, C.V.G.T.; ORLANDO, C.G.P.; GRILO, C.F.; SOARES, J.; OLIVEIRA, K.S.S.; SÁ, F.; COSTA, A.D.; BASTOS, A.C.; QUARESMA, V.S. Tracing Iron Ore Tailings in the Marine Environment: An Investigation of the Fundão Dam Failure. **Chemosphere**, v. 257, p. 127184, 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.; DAS, A. B.; MITTRA, B. Effects of salt on growth, ion accumulation, photosynthesis and leaf anatomy of the mangrove, *Bruguiera parviflora*. **Tress**, v. 18, p. 167-174, 2004.

PASCOALINI, S. S.; TOGNELLA, M.M.P.; LIMA, K.O.O.; FALQUETTO, A.R. Structural plasticity and species distribution in a peri-urban mangrove of Southeastern Brazil. **Scientific Research and Essays**, v. 14, p. 129-144, 2019.

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.

PÄTSIKKÄ, E., KAIRAVUO, M., SERSEN, F., ARO, E.M., TYYSTJÄRVI, E. Excess copper predisposes photosystem II to photoinhibition in vivo by outcompeting iron and causing decrease in leaf chlorophyll. **Plant Physiology**, v. 129, p. 1359–1367, 2002.

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.

PAZINATO, D. M. M., SCHMIDT, A. M., WAGNER, C., NOVA, G. P. C. Influência da mineração de Calcário na capacidade antioxidante de *Eugenia uniflora* L.(Pitangueira). **Revista de Ciências Ambientais**, v. 15, n. 2, p. 01-13, 2021.

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.

PERBONI, A.T., MARTINAZZO, E.G., MOURA A.B., BACARIN, M.A. Can be performance indexes used to select plant growth-promoting rhizobacteria? **Photosynthetica**, v. 57, p. 68-76, 2019.

PEREIRA, O.J. Caracterização fitofisionômica da restinga de Setiba/ Guarapari-ES. In: ACIESP (org.). **II Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo**, v.3, p. 207-219, 1990.

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, S.V. **Análise fitossociológica nas formações halófila-psamófila e praias graminóides com arbusto na restinga da Reserva Biológica de Comboios, ES**. Monografia (Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 1995.

PILÓ, D.; BEN-HAMADOU, R.; PEREIRA, F.; CARRIÇO, A.; CORZO, A.; GASPAS, M.B.; CARVALHO, S. How functional traits of estuarine macrobenthic assemblages respond to metal contamination? **Ecological indicators**, v. 71, p. 645-659, 2016.

PILON, M.; ABDEL-GHANY, S. E.; COHU, C., M.; GOGOLIN, K. A.; YE, H. Copper cofactor delivery in plant cells. **Current Opinion of Plant Biology**, v. 9, p. 256–263, 2006.

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.; 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.; 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. A.; SOUZA, M. R.; SANTOS, L.; FONTES, R. F. Density, abundance and extractive potential of the mangrove crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae): subsidies for fishery management. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, p. 1381-1395, 2018.

PLATT, H.M.; WARWICK, R.M. The significance of free-living nematodes to the littoral ecosystem. **Systematics Association Special**, v. 17, p. 729-759, 1980.

PMQQS, Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos. Relatório Anual, Fundação Renova. 2019.

PMQQS, Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimento. Programa de Monitoramento Rio Doce, 2021. Download de dados. Disponível em: <<https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/>>. Acesso em: 15 nov. 2021.

POLJAKOFFMAYBER, A., GALE, J. (Eds.). **Plants in saline environments**. New York: Springer-verlag, 1975.

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.

PORTO, L.; TOGNELLA, M.; LIMA, K. Fecundidade de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea: Decapoda: Brachyura) no norte do Espírito Santo, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 18, n. 37, 2021.

PREVÉY, J.; VELLEND, M.; RÜGER, N.; HOLLISTER, R.D.; BJORKMAN, A.D.; MYERS-SMITH, I.H.; ... RIXEN, C. Greater temperature sensitivity of plant phenology at colder sites: implications for convergence across northern latitudes. **Global Change Biology**, v. 23, n. 7, p. 2660-2671, 2017.

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.

QIU, Y.-W.; YUA, K.-F.; ZHANG, G.; WANG, W.-X. Accumulation and partitioning of seven trace metals in mangroves and sediment cores from three estuarine wetlands of Hainan Island, China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, p. 631–638, 2011.

QUARESMA, V.S.; CATABRIGA, G.; BOURGUIGNON, S.N.; GODINHO, E.; BASTOS, A.C. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. **Brazilian Journal of Geology**, v. 45, 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.

RAMIREZ, M.; MASSOLO, S.; FRACHE, R.; CORREA, J.A. 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.

RAMOS, R. J., TADOKORO, C. E., DE CARVALHO GOMES, L., LEITE, G. R. Efficiency in heavy metal purge in crustaceans during the ecdysis. **Environment, Development and Sustainability**, p. 1-30, 2021.

RAO, C.B. Beach erosion and concentration of heavy mineral sands. **Journal of Sedimentary Research**, v. 27, n. 2, 1957.

RAO, G.C. On the occurrence of interstitial fauna in the intertidal sands of some Andaman and Nicobar group of islands. **Current Science**, v.39, p. 251-252, 1970.

RASCIO, N.; NAVARI-IZZO, F. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? **Plant science**, v.180, n.2, p.169-181, 2011.

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.

REIS, A.; BECHARA, F. C. A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: “Espaço para o Imprevisível”. In: Workshop sobre restauração de áreas degradadas no estado de São Paulo.” São Paulo. **Anais...** São Paulo, Instituto de Botânica, 2006.

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. **Marine Pollution Bulletin**, n. 9, p. 24-27, 1978.

REISH, D.J., GERLINGER, T.V. A review of the toxicological studies with polychaetous annelids. **Bulletin of Marine Science**, v. 60, n. 2, p. 584-607, 1997.

- RIBA, I., DELVALLS, T.A., FORJA, J.M., GÓMEZ-PARRA, A. The influence of pH and salinity on the toxicity of heavy metals in sediment to the estuarine clam *Ruditapes philippinarum*. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 23, n. 5, p. 1100-1107, 2004.
- 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, n. 5, p. 583-595, 2020.
- RIOS, E.C. **Seashells of Brazil**. 2 ed. Museu Oceanográfico Prof. E. C. Rios da Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande. 1994.
- ROCHA, C. H. 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, A.C.D., DOS SANTOS, A.M., DOS SANTOS, F.S., PEREIRA, A.C.C., SOBRINHO, N.M.B.A. Response mechanisms of plants to heavy metal pollution: Possibility of using macrophytes for remediation of contaminated aquatic environments. **Rev. Virtual Quim.**, v.8, p.262–276, 2016.
- RODRIGUES, C.W. **Composição e Distribuição dos Amphipoda (Crustacea: Peracarida) na Plataforma Continental entre São Sebastião e Peruíbe (São Paulo, Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- RODRÍGUEZ-FOURQUET, C.; SABAT, A. M. Effect of harvesting, vegetation structure and composition on the abundance and demography of the land crab *Cardisomaguanhumi* in Puerto Rico. **Wetlands Ecology and Management**, v. 17, n. 6, p. 627-640, 2009.
- 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.
- 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.B., BIDWELL, J.R. A 4-h larval development toxicity test using the marine polychaete *Galeolaria caespitos* Lamar (Fam. Serpulidae). **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 40, p. 489-496, 2001.
- 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.
- 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. 2019a.

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. 2019b.

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. 2019c.

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. 2019d.

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. 2019e.

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. 2020a.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-36C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 422 pag. 2020b.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1600 pag. 2020c.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM - Síntese integrativa entre ambientes. RT-36E, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 37 pag. 2020d.

RRDM, Rede Rio Doce Mar, Relatório Semestral de Evolução (RSE). RT-37, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 143 pag. 2021.

RUMO AO MAR - Tudo sobre o mar brasileiro. Disponível em: <<https://rumoaomar.org.br/>>. Acesso em nov. 2021.

RUPPERT, E.; BARNES, R.D. **Zoologia dos Invertebrados**. 6. ed., São Paulo: Roca, 1996.

SABONARO, D. Z. **Caracterização da fertilidade do solo, vegetação e interação solo-planta em florestas de restinga do litoral paulista**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2011.

SÁ, F., LONGHINI, C. M., COSTA, E. S., DA SILVA, C. A., CAGNIN, R. C., DE OLIVEIRA GOMES, L. E., ... NETO, R. R. Time-sequence development of metal (loid) s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 769, p. 144532, 2021.

SÁ, F., MACHADO, E., ANGULO, R.J., BRANDINI, N. Arsenic and heavy metals in sediment near Paranaguá Port. **J. Coast. Res.**, v. 39, p. 1066–1068, 2006.

SÁ, F., SANDERS, C.J., PATCHINEELAM, S.R., MACHADO, E., LOMBARDI, A.T. Arsenic fractionation in estuarine sediments: does coastal eutrophication influence As behavior? **Mar. Poll. Bull.**, v.96, p.496–501, 2015.

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.

SAMPAIO, F.D.F. **Aspectos reprodutivos relacionados à proteção jurídica do caranguejo *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura) no Espírito Santo**. Dissertação Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, Brasil. 2002

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.

SANTANA, F.S. **Taxonomia e distribuição de Anthuroidea Leach, 1814, (Crustácea, Isopoda, Cymothoida) na costa brasileira entre os estados do Amapá e Espírito Santo**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

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.

SANTOS-MARTÍN, F.; MONTES, C.; ALCORLO, P.; GARCÍA-TISCAR, S.; GONZÁLEZ, B.; VIDAL-ABARCA, M.; SUÁREZ, M.; ROYO, L.; FÉRRIZ, I.; BARRAGÁN, J.; CHICA, J.; LÓPEZ, C.; BENAYAS De la gestión de los recursos pesqueros a la gestión de los ecosistemas: La aproximación de los servicios de los ecosistemas aplicada a la gestión pesquera. **Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente**, n. 111, p. 74-87, 2015.

SANTOS, M. 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.

SATO, C. A. **Caracterização da fertilidade do solo e da composição mineral de espécies arbóreas de restinga do litoral paulista**. Tese de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro: 94p. 2007.

SCARANO, F.R. Structure, function and floristic relationships of plants communities in stressful habitats marginal to Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany**, v. 90, p. 517-524, 2002.

SCARANO, F.R., DUARTE, H.M., RIBEIRO, K.T., RODRIGUES, P.J.F.P., BARCELLOS, B.E.M., FRANCO, A.C., BRULFERT, J., DELEENS, E. & LÜTTGE, U. Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographical distribution to ecophysiological parameters. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 136, p. 345-364, 2001.

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.; 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.

SCHRATZBERGER, M; LAMPADARIOU, N.; SOMERFIELD, P.J.; VANDEPITTE, L.; BERGHE, E.V. The impact of seabed disturbance on nematode communities: linking field and laboratory observations. **Marine Biology**, v. 156, n. 4, p. 709-724, 2009.

SHINOZAKI-MENDES, R. A., SANTANDER-NETO, J., SILVA, J. R. F., & HAZIN, F. H. V. Reproductive biology of *Haemulon plumieri* (Teleostei: Haemulidae) in Ceará state, northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, p. 391-396, 2013.

SHORT, A.D. Australian beach systems—nature and distribution. **Journal of Coastal Research**, v. 22, n. 1, p. 11-27, 2006.

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.

SILVA, A. I. S. **Morphoanatomy and mineral composition of roots from two species of restinga submitted to iron excess**. Dissertação (Mestrado em Botânica estrutural; Ecologia e Sistemática) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

SILVA, C.L.A. **Taxonomia e aspectos ecológicos de Tanaidacea (Crustacea: Peracarida) da plataforma continental e bancos oceânicos do nordeste do Brasil, coletados durante o Programa Revizee-NE**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

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, L.C.D., OLIVA, M.A., AZEVEDO, A.A. et al. Responses of restinga plant species to pollution from an iron pelletization factory. **Water Air Soil Pollut**, v. 175, p. 241–256, 2006.

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.

SIMONELLI, M., FRAGA, C.N. **Espécies da flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. Vitória: Ipema, 2007.

SINHA, S., SINAM, G., MISHRA, R.K., MALLICK, S. Metal accumulation, growth, antioxidants and oil yield of *Brassica juncea* L. exposed to different metals. **Ecotoxicol Environ Saf**, v. 73, p. 1352–1361, 2010.

SOLA, M.C.R.; PAIVA, P.C. Variação temporal da macrofauna bentônica sublitoral da praia da Urca (RJ) após a ocorrência de ressacas. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 49, 2001.

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. **Marine Pollution Bulletin**, v. 28, p. 363-369, 1994.

SOUZA, A.E. **Respostas morfofisiológicas em plantas expostas à estressores abióticos decorrentes da exploração de minério de ferro**. Dissertação (Mestrado em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários) - Campus Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

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.

SOUZA, B.S.; ALBINO, J. Development and morphodynamics of beaches on horizontal shore platforms on the microtidal southeast coast of Brazil. **Geomorphology**, v. 363, p. 107232, 2020.

SOUZA, I.C., MOROZESK, M., DUARTE, I.D., BONOMO, M.M., ROCHA, L.D., FURLAN, L.M., ARRIVABENE, H.P., MONFERRAN, M.V., MATSUMOTO, S.T., MILANEZ, C.R.D., WUNDERLIN, D.A., FERNANDES, M.N. Matching pollution with adaptive changes in mangrove plants by multivariate statistics. A case study, *Rhizophora mangle* from four neotropical mangroves in Brazil. **Chemosphere**, v. 108, p. 115–124, 2014.

SOUZA, J.R.; SIELSKI, L.H.; KRAUSE, M.; SOUZA, B.S; BRANDÃO, G.P.; ALBINO, J.; CARNEIRO, M.T.W.D. The influence of beach geology and morphodynamics on chemical pollution assessments following a mining accident. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, 2022.

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, p. 20140989, 2015.

STIRBET, A.; GOVINDJEE, B. 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.

STRASSER, R.J. The grouping model of plant photosynthesis. In: AKOYUNOGLU G., ARGYROUDI-AKOYUNOGLU J.H. (Eds.), **Chloroplast Development**. Amsterdam: Elsevier, 1978. p. 513-524

STRASSER, R.J., TSIMILLI-MICHAEL M., SRIVASTAVA, A. Analysis Of The Fluorescence Transient. In: C. GEORGE C., C, PAPAGEORGIOU AND C., GOVINDJEE, (Eds.), **Chlorophyll Fluorescence: A Signature Of Photosynthesis. Advances In Photosynthesis And Respiration Series**. Dordrecht: Springer, 2004. p. 321-362.

SUNAMURA, T. Quantitative predictions of beach-face slopes. **Geological Society of America Bulletin**, v. 95, n. 2, p. 242-245, 1984.

SZOPIŃSKI, M., SITKO, K., GIEROŃ, Ż., RUSINOWSKI, S., CORSO, M., HERMANS, C., ... MAŁKOWSKI, E. Toxic Effects of Cd and Zn on the photosynthetic apparatus of the *Arabidopsis halleri* and *Arabidopsis arenosa* pseudo-metallophytes. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 748, 2019.

TAISSOUN, E. El cangrejo de tierra *Cardisoma guanhumi* (Latreille) en Venezuela. I Parte. **Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas**, n. 10, 1974.

TANG, K., LIU, K., JIAO, N., ZHANG, Y., CHEN, C. T. A. Functional metagenomic investigations of microbial communities in a shallow-sea hydrothermal system. **PloS one**, v. 8, n. 8, p. 72958, 2013.

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.

THOMAZI, R. D.; ROCHA, R. T.; OLIVEIRA, M. V.; BRUNO A. S.; SILVA, A. G. Um panorama da vegetação das restingas do Espírito Santo no contexto do litoral brasileiro. **Natureza on line**, v. 11, n. 1, p. 1-6. 2013.

THOMAZ, L. D. **Distribuição e diversidade de espécies na vegetação halófila-psamófila no litoral do Espírito Santo**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1991.

THOMAZ, L.D.; MONTEIRO, R. Distribuição das espécies na comunidade halófila-psamófila ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, v. 36, n. 2, p. 375-399, 1993.

THOMAZ, L. D., MONTEIRO, R. Análise florística das comunidades halófila-psamófila das praias do Estado do Espírito Santo. In: Simpósio de ecossistemas da costa Sul e Sudeste brasileira: Subsídios a um gerenciamento ambiental, 3. 1994, Serra Negra. **Anais...** São Paulo: ACIESP, v. 3, p. 58-66, 1994.

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.

TIWARI, S., LATA, C. Heavy metal stress, signaling, and tolerance due to plant-associated microbes: an overview. **Frontiers in plant science**, v.9, p. 452, 2018.

TOGNETTA, M. M. P., FALQUETO, A. R., ESPINOZA, H. D. C. F., GONTIJO, I., GONTIJO, A. B. P. L., FERNANDES, A. A., ... ALBINO, J. Mangroves as traps for environmental damage to metals: The case study of the Fundão Dam. **Science of The Total Environment**, v. 806 p. 150452, 2022.

TOGNETTA, 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.

TOGNETTA, 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.

TÓTHMÉRÉSZ, B. Comparison of different methods for diversity ordering. **Journal of Vegetation Science**, v. 6, p. 283–290, 1995.

TRASK, C.B.; HAND, B.M. Differential transport of fall-equivalent sand grains; Lake Ontario, New York. **Journal of Sedimentary Research**, v. 55, n. 2, p. 226-234, 1985.

TRENHAILE, A.S. Modeling the accumulation and dynamics of beaches on shore platforms. **Marine Geology**, v. 206, n. 1-4, p. 55-72, 2004.

TSIMILLI-MICHAEL, M. Revisiting JIP-test: An educative review on concepts, assumptions, approximations, definitions and terminology. **Photosynthetica**, v. 57, p. 90-107, 2019.

TSIMILLI-MICHAEL, M., STRASSER, R.J. In vivo assessment of plants' vitality applications in detecting and evaluating the impact of Mycorrhization on host plants. In: VARMA, A (Ed), **Mycorrhiza**. Berlin Heidelberg: Springer, 2008, p. 679-703.

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.

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.

VAN GOSEN, B.S. et al. **Deposit model for heavy-mineral sands in coastal environments**. US Geological Survey, 2014.

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.

VARPE, O. **Life history adaptations to seasonality** [PhD Thesis]. University of Bergen, Norway. 2006

VARPE, O. Life history adaptations to seasonality. **Integrative and comparative biology**, v. 57, n. 5, p. 943-960, 2017.

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. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 81, p. 369-375, 2001.

VELOSO, V.G.; NEVES, G.; DE ALMEIDA CAPPER, L. Sensitivity of a cirrolanid isopod to human pressure. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 782-788, 2011.

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.

- VERÍSIMO, 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. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 114, p. 457-463, 1989.
- 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.
- 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.
- WANG, Y.; QIU, Q.; XIN, G.; YANG, Z.; ZHENG, J.; YE, Z.; LI, S. Heavy metal contamination in a vulnerable mangrove swamp in South China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 5775-5787, 2013a.
- WANG, Y.; ZHOU, L.; ZHENG, X.; QIAN, P.; WU, Y. Influence of *Spartina alterniflora* on the mobility of heavy metals in saltmarsh sediments of the Yangtze River estuary China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 1675-1685, 2013b.
- 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.
- 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.
- 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.
- WESTHEIDE, W. Polychaetes: Interstitial families. 2nd ed. **The Linnean Society of London (Field Studies Council Shrewsbury): London, UK**, 2008.
- WETZEL, M.; WEBER, A.; GIERE, O. Re-colonization of anoxic/sulfidic sediments by marine nematodes after experimental removal of macroalgal cover. **Marine Biology**, v. 141, p. 679–689, 2002.
- WIEGEL, R.L. Oceanographical engineering Prentice-Hall. **Inc, Englewood Cliffs, NJ**, 1964.
- WIESER, W. Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. **Arkives für Zoologische**, v. 4, p. 439-484, 1953.
- WILSON, M.; KAKOULI-DUARTE, T. **Nematodes as Environmental Indicators**. CABI, 2009.
- WINTON, V. H. L., EDWARDS, R., BOWIE, A. R., KEYWOOD, M., WILLIAMS, A. G., CHAMBERS, S. D., ... PATON-WALSH, C. Dry season aerosol iron solubility in tropical northern Australia. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 16, n. 19, p. 12829-12848, 2016.
- WOOLSEY, J.R.; HENRY, V.J.; HUNT, J.L. Backshore heavy-mineral concentration on Sapelo Island, Georgia. **Journal of Sedimentary Research**, v. 45, n. 1, p. 280-284, 1975.
- 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. 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.; 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.
- 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.
- 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.

- XIE, Z.C.; WONG, N.C.; QIAN, P.Y.; QIU, J.W. Responses of polychaete *Hydroides elegans* life stages to copper stress. **Marine Ecology Progress Series**, v. 285, p. 89-96, 2005.
- YANG, G. L., ZHENG, M. M., TAN, A. J., LIU, Y. T., FENG, D., LV, S. M. Research on the Mechanisms of Plant Enrichment and Detoxification of Cadmium. **Biology**, v. 10, n. 6, p. 544, 2021.
- YOSHINO, K.; GOSHIMA, S.; NAKAO, S. Temporal reproductive patterns within a breeding season of the hermit crab *Pagurus filholi*: effects of crab size and shell species. **Marine Biology**, v. 141, n. 6, p. 1069-1075, 2002.
- ZAMITH, L. R., & SCARANO, F. R. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 87-94, 2006.
- 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.
- ZANI, L.B. **Respostas ecofisiológicas e reprodutivas de *Allagoptera arenaria* (Arecaceae) às mudanças climáticas globais em ambiente de restinga**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.
- 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.
- ZHANG, F. P., LI, C. F., TONG, L. G., YUE, L. X., LI, P., CIREN, Y. J., CAO, C. G. Response of microbial characteristics to heavy metal pollution of mining soils in central Tibet, China. **Applied Soil Ecology**, v. 45, n. 3, p. 144-151, 2010.
- 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.
- 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.
- ZOU, T.; PU, L.; LIN, R.; MO, H.; WANG, Z.; JIAN, S.; ZHANG. Roles of *Canavalia rosea* metallothioneins in metal tolerance and extreme environmental adaptation to tropical coral reefs. **Journal of Plant Physiology**, v. 268, p. 153559, 2022.