

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

**Relatório Anual do PMBA/Fest-UFES**

**RT- 49/ MAR 25**

**RA2024 PMBA/FEST-UFES**

Vitória

Março de 2025

## COORDENAÇÕES

### Coordenação Geral

Daniel Rigo (UFES)

Fabian Sá (UFES)

### Conselho Técnico

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Fabian Sá (UFES)

Jacqueline Albino (UFES)

Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)

### Ambiente Dulcícola

Eneida Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

#### Temas

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Antônio Sérgio Ferreira Mendonça (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Danilo Camêllo (UFES)

Eneida Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Mariella Bontempo Duca de Freitas (UFV)

Marco Aurélio Caiado (IFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Valéria De Oliveira Fernandes (UFES)

Valquíria Ferreira Dutra (UFES)

Vânia Marcia Duarte Pasa (UFMG)

### Ambiente Marinho

Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)

#### Temas

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Heitor Evangelista (UERJ)

Leandro Bugoni (FURG)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luiz Fernando Loureiro Fernandes (UFES)

Maurício Hostim Silva (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (URFJ)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Sarah Vargas (UFES)

Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)

### Ambiente Costeiro

Jacqueline Albino (UFES)

#### Temas

Diolina Moura Silva (UFES)

Jacqueline Albino (UFES)

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

### Ecotoxicologia

Adalto Bianchini (FURG)

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Yuri Dornelles Zebral (FURG)

### Escritório de Projetos (EscPro)

Anna Paula Lage Ribeiro

Dandara Silva Cabral

Davyd Celante Santos

Fernanda Jurka Alves

Kennedy Gera Nishio

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Monique Franzen Maia

Patrícia Bourguignon Soares

Patrícia Oliveira Lacerda

Petrusca Mello Costa Filha

Sidnei Vieira

Wanessa da Costa Cruz

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>SUMÁRIO EXECUTIVO .....</b>	<b>6</b>
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO .....	6
1.2	GLOSSÁRIO DO PMBA/FEST-UFES .....	19
1.3	LISTA DO MATERIAL SUPLEMENTAR .....	20
<b>2</b>	<b>SÍNTESE DO AMBIENTE DULCÍCOLA .....</b>	<b>22</b>
2.1	O ECOSSISTEMA E OS INDICADORES .....	22
2.1.1	Indicadores abióticos .....	23
2.1.2	Indicadores bióticos .....	23
2.1.3	Indicadores Ecotoxicológicos .....	24
2.2	DESTAQUES .....	25
2.3	CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE .....	28
2.4	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS .....	31
2.4.1	Indicadores abióticos .....	31
2.4.2	Indicadores bióticos .....	36
2.4.3	Indicadores Ecotoxicológicos .....	42
2.4.4	Avaliação global do ambiente dulcícola do PMBA/Fest-UFES .....	44
2.5	SÍNTESE GRÁFICA .....	52
2.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	53
<b>3</b>	<b>SÍNTESE DO AMBIENTE MARINHO .....</b>	<b>53</b>
3.1	O ECOSSISTEMA E OS INDICADORES .....	53
3.1.1	Indicadores abióticos .....	54
3.1.2	Indicadores bióticos .....	54
3.1.3	Indicadores Ecotoxicológicos .....	55
3.2	DESTAQUES .....	55
3.3	CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE .....	56
3.4	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS .....	58

3.5	SÍNTESE GRÁFICA .....	84
3.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	85
<b>4</b>	<b>SÍNTESE DO AMBIENTE COSTEIRO .....</b>	<b>85</b>
4.1	OS ECOSSISTEMAS E OS INDICADORES .....	85
4.2	DESTAQUES .....	88
4.3	CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE .....	90
<b>4.3.1</b>	<b>Aspectos geológicos e geomorfológicos .....</b>	<b>90</b>
<b>4.3.2</b>	<b>Períodos chuvosos e secos.....</b>	<b>93</b>
4.4	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS .....	94
<b>4.4.1</b>	<b>A Praia.....</b>	<b>94</b>
<b>4.4.2</b>	<b>O Manguezal .....</b>	<b>101</b>
<b>4.4.3</b>	<b>A Restinga .....</b>	<b>107</b>
4.5	SÍNTESE GRÁFICA .....	113
4.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	114
<b>5</b>	<b>MATRIZ DE RESULTADOS.....</b>	<b>114</b>
5.1	INTRODUÇÃO .....	114
5.2	METODOLOGIA .....	116
<b>5.2.1</b>	<b>Lista de impactos.....</b>	<b>117</b>
<b>5.2.2</b>	<b>Quantificação da matriz de resultados .....</b>	<b>118</b>
<b>5.2.3</b>	<b>Espacialização dos resultados e definição das áreas impactadas .....</b>	<b>122</b>
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	122
<b>5.3.1</b>	<b>Impactos e suas características.....</b>	<b>122</b>
<b>5.3.2</b>	<b>Espacialização dos impactos .....</b>	<b>140</b>
5.4	EVOLUÇÃO DA MATRIZ DE RESULTADOS.....	147
5.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	149
<b>6</b>	<b>SÍNTESE INTEGRATIVA .....</b>	<b>151</b>
6.1	INTRODUÇÃO .....	151
6.2	FORÇANTES ANTRÓPICAS .....	153



6.3	PRESSÕES.....	154
6.3.1	Rompimento da barragem de Fundão .....	154
6.3.2	Uso e ocupação da bacia .....	154
6.3.3	Análise do uso e cobertura do solo .....	155
6.4	ESTADO DA BIODIVERSIDADE E DO AMBIENTE.....	164
6.4.1	Descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais .....	164
6.4.2	Modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do material oriundo da barragem de Fundão descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais .....	168
6.4.3	Índices de qualidade ambiental (monitoramento ambiental) .....	176
6.4.4	Distribuição da biodiversidade .....	200
6.5	INDICADORES DE IMPACTOS.....	202
6.5.1	Índice de pressão tóxica (msPAF NOEC): indicador de proteção ambiental.....	203
6.5.2	Modelos de estresse (vias de desfecho adverso) .....	218
6.5.3	Modelos preditivos da dispersão larval - conexão entre os manguezais e o Ambiente Marinho	247
6.5.4	Táxons indicadores de limites ecológicos - TITAN.....	259
6.5.5	Variabilidade e estabilidade das comunidades biológicas .....	277
6.5.6	Modelos quantitativos das relações ecossistêmicas nos Ambientes Dulcícola e Marinho	286
6.6	RESPOSTAS: SUBSÍDIOS PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS.....	295
6.6.1	Simulação e projeção de cenários .....	295
1.6.2.	Priorização de áreas .....	315
6.7	CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES.....	322
7	REFERÊNCIAS .....	328

## 1 SUMÁRIO EXECUTIVO

### 1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

O presente documento apresenta o conteúdo do sexto Relatório Anual (RA2024) do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente (PMBA/Fest-UFES), visando o cumprimento dos produtos estabelecidos no Acordo de Cooperação Técnica junto à Fundação Renova. Para fins administrativos, ele é denominado RT-49. O período de amostragem e análise do RA2024 foi definido como sendo a série histórica entre setembro de 2018 e setembro de 2024, ou seja, seis anos completos de monitoramento, de acordo com a frequência amostral de cada Tema componente. Entre os anos de 2018 e 2025 o PMBA/Fest-UFES passou por importantes alterações de estrutura e abordagens temáticas, porém, sem perder de vista seu objetivo principal de monitoramento. Neste contexto é importante clarificar que este relatório apresenta a totalidade dos dados amostrados e analisados da referida série histórica. Contudo, cabe destacar que as atividades de campo ficaram suspensas (1) entre março e dezembro de 2020, conforme solicitado pela Fundação Renova, tendo em vista a pandemia da COVID-19 no território brasileiro e (2) nos meses de outubro de 2021 e julho de 2022, conforme determinação da Fundação Renova, decorrente da finalização de aditivos ao acordo de cooperação e não renovação dos mesmos a tempo de efetuar tais campanhas. A lacuna de dados de campo existente entre os meses citados, apesar de irreparável, foi acordada e é de conhecimento de todos os envolvidos.

Em termos técnico-científicos, atendendo ao ofício SEI nº 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio, proposto via ofício FR.2023.0214 (SEI13515133), e aprovado via ofício SEI nº4/2023-CTBio/DIBIO/ICMBio, o modelo deste relatório estabelece uma abordagem integrada e focada nos indicadores ambientais resultantes do PMBA/Fest-UFES, sendo ele dividido em **Síntese dos Ambientes, Matriz de Resultados, Síntese Integrativa e Materiais Suplementares**.

Visando atender à necessidade e relevância da conectividade e interrelações ecológicas entre água, sedimento e biota avaliados pelo monitoramento, (1) a **Síntese dos Ambientes** contempla a variação espaço-temporal na qualidade ambiental e na biodiversidade e suas tendências nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro; (2) a **Matriz de Resultados**, representa uma visualização consolidada dos impactos identificados por cada um dos ambientes de forma quantitativa, gráfica e visual de forma agrupada para os seis anos de monitoramento; e (3) a **Síntese Integrativa**, uma abordagem desenvolvida e adotada pelo PMBA/Fest-UFES desde 2022 a fim de alcançar de forma mais efetiva a integração dos seus resultados, seguindo uma abordagem essencialmente ecossistêmica. Já os **Materiais Suplementares** contemplam a apresentação dos indicadores de cada Tema monitorado; o histórico de malha e frequência amostrais do PMBA/Fest-UFES; as informações complementares à Síntese Integrativa; a lista de impactos e quantificação dos mesmos na Matriz de Resultados; além dos arquivos “*shapefiles*” utilizados na construção de mapas e figuras georreferenciadas do relatório.

A **Síntese dos Ambientes** foi construída visando apresentar a evolução temporal e espacial da qualidade ambiental e da biodiversidade nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro monitorados no

âmbito do PMBA/Fest-UFES. Cada Ambiente apresenta seus resultados, principais destaques e análises a partir dos estudos desenvolvidos pelos Temas associados, possibilitando, assim, uma abordagem detalhada da evolução dos indicadores. A integração entre níveis tróficos e níveis ecológicos, além da integração dentro das matrizes ambientais, é apresentada sempre buscando fazer associações com referência aos critérios de avaliação e, quando possível, reportando o histórico temporal de evolução dos indicadores.

Autoria:

#### **Ambiente Dulcícola**

Dr<sup>a</sup>. Bianca Ramos de Meira

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Camila de Martinez Gaspar Martins

M<sup>e</sup>. Dannel Brandão Mendes

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eneida Eskinazi Sant'Anna (coordenação)

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso

Prof. Dr. Jorge Abdala Dergam dos Santos Prof<sup>a</sup>.

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Valquiria Ferreira Dutra

#### **Ambiente Marinho**

Prof. Dr. Stéfano Zorzal de Almeida

#### **Ambiente Costeiro**

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Jacqueline Albino

Já a **Matriz de Resultados** visa apresentar quali-quantitativamente os principais impactos identificados pelas equipes que executam o PMBA/Fest-UFES, como forma complementar, visual e integrativa de avaliação consolidada espaço-temporal dos resultados decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG). A Matriz de Resultados é uma metodologia desenvolvida pela equipe do PMBA/Fest-UFES a partir da adaptação de uma Matriz de Interação e que neste relatório será apresentada em sua versão finalizada, como explicado em suas considerações finais.

Autoria:

Dr<sup>a</sup>. Anna Paula Lage Ribeiro

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna

Prof. Dr. Fabian Sá

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Jacqueline Albino

Oceanógrafa Lara Gabriela Magioni Santos

Dr<sup>a</sup>. Laura Silveira Vieira Salles

Dr<sup>a</sup>. Monique Franzen Maia

Prof. Dr. Stéfano Zorzal de Almeida

Engenheira Petrusca Mello Costa Filha

Geografo Aroldo dos Reis Rocha Junior

Por fim, a **Síntese Integrativa**, abordagem relativamente nova para o PMBA/Fest-UFES, apresentada pela primeira vez no RA2022, avalia as interações existentes entre os diversos componentes da biodiversidade e os ambientes, bem como seu significado causa-consequência para uma melhor compreensão por parte de gestores e tomadores de decisão. Nessa abordagem, partiu-se da análise de relatórios individuais de cada Tema, do banco de dados do PMBA/Fest-UFES e de uma abordagem cienciométrica, para construção de modelos conceituais teóricos e numéricos que incorporam diferentes escalas de processos ecológicos, tendo em vista a conectividade das inter-relações ecológicas entre água, sedimento e a biota.

Autoria:

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Beatrice Padovani Ferreira

Dr. Fabio Cavalca Bom

Dr<sup>a</sup>. Gisele Daiane Pinha Profa.

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Kyssyanne Samihra Santos Oliveira

Prof. Dr. Maikon Di Domenico

Dra. Manuela Santos Santana

Prof. Dr. Nadson Ressayè Simões

Dr. Nelson de Almeida Gouveia

Dr. Rafael de Carvalho Santos

Os **Materiais Suplementares**, por sua vez, foram construídos para dar subsídio ao relatório, bem como apresentar de forma mais detalhada a variação espaço-temporal dos indicadores ambientais do PMBA/Fest-UFES. Dentre eles são apresentados:

1. Histórico de malha e frequência amostrais implementadas desde setembro de 2018 até setembro de 2024: Apresentação das alterações aprovadas ao longo do tempo pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio), ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 para o período de transição e Propostas Técnicas de continuidade do monitoramento, de 2022 visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES”, a partir da malha e frequência amostrais estabelecidas no TR4.

2. Variação espaço-temporal dos indicadores de cada Tema monitorado: Estes documentos foram construídos com o objetivo de apresentar a metodologia executada por cada Tema monitorado pelo PMBA/Fest-UFES no Novo Ciclo do monitoramento (metodologia vigente a partir de agosto de 2022) e seus resultados, pela apresentação exclusiva dos indicadores, visando representar de forma objetiva e clara os resultados com interpretação e conclusões com análise crítica. A autoria destes materiais, em específico, se encontra na contracapa de cada um deles. Sobre o conteúdo do documento, se destaca:
  - **A metodologia** do escopo em vigência no momento da entrega deste relatório, ou seja, as amostragens e análises previstas para o Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em 31 de agosto de 2022 (e em dezembro de 2022 para o Tema Ecotoxicologia). Após a descrição da metodologia é apresentada síntese sobre as modificações metodológicas que ocorreram ao longo da evolução do monitoramento, a fim de determinar os indicadores.
  - **Os resultados**, na forma de indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática, de cada um dos Temas, considerando todo o período de monitoramento, com o propósito de clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A apresentação destes se dá no formato de gráfico/figura/tabela do indicador, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal.
  - **As considerações finais** acerca dos indicadores de cada Tema e o ambiente monitorado, considerando os 6 anos de monitoramento.
3. Informações complementares à Síntese Integrativa: É apresentado arquivo de descrição metodológica e subsídio para as análises apresentadas no documento principal da Síntese Integrativa, como os resultados da Cienciometria, a composição das análises e a caracterização espaço-temporal do indicador de Estado Ambiental e resultados suplementares do índice de Toxicidade, dos modelos de estresse (vias de desfecho adverso) e de equações estruturais, dos táxons indicadores de limites ecológicos e da simulação e projeção de cenários.
4. Planilhas de suporte à Matriz de Resultados: São apresentadas a lista de impactos identificados pelos Temas componentes de cada Ambiente, além da matriz de cálculo (com a valoração dada aos critérios avaliados nos impactos em cada compartimento) e a matriz de resultados.

5. “Shapefiles”: Pasta de arquivos “Shapefiles” utilizados na construção de todos os mapas e figuras georreferenciadas apresentados no RA2024.

A análise técnico-científica do RA2024 foi elaborada com base nos principais indicadores abióticos e bióticos já apresentados nos relatórios anteriores do PMBA/Fest-UFES (RRDM, 2019 – RT16 a FEST, 2024 – RT46). O relatório foi estruturado para que a narrativa se desenvolva separadamente para os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, contemplando os resultados de todos os Temas do PMBA/Fest-UFES, em consonância com o previsto no TR4 e Plano de Trabalho para o Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES. Para cada Ambiente, foi utilizada uma abordagem de descrição e análise evolutiva dos principais indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade, buscando, sempre que possível, uma evolução histórica com dados anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, bem como aqueles após o rompimento, mas anteriores à implementação do PMBA/Fest-UFES.

Ressalta-se que todas as ferramentas e critérios de avaliação de impacto que subsidiaram a elaboração dos relatórios anteriores do PMBA/Fest-UFES continuam sendo as mesmas empregadas para o RA2024. Neste contexto, as análises espaço-temporais empregadas e avaliadas acerca das condições ambientais e da biodiversidade foram definidas e interpretadas considerando a comparação dos resultados obtidos no período de coleta do PMBA/Fest-UFES com as seguintes referências:

- (A) dados pretéritos pré-rompimento;
- (B) dados pretéritos pós-rompimento da barragem, mas anteriores ao PMBA/Fest-UFES;
- (C) análise espacial dos resultados entre pontos amostrais impactados e não impactados;
- (D) correlação direta com a presença dos metais característicos do rejeito;
- (E) dados disponíveis na literatura científica;
- (F) dados disponíveis na legislação nacional vigente;
- (G) valores orientadores internacionais; e
- (H) comparação entre os resultados obtidos ao longo da execução do PMBA/Fest-UFES.

Além dos dados pretéritos já considerados no âmbito dos produtos anteriores do PMBA/Fest-UFES, são também incorporados os eventuais novos dados pretéritos levantados, assim como artigos científicos publicados com dados relacionados ao rompimento da barragem de Fundão e à área afetada por ele. Foram também passíveis de incorporação para discussão e comparação, mesmo que não em totalidade de malha e frequência amostral, dados oriundos de outros programas e relatórios técnicos que foram disponibilizados para acesso do PMBA/Fest-UFES via Fundação Renova.

A produção deste importante documento, com reconhecida qualidade técnico-científica, só foi possível através da participação de profissionais altamente capacitados em todas as etapas de execução do PMBA/Fest-UFES. No Quadro 1 é apresentada a lista de todos os colaboradores e parceiros atuantes durante a produção do RA2024 e que participaram do processo de elaboração do presente documento, seja através da execução de atividades de campo e/ou laboratório, contribuindo para a discussão dos

resultados e redação do documento, ou ainda atuando nos apoios gerencial, técnico e científico.

Quadro 1: Lista de colaboradores do PMBA/Fest-UFES atuantes durante o período de produção do RA2024, agrupados por Temas e Gerências.

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES	
TEMA - ECOTOXICOLOGIA	
ADALTO BIANCHINI	LIZIANE CARDOSO MARUBE
ALLANA JACINTO ALVES DA SILVA	LUANA BARBIERI DE SOUZA
ANDRESSA SUANES SETA	MAGNO DA SILVA MARQUES
BRENDA OLIVEIRA DE BRITO	MARCELO AUGUSTO GERMANI MARINHO
CAMILA DE MARTINEZ GASPAR MARTINS	MARIA EDUARDA MACHADO THIESEN TURNA
CAMILA DE OLIVEIRA VIAN	MARIA JULIA NICOLAU
CIBELE RODRIGUES DOS SANTOS	MAYSA DO VALE OLIVEIRA
DOUGLAS MARCELINO DA SILVA ROCHA	PATRICIA GOMES COSTA
EDUARDO MEDEIROS DAMASCENO	PATRIK SILVA SANTOS
ELAN ALEXIS TELLEZ PUEBLAS	PEDRO HENRIQUE FREITAS PEREIRA
HENRIQUE FRAGOSO DOS SANTOS	PRISCILA PLESLEY ALVES DA SILVA
IOLE BEATRIZ MARQUES ORSELLI	REGINA COIMBRA ROLA
JOSIANE ARAUJO DA SILVA	TACIANA ONESORGE MIRANDA LOPES
JULIA SACRAMENTO BARBOSA	TALITA CRISTINA DA SILVA CASTRO
JULIANA CARRICONDE HERNANDES	THALES SANTOS ALMEIDA
JULIANA CASTRO MONTEIRO PIROVANI	VANDA ARTIFON PEREIRA
JULIE CAROLINE JESUS DA SILVA	VITORIA FIAL DO NORTE
LEANDRA MARCIA PEDROSO DALMAS	YURI DORNELLES ZEBRAL
LILIAN JORGE HILL	YURI ROSSI
TEMA - BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS	
ADREANI ARAUJO DA CONCEICAO	NATHALLIA CURTI DA SILVA
ADRIANE CRISTINA ARAUJO BRAGA	MATEUS REZENDE COELHO
CAMILA VITORIA DA SILVA ALMEIDA	RAFAEL BARBOSA LIMA
CRISLANE BARBOSA DAS NEVES	RAQUEL ELISA ALVES
ISABELE PONCIO LOUZADA	RAVIER SEBASTIAO DE CASTRO ROSA
LEILA DE LOURDES LONGO	RENATA DE OLIVEIRA PATRICIO
LORRANY DOS SANTOS OLIVEIRA	RODRIGO GUERON FAUSTINI
LUCAS VIEIRA DO NASCIMENTO	SINTIA BRUNELI FAGUNDES
MARIA FERNANDA NASCIMENTO VELAME	STEPHANNY CONCEICAO DA SILVA
TEMA – FITOPLÂNCTON MARINHO	
ANA REGIA DEPOLI CABRAL DE MACEDO	LUIGE GUSTAVO GERLIEL LOPES DIAS
ARTHUR WEISS DA SILVA LIMA	MARCIO MURILO BARBOZA TENORIO
BRENER FREITAS DE ALVARENGA	MYLLENA DA SILVA PEREIRA



LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES	
CECILIA DE MORAES MARINO	PAULO IIBOSHI HARGREAVES COSTA
GEORGETTE CRISTINA SALVADOR LAZARO	PAULO SERGIO SALOMON
KASSIA DO NASCIMENTO LEMOS	POLLYANNA PEREIRA BORGIO AUER
KRYSNA STEPHANNY DE MORAIS FERREIRA	STEFANO ZORZAL DE ALMEIDA
LIVIA BONETTI VILLELA	TATIANA VILLALBA VIANA
TEMA - FUNDOS RECIFAIS	
ALICE DO NASCIMENTO MUNIZ DE CARVALHO	JULIANA TAVARES GONCALVES
ANA PAULA BARBOSA MOREIRA	LELIS ANTONIO CARLOS JUNIOR
BARBARA FERNANDES ZAIDAN	LEONARDO TAVARES SALGADO
BRUNA MAGALHAES PAIVA	MARIA LUISA AGUILAR DE SOUZA LIMA
CLARA PAIVA PIRES	NATALIA FREITAS DE SOUZA
FERNANDO CASTRO CARDOSO	RODRIGO GOMES BARBOSA DA SILVA
GUILHERME MALAGUTTI DE CASTRO	RODRIGO LEAO DE MOURA
IVAN MONCLARO CARNEIRO	RODRIGO TOMAZETTO DE CARVALHO
JANUARIO CAMPOS DE AMORIM	
TEMA - HIDROGEOQUÍMICA	
ANDRESSA MEIRELES DAVID	GABRIELE WANDERLEY FERREIRA
CAIUS CESAR HONORATO DINIZ DO NASCIMENTO	HERILLY FRIQS DE JESUS
CAMILA MEDEIROS DE ALMEIDA	JORGE PINTO DA SILVA FILHO
CAROLINE DE CASSIA MATOS HERMOGENES	LUIZA PIOL LOMBARDI
CESAR ALEXANDRO DA SILVA	MATEUS ALVES JESUS
CLARISSA HEIDERIQUI COMERIO	NATHALIA MACHADO BETZEL
CYBELLE MENOLLI LONGHINI	RAYANA ALVARENGA COSTA
DIEGO DE ARRUDA XAVIER	RENATA CAIADO CAGNIN
EDUARDO SCHETTINI COSTA	RENATO RODRIGUES NETO
ELISA MILÁN CHAVES DE OLIVEIRA	RICARDO DA CUNHA BISI JUNIOR
EMERSON LUIS YOSHIO HARA	WEBER ADAO RODRIGUES LUZ JUNIOR
FABIAN SA	WILLIAN DIAS ARAUJO
TEMA – ICTIOPLÂNCTON MARINHO	
ANA CAROLINA FONTOURA VALENTE	LUIZ MANOEL COSENZA
ANA CRISTINA TEIXEIRA BONECKER	MARCIA SALUSTIANO DE CASTRO
BARBARA SANTOS MENEZES	MARIANA MUGUET JULIO
CRISTINA DE OLIVEIRA DIAS	MARTA CRISTIANE DE CARVALHO QUINTAS
FABIANA TEIXEIRA BONECKER	RAFAEL OLIVEIRA DE FRANÇA
TEMA – SEDIMENTAÇÃO MARINHA	
ALEX CARDOSO BASTOS	KAREN MARCELLE ROSA DE LIMA
ANA CAROLINA RIBEIRO FIESCHI LAVAGNINO	LIVIA FELETTI CECCON



LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES	
ANA FLAVIA DE SOUZA MOREIRA	LIVIA RODRIGUES GARCEZ
ANA LAURA LOPES PIOL	LORENA FERREIRA MONTEIRO
ANANDA KUMAIRA FERNANDES	MARCOS TADEU D AZEREDO ORLANDO
ANITA GOMES RUSCHI	MAYARA DE OLIVEIRA BANDEIRA
ARTHUR SANT ANA CAVICHINI	POLIANA DANEZIO DE ASSIS
FERNANDA VEDOATO VIEIRA	TARCILA FRANCO MENANDRO
FLAVIA ACYPRESTE ALFREDO GARONCE	VALERIA DA SILVA QUARESMA
JORDAN SYLLAS SARAIVA LEITE	
TEMA - MODELAGEM NUMÉRICA MARINHA	
DIEGO LUIZ FONSECA	MARIA JULIA VEENINGS
DOMENIQUE JOELLE SILVA	RENATO DAVID GHISOLFI
GABRIELA CORREA BRASILEIRO	SABRINA APARECIDA RAMOS DA FONSECA
GUSTAVO VAZ DE MELO	SUSANA BEATRIZ VINZON
JULIA TAVARES SALVIATO	TAYNA ROSA MARTINS PAIVA
LUCAS DE OLIVEIRA DA SILVA	THIAGO CAMPOS CARLOS
MARCELO DI LELLO JORDAO	THIAGO FAGUNDES LEAO
MARCOS NICOLAS GALLO	
TEMA – ZOOPLÂNCTON MARINHO	
BIANCA SALVADOR	LUCIANO ALBERTO ELIA JUNIOR
CRISTIANE SCARTON GOMES DE OLIVEIRA	LUIZ FERNANDO LOUREIRO FERNANDES
GABRIEL HARLEY COSTA SANTOS	PRISCILA TEIXEIRA AMARAL
GUSTAVO MARTINS ROCHA	SERGIO LUIZ COSTA BONECKER
INSHALLANA NEFER DE SOUZA RIBEIRO	VITOR DE OLIVEIRA CONCEICAO
LAURA RODRIGUES DA CONCEICAO	
TEMA - QUALIDADE DA AGUA E SEDIMENTOS DULCÍCOLA	
CAROLINA DO CARMO SOUZA	PAULO JORGE SANCHES BARBEIRA
DANNIEL BRANDAO MENDES	MARIA EDUARDA JARDIM GERBASI
KEROLIN ALVES DA SILVA	POLIANA CARDOSO LIMA
MARCUS VINICIUS DE ASSIS	VANYA MARCIA DUARTE PASA
TEMA – BACIA INTEGRAÇÃO - REFLEXOS DE AÇÕES NA BACIA DO DOCE NOS SISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAL E MARINHO	
ANTONIO SERGIO FERREIRA MENDONCA	LORENA FRASSON LOUREIRO
DANIEL RIGO	MARCO AURELIO COSTA CAIADO
ESTHER AMORIM COUTINHO DOS SANTOS	MICAEL TURETA ALMEIDA DOS SANTOS
GABRIELE PEDRO TOTTOLA	MONICA DE SOUZA MENDES
DIOGO COSTA BUARQUE	MURILO BRAZZALI RODRIGUES
IZABELA TAVARES SPAGNOL	SEBASTIAO FRANCISCO TEIXEIRA
JULIA BONFANTE	SELENA LOPES CARVALHO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES	
JULIANE AZEREDO FERREIRA	THAYNA PRATA OLIVEIRA
KELVIN AZINE CORREA	YASMIN DA SILVA ALVES
LIVIA LUCHI RABELLO	
TEMA – LIMNOLOGIA	
DEBORA GONÇALVES BARBOSA	FERNANDO HENRIQUE LEMOS
ELINE NAYARA DANTAS DA COSTA	GILBERTO FONSECA BARROSO
EMANUELE CORREA SANTOS	LARA LUIZA PIMENTA RANGEL
FELICIDADE PORTO LOBIANCO	JULIA DE ALMEIDA LEITE
TEMA – MINERALOGIA DULCÍCOLA	
DANILO DE LIMA CAMELO	GABRIEL DA SILVA ABREU SOUZA
DAVID LUKAS DE ARRUDA SILVA	RAMON MOREIRA VANELI ALVES
DIEGO LANG BURAK	SARA RAMOS DOS SANTOS
TEMA – FITOPLÂNCTON DULCÍCOLA	
ALESSANDRA DELAZARI BARROSO	LARISSA BASSANI DE OLIVEIRA VIGANOR
AMANDA MARTINS BATISTA	MARIA CAROLINE GAVA
FABRICIO BRONZONI DE OLIVEIRA	
TEMA – MACRÓFITAS DULCÍCOLAS	
BRENNO GARDIMAN SOSSAI	RENATA VIEIRA DE ALMEIDA
FRANCISCO ALVARO ALMEIDA NEPOMUCENO	VALQUIRIA FERREIRA DUTRA
LUCAS DE ALMEIDA SILVA	
TEMA – PERIFÍTON DULCÍCOLA	
BIANKA GERHARDT ENDLICH	LUCINEIDE MARIA SANTANA
CAIO DE ALMEIDA MAESTRI	MATEUS SARDI TRANCOSO
ISABELA VIANA GABLER	VALERIA DE OLIVEIRA FERNANDES
IZABELA CLARA MARQUES BALINHAS	
TEMA – ZOOPLÂNCTON DULCÍCOLA	
BRUNA LANA DELFIM	ENEIDA ESKINAZI SANT ANNA
EDISSA EMI CORTEZ SILVA	LARISSA SCHANEN COELHO
EDUARDA SIMOES PEDROSA	LEIDIANE PEREIRA DINIZ
TEMA – PRAIAS/BENTOS	
AMANDA MOREIRA DEOLINDO	KARLA GONÇALVES DA COSTA
BRUNA ADENALIAN COELHO TEIXEIRA	LARA SCHULTZ RIZZO
EMANUELY EZIDIO DA SILVA	LORENA ANDRADE DE OLIVEIRA
GEAN ZANETTI	TATHIANA GUERRA SOBRINHO
ISABELA JABOUR E SILVA	VALESKHA FERNANDES DA SILVA
JACQUELINE DE ALMEIDA NEVES	VANESSA SIMÃO DO AMARAL
IURI BEZERRA BERTIER	
TEMA - PRAIAS/MORFODINÂMICA	

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES	
ALEXANDRE BURINI	LUANA FERREIRA DIAS
BRANCO MATEUS MURATA EGUCHI	LUCAS BERMUDES DE CASTRO
DENISE DE SOUSA PAIVA TAGLIARI	LUIZ HENRIQUE SIELSKI DE OLIVEIRA
GISELI MODOLO VIEIRA MACHADO	MAITE NODA ZANOTTI
JACQUELINE ALBINO	MARIA RITA RODRIGUES DOS SANTOS
JULYANA CAPRINI FARDIN	
TEMA – PRAIAS/GEOQUÍMICA	
GEISAMANDA PEDRINI BRANDAO ATHAYDE	MAIARA KRAUSE
JOAO PEDRO LOYOLA DA CUNHA	MARIA TEREZA WEITZEL DIAS CARNEIRO LIMA
JEFFERSON RODRIGUES DE SOUZA	MIGUEL ABNER FERREIRA DE ARAUJO ALMEIDA
LARISSA DIAS RORIZ	SUELLEN GERONIMO CORDEIRO
LUIS FELIPE BAPTISTA RAMPAZZO	TIAGO PEREIRA CUNHA
LIVIA CARVALHO FERREIRA	WELLINTON ALVARENGA ARAGAO
TEMA - MANGUEZAL	
ANA FLAVIA DE MORAES BASTOS	MARCELO BARCELLOS DA ROSA
ANDREIA BARCELOS PASSOS LIMA GONTIJO	MONICA MARIA PEREIRA TOGNELLA
ANTELMO RALPH FALQUETO	NEILSON VICTORINO DE BRITES JUNIOR
BRUNNA ROCHA MARTINS	RAQUEL VIDAL DOS SANTOS LEOPOLDO
CAMILA PATRICIO DE OLIVEIRA	SAMIRA LEITE
DIELLE MEIRE DE SANTANA LOPES	SAMUEL DAL BO SABAINI
EDILSON ROMAIS SCHMILDT	SAULO FURTADO RONCONI VIEIRAS
EDUARDO ALMEIDA FILHO	SAVIA SOARES PASCOALINI
HELIA DEL CARMEN FARIAS ESPINOZA	ULLY DEPOLO BARCELOS
KAREN OTONI DE OLIVEIRA LIMA	VERONICA D ADDAZIO PINHEIRO
LUISA POEYS DO VALLE	
TEMA - RESTINGA	
ADRIANO NUNES NESI	JULIANA DA SILVA PENHA
ALINE DELON FIRMINO	LARISSA BERNARDINO MORO
AMANDA GASPARINI DE OLIVEIRA	MARIANA MACHADO ROCHA
AUXILIADORA OLIVEIRA MARTINS	MARIELA MATTOS DA SILVA
BRUNA SILVA CORREA	OBERDAN JOSE PEREIRA
DAVI VALIM BASTOS	RODRIGO THEOFILO VALADARES
DIOLINA MOURA SILVA	ROMARIO DE OLIVEIRA SILVA JUNIOR
EDUANE JOSE DE PADUA	SABRINA GARCIA BROETTO
EMANOEL FERREIRA DE SOUSA	SERVIO TULIO ALVES CASSINI
GABRIEL ROSA DE SOUSA	SILVIA TAMIE MATSUMOTO
GISLANE CHAVES OLIVEIRA SILVARES	VINICIUS HENRIQUES DE CARVALHO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES	
JAIRO PINTO DE OLIVEIRA	WAGNER LUIZ ARAUJO
TEMA – MONITORAMENTO REMOTO DA MEGAFUNA MARINHA	
AGNALDO SILVA MARTINS	JOAO BATISTA TEIXEIRA
AMANDA BARON DI GIACOMO	JONATHAS DA SILVA BARRETO
ANA JULIA OLIVEIRA VIANNA	JORDANA BORINI FREIRE
CAMILA VICTORIA DE OLIVEIRA FURLANI RIBE	MARCOS EDUARDO DIAS ROCHA
CESAR ROCHA DE MIRANDA XAVIER	NELSON BARCELOS PEREIRA
DANIEL GUSTAVO VON SPERLING DE VASCONCEL	VICTORIA DE LIMA TAGLIACARNE
TEMA – CETACEOS	
ADRIANA CASTALDO COLOSIO – INSTITUTO BALEIA JUBARTE	IAN AUGUSTO GUSMAN CUNHA - INSTITUTO ORCA
ALEXANDRE DE FREITAS AZEVEDO	JOSE LAILSON BRITO JUNIOR
ANA PAULA CAZERTA FARRO DA ROSA	JULIANA YWASAKI LIMA
BARBARA MANHAES MOURA REIS	LEONARDO SERAFIM DA SILVEIRA
DAHIANI NUNES BOSSI	LETICIA VERSIANI GOMES DA SILVA
DRIENNE MESSA FARIA	MANOELA DA SILVA PEREIRA
GINA NUNES TEIXEIRA	MYLLA CARLA CESCON FREIRE
HAYDEE ANDRADE CUNHA	TATIANA LEMOS BISI
HERNANI GOMEZ DA CUNHA RAMOS – INSTITUTO BALEIA JUBARTE	VANESSA KUBOYAMA MARQUES DE OLIVEIRA
TEMA – AVES MARINHAS	
BRENDA AUBIN FONSECA	IGOR DA CUNHA LIMA ACOSTA
BRUNO DE ANDRADE LINHARES	JULIA JACOBY DE SOUZA
EDUARDA ESCOBAR PINTO NUNES	LEANDRO BUGONI
FERNANDA CAMINHA LEAL VALLS	LEONARDO MARQUES FURLANETTO
GUILHERME TAVARES NUNES	MARCIO AMORIM EFE
GUSTAVO DA ROSA LEAL	MARCIO REPENNING
GUSTAVO LEAL - INSTITUTO ALBATROZ	OLGA LUCIA HERRERA TRUJILLO
IGOR ACOSTA – INSTITUTO ALBATROZ	
TEMA – TARTARUGAS MARINHAS	
ALBERTY CLEYTON GASPAR XAVIER	PAULA RODRIGUES LOPES GUIMARAES
ANA CAROLINA BARCELOS PEREIRA MARIANO	SANDRA LUDWIG
BRENDA FOERSTE	SARAH DE SOUZA ALVES TEODORO
CAMILA MIGUEL – INSTITUTO MARCOS DANIEL	SARAH MARIA VARGAS
JULIANA DE FREITAS JUSTINO	WESLEY DONDONI COLOMBO
MARCELO RENAN SANTOS - INSTITUTO MARCOS DANIEL	

**LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES**

**TEMA - ICTIOFAUNA DULCÍCOLA**

ALESSANDRO ALVES PEREIRA	LUCAS MARCON
ANDRÉA BIALETZKI – LIFE FISH	MARA LUIZA DE ALMEIDA SANTOS– LIFE FISH
AUREO BANHOS DOS SANTOS	MARIELLA BONTEMPO DUCA DE FREITAS
BRUNO EDESIO DOS SANTOS MELO	NATALIA MARTINS TRAVENZOLI
CARLOS EDUARDO FARESIN E SILVA	PAULA NUNES COELHO
CIDIMAR ESTEVAM DE ASSIS	PEDRO SENNA TAYLOR BITTENCOURT
ERICO MACEDO POLO	PRISCILLA ESCLARSKI
GUILHERME MOREIRA SANTOS – LIFE FISH	SANDRA MARCELA HERNANDEZ RANGEL
GUSTAVO RIBEIRO ROSA – LIFE FISH	SARAH VENTURA CARVALHO
INGRID DE SOUZA NUNES	SIMONE GOMES DUARTE E MOURA
IZENI PIRES FARIAS	TOMAS HRBEK
JORGE ABDALA DERGAM DOS SANTOS	VALERIA NOGUEIRA MACHADO
KESSIA LEITE DE SOUZA	VICTOR AUGUSTO DE QUEIROZ BATISTA
LUCAS CAETANO DE BARROS	VINICIUS COMASTRI ARRUDA
LUCAS FERRANTE DE FARIA	WANDER RIBEIRO FERREIRA

**TEMA - ICTIOFAUNA MARINHA**

ANDRE LUIZ RODRIGUES DE LIMA	JULIEN CHIQUIERI
ANNA BEATRIZ BORGES MARTINS	KARIS ITCHER TUNON VALDES
BRENDA MEDEIROS	KAUAN XAVIER FELIZARDO
CARLOS WERNER HACKRADT	KARINY FREIRE BARBOSA ZECHINELLI
CAROLYNE PEREIRA RODRIGUES DE SOUZA	KATHIANI VICTOR BASTOS
CIRO COLODETTI VILAR DE ARAUJO	LEANDRO PIROVANI DE SANT ANA
EMILY ISABELLE GONCALVES DE SOUSA	LORENA LOPES ALMEIDA
FABIANA CEZAR FELIX HACKRADT	LORENA ZIVIANI BEVITORIO
FABRICIO DE ANDRADE FREHSE	MARIANA ANTUNES DA SILVA
FELIPPE ALEXANDRE LISBOA DE MIRANDA DARO	MARIO VINICIUS LOPES CONDINI
GABRIELA SINGULANI DE BRITO	MAURICIO HOSTIM SILVA
GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI	NATALIA PRISCILA ALVES BEZERRA
GIULIA DA SILVA MARCHIORI	REBEKA FERREIRA MARTINS
HELDER COELHO GUABIROBA JUNIOR	RAYANNE MAFFILI SANTANA GALVAO
HELEN AUDREY PICHLER	RHAYANE SANTOS TERRA
HERICK SIMAS DOS SANTOS	RICARDO ALVES DE OLIVEIRA SOUZA
JEAN CHRISTOPHE JOYEUX	RODRIGO GUERON FAUSTINI
JULIA POHL ALTAFIN	RONALDO RUY DE OLIVEIRA FILHO
JULIA BENEVENUTI SOARES	RYAN CARLOS DE ANDRADES
JULIANA BELTRAMIN DE BIASI	SAMUEL ROCHA DE MIRANDA XAVIER
JULIANA MARTINS DE ANDRADE	VITORIA DUARTE HUPP

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES	
TEMA - SEDIMENTAÇÃO COSTEIRA	
CLAUDIO DE MORISSON VALERIANO	LETICIA BASTOS ELLER
EDUARDO DELFINO SODRE	LUCIANA FIGUEIREDO PRADO
ELAINE ALVES DOS SANTOS	MARCUS VINICIUS VAUGHAN JENNINGS LICINIO
GILBERTO DA SILVA VAZ	MARIA EDUARDA JARDIM GERBASI
HEITOR EVANGELISTA DA SILVA	NEWTON DE MAGALHAES NETO
LOGÍSTICA	
FERNANDA PERASSOLI	PEDRO DE SOUZA LAINO
JULIANO CEZAR PINTO PAIXAO	WAGNER RIBEIRO BAIÃO
ESCRITÓRIO DE PROJETOS (ESCPRO)	
ACRE FERNANDES DA SILVA	LUIZ OTAVIO DA CRUZ DE OLIVEIRA CASTRO
ALESSANDRO SANGIORGIO DA SILVA	LUIZ VITAL DA SILVA
ALEX COSTA DE SOUZA	MARCELO EDUARDO VIEIRA SEGATTO
ANA CAROLINA ALMEIDA OLIVEIRA CHEIBUB	MARCOS AURELIO BERTUCE
ARILDO DETEMANN	MARCOS VALERIO VIEIRA LYRIO
CARLOS GILMAR ZUCOLOTTTO JUNIOR	MICHELLE SEQUINE BOLZAN
CARLOS JOSE FRAGA	MURILLO EPIFANIO DE ALMEIDA
CLEOCIR JOSE DALMASCHIO	PATRICIA BOURGUIGNON SOARES
CRISTIANE SILVEIRA MACHADO	PAULO ROBERTO DA SILVA
DAVYD CELANTE SANTOS	PETRUSCA MELLO COSTA FILHA
EDCARLOS FERREIRA BARBOSA	RAFAEL PETRI
EDILENE SOUZA DA SILVA NEVES	RAYANO ROCHA RIBEIRO
ELIVELTON OLIVEIRA RODRIGUES	REJANE RODRIGUES MONTEIRO
FERNANDO COUTINHO BISSOLI	RICARDO LUIZ COFFLER
GABRIEL POSSE SANTOS DE ABREU	ROBERTA QUINTINO FRINHANI
GABRIELLY LORETTI SCHULTZ	RODRIGO ALMEIDA DE OLIVEIRA
JENNIFER VENTURIM BERNARDINO	ROGERIO PETRI
KAMILA GHELARDI BAIÃO	ROSANGELA SOARES CAMARGO
KENNEDY GERA NISHIO	SABRINA FELIX BERTUANI
LAURITA SOUZA MORAES	SIDNEI VIEIRA
LEONARDO ARENAS CAVADAS BUAIZ DE LIMA	SUZY HELLEN SOARES
LORENZO COSTA QUEIROZ	TALITA FERREIRA MOLL VOLPONI
LUCAS PIMENTEL PEREIRA	VALDEMAR LACERDA JUNIOR
LUCIMAR TADEU SCALZER	WANEISSA DA COSTA CRUZ
LUIS OSCAR RODRIGUES BOBADILHA	WILIAM WAGNER SILVA SARANDY
EQUIPE DE AVALIAÇÃO INTEGRADA	
AROLDOS DOS REIS ROCHA JUNIOR	MAIKON DI DOMENICO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST-UFES	
BEATRICE PADOVANI FERREIRA	MANUELA SANTOS SANTANA
FABIANA DE MATOS COSTA	NADSON RESSYE SIMOES DA SILVA
FABIO CAVALCA BOM	NELSON DE ALMEIDA GOUVEIA
GISELE DAIANE PINHA	PEDRO CORDOVA ZIERHUT
JOAO PEDRO MELEIP DIORIO COSTA	POLLYANNA PEREIRA BORGIO AUER
KYSSYANNE SAMIHRA SANTOS OLIVEIRA	
ASSESSORIA TÉCNICA	
ANNA PAULA LAGE RIBEIRO	LAURA SILVEIRA VIEIRA SALLES
DANDARA SILVA CABRAL	MONIQUE FRANZEN MAIA
FERNANDA JURKA ALVES	PATRÍCIA OLIVEIRA LACERDA
LARA GABRIELA MAGIONI SANTOS	

## 1.2 GLOSSÁRIO DO PMBA/FEST-UFES

Visando uniformizar a aplicação de conceitos e termos comuns utilizados durante a construção dos documentos que compõem o RA2024, principalmente aqueles que são característicos e inerentes ao PMBA/Fest-UFES, os termos padronizados e os seus respectivos significados são apresentados abaixo:

1. **Rompimento da Barragem:** termo utilizado para se referir ao evento que deu origem ao aporte do rejeito de mineração da barragem de Fundão que atingiu o rio Doce e a região marinha adjacente.
2. **Material Ligado ao Desastre (MLD):** termo cancelado pelo Comitê Interfederativo (CIF) onde *“convencionou-se chamar de MLD (Material Ligado ao Desastre) o conjunto de substâncias que comprometeram os ecossistemas ou que se tornaram biodisponíveis após o desastre, sejam elas provenientes do rejeito ou revolvidas ao longo das regiões atingidas”* através das deliberações 647 e 704, de dezembro de 2022 e agosto de 2023, respectivamente. Conforme passagem acima, oriundo do Modelo Técnico do Desastre (anexo II, deliberação 704), desde o RT-46 (RA2023) adotamos o termo “MLD” e não mais menções como rejeito, lama, lama de mineração, etc.
3. **PMBA/Fest-UFES:** sigla referente ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I executado pela Fundação Espírito-santense de Tecnologia (Fest) e Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).
4. **Período seco:** compreende o período entre os meses de abril a setembro.
5. **Período chuvoso:** compreende o período entre os meses de outubro a março.
6. **Ano 1:** termo utilizado para se referir ao primeiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de setembro de 2018 a setembro de 2019.



7. **Ano 2:** termo utilizado para se referir ao segundo ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de outubro de 2019 a setembro de 2020.
8. **Ano 3:** termo utilizado para se referir ao terceiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de outubro de 2020 a setembro de 2021.
9. **Ano 4:** termo utilizado para se referir ao quarto ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de outubro de 2021 a setembro de 2022.
10. **Ano 5:** termo utilizado para se referir ao quinto ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, compreendido pelo período de outubro de 2022 a setembro de 2023.
11. **Ano 6:** termo utilizado para se referir ao sexto ano de monitoramento do PMBA/Fest-UFES compreendido pelo período de outubro de 2023 a setembro de 2024.
12. **Período de Transição:** termo utilizado para se referir ao período entre a finalização do primeiro ano de monitoramento e julho de 2022. Foi caracterizado por um intervalo de tempo em que o PMBA/Fest-UFES foi executado com o escopo do Ano 1 ajustado apenas às alterações de malha e frequência amostrais aprovadas pela CTBio através do ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, até início de nova fase do Programa de Monitoramento, chamado aqui de Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES.
13. **Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES:** termo utilizado para se referir à nova fase do Monitoramento, compreendida pelo período de amostragem entre agosto de 2022 e setembro de 2024, tendo o escopo balizado a partir das propostas de continuidade do Monitoramento.

### 1.3 LISTA DO MATERIAL SUPLEMENTAR

Em seguida, é apresentada a lista de Materiais Suplementares que acompanham o RA2024 na forma de arquivos de documentos eletrônicos. Estes materiais foram identificados por meio de siglas que compreendem o conteúdo, Ambiente e Tema a que se referem.

No Quadro 2 é apresentada a lista de siglas atribuídas aos Materiais Suplementares, bem como suas respectivas origens conforme a estrutura organizacional do PMBA/Fest-UFES:



Quadro 2: Lista de siglas dos Materiais Suplementares referentes ao RA2024 PMBA/Fest-UFES.

NOME DO ARQUIVO	ORIGEM DO MATERIAL SUPLEMENTAR
<b>GERAIS</b>	
MS_ Malha Amostral_ Ano 1	Malha amostral executada no Ano 1 do PMBA/Fest-UFES
MS_ Malha Amostral_ Período de Transição	Malha amostral executada no Período de Transição do PMBA/Fest-UFES
MS_ Malha Amostral_ Novo Ciclo	Malha amostral executada no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES
MS_ Mapas histórico da malha amostral do PMBA/Fest-UFES	Mapas com o histórico de malha amostral do PMBA/Fest-UFES
MS_ Frequência amostral	Histórico da frequência amostral do PMBA/Fest-UFES
<b>AMBIENTE DULCÍCOLA</b>	
MS_AD_Ecotoxicologia	Ecotoxicologia
MS_AD_Integração fluvio-estuarina	Integração fluvio-estuarina
MS_AD_Fitoplâncton	Fitoplâncton
MS_AD_Ictiofauna_Ictioplâncton_Macroinvertebrados	Ictiofauna, Ictioplâncton e Macroinvertebrados
MS_AD_Limnologia	Limnologia
MS_AD_Macrófitas	Macrófitas
MS_AD_Mineralogia	Mineralogia
MS_AD_Perifíton	Perifíton
MS_AD_Qualidade de água e sedimento	Qualidade de água e sedimento
MS_AD_Zooplâncton	Zooplâncton
<b>AMBIENTE MARINHO</b>	
MS_AM_Ecotoxicologia	Ecotoxicologia
MS_AM_Aves Marinhas	Aves Marinhas
MS_AM_Bentos de Fundo Inconsolidado	Bentos de Fundo Inconsolidado
MS_AM_Cetáceos	Cetáceos
MS_AM_Fitoplâncton	Fitoplâncton
MS_AM_Fundos Recifais	Fundos Recifais
MS_AM_Hidrogeoquímica	Hidrogeoquímica
MS_AM_Ictiofauna e Carcinofauna	Ictiofauna e Carcinofauna
MS_AM_Ictioplâncton	Ictioplâncton
MS_AM_Modelagem	Modelagem
MS_AM_Monitoramento Megafauna	Monitoramento Remoto da Megafauna
MS_AM_Sedimentação Costeira	Sedimentação Costeira
MS_AM_Sedimentação Marinha	Sedimentação Marinha
MS_AM_Tartarugas	Tartarugas
MS_AM_Zooplâncton	Zooplâncton
<b>AMBIENTE COSTEIRO</b>	
MS_AC_Ecotoxicologia	Ecotoxicologia
MS_AC_Manguezal	Manguezal
MS_AC_Praias	Praias
MS_AC_Restinga	Restinga
<b>MATRIZ DE RESULTADOS</b>	
MS_Matriz_AD	Lista de impactos e quantificação da matriz de resultados do Ambiente Dulcícola
MS_Matriz_AM	Lista de impactos e quantificação da matriz de resultados do Ambiente Marinho
MS_Matriz_AC	Lista de impactos e quantificação da matriz de resultados do Ambiente Costeiro
<b>SÍNTESE INTEGRATIVA</b>	
MS_Síntese Integrativa	Síntese Integrativa

## **2 SÍNTESE DO AMBIENTE DULCÍCOLA**

### **2.1 O ECOSISTEMA E OS INDICADORES**

Para o estudo do Ambiente Dulcícola no âmbito PMBA/Fest-UFES, diferentes ecossistemas aquáticos estão contemplados na malha amostral, considerando a pluralidade de habitats aquáticos, suas funcionalidades e dinâmicas específicas. Neste contexto, são estudados os reservatórios Aimorés e Mascarenhas, localizados no território de Minas Gerais, lagos (Juparanã, Limão e Nova até 2022; Juparanã, Limão e Palmas de 2022 até o presente momento), lagoas (Areal, Areão e Monsarás até 2022; Areal, Cacimbas e Monsarás de 2022 até o presente momento), tributários não impactados diretamente pelo Material Ligado ao Desastre (MLD) (rio Guandú até 2022 e Manhuaçu de 2022 até o presente momento), rios tributários não afetados pelo MLD (rios Santa Joana, Santa Maria, Pancas e São José – especificamente para componentes da ictiofauna), e a calha do rio Doce na porção capixaba, até a sua foz, além de uma estação amostral hidrológica situada em Tumuritinga (MG). Para a análise de resultados, foi estabelecida uma espacialização em setores do Ambiente Dulcícola, definidos como: setor Reservatórios, setor Tributários, setor Calha do rio Doce, setor Foz do rio Doce, setor Lagos e setor Lagoas.

Ao longo de seis anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, vários indicadores utilizados para descrever os fenômenos limnológicos associados aos ecossistemas aquáticos dulcícolas indicam a influência de pulsos sazonais na variação desses parâmetros, destacando-se especialmente o transporte de material particulado do rio Doce até o oceano costeiro e a conectividade lateral com os ecossistemas lacustres da planície costeira. A vazão do rio Doce representa uma das principais forças observadas, sendo perceptível uma variação de parâmetros em bases mais intranuais do que interanuais. O efeito dos novos cenários climáticos, associado aos impactos históricos da bacia representam componentes fundamentais na dinâmica de materiais do baixo rio Doce, incluindo a assinatura geoquímica dos elementos transportados, a dinamicidade temporal desse transporte, e o volume e comportamento químico dos contaminantes. Passados quase nove anos desde a intrusão do MLD nas águas do baixo rio Doce, ainda são perceptíveis os sinais da contaminação e seus efeitos sobre a biodiversidade aquática. Os resultados do monitoramento apresentados no RA2024 não se distanciam das tendências observadas em relatórios anteriores, sendo possível identificar a influência do MLD sobre a biodiversidade – desde a composição de espécies até efeitos moleculares e bioquímicos – e os serviços ecossistêmicos no baixo rio Doce.

Para esta avaliação, são selecionados indicadores que descrevem os fundamentos elementares dos temas estudados no PMBA/Fest-UFES, em suas mais diversas hierarquias (da escala da paisagem a fenômenos moleculares). Diante da evolução temporal do PMBA/Fest-UFES, esses indicadores são continuamente reavaliados e aperfeiçoados.

### 2.1.1 Indicadores abióticos

Representados pelos principais descritores mineralógicos, limnológicos, geoquímicos e da paisagem, que descrevem aspectos primordiais da qualidade da água e características estruturais e geoquímica do sedimento, além dos aspectos de movimentação de massa e elementos.

**Integração Fluvio-Estuarina:** produção de água por região, geração e transporte de sedimentos, quantidade de material dragado na UHE Risoleta Neves, o percentual de nascentes recuperadas em relação ao total estipulado no Programa de Recuperação de Nascentes (Programa 27 da Fundação Renova), o percentual de áreas recuperadas em relação ao total estipulado no Programa de Recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Recargas Hídricas (Programa 26 da Fundação Renova), o percentual de áreas recuperadas em relação ao total estipulado no Programa 25 da Fundação Renova, o percentual de repasse financeiro executado para Ações de Esgotamento Sanitário (Programa 31 da Fundação Renova), a qualidade de água a jusante de ações de recuperação dos corpos d'água da bacia, a vazão do rio Doce, representando a contribuição de água de toda a Bacia do rio Doce para os ambientes marinho e costeiro adjacentes à foz do rio, a descarga sólida de sedimentos.

**Mineralogia:** composição mineralógica dos sedimentos, suscetibilidade magnética dos sedimentos, fase de oxihidróxidos de Fe dos sedimentos, composição mineralógica do material particulado em suspensão, que avalia a composição mineralógica do material particulado em suspensão, fornecendo informações sobre a dinâmica de transporte de sedimentos, fontes de minerais e potenciais mudanças ambientais no ambiente dulcícola.

**Limnologia:** claridade da água, acidez/alcalinidade da água, estratificação térmica dos ecossistemas lacustres, a condição oxidante/redutora da coluna d'água, que influencia a especiação química com formas iônicas oxidadas ou reduzidas de nutrientes e metais traço dissolvidos, os fluxos de nutrientes, sobretudo N e P, o estado trófico dos ecossistemas aquáticos.

**Qualidade da Água e Sedimentos:** as análises geoquímicas da água e sedimento são conduzidas tendo como norteadores indicadores de não conformidade NOAA Crônico e Agudo, CONAMA 357, CONAMA 454 para metais, HPAs, fenóis, pesticidas e pcbs como indicadores da qualidade da água a partir da determinação do índice de não conformidade em relação à legislação Nacional e Internacional. Avalia-se também o comportamento temporal por ambiente.

### 2.1.2 Indicadores bióticos

São utilizados os parâmetros que descrevem a biodiversidade aquática do baixo rio Doce em suas mais variadas representações, incluindo sua expressão molecular. Os efeitos do MLD sobre a biota aquática são avaliados também através da abordagem ecotoxicológica.

**Perifíton:** riqueza de espécies, diversidade de espécies, contribuição de matéria inorgânica, a contribuição percentual de diatomáceas de baixo perfil, que compreendem as formas que ocorrem aderidas ao substrato, e, portanto, estão menos sujeitas às forças mecânicas do fluxo da água, sendo

ainda sensíveis ao aumento de nutrientes. Ainda se avalia o percentual de diatomáceas móveis, que apresentam mobilidade e têm a capacidade física de selecionar habitats mais adequados.

**Fitoplâncton:** riqueza e diversidade de espécies e a densidade de cianobactérias são os indicadores utilizados na avaliação da dinâmica e composição do fitoplâncton.

**Zooplâncton:** são avaliados a abundância, riqueza de espécies e funcional, diversidade de espécies e funcional, biomassa e recrutamento (presença de formas jovens).

**Ictioplâncton:** os indicadores são a distribuição espaço-temporal de ovos e larvas de peixes, a integralidade e viabilidade das larvas e juvenis, distribuição espaço-temporal das larvas e juvenis que apresentam alterações morfológicas incomuns.

**Macrófitas Aquáticas:** são avaliados a riqueza, densidade, dominância, diversidade de espécies. A metalofilia das plantas também tem sido avaliada, apresentando os valores de absorção de metais pesados nas raízes e folhas de espécies de macrófitas.

**Macroinvertebrados Bentônicos:** riqueza e densidade de espécies, abundância relativa dos grupos tróficos funcionais, avaliação de habitat e qualidade ambiental e o índice multimétrico bentônico, além da qualidade da água.

**Ictiofauna Dulcícola:** são avaliados os seguintes indicadores: riqueza de espécies e diversidade beta, proporção de espécies introduzidas, biomassa proporcional de espécies introduzidas, diversidade de itens alimentares, recrutamento de espécies nativas e introduzidas, proporção sexual entre machos e fêmeas, estágio de maturação gonadal, relação gonadossomática, evolução espaço-temporal das guildas tróficas. Além disso, a genética também é avaliada, onde são utilizados os indicadores diversidade genética dos marcadores mitocondriais, diversidade genética de sete espécies nativas analisadas com dados de sequência de DNA, diversidade genética utilizando marcadores microssatélites, diversidade filogenética total da comunidade piscívora do baixo rio Doce, redução populacional de sete espécies nativas, mudanças temporais da diversidade genética das sete espécies analisadas com dados de sequências de DNA e mudanças temporais da diversidade filogenética relativa das espécies nativas.

### 2.1.3 Indicadores Ecotoxicológicos

Tema transversal aos três ambientes avaliados no âmbito do PMBA/Fest-UFES (Dulcícola, Costeiro e Marinho), utiliza, na avaliação das diferentes rotas dos contaminantes na biota aquática, os seguintes indicadores: Índice de Bioacumulação (IBR Bioacumulação), que integra os níveis de concentração corporal do arsênio (As) e dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no plâncton (fitoplâncton e zooplâncton), amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de camarões dulcícolas e amostras de tecidos (brânquias, fígado e músculo) de peixes dulcícolas; o Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) para amostras de plâncton, camarões e peixes; o Índice de Toxicidade, que avalia a qualidade da água e sedimento, coletados na malha amostral dulcícola do PMBA/Fest-UFES, a partir de ensaios ecotoxicológicos padronizados com organismos bioindicadores de diferentes níveis tróficos, além da

Diversidade Microbiana, que analisa a abundância relativa dos principais grupos bacterianos relacionados à presença de metais pesados e presença de MLD em amostras de água e sedimentos dulcícolas.

## 2.2 DESTAQUES

Ao longo da execução do monitoramento do PMBA/Fest-UFES, os resultados obtidos no Ambiente Dulcícola permitem destacar:

- Foram detectados, ao longo do período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES valores de fluxos de sedimentos iguais ou superiores aos observados em novembro/2015, quando ocorreu a passagem da pluma de Material Ligado ao Desastre, com valores da ordem de 21.000 t/d. Devido ao comportamento sazonal das descargas de sedimentos, enquanto houver remanescentes do MLD na calha do rio Doce, ocorrerá transporte desse material, sobretudo nos períodos chuvosos.
- As descargas de sedimentos detectadas nos períodos úmidos correspondem a 95% do total de sedimentos transportados pelo rio Doce e que alcançam à região marinha e costeira adjacentes à foz do rio.
- Com relação à condição limnológica, o indicador “claridade da água”, representado pelos parâmetros MPS (mg/L) e turbidez (UNT), tem indicado a sazonalidade do transporte de material particulado do rio Doce. No período chuvoso, ocorre elevação significativa do MPS e turbidez, com valores que remetem à condição imediatamente pós passagem do MLD.
- Foi observada tendência de diminuição do pH e da alcalinidade em todos os ecossistemas da malha amostral do PMBA/Fest-UFES ao longo dos seis anos de monitoramento. Para os ecossistemas lacustres, as condições oxidantes e redutoras observadas na coluna d’água podem promover o incremento das concentrações de nutrientes e metais traço dissolvidos na água em decorrência da sua relação com a hipoxia (oxigênio dissolvido < 2,0 mg/L) ou anoxia no fundo da coluna d’água. Sob condições redutoras, ocorrem processos de dessorção de P, Fe, Al e Mn com a difusão destes elementos do sedimento para a coluna d’água.
- Foi constatado um aumento nos fluxos de fósforo total, fósforo inorgânico dissolvido, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico dissolvido e sílica dissolvida em relação ao primeiro ano. No entanto, observa-se uma tendência de diminuição desses fluxos a partir do quarto ano, com diferença significativa entre os anos (Kruskall-Wallis,  $p < 0,05$ ).
- As análises do Índice de Qualidade da Água (CWQI) indicam predominância de valores classificados como justos (65-79) no ambiente dulcícola, com exceção do lago Palmas (E28 e E28L) – Superfície e da lagoa Cacimbas (E27 e E27L) – Superfície, os quais mantiveram índices bons (80-94) para a maior parte do período analisado.

- Foi observada variação sazonal dos valores do CWQI, com tendências de redução das condições de melhor qualidade da água no período chuvoso. Os principais metais responsáveis pela diminuição dos índices de qualidade para a região foram bário e alumínio, além de manganês, ferro e chumbo.

- Para a calha do Rio Doce, a evolução temporal do CWQI confirmou a manutenção da condição "Justo" ao longo dos seis anos do monitoramento, com algumas mudanças para "Bom" principalmente no ponto amostral de Resplendor.

- Em relação à contaminação do sedimento (SQG-q), houve uma predominância de índices moderadamente impactados em quase todos os setores analisados. Apenas nos setores Tributários e Reservatórios os índices indicam condições de não impactados. Na calha do Rio Doce, a contaminação do sedimento oscilou entre Não Impactado (Itapina e Linhares). No setor Foz, prevaleceu a condição de Moderadamente Impactado durante o último ano do monitoramento.

A comunidade fitoplanctônica foi caracterizada por uma ampla dominância de cianobactérias nos ecossistemas lacustres, o que merece atenção em termos dos usos múltiplos atuais desses ecossistemas. De forma geral, não foi observada elevação da riqueza fitoplanctônica, que foi sempre bastante baixa (< 10 espécies) ao longo de todo o monitoramento, em todos os ecossistemas.

- Considerando os critérios de classificação de grau de estresse ambiental baseados nos valores de diversidade fitoplanctônica (Barbosa et al., 2001. Wilhm e Dorris, 1968), os resultados estiveram sempre abaixo de 3, o que caracteriza os ecossistemas do baixo rio Doce entre moderado e alto grau de estresse ambiental.

- Alta contribuição de matéria inorgânica na biomassa da comunidade perifítica foi detectada no rio Doce e no reservatório Mascarenhas (setores impactados pelo MLD), indicando drenagem alóctone significativa. Para lagos e lagoas, a matéria orgânica foi dominante em termos de contribuição na biomassa da comunidade.

- Em relação às macrófitas aquáticas, a diversidade de espécies tem diminuído ao longo do tempo, com sinais de alguma estabilização apenas nos setores Calha do rio Doce e Reservatórios. As espécies *Eichhornia azurea* e *Pistia stratiotes* apresentaram propriedades metalófitas, sobretudo para os metais Alumínio, Ferro, Manganês e Zinco.

- A comunidade zooplanctônica foi caracterizada por redução da riqueza de espécies e funcional ao longo do monitoramento para quase todos os ecossistemas. A única exceção foi o rio Doce, onde a riqueza de espécies foi baixa, mas estável ao longo do tempo, sem sinais de incremento ou declínio, mas com redução da riqueza funcional zooplanctônica.

- A calha do rio Doce continua a ser uma área de importância na abundância do ictioplâncton, ocorrendo maior concentração na calha principal, especialmente nas estações de amostragem entre Colatina e Linhares (P02 e P03). Nessas localidades, as densidades de ovos são significativamente superiores às registradas nas demais estações.



- Os resultados do Ictioplâncton têm ainda destacado um importante aspecto espacial na diversidade e abundância de larvas do ictioplâncton. A estação P11 (rio São José, a jusante do lago Juparanã) destaca-se pela composição peculiar da densidade e espécies de larvas, em função da presença abundante de larvas de origem marinha, incluindo espécies como as manjubas (*Engraulidae*), o agulha-branca (*Hyporhamphus unifasciatus*) e o peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*). É provável que essas espécies utilizem o lago Juparanã como área de reprodução, com as larvas derivando para o rio Doce através do rio São José.
- As deformidades morfológicas incomuns de larvas de peixes continuam a ser registradas, tais como:  
(i) RCA, rompimento da cavidade abdominal; (ii) SAC, sedimento avermelhado ou brilhante aderido ao corpo; (iii) SCI, sedimento avermelhado ou brilhante em cavidades internas, como boca e intestino; e (iv) DC, deformidade na região da cabeça.
- Foi observada uma tendência clara e significativa de aumento na frequência das deformidades na região da cabeça (DC) ao longo do tempo, associado ao crescimento no número de táxons afetados por essa condição. Até o momento, as anomalias registradas foram identificadas em 14 táxons distintos, e entre os mais afetados estão a curimba do gênero *Prochilodus*, as espécies de piaui da família Anostomidae e o mandi amarelo (*Pimelodus maculatus*), seguidos pela piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*) e o dourado (*Salminus brasiliensis*).
- A riqueza de espécies da Ictiofauna mostra sinais de estabilidade no rio Doce e aumento nos lagos, mas a abundância das espécies nativas está diminuindo, enquanto a das espécies introduzidas está crescendo de forma gradual.
- A diversidade beta na calha do rio e nos reservatórios, revelou uma substituição crescente de espécies nativas por introduzidas, com estas últimas dominando progressivamente, com destaque para eventos de desaparecimento e substituição de espécies.
- A diversidade genética das espécies nativas indica que a variabilidade genética das 7 espécies analisadas foi fortemente afetada no primeiro ano do monitoramento, ou seja, quatro anos após a passagem do MLD, com uma leve estabilização nos anos seguintes e recuperação a partir do ano 5.
- Em relação à análise da redução populacional, o índice de Garza-Williamson (G-W) foi significativo para todas as espécies analisadas, indicando a ocorrência de gargalo populacional recente compartilhado.
- O Índice de Resposta Biológica (IBR Biomarcador) para a comunidade planctônica (nível trófico de base), indicou uma redução do estresse fisiológico, com diminuição do índice em todos os setores avaliados e maiores valores nos setores Calha do rio Doce e Afluente. Entretanto, para camarões (nível trófico intermediário), foi detectado aumento no IBR Biomarcador, com elevação brusca do índice no setor Tributários durante jun/jul 2023 (período seco). Para peixes (nível trófico superior), observou-se que os valores deste índice estão, de um modo geral, elevados em todos os setores avaliados e em todas as Campanhas realizadas no Ambiente Dulcícola.

- Em relação à Ecotoxicologia, as maiores concentrações de metais e As na comunidade planctônica (base da cadeia alimentar) foram observadas nos setores calha e foz do rio Doce, e que os níveis de metais associados ao MLD aumentaram no plâncton dulcícola ao longo deste período do monitoramento. Cabe destacar que teores elevados de Fe e outros metais (Cd, Cr, Cu, Mn e Pb) ainda foram detectados em níveis elevados no zooplâncton coletado nos setores lagos, lagoas, rios não impactados pelo MLD e foz do rio Doce, quando comparados com as concentrações de metais e As de amostras pretéritas, obtidas antes da chegada do MLD. O indicador IBR bioacumulação na comunidade de peixes (topo da cadeia alimentar), revelou uma tendência de aumento temporal nos níveis de metais e As nos tecidos dos peixes coletados no setor lago.
- Os resultados expressos pelos ensaios de toxicidade indicam que amostras de água e sedimento coletadas na calha do rio Doce apresentaram maior toxicidade e que esta toxicidade é mais expressiva em organismos representantes do zooplâncton submetidos à ensaios crônicos. No setor Foz do rio Doce, foram detectados os maiores valores de toxicidade, especialmente em função dos resultados para o sedimento, que se apresentou mais tóxico do que a água, levando a classificações ecotoxicológicas mais severas.
- Com relação à comunidade microbiana nas matrizes sedimento, água superficial e água de fundo, os resultados revelam a persistência de grupos bacterianos considerados extremófilas e indicadoras da presença de metais associados ao MLD ao longo de todo o monitoramento.
- Em termos gerais para o ambiente dulcícola, permanecem as tendências detectadas anteriormente, de menor oferta de serviços ecossistêmicos (melhor qualidade de água, biomassa piscívora de espécies nativas, menor bioacumulação de metais e contaminantes, entre outros), apesar das discretas elevações de riqueza de espécies para os grupos biológicos.
- Pode-se afirmar que passados quase nove anos do rompimento da barragem de Fundão, as condições atuais do ambiente dulcícola no baixo rio Doce são bastante conservativas em termos da presença – e influência – do MLD sobre a qualidade da água, a biodiversidade e a oferta de serviços ecossistêmicos.
- Quanto à multifuncionalidade ecossistêmica, mantiveram-se as tendências descritas anteriormente, de maior contribuição das lagoas entre os ecossistemas continentais do baixo rio Doce. Embora esses ecossistemas aquáticos estejam mais vulneráveis à exposição ao MLD do que os lagos (ecossistemas profundos), o resultado atual revigora a importância das lagoas para o funcionamento ecossistêmico do baixo rio Doce.

### 2.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE

O Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES engloba a porção do baixo rio Doce, com estações amostrais localizadas na porção final do rio Doce nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. A modificação da malha amostral realizada no Novo Ciclo de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, em agosto de 2022, incluiu como novos sítios amostrais os reservatórios de Mascarenhas e Aimorés, este



último localizado na divisa de Minas Gerais e Espírito Santo, além de uma estação em Minas Gerais (Tumiritinga), para obtenção de dados hidrológicos. A porção do baixo rio Doce é receptadora de todo o sistema de drenagem do alto e médio rio Doce, que abarcam cerca de 86% da Bacia. No baixo rio Doce, o canal fluvial do rio Doce conecta-se a grandes sub-bacias, como o Manhuaçu, Guandu e Santa Maria do Doce, entre outros. O domínio geomorfológico do Grupo Barreiras abriga um sistema de lagos e lagoas naturais como o Palmas, Juparanã, Nova, Areal e a laguna Monsarás, que podem ser alcançadas pelas águas do canal fluvial durante o período de cheias do rio Doce.

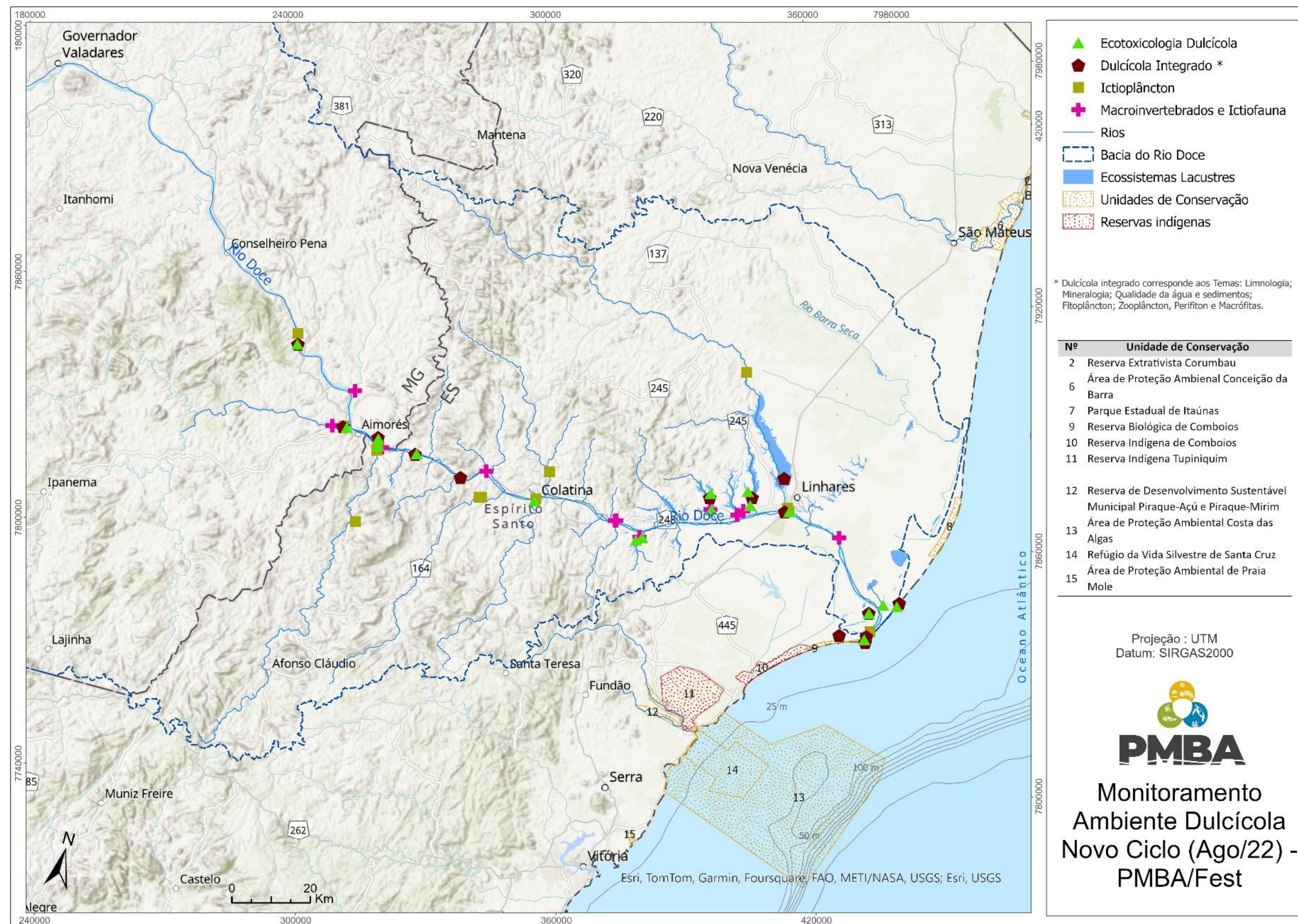
A área de estudo compreende os reservatórios de Aimorés e Mascarenhas, uma estação amostral à montante dos reservatórios em Tumiritinga (MG), o canal fluvial do rio Doce, o rio Guandu (sistema fluvial controle até a revisão do TR4), o rio Manhuaçu (novo ponto controle selecionado na revisão do TR4, período do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES), sistemas fluviais tributários, além de ecossistemas lacustres profundos (os lagos) e rasos (as lagoas), conforme apresentado na Figura 1. Para fins analíticos essa área foi setorizada em: setor Calha, setor Foz, setor Tributários, setor Reservatórios, setor Lagos e setor Lagoas.

Os temas no Ambiente Dulcícola obedecem, metodologicamente, a malhas amostrais específicas, delimitadas de acordo com o objeto de estudo e suas particularidades. Desta forma, os temas Mineralogia, Qualidade da Água e Sedimentos, Limnologia, Perifíton, Fitoplâncton, Zooplâncton, Macrófitas Aquáticas, denominados como Dulcícola Integrado, estão alinhados com a malha amostral que compreende atualmente, no setor Reservatório, as UHE Aimorés (ERA) e Mascarenhas (ERM), no setor Tributários, o rio Manhuaçu (E2), no setor Lagos, Juparanã (E20), Palmas (E28) e Nova (E19), no setor Lagoas, Areal (E24), Cacimbas (E27) e Monsarás (E25), no setor Calha do rio Doce, as estações E0a, E0 e E21 e no setor Foz, as estações E26 e E26f, de acordo com a o tema Ecotoxicologia, segue a malha amostral que abrange no setor Reservatórios, a UHE Aimorés (UHE AIM) e Mascarenhas (UHE MAS), no setor Tributários, o rio Manhuaçu (RMH-01), no setor Calha do rio Doce os pontos Resplendor (RDO-10), Baixo Guandu (RDO-11) e Colatina (RDO-13) e no setor Foz (RDO-16). O tema Integração fluvio-estuarina obtém dados na malha amostral compreendida no setor Calha do rio Doce em Tumiritinga - Minas Gerais (E0MG) e em Linhares (E21), e no setor Foz em Regência (E26).

Os temas Ictioplâncton, Ictiofauna Dulcícola, Genética de Peixes e Macroinvertebrados Bentônicos seguem malhas amostrais específicas, configuradas da seguinte forma: Ictioplâncton: setor Calha do rio Doce (Baixo Guandu – P1; Colatina – P2; Linhares – P3), setor Foz (foz – P4), setor Tributários (rio Guandu - P5 e P6, rio Santa Joana - P7, rio Santa Maria - P8, rio Pancas - P9, Rio São José - P10 e P11 e rio Manhuaçu - P12) e no setor Reservatórios (UHE Aimorés - P13). A Ictiofauna dulcícola, Genética de Peixes e Macroinvertebrados bentônicos compartilham a malha amostral compreendendo no setor Reservatórios (UHE Mascarenhas - P1B e Aimorés - P12), no setor Calha do rio Doce (Itapina – P8B, Colatina – P2 e Linhares - P3 e P4) no setor Lagos (Limão - P5, Óleo - P6 e Palmas -P10) e no setor Tributários (rio Manhuaçu - P11 e ribeirão Palmas - P7).



Figura 1: Mapa com localização das estações de monitoramento do Ambiente Dulcícola para todos os Temas.

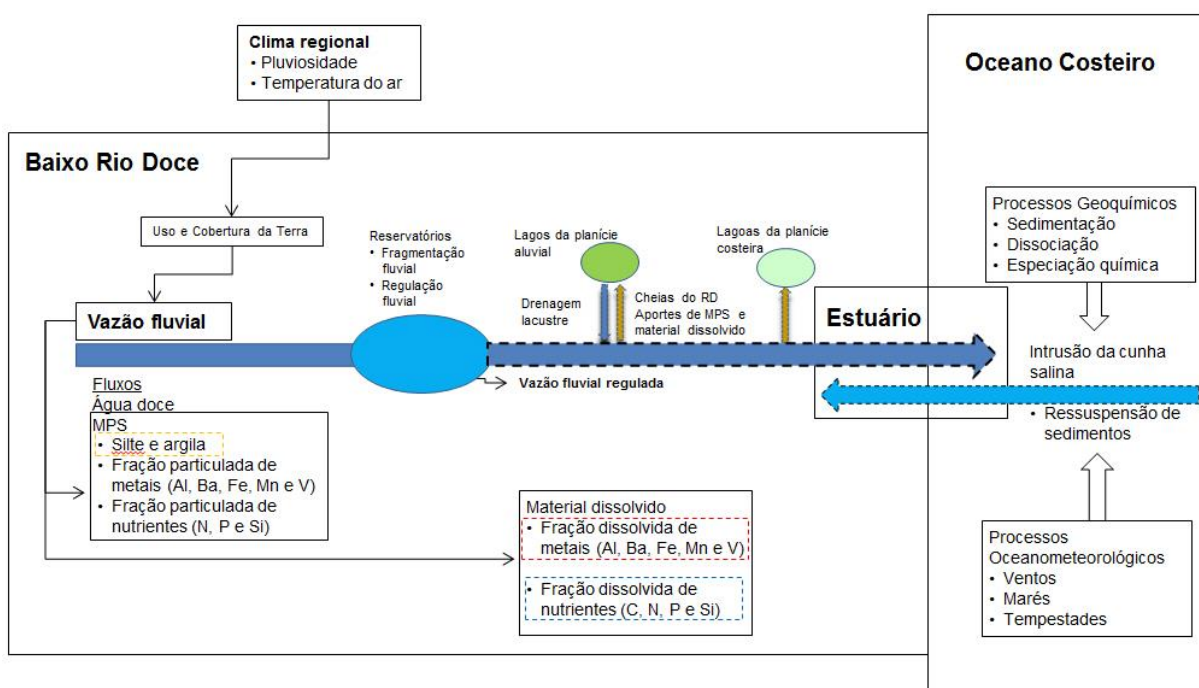




## 2.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS

As principais forçantes que influenciam na dinâmica e conectividade do baixo rio Doce estão apresentadas na Figura 2. A vazão fluvial, regida por forçantes climáticas, em conjunto com os aspectos de uso e ocupação da paisagem são os principais mecanismos que influenciam o pulso de inundação, o transporte e as áreas de deposição dos contaminantes nos ecossistemas do baixo rio Doce. O transporte de material particulado afeta os ecossistemas lacustres da planície aluvial durante os eventos de cheias do rio Doce com o fluxo lateral para lagos da planície aluvial do baixo rio Doce, como o Lago Nova, e para planície costeira afetando as lagoas Areal e a Laguna Monsarás. Os fluxos de materiais (i.e., MPS, nutrientes e metais traço) para o oceano e zona costeira adjacente constitui um importante indicador da integridade geoquímica da bacia hidrográfica continental.

Figura 2: Modelo conceitual da conectividade longitudinal e lateral do rio Doce com os ecossistemas aquáticos do baixo rio Doce.



### 2.4.1 Indicadores abióticos

A análise do contexto da paisagem sobre as características gerais da bacia hidrográfica, sua dinâmica e processos é fundamental na identificação dos principais fenômenos associados ao transporte de elementos e contribuições para a bacia. No contexto do rio Doce, **a modelagem da produção de água** descreve a porcentagem de água que aporta para a região flúvio-estuarina-marinha do rio Doce, sendo as contribuições advindas de montante do reservatório de Aimorés e das sub-bacias a jusante como fundamentais para o balanço hídrico da região. Ao longo dos seis anos do PMBA/Fest-UFES, o Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019) foi o ano em que a porção a montante do reservatório Aimorés mais contribuiu com a produção de água aportada à região flúvio-estuarina do rio Doce, chegando a 87%, sendo o Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021) o de menor contribuição, com cerca de 72% da produção de água no período chuvoso e 73% no período seco. **A estimativa da geração de**

**sedimentos** na Bacia do rio Doce indicou que, a tendência na geração de sedimentos na Bacia do rio Doce variou para mais (todos os períodos chuvosos) ou para menos (todos os períodos secos) a depender do índice pluviométrico, o que ressalta a influência da sazonalidade hidrológica sobre esse indicador. Apesar de serem tendências quase autocorrelacionáveis, a ocorrência dos novos cenários climáticos torna essas condições bastante importantes no contexto da gestão do trecho do baixo rio Doce. De forma comparativa, as áreas de drenagem dos rios Santo Antônio, Piracicaba, Carmo, Caratinga e Suaçuí Grande se destacam como as principais áreas de geração de sedimentos na Bacia do rio Doce, pois suas áreas de contribuição estão sujeitas a altos índices pluviométricos que, em conjunto com o solo degradado, tendem a elevar a erosão. As principais fontes de sedimentos que fluem para o rio Doce são provenientes das sub-bacias dos rios Santo Antônio, Piracicaba, Carmo, Caratinga, Piranga e Suaçuí Grande. Uma **avaliação da ressuspensão do MLD**, em nível de bacia, indicou que a ressuspensão não ocasionou aumento significativo na quantidade total de sedimentos que é exportada para a zona estuarina do rio Doce, embora estimou-se uma elevação da descarga sólida em suspensão no período chuvoso. No entanto, é importante destacar que, naturalmente, a Bacia do rio Doce apresenta alta geração e transporte de sedimentos com picos de descargas sólidas no período chuvoso (MS\_Tema Integração Fluvio-estuarina, RA2024), de forma que uma percepção de relação entre a elevação atual da descarga sólida nesses períodos e a ressuspensão do MLD é difícil, considerando que os tributários não impactados também tendem a aumentar suas descargas sólidas aportadas ao rio Doce. As maiores gerações e **transporte de sedimentos** na Bacia do rio Doce foram estimadas para o Ano 4 (outubro de 2021 a setembro de 2022), seguido do Ano 2 (outubro de 2019 a setembro de 2020) e 5 (outubro de 2022 a setembro de 2023), correspondendo aos anos que apresentaram as maiores médias pluviométricas do período avaliado. Em termos de **vazões** média e máxima diárias, o período chuvoso do Ano 4 (período de maior precipitação pluviométrica do PMBA/Fest-UFES) apresentou os maiores valores de todo o período monitorado, 1.577 m<sup>3</sup>/s e 5.505 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. As relações das vazões médias diárias do período chuvoso do Ano 4 em comparação aos demais períodos úmidos monitorados foram, respectivamente, 3,0 para o Ano 1, 2,2 para o Ano 6; 1,6 para o Ano 2; 1,8 para o Ano 3 e 1,2 para o Ano 5. Para os períodos secos, os menores valores de vazões média e mínima diárias foram observados no Ano 1, cujos valores foram 192 m<sup>3</sup>/s e 78 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. Em termos médios, a vazão média diária dos períodos secos monitorados foi 336 m<sup>3</sup>/s e para períodos chuvosos foi 1.009 m<sup>3</sup>/s. Na análise da **descarga sólida de sedimentos**, o Ano 4 apresentou valores médio e máximo superiores (20.439 e 190.868 t/d, respectivamente), aos demais anos monitorados, para o período chuvoso, cujos valores de descargas médias e máximas diárias de sedimentos totais foram, respectivamente: 2.316 e 38.456 t/d (Ano 1), 11.230 e 167.594 t/d (Ano 2), 5.689 e 50.935 t/d (Ano 3), 16.218 e 127.871 t/d (Ano 5) e 3.761 e 24.982 t/d (Ano 6). Os resultados de monitoramentos de vazões e fluxos de sedimentos na estação E21 corroboram os resultados obtidos para pluviosidade e modelagem de sedimentos, que também apresentaram valores mais elevados no período chuvoso do Ano 4. Considerando um aspecto fundamental de manejo da bacia, as **ações de dragagem da UHE Risoleta Neves** são avaliadas no contexto do PMBA/Fest-UFES. Segundo os dados informados, o volume de dragagem acumulado (incluindo a emergencial ocorrida em 2016) se encontra em 1.410.000 m<sup>3</sup>. A última ação de dragagem

na UHE ocorreu em 2022 e desde então não foram identificadas novas ações de dragagem. Desta forma a quantidade de material dragado na UHE Risoleta Neves, desde o início das atividades, em 2016, até setembro de 2024 é de 1.410.000 m<sup>3</sup>. Em relação às ações de restauração da bacia, até setembro de 2024, o valor atualizado para o total acumulado de nascentes em recuperação foi de 2.741 nascentes, correspondendo a cerca de 55% do montante total objetivado pelo Programa 27, restando ainda um percentual expressivo a ser finalizado. Em relação ao **percentual de áreas de recuperadas** em relação ao total estipulado no Programa de Recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Recargas Hídricas - PG 26, até setembro de 2024, o valor acumulado de área de APPs com processo de recuperação iniciado foi de 42.489 hectares ao longo da bacia, correspondendo a 100% da meta, enquanto para áreas reflorestadas o percentual alcançado até setembro/2024 foi de 27,1% da meta proposta. O **repasso para esgotamento sanitário** ainda não avançou o suficiente. Dos municípios contemplados pelas ações do Programa 31 verificou-se que quatro se encontram com repasse ainda não iniciado, 15 estão em fase inicial do repasse da verba, 14 se encontram com obras em andamento e apenas 6 com obras concluídas, sendo eles Colatina, Ipatinga, Linhares, Rio Casca, rio Doce e São José do Goiabal. Estima-se que foi repassado até setembro de 2024 um valor total de R\$ 103.663.955,80. A **análise da qualidade da água** à jusante das ações revelou que os valores de turbidez e de concentração de sólidos suspensos apresentaram variações ao longo do período de tempo considerado, com concentrações expressivas registradas no final de 2015 e nos anos imediatamente posteriores. Durante o período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, iniciado em 2018, observou-se valores muito menores do que os observados no período inicial da passagem do MLD. As concentrações, tanto a montante como a jusante do reservatório apresentaram grandes variações, sendo maiores em períodos com maiores índices de precipitação, evidenciando a óbvia influência direta das condições climáticas sobre os parâmetros analisados.

Considerando os aspectos **limnológicos**, foi observado no setor Calha do rio Doce que as concentrações de **MPS e turbidez** no período chuvoso do Ano 6 (C6) foram mais baixas que os chuvosos dos Anos 4 e 5 (C4 e C5), mas ainda acima do limite máximo admissível de 100 UNT para Classe 2 da Resolução CONAMA N. 357 de 2005. Nos reservatórios de Mascarenhas (ERM) e Aimorés (ERA), observou-se um padrão semelhante de distribuição de MPS e turbidez, com concentrações de MPS e turbidez no Ano 6 de monitoramento relativamente superiores ao Ano 4. Nos Lagos Nova (E19) e Juparanã (E20) a claridade da água tem diminuído significativamente (incremento MPS e turbidez), principalmente a partir dos Anos 3 e 4 do monitoramento (Kruskall-Wallis,  $p < 0,05$ ). Nos rios não impactados Manhauçu (E2) e Guandú (E17), assim como nas estações impactadas do rio Doce, não foram observadas diferenças significativas para a claridade da água entre os anos de monitoramento (Kruskall-Wallis,  $p < 0,05$ ). No rio Guandú as medianas de MPS e turbidez são superiores ao rio Manhauçu e as estações do rio Doce. Um outro aspecto de peculiar atenção em relação às características limnológicas do ambiente dulcícola é a **acidez/alcalinidade** da água, uma vez que a capacidade de tamponamento da água que possa implicar na especiação de metais como Fe<sup>2+</sup> (Ferroso) e Fe<sup>3+</sup> (Férrico) e semimetais como As (arsênio). Foram observadas tendências de redução do pH e alcalinidade em todos os ecossistemas da malha amostral do PMBA/Fest-UFES ao longo dos seis anos. A diminuição do pH foi significativa (Kruskall-Wallis,  $p < 0,05$ ) no setor Calha do rio Doce,

setor reservatórios, setor lagos e setor lagoas, sem diferenças significativas (Kruskall-Wallis,  $p < 0,05$ ) entre os períodos secos e chuvosos em todos os setores amostrais do ambiente dulcícola do PMBA/Fest-UFES. Neste sentido, as águas mais ácidas do baixo rio Doce podem favorecer a especiação de metais depositados no sedimento dos corpos d'água. A **estratificação térmica da coluna d'água** é avaliada pela resistência térmica relativa integrada (RTRi), e condiciona indiretamente a dinâmica do oxigênio dissolvido e o potencial de oxirredução no fundo dos lagos. Valores elevados de RTRi são correlacionados com condições hipóxicas ( $< 2,0$  mg/L de oxigênio dissolvido) e anóxicas no fundo da coluna d'água e potencial de oxirredução negativo. Os valores mais elevados de RTRi ocorreram no período chuvoso, com as camadas de água superiores mais quentes e oxigenadas e as camadas mais profundas mais frias e com menor concentração de oxigênio, portanto, menor Predox. Durante o período seco, a coluna d'água apresenta estabilidade térmica instável ocorrendo mistura entre as camadas superiores e inferiores e, portanto, as trocas de oxigênio entre superfície e fundo. Ao longo dos anos de monitoramento, os reservatórios são fracamente estratificados, os lagos estratificam fortemente no verão e desestratificam no inverno e as lagoas são predominantemente desestratificadas. Considerando que o Lago Nova (E19) foi impactado com a intrusão de material ligado ao desastre, a elevada estabilidade térmica favorece as condições de hipolímnio anóxico com condições predominantemente redutoras. Desse modo, a solubilidade de formas reduzidas de nutrientes e metais é amplamente favorecida. Esta condição é impulsionada ainda pela **condição oxidante/redutora da coluna d'água**, que representa as condições oxidantes (potencial positivo) e redutoras da coluna d'água (potencial negativo) que condicionam a especiação de elementos e substâncias químicas. Ao longo dos seis anos de monitoramento, foi observada uma diminuição significativa (Kruskall-Wallis,  $p < 0,05$ ), do potencial oxiredutor (Predo) nos reservatórios, lagos e lagoas, geralmente muito influenciado pela profundidade dos ecossistemas aquáticos. Neste contexto, as condições redutoras observadas podem favorecer significativamente a especiação de metais nos ecossistemas do baixo rio Doce, propiciando o fenômeno de retroalimentação positiva de contaminação. Com relação ao **fluxo de nutrientes**, diretamente associado ao uso e ocupação da bacia, os resultados obtidos evidenciam um aumento significativo nos fluxos de nutrientes com ênfase nos fluxos de fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo inorgânico dissolvido e silício. Este padrão de incremento, observado em diferentes análises estatísticas, sugere que as dinâmicas de fluxo de nutrientes estão fortemente influenciadas por fatores hidrológicos, como a variação das vazões. Por exemplo, os maiores fluxos de nutrientes foram registrados nos períodos chuvosos (vazão média dos períodos chuvosos  $1252,8 \pm 939,8$  m<sup>3</sup>/s) em comparação com os períodos secos (vazão média dos períodos secos  $296,9 \pm 178,2$  m<sup>3</sup>/s) (Mann Whitney,  $p < 0,05$ ). A partir da análise de nutrientes e outras variáveis limnológicas de produtividade (ex: clorofila a), foi determinado o **índice de estado trófico (IET)**, que busca descrever o nível de produtividade primária de um ecossistema aquático, permitindo identificar alterações na qualidade da água e na condição do ecossistema, o que pode refletir em impactos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos. Com o auxílio do IET, foi possível classificar os ecossistemas monitorados em estados que variam de oligotróficos (IET de 59 a 63), caracterizados por um metabolismo mais equilibrado, a eutróficos (IET de 59 a 63), nos quais o metabolismo intensificado leva a uma decomposição maior de matéria orgânica, decréscimo do

oxigênio dissolvido e condições de maior acidez. Exceto na Lagoa Cacimbas (E27), observou-se uma tendência geral de redução nas concentrações de fósforo total e clorofila-a, que são os principais componentes do cálculo do IET. A tendência decrescente do IET ao longo dos anos no setor Calha do rio Doce, no Lago Juparanã (E20) e nas Lagoas (E24) e Monsarás (E25) é confirmada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). As lagoas mostraram-se mais suscetíveis à eutrofização. O Lago Palmas (E28) encontra-se predominantemente eutrofizado, enquanto lagos como Limão, Nova, Juparanã, assim como os reservatórios Aimorés e Mascarenhas, foram consistentemente classificados como mesotróficos. No setor lagoas, o índice oscilou entre estados mesotrófico e eutrófico, com episódios de condições mais críticas, como as classificações super (E24 e E27) e hipereutrófica (E25).

O estudo mineralógico sobre os oxihidróxidos de Fe, um dos elementos traçadores do MLD registrou redução nos teores de caulinita e oxihidróxidos de ferro no setor Lagos. No setor Calha, a composição mineralógica permaneceu estável, sem alterações, com presença evidente de fases de oxihidróxidos de Fe (Fed e Feo), incluindo o setor foz do rio Doce (E26F).

Através da análise dos índices CWQI para metais na água, foi possível classificar o estado atual da qualidade da água nos setores dulcícolas, de forma geral, como majoritariamente justos. No setor Lagos, houve evolução positiva do indicador, com índices que classificaram a água em condição Boa. Destaca-se a presença do elemento bário em concentrações persistentemente elevadas em todos os ambientes monitorados, bem como de alumínio, ultrapassando, ambos, os limites estabelecidos pelo NOAA e gerando forte influência no índice de poluição CWQI. No setor Lagoas, a lagoa Monsarás apresentou o pior índice, com condição considerada entre Marginal e Justa. Ainda do ponto de vista de contaminantes inorgânicos, analisando os resultados obtidos para os indicadores SQG-q para poluição dos sedimentos de modo geral, observa-se uma predominância de índices moderadamente impactados, seguido por um número significativo de índices não impactados em todos os setores do ambiente dulcícola. Destaca-se ainda as altas concentrações de arsênio no sedimento do lago Juparanã (E20) e a lagoa do Areal (E24), nos quais onde as concentrações máximas foram até oito vezes superiores aos limites estabelecidos pelo NOAA crônico. No setor Tributários e Reservatórios, a condição observada no sedimento foi de não impactado, considerando o período do monitoramento.

Na matriz sedimento, são analisados os **contaminantes orgânicos**, que incluem os pesticidas PCBs (bifenilas policloradas), hidrocarbonetos alifáticos-HA e poliaromáticos-HPA e compostos fenólicos. Na matriz Água, essas análises foram interrompidas em 2022. Os resultados mostram que o setor lagos é mais impactado com pesticidas e fenóis que os tributários Manhuaçu e Guandu, que o rio Doce e que as lagoas. Os lagos Nova e Juparanã apresentam, regularmente, os maiores teores de contaminantes orgânicos ao longo do PMBA/Fest-UFES. No Ano 1 de monitoramento, o lago do Limão também esteve por vezes moderadamente impactado com poluentes orgânicos. No ano 6, a qualidade dos lagos apresentou melhora, estando moderadamente impactados. Os resultados revelam ainda ecossistemas muito impactados com o uso do pesticida DDT, com índices elevados de não conformidade segundo CONAMA classe 2 e NOAA crônico em lagos, lagoas e rios. A presença desses pesticidas deve ser motivo de atenção. Os resultados do índice CWQI para compostos orgânicos (PCBs/HPAs) e fenóis na



água indicam valores entre marginais e levemente contaminados na água, sobretudo nas estações do Rio Guandú (E17), Doce (E0; E21, E22 e E26F).

#### 2.4.2 Indicadores bióticos

A **riqueza de espécies fitoplanctônica** pode ser considerada baixa, com média de 13 espécies identificadas ao longo do monitoramento, com máximo de 29 espécies na lagoa Cacimbas (E27) e 6 no setor Calha do rio Doce (E0). A adição frequente de novas espécies à comunidade indica a dinamicidade de composição da comunidade nos diversos setores dulcícola do PMBA/Fest-UFES. Considerando os critérios de classificação de grau de estresse ambiental baseados nos valores de diversidade (Barbosa et al., 2001. Wilhm e Dorris, 1968) e os resultados sempre abaixo de 3, os ecossistemas do baixo rio Doce foram classificados entre moderado e alto grau de estresse ambiental. Em geral, os valores de diversidade foram menores dos reservatórios e maiores nos lagos, porém também sem nenhum padrão sazonal evidente. Há um destaque para a **densidade de cianobactérias** nos setores do ambiente dulcícola, notadamente nos setores lago e lagoas, nos quais a densidade de cianobactérias ultrapassou o limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, atingindo valores acima de 400mil cel/mL nos lagos e acima de 2 milhões cel/mL nas lagoas. As altas densidades de espécimes do gênero *Synechocystis* e das espécies *Microcystis aeruginosa*, *Aphanocapsa holsatica* e *Plantolyngbya limnetica* têm influenciado os valores gerais de diversidade de espécies. Uma vez que as cianobactérias podem potencialmente produzir cianotoxinas e causar florações, a abundância desses microrganismos deve ser monitorada com atenção, em atendimento à resolução CONAMA 357/2005, sobretudo para os ecossistemas que comungam usos múltiplos (abastecimento, pesca, recreação).

Para o **perifíton**, a **riqueza de espécies** apresentou tendência de aumento de espécies nos ecossistemas lóticos e reservatórios nos períodos de seca, que apresentaram menores valores de vazão e turbidez. Houve ainda aumento da diversidade de espécies durante os períodos de seca, especialmente no rio Doce, tributários e reservatórios e uma redução da diversidade nas estações chuvosas, confirmando a grande influência dos períodos sazonais sobre a comunidade. No setor Calha do rio Doce, a diversidade de espécies exibiu redução nos valores de forma mais acentuada no período chuvoso do Ano 5. A **contribuição de matéria inorgânica** na biomassa do perifíton foi consideravelmente alta no setor Calha do rio Doce e reservatórios (especialmente o reservatório Mascarenhas), ambos setores impactados pelo MLD, além dos tributários (não impactados pela passagem do MLD). Por outro lado, nos lagos e lagoas (não impactados) o perifíton, de forma geral, foi composto principalmente por matéria orgânica. Para o perifíton, não houve grandes mudanças temporais em relação à contribuição dos tipos de guildas de diatomáceas. As **diatomáceas com baixo perfil** (sensu Passy 2007) compreendem geralmente aquelas que vivem mais aderidas ao substrato, e, portanto, menos sujeitas as forças mecânicas do fluxo da água, sendo sensíveis ao aumento de nutrientes. Esse indicador pode mostrar como essa guilda de diatomáceas responde às variações na concentração de nutrientes e velocidade de corrente. Esse grupo apresentou tendência de redução na densidade nos períodos chuvosos dos ecossistemas lóticos e reservatórios. Quanto às **diatomáceas móveis**, que são as que apresentam mobilidade e tem a capacidade física de selecionar habitats mais



adequados, reduzindo a limitação de recursos (nutrientes, luz, dentre outros), compreendendo principalmente espécies eutróficas e tolerantes à poluição, mostraram tendência de diminuição na densidade nos períodos chuvosos para os ecossistemas lóticos e reservatórios, porém de forma menos acentuada do que foi observado para as diatomáceas de baixo perfil. De maneira geral, foi observada estabilização na **riqueza de espécies de macrófitas** ao longo do monitoramento, assim como a abundância de espécies exóticas como *Eichornea azurea* também se mantém igualmente estável ano a ano. Para vários componentes estruturais da comunidade de macrófitas aquáticas, especialmente **abundância e diversidade de espécies**, os pulsos sazonais de seca e chuva são fatores reguladores fundamentais, sendo perceptíveis desvios sazonais, especialmente durante o período chuvoso, com menor densidade e diversidade no setor Calha do rio Doce. No período seco, a densidade e diversidade nas lagoas sofrem declínios em função da mudança do habitat. Avaliando-se a capacidade de **metalofilia** das macrófitas aquáticas, os resultados obtidos indicaram potencial expressivo para as espécies *Eichhornia azurea* e *Pistia stratiotes* em ambos os períodos sazonais no setor Rio. No período chuvoso, para Alumínio, Manganês e Zinco, os maiores valores de metais foram detectados nas raízes de *E. azurea*. Para todos estes metais, com exceção do Zinco, os valores encontrados nos tecidos vegetais foram mais elevados do que os observados na água. Os resultados indicam capacidade promissora de fitorremediação das plantas aquáticas presentes no setor Rio.

As tendências gerais da **comunidade zooplancônica** em relação à **riqueza e diversidade de espécies** mantém-se similares aos detectados nos últimos anos de monitoramento, com maior **diversidade beta taxonômica e funcional** (variabilidade de espécies e funcional) detectada nos setores tributários (rio Guandu e rio Manhauçu), e no setor Calha do rio Doce. Entretanto, considerando **a riqueza funcional**, todos os ecossistemas estão perdendo traços funcionais ao longo do tempo, o que pode refletir a ação de importantes filtros ambientais. Com relação ao **recrutamento**, avaliado em relação à densidade e biomassa de formas jovens de copépodos, ainda não são observados sinais de estabilidade no incremento, o que pode afetar a comunidade zooplancônica diante de cenários ambientais mais restritivos.

De forma geral, a desova das espécies de peixes no rio Doce, objeto de estudo do **ictioplâncton**, segue um padrão espacial bem definido, com maior concentração detectada na calha principal, especialmente nas estações de amostragem entre Colatina e Linhares (P02 e P03). Nessas localidades, as **densidades** de ovos são significativamente superiores às registradas nas demais estações. Em contraste, a estação P01, localizada no trecho do rio Doce entre as usinas de Aimorés e Mascarenhas, apresenta baixas densidades de ovos, possivelmente influenciadas pelo controle de fluxo e pela interrupção das rotas migratórias provocadas pelas barragens. Essa mesma estação, no entanto, destaca-se por sua alta **densidade de larvas**, indicando que, embora não seja uma área prioritária para a desova, atua como uma zona crucial de deriva de larvas. Essa dinâmica sugere que a atividade reprodutiva no trecho é predominantemente oriunda dos tributários Guandu e Manhauçu, cuja confluência nesse segmento fragmentado contribui para o transporte de larvas para o rio Doce. O efeito sazonal é pronunciado na dinâmica do ictioplâncton dulcícola, ocorrendo desovas significativamente mais intensas em comparação com as estações secas refletindo um padrão

consistente com a sazonalidade reprodutiva amplamente documentada para as espécies do ictioplâncton dulcícola. Um dos resultados mais intrigantes do monitoramento do ictioplâncton dulcícola é o registro das desovas ocorrerem predominantemente na área afetada pelo MLD no rio Doce e não nos tributários, como esperado. Supõe-se que os tributários do baixo rio Doce não apresentem condições favoráveis nem a capacidade suporte necessárias para manter a atividade reprodutiva das espécies em relação ao rio Doce. Em relação às densidades de ovos, não foram observadas diferenças significativas nos tributários do rio Doce, mas em relação às larvas, a estação P11, no rio São José, à jusante do lago Juparanã, se destaca por apresentar densidades consideravelmente diferentes das demais. Esse resultado está associado à presença abundante de larvas de origem marinha, incluindo espécies como as manjubas (Engraulidae), o agulha-branca (*Hyporhamphus unifasciatus*) e o peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*). É provável que essas espécies utilizem o lago Juparanã como área de reprodução, com as larvas derivando para o rio Doce através do rio São José. Em relação à **Integridade e viabilidade das larvas e juvenis**, até o momento, foram registradas quatro alterações incomuns nas fases iniciais de vida dos peixes: (i) RCA, rompimento da cavidade abdominal; (ii) SAC, sedimento avermelhado ou brilhante aderido ao corpo; (iii) SCI, sedimento avermelhado ou brilhante em cavidades internas, como boca e intestino; e (iv) DC, deformidade na região da cabeça. A condição DC (deformidade na região da cabeça) foi registrada pela primeira vez em novembro de 2021 e, desde então, tem apresentado um aumento significativo a cada ano. No primeiro ano de ocorrência, foi observada em apenas 5 táxons, todos sendo espécies de água doce. Atualmente, até setembro de 2024, a condição foi registrada em pelo menos 12 táxons distintos, abrangendo tanto espécies de água doce quanto de origem marinha. As demais alterações, por sua vez, têm ocorrido de forma pontual desde o início do monitoramento de ictioplâncton, em 2020, sem um padrão temporal definido. As larvas com alterações incomuns ocorrem predominantemente em todas as estações de amostragem do rio Doce localizadas em áreas impactadas pelo MLD, enquanto as ocorrências nas áreas não impactadas (tributários) têm sido raras. Tem sido observada uma tendência clara e significativa de aumento na incidência de indivíduos com deformidades na região da cabeça (DC) ao longo do tempo, o que também está associado ao crescimento no número de táxons afetados por essa condição. Até o momento, as anomalias registradas foram identificadas em 14 táxons distintos. Entre os mais afetados estão a curimba do gênero *Prochilodus*, as espécies de piau da família Anostomidae e o mandi amarelo (*Pimelodus maculatus*), seguidos pela piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*) e o dourado (*Salminus brasiliensis*). Por outro lado, não foi observada uma tendência clara em relação à proporção de larvas com RCA (rompimento da cavidade abdominal), SAC (sedimento aderido ao corpo) e SCI (sedimento entre os interstícios) ao longo dos anos. No entanto, as anomalias registradas, especialmente as deformidades na cabeça, juntamente com seus padrões de distribuição, sugerem que os impactos do MLD podem estar afetando, direta ou indiretamente, a integridade e a viabilidade das larvas de peixes em deriva na calha do rio Doce.

Em relação aos **macroinvertebrados bentônicos**, pode-se observar nos setores Calha do rio Doce, Tributários e Reservatórios, uma tendência de aumento da **riqueza e densidade**, considerando um gradiente espacial dos trechos (pontos amostrais) mais a montante em direção à foz, além do incremento observado também no setor lagos. Os resultados evidenciaram ainda diferenças

significativas entre áreas impactadas e não impactadas, com alguns desvios de tendências gerais entre o setor Tributários e o setor Calha do rio Doce. **A composição dos principais táxons** (famílias e classe) nos ecossistemas e períodos sazonais (chuvosos e secos) indicou a predominância espacial e sazonal de táxons tolerantes e resistentes dentro da abordagem de bioindicadores (principalmente larvas de insetos da família Chironomidae e moluscos gastrópodes e bivalves). A partir da abordagem de **qualidade ambiental: habitat físico**, e utilizando-se a composição proporcional de bioindicadores, obteve-se que as áreas impactadas pela passagem do MLD foram classificadas pelo protocolo de avaliação de habitats como impactadas e alteradas e apenas o ponto P9 (córrego São Pedro Frio) não impactado foi classificado como natural. A avaliação da composição dos **grupos tróficos funcionais** detectou que três grupos de alimentação funcional predominaram durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES (coletores-catadores, filtradores e raspadores), indicando supressão funcional de macroinvertebrados. A **qualidade da água** foi avaliada através da aplicação de um índice multimétrico bentônico, com base na riqueza e composição de organismos sensíveis, tolerantes e resistentes, com o objetivo de avaliar a qualidade das águas dos pontos amostrais na calha do rio Doce e tributários. Os resultados obtidos indicaram que as melhores condições da qualidade das águas (boa e muito boa qualidade), foram observadas nos períodos secos, confirmando as tendências descritas em outros temas de redução da turbidez e presença do MLD. Não foram detectados valores classificatórios de qualidade regular ou ruim para os pontos amostrais incluídos na análise. As melhores avaliações da qualidade de água foram obtidas nos períodos secos e apenas os pontos P1B (reservatório Mascarenhas), P2 (calha do rio Doce - Colatina), P4 (calha do rio Doce - Linhares) e P8B (calha do rio Doce - Colatina – IFES) tiveram status de qualidade regular e os demais pontos amostrais tiveram status de qualidade boa e muito boa.

O estudo da **ictiofauna** no PMBA/Fest-UFES tem sido conduzido considerando-se alguns aspectos fundamentais da comunidade. Entre esses, a **riqueza de espécies** indicou que a riqueza taxonômica na área de estudo foi composta por 79 espécies de peixes, sendo 50 nativas e 29 introduzidas. O setor Calha do rio Doce é o ecossistema com o maior número de espécies exclusivas (16), seguida do setor tributários (6), setor lagos e setor reservatórios (2), enquanto o rio Manhuaçu não apresenta nenhuma espécie exclusiva. Além disso, 12 espécies são compartilhadas entre todos os ecossistemas mostrando uma alta plasticidade e tolerância. As tendências temporais para riqueza de espécies mostram uma estabilidade para a calha do rio Doce, aumento para Lagos e Reservatórios, e redução nos Tributários. De forma geral, dentre todos os setores, o setor reservatórios pode ser considerado o mais impactado em relação à proporção de espécies introduzidas e nativas. De forma preocupante, é o setor que mais compartilha espécies com o setor Calha do rio Doce. Em relação à **proporção de espécies introduzidas e a biomassa de espécies nativas e introduzidas**, os resultados mantiveram-se similares em relação ao observado durante todo o PMBA/Fest-UFES, com tendência ao aumento de espécies introduzidas e diminuição de espécies nativas ao longo do tempo em quase todos os setores, com exceção do setor tributários, onde a biomassa das espécies nativas foi maior que a de introduzidas. Em termos de gestão da bacia e planejamento de ações de restauração esse é um importante resultado para subsidiar estratégias futuras. A biomassa das espécies introduzidas teve discreto aumento durante os períodos chuvosos monitorados, especialmente para os setores lagos e reservatórios, em função

do aumento das espécies introduzidas. As alterações derivadas do período chuvoso parecem favorecer a ampliação do nicho espacial das espécies introduzidas, consolidando a plasticidade dessas espécies na exploração de novos recursos e habitats. A avaliação da **diversidade beta taxonômica**, ou seja, a variação na composição de espécies entre ecossistemas e períodos sazonais, causada pela substituição ou perda de espécies, mostrou padrões distintos entre os setores, como por exemplo: no setor calha do rio Doce e setor reservatórios observou-se uma substituição crescente de espécies nativas por introduzidas, com estas últimas dominando progressivamente. No setor lagos, a diversidade beta apresentou-se relativamente estável ao longo do monitoramento, marcada por picos constantes de desaparecimento e substituição de espécies. No setor tributários, apesar das flutuações na diversidade beta, as espécies nativas ainda são mais representativas. Essas variações espaciais da diversidade beta reforçam a importância no planejamento espacial de restauração da ictiofauna do baixo rio Doce. As análises da **ecologia trófica (consumo de itens alimentares)** das assembleias de peixes revelaram a presença de dez guildas tróficas, e apenas a traíra (*Hoplias malabaricus*) apresentou a mesma guilda trófica (Piscívoro) nos ecossistemas avaliados e ao longo do monitoramento. Em contraste, a composição da dieta das espécies nativas (*Astyanax lacustris*, *Awaous tajasica*, *Geophagus aff. brasiliensis* e *Pachyurus adspersus*) e introduzidas (*Hoplosternum littorale*, *Pimelodus maculatus*, *Pygocentrus nattereri*, *Cichla monoculus* e *Knodus moenkhausii*) diferiu entre os ecossistemas e ao longo do monitoramento. Os resultados evidenciam que apesar destas espécies apresentarem alguma seletividade em sua dieta, foram capazes de adaptar suas dietas de acordo com as condições ambientais e disponibilidade de recursos, reforçando a sua plasticidade trófica. As análises de biologia reprodutiva das espécies nativas confirmaram resultados anteriores, mostrando a predominância de fêmeas nativas em relação aos machos nativos nos lagos e na calha do rio Doce, diferentemente das espécies introduzidas, que mostraram uma proporção semelhante entre os sexos. A proporção sexual entre machos e fêmeas indica que as espécies introduzidas estão mais equilibradas do que as espécies nativas nos ambientes dos lagos e da calha do rio Doce, sendo que a proporção ficou próxima de 1:1. A **avaliação do recrutamento de espécies nativas e introduzidas** manteve as tendências observadas anteriormente, com forte recrutamento (> 190 recrutas) das seguintes espécies introduzidas na calha do rio Doce: Tilápia *Oreochromis niloticus*, Mandi-amarelo *Pimelodus maculatus*, Pacu-CD *Metynnis lippincottianus* e a Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri*. Nos lagos, predominaram os Tucunarés *Cichla monoculus* e *Cichla kelberi*, o Pacu-CD *Metynnis lippincottianus*, o Jacundá *Saxatilia lepidota*, a Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri* e o Mato-Grosso *Hyphessobrycon eques*. No reservatório da UHE Aimorés, as espécies introduzidas e nativas com maior recrutamento (< 190 recrutas) durante as campanhas do Ano 5 foram as espécies Pacu-CD *Metynnis lippincottianus* e Lambari *Astyanax lacustris*. Nos tributários, observou-se predominância no recrutamento de espécies nativas, sendo o Acará *Geophagus aff. brasiliensis* e Tainha *Mugil curema* com maior número de indivíduos (acima de 190 recrutas). De forma geral, ao longo de todo monitoramento, foi observada predominância de recrutamento de espécies introduzidas no setor Calha do rio Doce, setor Lagos e setor Reservatórios, exceto nos tributários, com maioria de espécies nativas. Com relação à **análise comparativa dos estágios de maturação gonadal (EMG)**, que busca verificar se as populações de peixes nativos e introduzidos apresentam diferentes estágios de desenvolvimento

gonadal (repouso (F1/M1), maturação (F2/M2), maduros (F3/M3), desovados (F4) ou espermiados (M4) para fêmeas e machos) nos diferentes setores monitorados (Rio Doce, Lagos, Reservatórios e Tributários) e suas potenciais variações sazonais, detectou a presença de peixes em diferentes estágios de maturação gonadal para as espécies nativas e introduzidas, caracterizando o sucesso reprodutivo nos diferentes ecossistemas contemplados no PMBA/Fest-UFES, com tendência de melhor desempenho reprodutivo das espécies introduzidas em relação às nativas. No setor Calha do rio Doce e setor Tributários, as espécies introduzidas mostraram maior frequência relativa de EMG desovado (F4) do que as espécies nativas, assim como no EMG espermiado (M4), caracterizando uma tendência alarmante do desempenho reprodutivo das espécies introduzidas nesses ecossistemas ao longo do monitoramento. Além disso, as características morfológicas do EMG apresentaram padrões normais de desenvolvimento celular, em contraste com o observado no Ano 5, quando foi registrada a presença de alterações morfológicas em alguns exemplares de peixes. Quando analisada a **relação gonadosomática (RGS)**, as espécies introduzidas, como *Pygocentrus nattereri*, *Knodus moenkhausii* e o *M. lippincottianus*, assim como as espécies nativas, *Astyanax lacustris*, *Geophagus aff. brasiliensis*, *Pachyurus adspersus* e *Deuterodon intermedius*, mostraram uma condição favorável da RGS, mesmo sob influência de ambientes impactados por ações antrópicas, o que caracteriza plasticidade de adaptação e reprodução destas espécies.

A **diversidade genética da ictiofauna** indicou que, de forma geral, os índices de diversidade genética, usando tanto **marcadores microsatélites** como **mitocondriais**, indicaram uma tendência de média à baixa diversidade para todas as populações locais das 7 espécies analisadas. a variabilidade genética das 7 espécies analisadas foi fortemente afetada no primeiro ano do monitoramento, ou seja, quatro anos após a passagem do MLD, com uma leve estabilização nos anos seguintes e recuperação a partir do Ano 5. Os Lambaris *Astyanax lacustris* e *Deuterodon intermedius* foram as duas espécies com maior diversidade gênica média. Os **índices de diversidade genética dos marcadores mitocondriais** revelaram três diferentes situações: 1- manutenção em altas taxas ao longo dos anos, como verificado no Lambari *Deuterodon intermedius*; 2 – ascensão dos níveis de diversidade e 3- manutenção de baixas diversidades, como observado na Corvina *Pachyurus adspersus*. Acréscimos na diversidade genética foram observados em algumas espécies, com destaque para o Lambari *Astyanax lacustris* no Ano 5. **Em relação à diversidade filogenética total** (considerando espécies nativas e introduzidas), foi possível observar que a ictiofauna apresentou uma tendência de queda nesse indicador, com as espécies nativas sofrendo redução de 21,2% enquanto a diversidade filogenética total sofreu redução de 10,6%, demonstrando a perda em ritmo mais acelerado da diversidade nativa. Os valores estimados para a **tendência de mudanças temporais na redução populacional das espécies**, mensurados pelo **índice de Garza-Williamson (G-W)**, que permite monitorar a intensidade do gargalo populacional ao longo do tempo, indicam, para a maior parte das espécies analisadas, que a redução de suas populações não variou muito, ou seja, não houve grande variação na amplitude dos índices G-W ao longo dos seis anos de monitoramento, com exceção do observado para as espécies *Deuterodon cf. intermedius*, *Hoplias malabaricus* e *Knodus moenkhausii*, que apresentaram maiores amplitudes de variação desse índice.



### 2.4.3 Indicadores Ecotoxicológicos

As avaliações realizadas para a **Ecotoxicologia** indicaram os efeitos biológicos dos metais e As, mensurados através do **Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador)**. Biomarcadores são alterações biológicas que expressam a exposição e os efeitos tóxicos dos poluentes presentes no ambiente e podem ser mensuradas em nível molecular, celular ou fisiológico. Portanto, os biomarcadores selecionados indicam a exposição do organismo aos contaminantes. Assim, os biomarcadores foram analisados de forma seletiva nos animais, considerando-se os potenciais efeitos biológicos dos metais e do As. As respostas destes diversos biomarcadores são integradas com o uso do Índice de Resposta Biológica. Logo, quanto maior o valor do índice, maior o impacto biológico esperado. Os resultados obtidos para o IBR biomarcador indicam tendências distintas para as comunidades biológicas avaliadas. Para o **plâncton (fito e zooplâncton, nível trófico basal)**, foram obtidos nível elevado de resposta biológica nos setores tributários e rios nas últimas Campanhas realizadas: Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), Campanha 7 (março 2022 – período chuvoso), Campanha 8 (set/out 2022 – período seco), Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso) e Campanha 10 (jun/jul 2023 – período seco). Entretanto, foi observada uma diminuição do índice quando considerado todos os setores ao longo de todo o período de monitoramento, o que pode sugerir, para a comunidade planctônica, uma diminuição pontual dos impactos previamente identificados. Para **camarões (nível trófico intermediário)**, os resultados do IBR biomarcador mostraram tendências de aumento partir da Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), em todos os setores avaliados, e a se manterem elevados até as últimas Campanhas analisadas, principalmente na Campanha 10 (jun/jul 2023 – período seco). De forma geral, o setor lago foi o que apresentou maiores valores do índice ao longo das campanhas, mas principalmente da campanha 6 até a 10. Para **peixes (nível trófico superior)**, observou-se que os valores do IBR Biomarcador estão, de um modo geral, elevados em todos os setores avaliados e em todas as Campanhas realizadas no Ambiente Dulcícola, com uma discreta tendência de redução nas duas últimas Campanhas realizadas (Campanhas 11 e 12 – períodos chuvoso e seco de 2024, respectivamente). O **IBR Bioacumulação**, outro indicador avaliado, integra os níveis de concentração corporal do arsênio (As) e dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) **no plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) dulcícola**. Para o **plâncton (fito e zooplâncton, nível trófico basal)**, os maiores valores do IBR Bioacumulação de metais e As, ao longo de todo o monitoramento, foram observados para o setor Calha do rio Doce. Todos os contaminantes analisados estiveram presentes na formação do IBR Bioacumulação em todas as Campanhas realizadas, com exceção do Pb, o qual participou da composição do índice em apenas cinco Campanhas, demonstrando picos de valores na Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso) e Campanha 8 (set/out 2022 – período seco). Por sua vez, o Hg teve participação importante apenas na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) e Campanha 7 mar 2022 – período chuvoso). Da mesma forma como para o plâncton, O IBR Bioacumulação para amostras de **tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de camarões dulcícolas (nível trófico intermediário)**, indica a presença de arsênio (As) e outros metais nos tecidos. Assim, quanto maior o valor do índice, maior o nível de bioacumulação de arsênio e metais nos tecidos/órgãos dos camarões dulcícolas analisados e, conseqüentemente, maior o impacto biológico esperado. Neste caso, apesar

de não ter sido observado um padrão temporal de variação do IBR Bioacumulação nos setores avaliados, todas as Campanhas apresentaram uma diversidade dos contaminantes analisados contribuindo para a composição dos valores do IBR Bioacumulação nos tecidos. Além disso, todos os contaminantes analisados, com exceção do Cr, ocorreram com grande frequência na composição do IBR Bioacumulação em todas as Campanhas realizadas no período do monitoramento. Cabe ressaltar que o As foi o contaminante que mais se destacou, devido à sua maior frequência de contribuição com picos altos de valores na composição do índice, seguido dos metais Pb e Zn. Além disso, denota-se a partir dos resultados obtidos, que os níveis de bioacumulação de metais e As nos camarões apresentaram variações em longo prazo, possivelmente associadas ao fato de que os invertebrados bentônicos, incluindo os camarões, são organismos de intenso contato com o fundo dos ecossistemas aquáticos, e portanto, podem sofrer influência tanto da qualidade da água quanto do sedimento.

Com relação ao **IBR Bioacumulação determinado para amostras de tecidos (brânquias, fígado e músculo) de peixes dulcícolas**, foi observado que, de forma geral, as variações nos valores do IBR Bioacumulação de peixes dulcícolas seguiram um padrão similar àquelas observadas para os valores do IBR Bioacumulação de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) e de camarões dulcícolas. Entretanto, há uma tendência geral dos valores do índice serem maiores para os peixes. Este fato pode ser uma evidência do processo de biomagnificação da contaminação ao longo da cadeia trófica pelos elementos químicos analisados. Além disso, vale lembrar que tanto peixes onívoros como carnívoros foram avaliados, indicando que diferentes fontes alimentares, como detritos, plantas, algas, microcrustáceos, macrocrustáceos, insetos, anfíbios, outros peixes etc., como comprovado nas análises tróficas da ictiofauna, podem estar contribuindo para os níveis de bioacumulação de metais e As observados nos peixes dulcícolas. O setor Calha do rio Doce foi aquele que se destacou por apresentar os maiores valores de IBR Bioacumulação ao longo do monitoramento, tendo estes sido observados especialmente na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) e Campanha 9 (jan/fev 2023 – período chuvoso). O indicador **Índice de Toxicidade** avalia a qualidade da água e sedimento coletados na malha amostral dulcícola do PMBA/Fest-UFES, do ponto de vista ecotoxicológico, a partir de ensaios padronizados com organismos bioindicadores de diferentes níveis tróficos. Os resultados indicam que amostras de água e sedimento coletadas no setor Calha do rio Doce apresentaram maior toxicidade e que esta toxicidade é mais expressiva em organismos representantes do zooplâncton submetidos a ensaios crônicos. Ademais, os maiores valores de toxicidade foram observados no início do monitoramento (Ano 1 - Campanha 1, 2 e 3) para a região próxima à foz do rio Doce, indicando esta como uma região sensível ao Material Ligado ao Desastre. O sedimento se apresentou mais tóxico do que a água, levando a classificações ecotoxicológicas mais severas (alto valor no índice). Isto pode ser atribuído ao maior teor de matéria orgânica nessa matriz, um fator chave para a partição e especiação de metais e arsênio (As). Em relação à **Diversidade Microbiana**, que avalia os táxons bacterianos em amostras de água (de superfície e de fundo) e de sedimento coletadas na malha amostral dulcícola do PMBA/Fest-UFES, e associa a presença e abundância relativa dos táxons encontrados com a presença do Material Ligado ao Desastre (MLD), indicaram a persistência de grupos bacterianos previamente associados à presença de metais e ao MLD. O gênero *Acinetobacter* destacou-se como bioindicador de contaminação por metais, com distribuição uniforme entre as amostras de água superficial e de



fundo. A similaridade entre comunidades microbianas do sedimento e da água sugere ressuspensão do sedimento do rio Doce, promovendo a transferência de partículas e migração de bactérias associadas. A presença da família Anaerolineaceae, ligada ao MLD, foram observadas especialmente em sedimentos dos setores Lago e Lagoa. O grupo Pirellulaceae apresentou abundância constante próximo ao setor foz do rio Doce, local com os piores índices ecotoxicológicos, indicando seu potencial como bioindicador da qualidade ecológica. O filo Planctomycetes demonstrou variações sazonais, com maior abundância no primeiro ano de análise e um padrão de redução no período seco/2019, seguido de aumento no período chuvoso/2020. Estas oscilações podem estar relacionadas a eventos de ressuspensão de metais, destacando a associação desse filo à poluição por metais pesados e a ambientes extremos

#### 2.4.4 Avaliação global do ambiente dulcícola do PMBA/Fest-UFES

A partir da leitura detalhada dos resultados dos vários temas abordados no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES, é possível detectar vários pontos de intersecção – e confluência de resultados, como por exemplo, o aumento da turbidez da água acompanhado dos processos de ressuspensão e incremento de metais na água, entre outros. Para tentar determinar as respostas da biodiversidade aquática frente às condições ambientais da área de estudo, foram utilizados modelos de tendências temporais (GAM). O principal objetivo desta análise foi representar as principais tendências da biodiversidade aquática, em termos de riqueza taxonômica e funcional, após quase 9 anos da chegada do MLD.

##### Riqueza taxonômica e funcional ao longo do monitoramento

No setor Calha do **rio Doce**, houve decréscimo da riqueza taxonômica para o perifíton, zooplâncton e um leve decaimento para os peixes, enquanto para os demais grupos, as tendências não variaram de forma significativa ao longo do tempo. Nos **setor Tributários**, a riqueza taxonômica aumentou ao longo do monitoramento para as comunidades basais do fitoplâncton e perifíton, e confirmou a tendência de redução para as macrófitas e zooplâncton. Para a ictiofauna não foram observadas alterações temporais significativas (Figura 3). Quanto aos **lagos**, foram observadas flutuações cíclicas na riqueza das macrófitas e do zooplâncton. Para os demais grupos, as flutuações na riqueza não ocorreram de forma significativa. Nas **lagoas**, um aumento na riqueza ao longo do tempo foi obtido para fitoplâncton, perifíton e macrófitas e uma diminuição para zooplâncton. Nos reservatórios, houve decréscimo na riqueza taxonômica para zooplâncton e aumento para peixes. A riqueza de perifíton flutuou de forma cíclica ao longo dos anos nas lagoas. Nos riachos, foi encontrado um decréscimo na riqueza dos peixes (Figura 3).

Em termos de riqueza funcional, nos **rios tributários**, a riqueza funcional aumentou ao longo do monitoramento para a comunidades de perifíton, com redução para o zooplâncton e macrófitas, enquanto para o fitoplâncton e os peixes não foram detectadas alterações significativas (Figura 4). Para o **rio Doce**, houve um decréscimo na riqueza funcional do perifíton, zooplâncton e peixes. A riqueza funcional do fitoplâncton e das macrófitas não flutuaram de forma significativa ao longo dos anos.

**Lagos e lagoas** apresentaram um padrão semelhante para a riqueza funcional, com um aumento nos valores desse atributo para o fitoplâncton e perifíton e decréscimo para macrófitas e zooplâncton. Os **reservatórios** não apresentaram variações nesse atributo para nenhuma comunidade analisada, o que pode ser devido ao baixo número de amostragens nesses ecossistemas. A riqueza funcional dos peixes nos **riachos** também não variou de forma significativa ao longo dos anos (Figura 4).

A partir dos resultados das curvas de suavização (GAM) foi observado que o rio Doce, de modo geral, apresentou perda de espécies e traços funcionais ao longo dos anos de monitoramento, sugerindo que os impactos ambientais ocasionados pelo rompimento da barragem continuam afetando as comunidades biológicas dulcícolas. Os ecossistemas podem se recuperar gradualmente das perturbações conforme a intensidade do distúrbio diminui, porém, dependendo do impacto ambiental, e na persistência de condições adversas para a biodiversidade, a recuperação pode ocorrer em longa escala temporal (Holling, 1973; Scheffer et al., 2001; Jones et al., 2009).

Figura 3: Curvas de suavização obtidas com modelos aditivos generalizados (GAM), mostrando flutuações temporais na riqueza taxonômica das comunidades (A-E) fitoplânctônica, (F-J) perifíton, (K-O) macrófitas aquáticas, (P-T) zooplânctônica e (U-Y) ictiofauna, ao longo do monitoramento no baixo rio Doce. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados  $\pm 95\%$ . Em cinza estão representados os modelos não significativos estatisticamente. Vermelho – rio Doce; amarelo - rios tributários (rio Guandu e Manhuaçu); azul – lagos; verde escuro – lagoas, verde claro – riachos e lilás – reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a setembro de 2024. rio Doce: fitoplâncton ( $F=1,13$ ,  $p=0,34$ ), perifíton ( $F=4,14$ ,  $p=0,002$ ), macrófitas ( $F=1,43$ ,  $p=0,12$ ), zooplâncton ( $F=4,28$ ,  $p<0,001$ ), peixes ( $F=3,50$ ,  $p<0,001$ ); rios Tributários: fitoplâncton ( $F=2,23$ ,  $p=0,002$ ), perifíton ( $F=3,50$ ,  $p=0,03$ ), macrófitas ( $F=6,14$ ,  $p=0,003$ ), zooplâncton ( $F=10,18$ ,  $p=0,002$ ), peixes ( $F=0,31$ ,  $p=0,60$ ); Lagos: fitoplâncton ( $F=2,09$ ,  $p=0,13$ ), perifíton ( $F=3,08$ ,  $p=0,08$ ), macrófitas ( $F=8,34$ ,  $p<0,001$ ), zooplâncton ( $F=5,39$ ,  $p<0,001$ ), peixes ( $F=2,61$ ,  $p=0,07$ ); Lagoas: fitoplâncton ( $F=4,61$ ,  $p=0,004$ ), perifíton ( $F=72,44$ ,  $p<0,001$ ), macrófitas ( $F=12,85$ ,  $p<0,001$ ), zooplâncton ( $F=5,67$ ,  $p<0,001$ ); Riachos: peixes ( $F=4,70$ ,  $p=0,03$ ); Reservatórios: fitoplâncton ( $F=0,58$ ,  $p=0,45$ ), perifíton ( $F=6,71$ ,  $p<0,001$ ), macrófitas ( $F=0,83$ ,  $p=0,37$ ), zooplâncton ( $F=3,84$ ,  $p=0,04$ ), peixes ( $F=10,86$ ,  $p=0,002$ ).

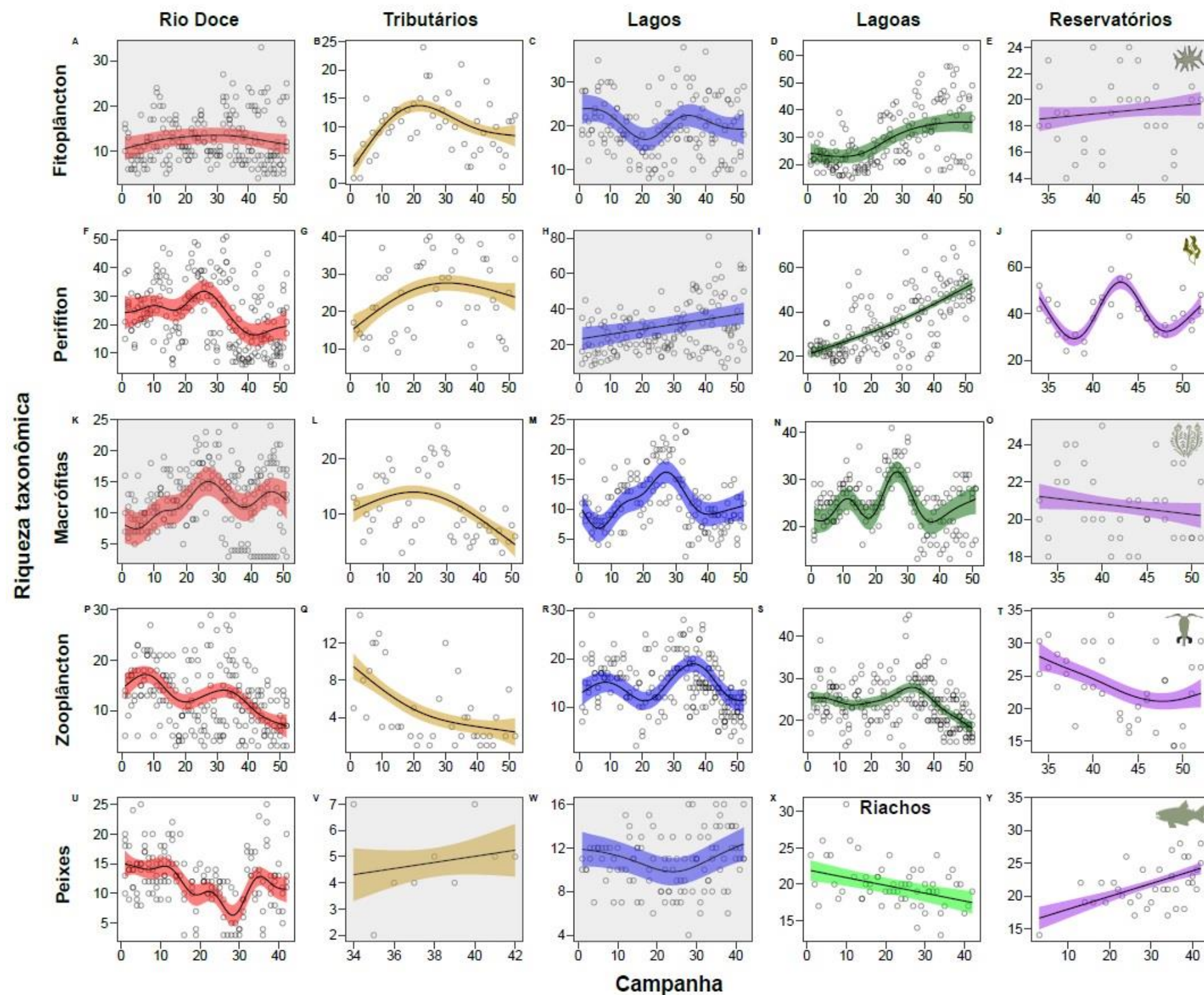
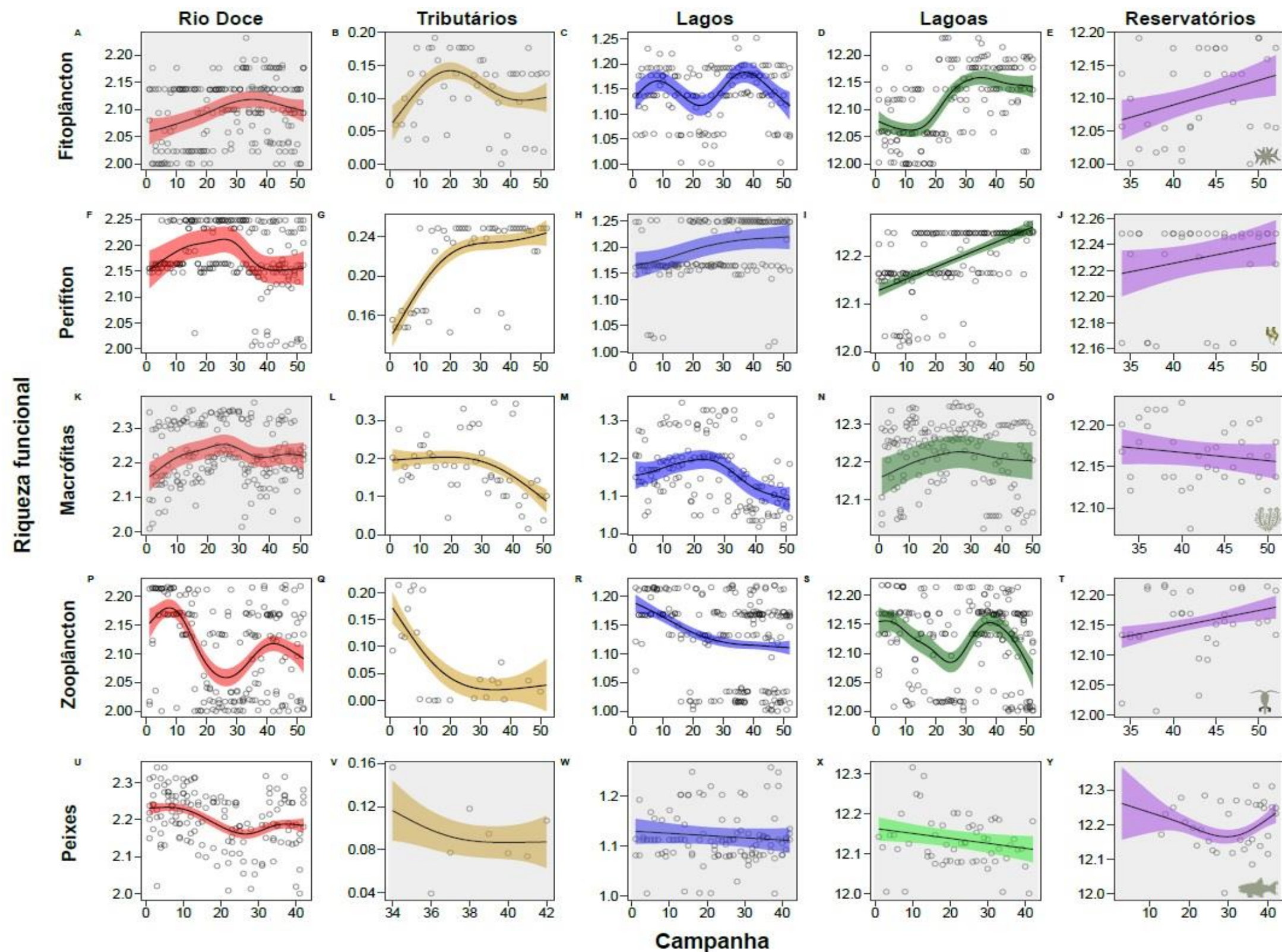




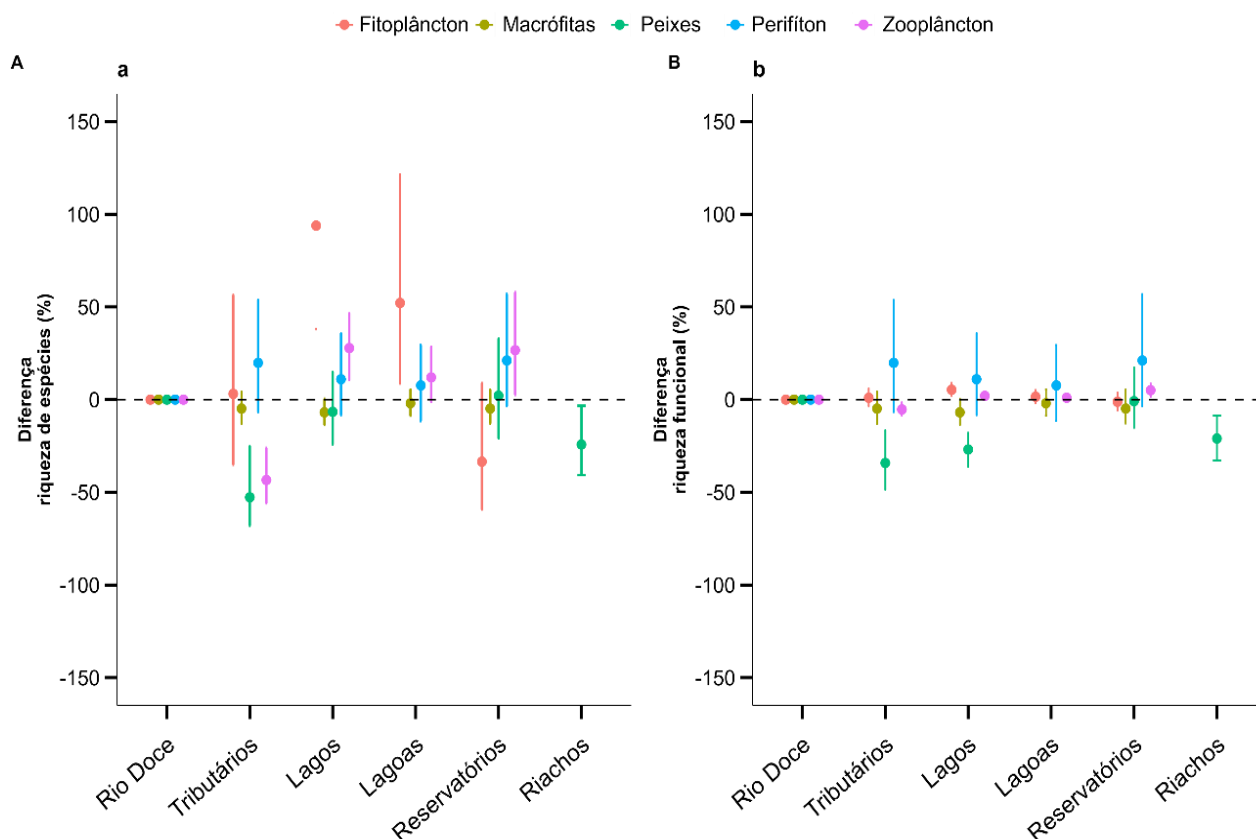
Figura 4: Curvas de suavização obtidas com modelos aditivos generalizados (GAM), mostrando flutuações temporais na riqueza funcional das comunidades (A-E) fitoplânctônica, (F-J) perifíton, (K-O) macrófitas aquáticas, (P-T) zooplânctônica e (U-Y) ictiofauna, ao longo do monitoramento no baixo rio Doce. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados  $\pm 95\%$ . Em cinza estão representados os modelos não significativos estatisticamente. Vermelho – rio Doce; amarelo – rios tributários (rio Guandu e Manhuaçu); azul – lagos; verde escuro – lagoas, verde claro – riachos e ilhás – reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a setembro de 2024. rio Doce: fitoplâncton ( $F=3,32$ ,  $p=0,01$ ), perifíton ( $F=9,56$ ,  $p<0,001$ ), macrófitas ( $F=1,39$ ,  $p=0,25$ ), zooplâncton ( $F=7,15$ ,  $p<0,001$ ), peixes ( $F=5,60$ ,  $p=0,0004$ ); rios Tributários: fitoplâncton ( $F=1,48$ ,  $p=0,13$ ), perifíton ( $F=17,31$ ,  $p<0,001$ ), macrófitas ( $F=5,33$ ,  $p=0,009$ ), zooplâncton ( $F=8,42$ ,  $p=0,002$ ), peixes ( $F=0,68$ ,  $p=0,63$ ); Lagos: fitoplâncton ( $F=3,08$ ,  $p=0,11$ ), perifíton ( $F=12,50$ ,  $p<0,001$ ), macrófitas ( $F=3,61$ ,  $p=0,01$ ), zooplâncton ( $F=11,1$ ,  $p<0,001$ ), peixes ( $F=0,25$ ,  $p=0,62$ ); Lagoas: fitoplâncton ( $F=36,71$ ;  $p<0,001$ ); perifíton ( $F=55,05$ ;  $p<0,001$ ); macrófitas ( $F=1,56$ ;  $p=0,27$ ); zooplâncton ( $F=3,72$ ;  $p=0,003$ ); Riachos: peixes ( $F=1,26$ ,  $p=0,27$ ); Reservatórios: fitoplâncton ( $F=1,97$ ;  $p=0,38$ ); perifíton ( $F=0,01$ ;  $p=0,91$ ); macrófitas ( $F=0,36$ ;  $p=0,55$ ); zooplâncton ( $F=2,57$ ;  $p=0,12$ ); peixes ( $F=2,01$ ;  $p=0,19$ ).



Comparando a riqueza taxonômica dos grupos monitorados nos rios tributários (rio Guandu e rio Manhuaçu), lagos, lagoas, reservatórios e riachos com a riqueza do rio Doce (ecossistema de comparação), encontramos que nos tributários a riqueza taxonômica do zooplâncton e dos peixes são menores do que no rio Doce (Figura 5a). Entretanto, nos lagos a riqueza taxonômica do zooplâncton e do fitoplâncton são maiores do que no rio Doce. Além de ser maior nos lagos, a riqueza taxonômica do fitoplâncton também é maior nas lagoas do que no rio Doce (Figura 5a). A riqueza taxonômica dos peixes nos riachos é menor do que no rio Doce.

Em relação à riqueza funcional dos grupos monitorados nos rios tributários (rio Guandu e rio Manhuaçu), lagos, lagoas, reservatórios e riachos com a riqueza do rio Doce (ecossistema de comparação), encontramos que nos rios tributários, lagos e riachos a riqueza funcional dos peixes foi inferior ao observado no rio Doce (Figura 5b). Especificamente, a riqueza taxonômica e funcional de perifíton e macrófitas não diferiram de lagos, lagoas, reservatório e rios controles em comparação ao rio Doce (Figura 5a,b).

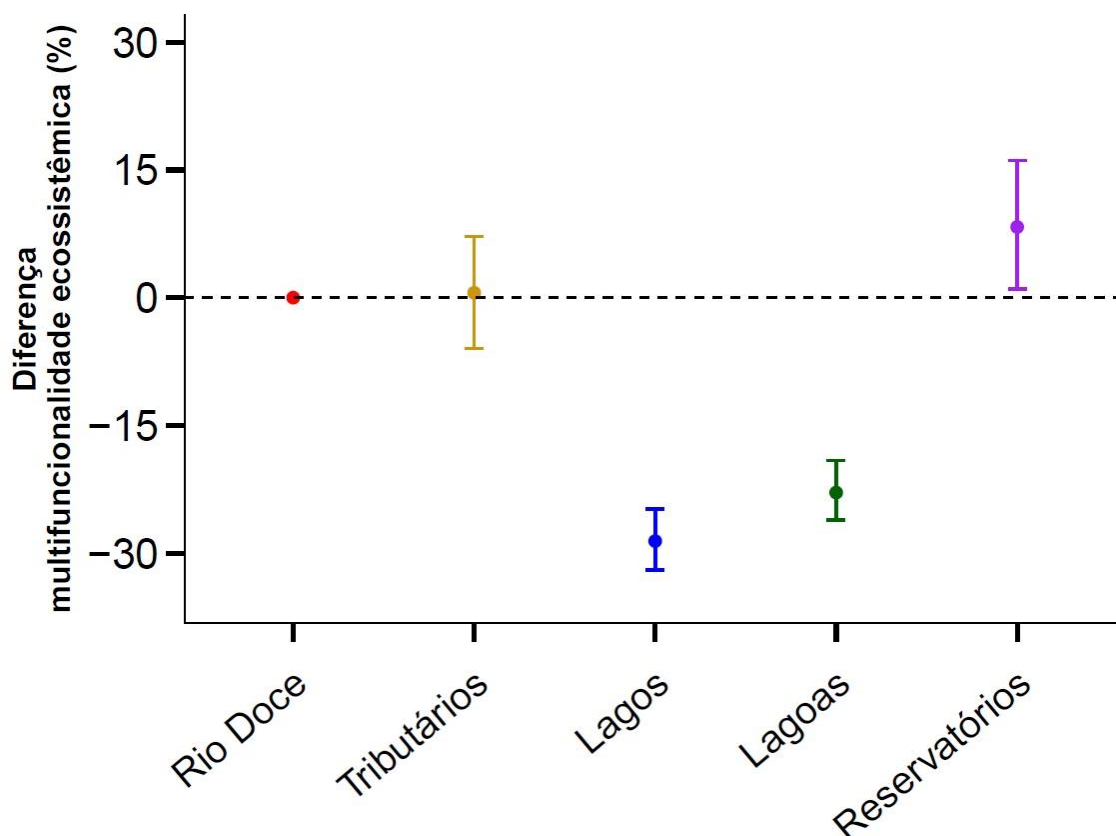
Figura 5: Comparação da riqueza dos grupos de organismos entre os ecossistemas monitorados no PMBA/Fest-UFES dulcícola. Porcentagem de diferença na (a) riqueza taxonômica e (b) riqueza funcional de fitoplâncton, perifíton, zooplâncton, macrófitas e peixes entre os ecossistemas monitorados no PMBA/Fest-UFES (rio Doce; rios tributários – rio Guandu e rio Manhuaçu; lagos; lagoas; reservatórios e riachos). As barras de erro mostram os intervalos de confiança de 95%. A diferença percentual da mudança para os ecossistemas foi escalonada em comparação às mudanças no rio Doce (ecossistema fonte de comparação nos modelos). Quando o intervalo de confiança não sobrepõe o 0, isso indica que houve diferença. Período amostral: outubro de 2018 a setembro de 2024.



### Multifuncionamento ecossistêmico

Quanto à multifuncionalidade ecossistêmica, os reservatórios suportam uma maior multifuncionalidade ecossistêmica do que o rio Doce ( $P = 0,027$ ). Enquanto a multifuncionalidade dos lagos ( $P < 0.001$ ) e lagoas ( $P < 0.001$ ) foi 30% e 20% menor, respectivamente, em relação ao rio Doce. A multifuncionalidade nos rios tributários ( $P = 0.877$ ) não foi diferente da multifuncionalidade do rio Doce (Figura 6). Os ecossistemas lacustres, especialmente os mais rasos, são mais vulneráveis à exposição ao MLD (Santos et al., 2022). Esse resultado reforça a importância de medidas de restauração nesses ecossistemas para maximizar um melhor funcionamento ecossistêmico do baixo rio Doce após quase nove anos do rompimento da barragem de Fundão.

Figura 6: Comparação da porcentagem de diferença na multifuncionalidade ecossistêmica entre os ecossistemas monitorados no PMBA/Fest-UFES dulcícola (rio Doce; rios tributários – rio Guandu e rio Manhuaçu; lagos; lagoas e reservatórios). As barras de erro mostram os intervalos de confiança de 95%. A diferença percentual da mudança para os ecossistemas foi escalonada em comparação às mudanças no rio Doce (ecossistema fonte de comparação nos modelos). A multifuncionalidade foi estimada usando a abordagem “multifuncionalidade média”, usando nutrientes (fosfato, nitrato, amônio), disponibilidade de oxigênio e biomassa animal (biomassa de rotíferos, cladóceros e copépodes). Quando o intervalo de confiança não sobrepõe o 0, isso indica que houve diferença. Período amostral: outubro de 2018 a setembro de 2024.





### **Relação das variáveis ambientais e metais com a riqueza**

Como esperado, foi detectada relação positiva dos metais com a turbidez (Figura 7), sugerindo que o aumento na concentração de metais resulta em um aumento da turbidez da água, como já documentado anteriormente na literatura (Nasrabadi et al., 2016, Carmo et al., 2017). Por sua vez, a turbidez apresentou relações negativas com a riqueza funcional do perifíton e o zooplâncton no período chuvoso. Portanto, os resultados sugerem que a elevada concentração de metais no período chuvoso, ocasionam de maneira indireta em uma redução da riqueza funcional desses grupos biológicos, através do aumento da turbidez da água.

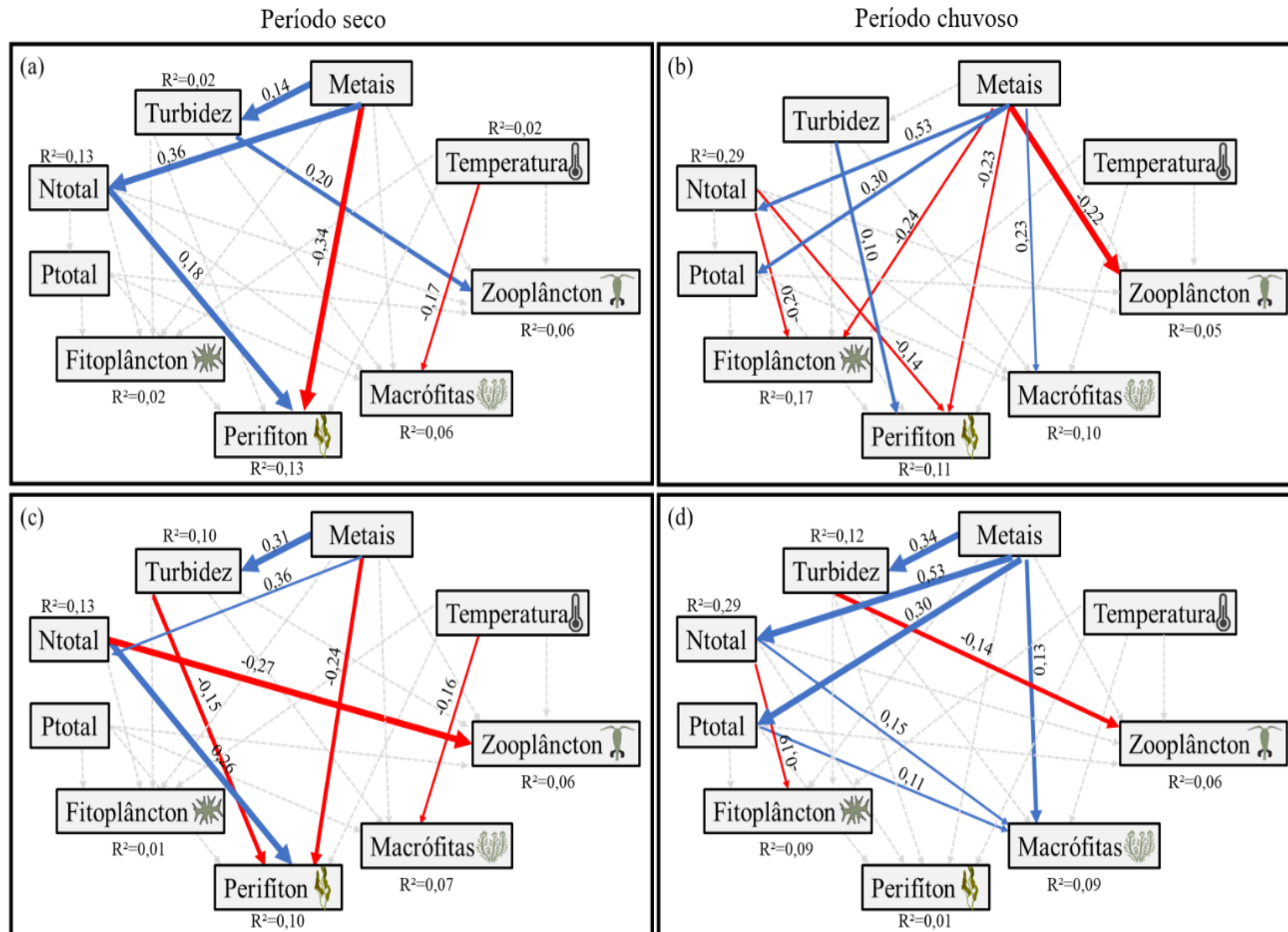
Além disso, foi detectada relação negativa dos metais com as comunidades de perifíton (Figura 7a-c), fitoplâncton (Figura 7b), zooplâncton (Figura 7b) e relações positivas com as macrófitas (Figura 7b e d). Relações negativas entre metais e esses componentes bióticos são comumente relatadas, pois os metais inibem o crescimento do fitoplâncton e perifíton e selecionam espécies tolerantes, reduzindo a riqueza de espécies (Okamura & Aoyama, 1994; Austin & Deniseger, 1985). Já a relação positiva encontrada entre os metais e as macrófitas pode ser ocasionada pela alta capacidade de absorção de metais pesados por essas plantas aquáticas (Rezania et al. 2016), que podem utilizar os metais como micronutrientes.

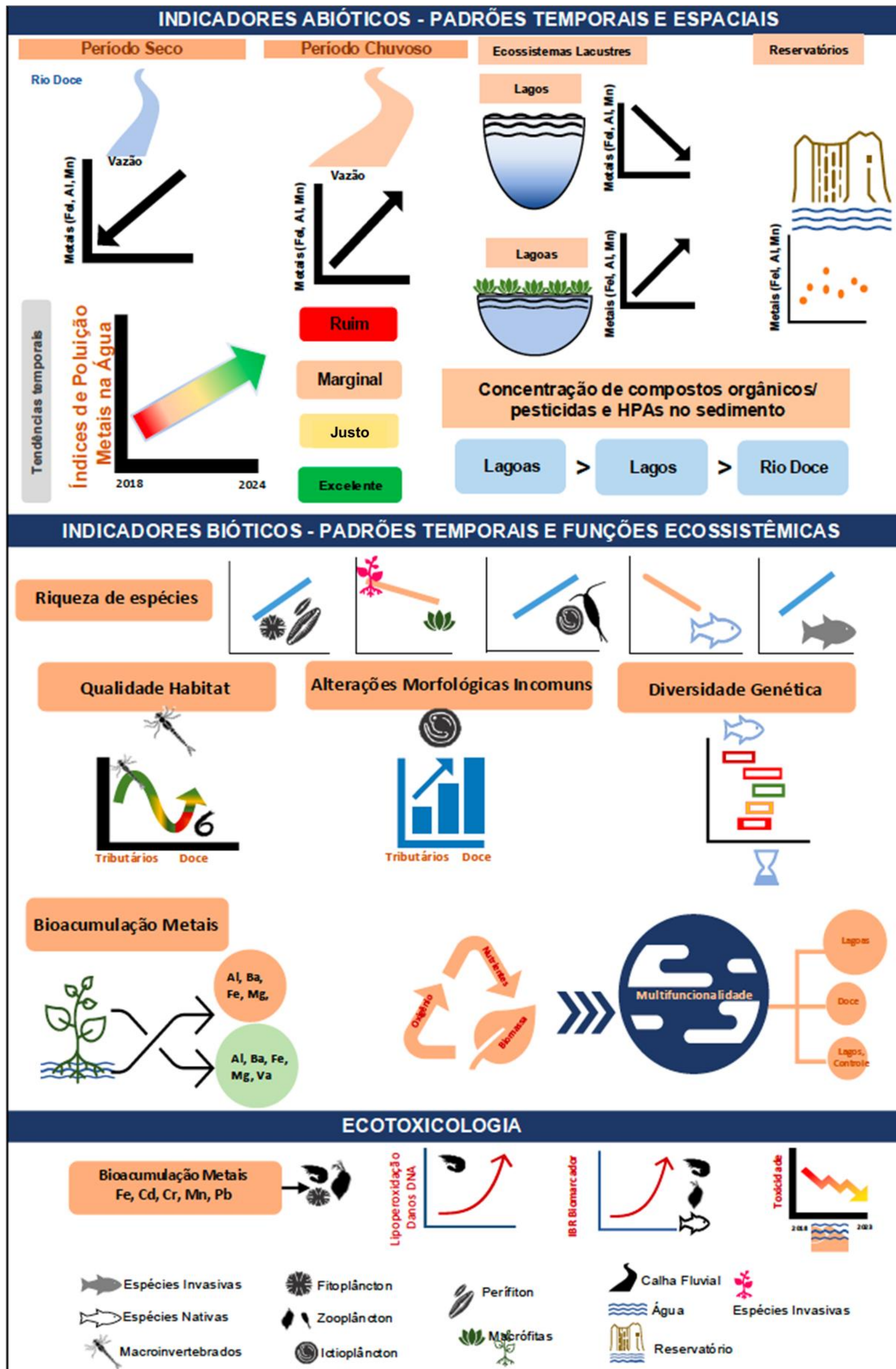
Entre os nutrientes, o nitrogênio total apresentou relações positivas com o perifíton para ambas as riquezas no período seco (Figura 7a,c) e com a riqueza funcional das macrófitas no período chuvoso (Figura 7d). O crescimento e reprodução dos produtores primários pode ser favorecida por elevadas concentrações de nutrientes (Elser et al., 2007). O fósforo total apresentou relação positiva apenas com a riqueza funcional das macrófitas no período chuvoso (Figura 5d). A temperatura apresentou relações negativas apenas com as macrófitas no período seco, para riquezas taxonômica e funcional (Figura 7a,c).



Figura 7: Modelos de equação estrutural de relações entre preditores ambientais (metais, temperatura, fósforo total, nitrogênio total e turbidez) e seus efeitos nas riquezas taxonômicas e funcionais das comunidades biológicas dulcícolas (fitoplâncton, perifíton, macrófitas, zooplâncton) nos distintos períodos hidrológicos, ao longo de todo monitoramento. (a) riqueza taxonômica no período seco; (b) riqueza taxonômica no período chuvoso; (c) riqueza funcional no período seco; (d) riqueza funcional no período chuvoso. As linhas sólidas azuis e vermelhas representam as rotas positivas e negativas significativas ( $p < 0,05$ ), respectivamente. Setas cinzas tracejadas representam caminhos não significativos ( $p > 0,05$ ). A espessura das setas significativas representa o nível de significância, sendo as setas mais grossas representativas de valores de  $p < 0,001$ , as intermediárias  $p < 0,01$  e as mais finas de  $p < 0,05$ . Os valores de cada seta representam o tamanho de efeito da relação, ou seja, a magnitude do coeficiente de regressão padronizado. Os valores de  $R^2$  ajustado para os modelos são fornecidos próximos às caixas de variáveis endógenas.

Ntotal=nitrogênio total; Ptotal= fósforo total. Período amostral: outubro de 2018 a setembro de 2024.







## 2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados no presente relatório preservam as tendências gerais reportadas em documentos anteriores, que identificam a ação e influência do MLD sobre a qualidade da água nos diversos setores do ambiente dulcícola do PMBA/Fest-UFES. Os efeitos sazonais que moldam a influência do MLD permanecem como impulsionadores da dinâmica de materiais e biológica no baixo rio Doce e merecem especial atenção em decorrência dos cenários climáticos. As grandes alterações climáticas podem influenciar a difusão de contaminantes e facilitam frequentemente as invasões biológicas, conduzindo a potenciais impactos interativos nos ecossistemas de água doce (Rodrigues *et al.*, 2024). Em uma bacia hidrográfica fragilizada como o rio Doce, esses são desafios complexos à restauração dos ecossistemas aquáticos e precisam ser considerados nas estratégias de restauração da área afetada pelo MLD. A biodiversidade na área estudada ainda apresenta claramente sinais de distúrbios, embora seja perceptível que alguns ecossistemas, como as lagoas, podem suportar alta diversidade de grupos e, portanto, importantes na recomposição da biodiversidade local. Por fim, vale salientar que a presente síntese não esgota os principais resultados encontrados para o Ambiente Dulcícola, que podem ser consultados em maiores detalhes nos Materiais Suplementares de cada um dos Temas.

## 3 SÍNTESE DO AMBIENTE MARINHO

### 3.1 O ECOSISTEMA E OS INDICADORES

Os ambientes marinhos são ecossistemas reconhecidamente sensíveis, cujas capacidades de resistência /turbações em áreas já vulneráveis, como a região costeira do Espírito Santo, dificultando ainda mais os processos de recuperação ambiental. As modificações resultantes desses impactos afetam tanto as condições abióticas quanto as comunidades bióticas em todos os níveis hierárquicos, abrangendo desde produtores primários até predadores de topo e decompositores. Além disso, essas alterações comprometem processos ecossistêmicos essenciais, como a ciclagem de nutrientes. Mudanças na dinâmica e estrutura ecológica da região podem, por sua vez, afetar significativamente os serviços ecossistêmicos. No Ambiente Marinho do Espírito Santo, um dos serviços ecossistêmicos mais relevantes é a provisão de pescado, atividade fundamental para a subsistência das comunidades pesqueiras e para a economia local. Nesse contexto, com base em um conjunto de indicadores definidos a partir da literatura e das variáveis analisadas ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-UFES, a presente síntese apresenta as principais variações espaço-temporais e os impactos observados no Ambiente Marinho.

A construção dessa síntese baseia-se em um conjunto abrangente de indicadores que refletem diferentes escalas ecológicas, desde marcadores mineralógicos e geoquímicos do sedimento e da água até aspectos biológicos, como estrutura genética, fisiologia, populações, comunidades e comportamento. Essa abordagem integrada permite uma caracterização abrangente da dinâmica da biodiversidade aquática no Ambiente Marinho impactado pelo Material Ligado ao Desastre (MLD)

oriundo da bacia do rio Doce. A seleção dos indicadores foi fundamentada nos resultados obtidos ao longo do monitoramento e na expertise das equipes responsáveis por cada tema, refletindo as variáveis mais representativas para descrever a variabilidade espaço-temporal da qualidade ambiental e da biodiversidade. Ressalta-se que os indicadores utilizados estão em constante avaliação e podem ser ajustados, substituídos ou complementados à medida que novos dados e conclusões forem incorporados, sem prejuízo para as interpretações apresentadas na presente síntese.

### 3.1.1 Indicadores abióticos

**Turbidez e Material Particulado em Suspensão (MPS):** A turbidez é um indicador direto da concentração de sedimentos em suspensão que, por sua vez, é um indicador indireto da presença do MLD no ambiente. Este indicador pode ser avaliado em escala regional, por meio de imagens de satélite, e pode ser utilizado para o entendimento do efeito causado por variações nas condições meteoceanográficas. O MPS é uma medida direta e local do quanto de material está sendo aportado pelo rio, auxiliando na compreensão dos processos de dispersão do sedimento.

**Assinatura do MLD:** A razão isotópica entre estrôncio e neodímio, juntamente com as concentrações desses elementos, permitem estabelecer curvas de mistura sedimentar em configurações binárias ou ternárias de forma a inferir as contribuições relativas dos diferentes termos-fonte sedimentares postulados. Desta forma, a análise dos sedimentos armadilhados, quando comparados com o modelo de mistura e resultados de testemunhos, permite avaliar quantitativamente a presença de material decorrente da foz do rio Doce, cuja assinatura foi previamente determinada. Ainda, a descrição do fundo marinho e taxas de acumulação no fundo, somadas ao potencial de mobilidade de sedimento superficial de fundo, podem mostrar a espacialidade do MLD depositado e a sua sensibilidade à ressuspensão.

**Qualidade da Água e Sedimentos:** As variáveis geoquímicas da água e do sedimento são avaliadas a partir da aplicação de índices de qualidade para cada matriz, levando em consideração os metais (As, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn) e os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (Benzo(a)-anthracene - BaA; Benzo(a)pyrene -BaP; Benzo(b)fluoranteno - BbF; Benzo(k)fluoranteno - BkF; Criseno - Chry; Dibenzo(a,h)anthraceno – DahA), bem como o incremento de nutrientes na água (nitrogênio total, fósforo total, nitrito, nitrato, n-amoniacal, sílica e ortofosfato dissolvidos) e elementos terras raras.

### 3.1.2 Indicadores bióticos

Diferentes níveis tróficos são representados pelos indicadores da biodiversidade aquática utilizados no PMBA/Fest-UFES:

**Produtores Primários:** Nos ambientes marinhos, as algas são os principais produtores primários e base de muitas cadeias tróficas. A avaliação deste grupo é feita a partir da análise da diversidade e saúde do fitoplâncton relacionado à coluna d'água, além dos simbiontes de corais e cobertura de macroalgas em ambientes recifais. Além de funcionarem como bioindicadoras de estressores

ambientais, as alterações na estrutura das comunidades de algas podem auxiliar no entendimento de possíveis alterações em outros níveis tróficos, pelo efeito cascata.

**Consumidores Primários Pelágicos e Consumidores Bentônicos:** Os consumidores primários pelágicos avaliados estão relacionados ao plâncton da coluna d'água (zooplâncton e ictioplâncton), sendo avaliadas variáveis relacionadas à diversidade (riqueza de espécies, índices e composição da comunidade) e abundância, além da viabilidade de ovos para ictioplâncton. No componente bentônico, são avaliados a estrutura da comunidade, por meio de sua abundância e diversidade, e a taxa de colonização em estruturas recifais.

**Consumidores de topo de cadeia:** São entendidos como consumidores de topo de cadeia, apesar da grande variabilidade trófica dentro de cada grupo, os peixes, crustáceos (camarões e caranguejos), e a megafauna (tartarugas, cetáceos e aves). Esses grupos são avaliados pela sua diversidade de espécies e genética, estrutura populacional, indicadores de saúde (doenças, condição corporal, hemogramas), nicho isotópico (indicador de qualidade de recursos alimentares), modificações em padrões de mortalidade (para cetáceos) e comportamento.

### 3.1.3 Indicadores Ecotoxicológicos

Os indicadores ecotoxicológicos inferem sobre a acumulação de contaminantes e da resposta dos organismos à toxicidade. Os índices utilizados como indicadores são o Índice de Bioacumulação (avalia a concentração dos diferentes metais analisados nos organismos), Índice de Resposta Biológica (avalia as respostas moleculares, celulares ou fisiológica dos organismos aos poluentes) e o Índice de Toxicidade (avalia a toxicidade por meio de bioensaios padronizados). Ainda, indicadores microbianos são utilizados para determinação da presença de metais pesados por meio da abundância relativa de grupos bacterianos específicos.

## 3.2 DESTAQUES

- As análises dos indicadores abióticos e bióticos demonstram que todos os setores avaliados no Ambiente Marinho foram impactados pelo Material Ligado ao Desastre (MLD). O setor Foz apresenta o maior nível de impacto, seguido pelos setores Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.
- A vazão do rio Doce e a energia associada às ondas de gravidade superficiais representam as principais forçantes meteoceanográficas que influenciam a dinâmica da região monitorada. Durante os períodos chuvosos, o aumento da vazão fluvial intensifica o transporte de material proveniente da bacia hidrográfica para o Ambiente Marinho. Por outro lado, no período seco, as ondas de gravidade superficiais promovem a ressuspensão do material previamente depositado no fundo marinho. Os indicadores analisados confirmam que tanto o material transportado quanto o ressuspendido contêm MLD.
- Os indicadores abióticos evidenciam a persistência do MLD nos sedimentos, com maior concentração nas proximidades da foz do rio Doce. No entanto, há sinais de melhoria na qualidade

ambiental, tanto na coluna d'água quanto no sedimento, particularmente a partir do terceiro ano de monitoramento.

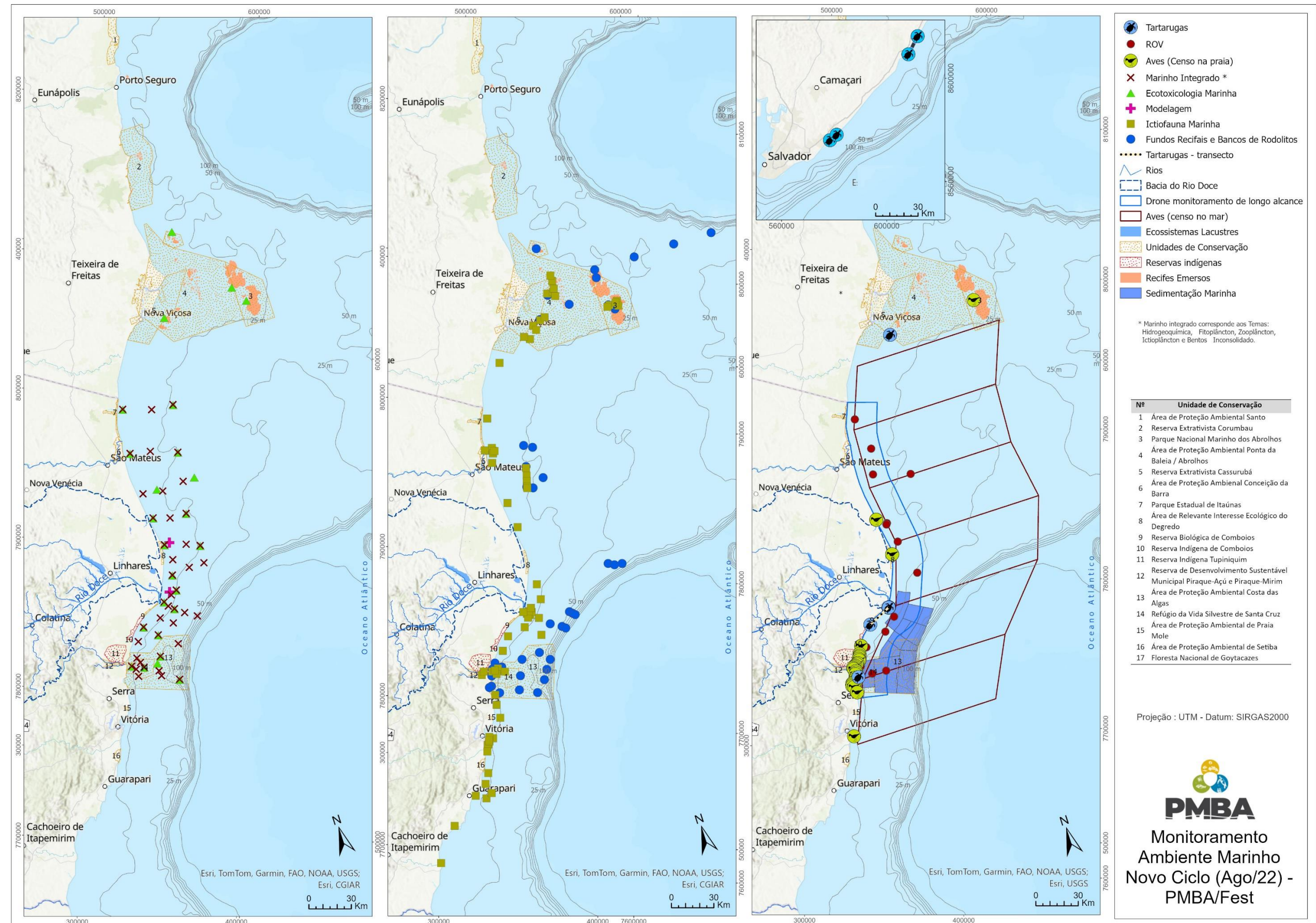
- Diferentes aspectos fisiológicos e ecossistêmicos indicam que a comunidade biológica do Ambiente Marinho foi impactada pelo MLD. Os indicadores apontam que os efeitos sobre a biota são crônicos e se mantiveram ao longo de todo o período de monitoramento. No entanto, há evidências de recuperação nos últimos anos.
- A recuperação do ecossistema é um processo esperado ao longo do tempo, porém pode ser influenciada por três fatores principais: (1) o aporte contínuo e a ressuspensão do MLD, (2) o acúmulo e biomagnificação de contaminantes na biomassa, facilitado pela transferência trófica, e (3) a longevidade de organismos como peixes e megafauna, o que pode prolongar o tempo necessário para a reestruturação das comunidades afetadas.

### 3.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE

O Ambiente Marinho do PMBA/Fest-UFES engloba uma extensa área costeira, desde o sul do Espírito Santo (Presidente Kennedy) até o sul da Bahia (Caravelas), avaliando áreas ao sul e ao norte da foz do rio Doce. Os estudos dos Temas no PMBA/Fest-UFES, contudo, são heterogêneos em termos de extensão e área abrangida. Isto porque há diferenças entre os métodos de estudo dos diferentes organismos e variáveis estudadas, o que reflete em diferentes logísticas de coleta. Os Temas com possibilidade de coletas integradas espaço-temporalmente foram unificados e definidos setores de coleta, cada qual com suas estações amostrais. Esses setores são (1) Foz (região logo à frente da foz do rio Doce e áreas adjacentes ao sul e ao norte); (2) Norte (região que vai de Degredo - Linhares/ES, a Itaúnas - Conceição da Barra/ES); (3) APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (região ao sul da foz do rio Doce, em Aracruz/ES); (4) Abrolhos (região do Parque Nacional Marinho de Abrolhos e regiões adjacentes, no Sul da Bahia); e (5) Sul (Vitória, Guarapari e região próxima ao rio Itapemirim). De modo a padronizar e integrar os principais resultados, a presente síntese traduziu as regiões de coleta de outros Temas que originalmente não tratavam essas regiões conforme os setores apresentados, sempre mantendo a referência da malha amostral original.



Figura 8: Mapa com localização das estações de monitoramento do Ambiente Marinho. O Tema cetáceos não é representado pois as coletas dependem do encalhe em toda a costa do Espírito Santo.





### 3.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS

A variabilidade espaço-temporal dos indicadores estabelecidos pelos Temas do Ambiente Marinho no contexto do PMBA/Fest-UFES caracteriza a dinâmica das forçantes oceânicas e atmosféricas responsáveis pelo aporte, dispersão e sedimentação de materiais particulados e dissolvidos no Ambiente Marinho, resultantes da introdução do Material Ligado ao Desastre (MLD) após o rompimento da barragem de Fundão. Além disso, descreve os principais impactos dessa dinâmica sobre a biodiversidade, abrangendo desde produtores primários até consumidores do topo da cadeia trófica. A análise da distribuição espacial e temporal dos indicadores de impacto seguirá uma abordagem hierárquica, iniciando pela caracterização das forçantes meteoceanográficas, seguida da descrição dos componentes abióticos da coluna d'água e do sedimento. Com base nessa contextualização ambiental, serão abordadas as variações espaço-temporais dos componentes bióticos. Adicionalmente, a interdependência entre a coluna d'água e o sedimento será considerada ao longo da discussão, sempre que pertinente.

Durante o monitoramento, foram identificadas duas **principais fontes de material particulado e dissolvido** no Ambiente Marinho, ambas potencialmente associadas ao MLD: a carga sedimentar transportada pelo rio Doce, que introduz material novo na zona marinha, e a ressuspensão de sedimentos lamosos previamente depositados, promovendo a disponibilização desses componentes na coluna d'água. Essas fontes estão associadas a duas forçantes predominantes, caracterizadas por um padrão sazonal bem definido: a **vazão fluvial do rio Doce**, intensificada no período chuvoso, e a **energia das ondas de gravidade superficiais**, cuja magnitude tende a aumentar no período seco. O aumento da vazão fluvial resulta em maior aporte de material para o Ambiente Marinho, enquanto o incremento da energia das ondas favorece a ressuspensão dos sedimentos já depositados no fundo. Ambas as forçantes exercem influência tanto de forma crônica, por meio de processos contínuos ao longo do tempo, quanto de maneira aguda, em eventos de vazão fluvial elevada devido a picos de precipitação na bacia hidrográfica do rio Doce e em períodos de intensificação da energia das ondas associada à passagem de sistemas transientes.

Os períodos chuvosos são caracterizados pela ocorrência de eventos hidrológicos na bacia de drenagem do rio Doce, resultantes do aumento no volume de chuvas na região. Esses eventos são acompanhados por incrementos significativos na vazão do rio que, por sua vez, eleva o volume de água doce aportado à plataforma continental. A **dispersão da pluma de baixa salinidade** proveniente do rio Doce no Ambiente Marinho é determinada pela variabilidade espaço-temporal das forçantes hidrológicas, meteorológicas e oceanográficas. É possível, avaliando a dispersão desta pluma, inferir sobre a direção e intensidade do efeito da vazão do rio Doce e, consequentemente, da dispersão do MLD. Ressalta-se que as áreas de alcance da pluma de baixa salinidade na plataforma continental são significativamente influenciadas tanto pelo volume acumulado de água transportada pelo rio quanto pelas condições meteorológicas e hidrodinâmicas costeiras, que modulam a advecção da pluma no Ambiente Marinho. Assim, durante períodos de ventos predominantes norte-nordeste (N-NE) e, consequentemente, correntes sudoeste-sul (SO-S), foram observadas reduções na salinidade superficial nos setores Foz (subsetores Foz Central e Foz Sul) e APA Costa das Algas/REVIS Santa

Cruz. Por outro lado, inversões na direção dos ventos (quadrante sul), acompanhadas de mudanças na direção das correntes superficiais, resultaram em menores valores de salinidade superficial nos setores Foz (Central e Norte) e Norte. Embora o Ano 5 tenha apresentado o segundo maior aporte fluvial durante o monitoramento, foi no Ano 2 que se verificou a segunda maior área de abrangência da pluma de baixa salinidade modelada. Esta dissociação evidencia a influência das condições meteoceanográficas na dinâmica de dispersão da pluma. Ainda no Ano 2, a maior frequência de ventos provenientes do quadrante S-SO direcionou o aporte fluvial para o setor Norte, resultando em baixos valores de salinidade observados até Conceição da Barra, no Espírito Santo. A área de dispersão da pluma de baixa salinidade registrada no Ano 6 foi superior à observada nos Anos 1 e 3, sendo a maior área de dispersão da pluma no Ambiente Marinho observada durante o Ano 5. Esse comportamento foi atribuído a dois fatores principais: a predominância de ventos mais intensos de direção N-NE, que promoveram a dispersão da pluma para regiões ao sul da desembocadura do rio Doce, e a manutenção das vazões nas condições de Seca, Normal e Úmida, sem a ocorrência de Baixo Fluxo ou Seca Extrema, como observado nos anos anteriores. O período seco do Ano 6 foi caracterizado pela segunda maior área de dispersão da recorrência da pluma de baixa salinidade no Ambiente Marinho, com 810 km<sup>2</sup>. Comparado aos períodos chuvosos, os períodos secos apresentaram os menores volumes acumulados de água doce aportados à plataforma continental e as menores áreas de influência da pluma de baixa salinidade no Ambiente Marinho. A interação entre o volume de água doce incidente sobre a plataforma e as condições meteoceanográficas vigentes durante o aporte fluvial, influenciam a dispersão da pluma no Ambiente Marinho. Para o Ano 6 do monitoramento, observou-se a predominância dos ventos N-NE durante o período chuvoso, sendo observado a recorrência de baixa salinidade ao sul da foz do rio Doce, no limite norte da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, assim como no Ano 2. Em contrapartida, apesar de o volume aportado ter sido 59% menor durante o período seco, houve uma maior frequência e magnitude de ventos provenientes de direções entre Leste e SO, além da manutenção dos ventos N-NE. Isso permitiu que a recorrência de baixa salinidade alcançasse uma maior extensão ao norte (Barra Nova/ES), enquanto ao sul da foz do rio Doce foi observada próximo ao limite observado no período chuvoso, mas acoplada à costa.

Os eventos hidrológicos que ocorrem na bacia do rio Doce também resultam em aumentos expressivos da carga sedimentar transportado pelo rio, indicado pela **turbidez**, intensificando o aporte de MLD na plataforma continental. A **energia das ondas** mantém o material particulado em suspensão, facilitando seu transporte por correntes costeiras geradas pela tensão de cisalhamento do vento, pelas correntes residuais de maré e pela deriva litorânea. Esses processos promovem a redistribuição dos sedimentos na plataforma continental interna, com possibilidade de transferência para áreas além da foz do rio Doce. A variabilidade interanual da turbidez gerada pela ressuspensão do banco lamoso é menos expressiva do que a observada na pluma gerada diretamente pelo rio Doce, com a maior recorrência de picos de turbidez concentrados no período chuvoso (onde há aumento da descarga fluvial). Mais de 95% da descarga sólida que alimenta a pluma do rio Doce é produzida neste período, cujo clima de ondas e ventos é preferencialmente N-NE. Além disso, a direção mais recorrente do transporte do material aportado sobre a plataforma nesse período foi para o sul. Durante o período seco, as plumas foram transportadas predominantemente para norte e frequentemente capturadas pela deriva litorânea,

evidenciadas pela deposição de sedimentos lamosos na região da antepraia, ao norte da foz. O período seco também foi caracterizado por uma maior frequência de sistemas transientes, que contribuíram para o aumento da **altura significativa das ondas** ( $H_s$ ) e do período de pico ( $T_p$ ). Essas condições intensificaram a ressuspensão de sedimentos depositados nos bancos lamosos da plataforma continental adjacente à foz, com uma tendência geral de transporte da lama ressuspensa para o norte. A Tempestade Tropical Iba e o Evento de Grandes Ondas em 2019 (Ano 1), assim como o evento em agosto de 2022 (Ano 5), foram marcados por ondas com  $H_s$  superiores a 3 m, levando a maior ressuspensão de material do fundo. Espacialmente, evidenciou-se um impacto superficial mais acentuado nas proximidades da foz do rio Doce, onde os maiores valores de turbidez foram registrados, com uma redução gradativa à medida que os sedimentos se dispersaram em direção *offshore*. Durante os eventos hidrológicos extremos, a pluma de sedimentos do rio Doce alcançou o setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, enquanto a influência da pluma de sedimentos ressuspensos pela ação das ondas foi observada além da isóbata de 30 m no setor Norte. Esses resultados reforçam o impacto das condições hidrodinâmicas na dinâmica de transporte, deposição e redistribuição dos sedimentos na região. Ao longo dos seis anos de monitoramento, observou-se uma variabilidade interanual e sazonal na capacidade de transporte pela **deriva litorânea**. Seu comportamento é determinado principalmente pelo clima de ondas, portanto a magnitude do transporte médio anual depende da frequência e intensidade dos eventos que ocorrem durante o ano. Outro padrão observado ao longo do monitoramento foi a direção do transporte pela deriva. Ele é direcionado para norte, nos pontos localizados ao norte da foz, e direcionado para sul, nos pontos ao sul da foz, existindo variações de magnitude entre as diferentes estações investigadas. Apesar da distribuição da pluma de sedimentos em suspensão na área da plataforma continental ser influenciada pela direção do vento, as variações nessa forçante não interferem na direção do transporte pela deriva. O Ano 6, por sua vez, foi caracterizado pela ausência de eventos extremos de ondas. Ainda assim, o transporte pela deriva litorânea esteve direcionado para o norte em 73%, com 44% de ocorrência de ventos do quadrante norte. Ou seja, independente da intensidade dos eventos, a pluma de sedimentos transportados pela deriva litorânea se dará para norte, variando sua intensidade de acordo com o clima de ondas médio anual.

O **Material Particulado em Suspensão (MPS)**, ao longo dos anos de monitoramento, apresentou padrões distintos entre os setores estudados, influenciados por condições hidrológicas, processos meteocanográficos e variações sazonais. De forma geral, verificou-se um aumento das concentrações de MPS em momentos associados a eventos de cheia do rio Doce e a períodos de alta energia na plataforma continental, como a passagem de frentes frias. Os Anos 2 e 4 do monitoramento foram os que apresentaram os maiores percentuais de MPS para os setores analisados. A diferença sazonal foi observada principalmente para as camadas medianas e profundas da coluna d'água, na qual a concentração do MPS apresentou tendência de aumento durante os eventos de alta energia na plataforma em períodos secos. Ocorreu um aumento da concentração em relação aos valores de referência ao longo de todo o período do monitoramento, principalmente nos períodos de aumento da energia de ondas na plataforma continental e de alta vazão do rio Doce. Os setores mais impactados

em relação ao MPS foram os setores da Foz, Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (pontos rasos - até 36m), sendo a região profunda desse setor considerada não impactada.

É possível capturar o material particulado em sedimentação, como o proveniente do aporte fluvial do rio Doce, e traçar a sua origem. A **razão isotópica  $87\text{Sr}/86\text{Sr}$  e  $143\text{Nd}/144\text{Nd}$**  é um indicador de proveniência mineral que está diretamente relacionado às formações rochosas e aos sedimentos erodidos na litosfera. Este indicador tem sido amplamente utilizado na geologia isotópica para se determinar origem de sedimentos finos, principalmente quando se trata da presença de sedimentos em longas distâncias a partir de seus termos-fonte potenciais. A maior presença de sedimentos da foz do rio Doce ocorreu durante os picos de carga sedimentar fluvial nos períodos chuvosos e durante as passagens de frentes frias nos períodos secos. O monitoramento dessas regiões recifais mostrou maior sinal dos sedimentos da Foz do rio Doce nas estações de coleta próximas a zona costeira quando comparado com as estações *offshore*. Os indicadores de **enriquecimento de ferro e de manganês** apresentaram padrões semelhantes. Foram observados pulsos sedimentares entre os Anos 1 e 3 no setor Abrolhos e enriquecimento persistente na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e setor Norte (Recife Esquecidos), com aumento persistente do enriquecimento a partir do período seco do Ano 5. Também foi evidenciado que os sinais de enriquecimento foram semelhantes entre as regiões costeiras e *offshore*.

Os sedimentos que ficam depositados no banco lamoso da plataforma continental estão suscetíveis à ressuspensão, especialmente quando a tensão oscilatória de fundo gerada por ondas e correntes de maré excede o limite crítico de coesão do depósito lamoso ou em situações de variações abruptas de pressão na coluna d'água induzidas por turbulência. Foi observado aumento no **potencial de mobilização do sedimento** associados à redução da densidade superficial do sedimento de fundo durante o período do monitoramento. Além disso, ocorre uma variação sazonal deste indicador com aumento da mobilidade no período seco, durante os períodos de aumento da energia de ondas na plataforma continental. O subsetor Foz Norte foi a que apresentou os menores potenciais de mobilidade, enquanto os maiores potenciais de mobilidade ocorreram no subsetor Foz Sul, resultado da menor densidade do sedimento superficial observada no setor e consequentemente menor maior tensão crítica de ressuspensão.

Em termos de **mapeamento de habitat**, os resultados evidenciaram a heterogeneidade da plataforma com a presença de um extenso fundo de rodolitos de diferentes padrões, diversas estruturas recifais e vales incisos, além de evidenciar o lobo deltaico do rio Doce e a presença de formas de fundo e estruturas erosivas, como escarpas e sulcos. No setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz foi observada a presença de diversos vales incisos, mostrando toda a complexidade, além de um limite de atuação dos fundos de rodolitos associados a outras formas de algas calcárias (sudeste da área) e fundo de rodolitos somente com formas nodulares (nordeste). Existe também uma região sob influência de aporte de sedimento e uma região de baixo aporte sedimentar, marcando a influência do rio Doce na morfologia da plataforma. O setor Foz, a região considerada mais afetada pelo MLD, apresenta um mosaico de habitat marcado por fundos lamosos, arenosos e presença de estruturas recifais de alga calcária nas porções mais *offshore*. A presença de barras arenosas lineares em direção *offshore* a partir

da profundidade de 25m reforça a transição de fundos de lama para areia nesta direção, indicando uma região de alta dinâmica junto ao fundo. Essa transição indica uma dinâmica sedimentar onde o material depositado no habitat lamoso pode ser transportado/remobilizado para regiões mais externas da plataforma.

Naturalmente, o material transportado pelo rio Doce é depositado no fundo marinho da plataforma continental, especialmente nas regiões de fundo lamoso já identificadas. O MLD, como parte desse material que foi transportado desde o rompimento da barragem, pode ser detectado por alguns métodos no sedimento marinho. O **IMS (Iron Mineralogical Set)**, por exemplo, indica a presença ou ausência do MLD no sedimento de fundo, evidenciada pelo aumento do volume das fases minerais de ferro e da susceptibilidade magnética. Observou-se elevação no valor da razão medida em todos os setores amostrados. A presença do MLD no sedimento de fundo é observada continuamente na porção rasa (entre 12 e 20 m de profundidade) dos subsetores Foz Norte e Foz Central. A tendência é que esse material seja deslocado para a direção preferencial de transporte da região (norte/nordeste), conforme evidenciado por dados de testemunhos. Ainda, foi observado que a direção preferencial de transporte de sedimento ocorre em profundidades inferiores a 20m, a partir da Foz do rio Doce, explicando dessa forma a maior frequência da presença do sinal de rejeito no sedimento de fundo dos setores Foz, Norte e na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz nas estações rasas (até 36m). De forma geral, há um acúmulo inicial no depocentro de lama próximo ao sul da foz do rio Doce e posterior transporte para o norte, com impactos evidentes desde o setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz até o setor Norte (Degredo e Barra Seca).

Adicionalmente, observou-se que a **assinatura geoquímica dos elementos terras raras** constituintes do rejeito de minério é bastante similar a obtida no *background* da bacia do rio Doce (ex. sedimento do rio do Carmo), indicando a contaminação histórica da bacia pelas atividades de mineração. Por outro lado, o *background* da plataforma continental é bem distinto. Desta forma, ao analisar a distribuição dos elementos terras raras nas amostras de sedimento superficial marinho, foi constatado um padrão similar à assinatura do rejeito de minério ao longo do monitoramento em todos os setores, exceto para o Ano 5, sem padrões sazonais. Devido à contaminação pretérita da bacia do rio Doce, onde os sedimentos superficiais já apresentavam assinaturas geoquímicas similares ao rejeito, não é possível atribuir os elementos terras raras como marcador direto da presença do MLD, mas sim de um material de mineração que pode incluir os rejeitos da barragem.

Toda o aporte e movimentação do MLD reflete na qualidade de água e do sedimento, onde os indicadores mostram um ambiente impactado, mas com indícios de recuperação. O **Índice de Incremento em Nutrientes (IIN)** para coluna d'água evidenciou alterações nas concentrações de nutrientes totais e dissolvidos após a chegada do MLD, especialmente da sílica reativa dissolvida que é o principal constituinte do rejeito, especialmente nos períodos secos. O setor com mais alteração é a Foz, seguido dos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Norte. Entretanto, há uma tendência de melhora do ambiente a partir do Ano 5. Em relação aos metais, o **Índice de Qualidade de Água (CWQI)** apresentou grandes variações durante o período de monitoramento, iniciando com índices de qualidade Bom, passando por um declínio na qualidade da água com índices Marginal,



principalmente no período seco do Ano 1. Após isso, houve melhora nos índices de qualidade registrando índices Bom, com eventos de índices Razoável para os Anos 2, 3 e 4. De forma geral, observou-se no Ano 5 uma melhora considerável nos índices, sendo classificados como Excelente, retornando para índices de qualidade Bom ou pior no Ano 6. A classificação Razoável foi registrada do Ano 2 ao Ano 6 principalmente no período seco. Por fim, a persistência e a dispersão dos **compostos orgânicos nitrogenados** têm sido influenciadas pelos processos meteocanográficos e hidrodinâmicos, resultando na sua contínua entrada na região da foz do rio Doce e na plataforma adjacente, impulsionada pela vazão do rio. Maiores concentrações encontradas ao longo do monitoramento foram observadas nos setores Foz e as menores no setor Abrolhos, especialmente no período seco.

Em relação aos metais no sedimento, o **índice SQG-q** apresentou pouca variação ao longo do período de monitoramento e entre os setores, com predominância de índices moderadamente impactados. Ao longo do monitoramento, o índice SQG-q apresentou os maiores picos nos períodos chuvosos. Os altos índices pluviométricos contribuem na competência à vazão do rio Doce, carreando mais sedimentos para a área monitorada, principalmente para o setor Foz, e assim, incrementando nas concentrações de metais, e consequentemente, na diminuição dos índices de qualidade dos sedimentos. Embora muitos setores sejam classificados como ambientes não impactados em relação à **qualidade do sedimento (SQGq)**, em relação aos **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)** destaca-se a presença de locais considerados *hotspots*, que, ao longo do monitoramento, se enquadram como moderadamente impactadas. As áreas mais impactadas, segundo a concentração de HPAs, foram os setores Foz e Norte. A aplicação deste índice como critério de qualidade para sedimentos pós-rompimento da barragem, considerando as avaliações pré-PMBA/Fest-UFES, evidencia uma piora do ambiente, sugerindo uma relação com o transporte do MLD, principalmente nos períodos secos dos Anos 1, 3, 5 e 6.

Os potenciais efeitos desses e de outros contaminantes acumulados na coluna d'água e no sedimento podem ser analisados por ensaios de toxicidades. Os **índices de toxicidade** indicaram que amostras de água e sedimento coletadas no Ambiente Marinho adjacente à foz do rio Doce apresentaram toxicidade até o período seco do Ano 3. A partir do período chuvoso do Ano 4, houve redução nos níveis de toxicidade, variando entre amostras não tóxicas e levemente tóxicas, principalmente, entre os períodos chuvosos dos Anos 5 e 6. No entanto, um aumento na toxicidade foi novamente observado no período seco do Ano 6. O efeito tóxico foi principalmente evidenciado nos ensaios com microalgas e invertebrados marinhos. Embora não tenha sido possível evidenciar um efeito sazonal claro, os sedimentos apresentaram toxicidade consistentemente superior à da água, com destaque para os períodos secos dos Anos 1 e 3. A toxicidade foi semelhante no setor Foz, Norte (Degredo) e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. De maneira geral, os resultados indicam uma melhoria gradual na qualidade das matrizes investigadas. A maior toxicidade observada no sedimento pode ser atribuída ao maior teor de matéria orgânica nessa matriz, um fator crucial para a partição e especiação de metais e arsênio (As). As amostras do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentaram níveis de toxicidade semelhantes às amostras coletadas nos setores Foz e Norte.

É importante destacar que esta avaliação da água e do sedimento é realizada em ensaios laboratoriais e estão associadas a respostas mais agressivas, como mortalidade, desenvolvimento e reprodução dos organismos modelo. Por isso, é fundamental considerar os efeitos ecotoxicológicos em outros níveis de organização biológica, por meio de biomarcadores, em organismos coletados em campo, gerando respostas biológicas mais sensíveis (como será detalhado posteriormente). A compreensão dessa resposta em nível biológico é relevante devido à capacidade integrada dos organismos de reagirem a impactos diretos e indiretos, além de permitir a análise dos efeitos em distintos níveis hierárquicos da ecologia (como indivíduo, população e comunidade) e em processos associados (e.g., produtividade primária). No entanto, respostas em escala populacional, de comunidades e em processos ecológicos, embora esperadas, nem sempre acompanham a mesma tendência, pois a sincronia das respostas varia conforme o nível trófico. Cada estrato hierárquico, considerando características como tamanho, reprodução, crescimento e estratégias ecológicas, responde ao estressor de maneira direta ou indireta em escalas temporais distintas. Organismos menores, com crescimento acelerado e posicionados na base da cadeia trófica, por exemplo, tendem a reagir mais rapidamente a mudanças ambientais. Em contraste, organismos de maior porte, com crescimento lento e os de topo da cadeia trófica manifestam respostas em prazos mais prolongados. Essa assincronia não representa uma limitação, pois possibilita avaliar os efeitos das alterações ambientais em múltiplas temporalidades (curto, médio e longo prazo), conforme detalhado adiante. A apresentação da evolução espaço-temporal dos **componentes bióticos** no Ambiente Marinho seguirá a estrutura de uma cadeia trófica, iniciando por decompositores e produtores primários, até os predadores de topo.

As bactérias são parte fundamental do grupo da **microbiota** que realiza a degradação da matéria orgânica à compostos inorgânicos (mineralização) nos ecossistemas aquáticos. Sua composição e abundância respondem às variações ambientais e, portanto, podem ser usados para identificar padrões de contaminações e compreender a dinâmica dos processos de recuperação ambiental. Os grupos bacterianos que vem se destacando ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-UFES são o gênero *Acinetobacter*, as famílias Anaerolineaceae e Pirellulaceae e o filo Planctomycetes. Estes grupos bacterianos possuem propriedades metabólicas associadas a ambientes extremos, já foram vinculadas à presença de metais (inclusive, ao rompimento da Barragem do Fundão) e/ou possuem cepas com arranjos genéticos que conferem considerável resistência a metais, como Cu, Zn, Co, Cd e Cr, e ao As. Além disso, alguns destes grupos exibem uma estreita associação com o conjunto microbiano encontrado em sedimentos com resíduos de mineração. A influência do rio Doce na região marinha adjacente é evidenciada pela similaridade bacteriana entre os setores Sul e Norte, reforçando a continuidade dos impactos do rompimento da barragem de Fundão e contaminação por minérios sobre o ecossistema marinho. As análises indicam a persistência de grupos bacterianos associados a resíduos de mineração, como Anaerolineaceae e Pirellulaceae e o gênero *Acinetobacter*, que permanecem sendo observados com constância em todas as amostragens. A família Pirellulaceae apresentou variação constante no sedimento marinho, sendo influenciada por eventos sazonais e entradas de água e sedimento do rio Doce, com destaque para o gênero *Rhodopirellula*, associado à ruptura da barragem. A família Anaerolineaceae foi mais abundante em períodos secos, com picos nos períodos secos dos Anos 4 e 6. Observou-se que a sazonalidade desempenha um papel significativo

nas oscilações dos bioindicadores bacterianos, abrangendo períodos de seca e chuva, juntamente com outros elementos ambientais que explicam a variabilidade em ambientes mais dinâmicos. Por exemplo, nas estações chuvosas a ressuspensão de sedimentos aumentou a abundância de *Acinetobacter* em setores como APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz. Já nas estações secas houve maior abundância de Anaerolineaceae, especialmente em amostras de sedimentos. Além disso, amostras das estações de Abrolhos se apresentam similares a outras amostras localizadas ao sul ou ao norte da foz do rio Doce, representando interferência do rio, de forma sazonal.

O **fitoplâncton**, formado por microalgas e cianobactérias, é o principal produtor primário dos ecossistemas aquáticos marinhos, respondendo em curto prazo às alterações ambientais devido ao seu curto ciclo de vida, com alta taxa de reprodução e tomada de componentes inorgânicos no meio. As respostas à essas alterações ambientais podem ser observadas em nível de biomassa e diversidade. O **Índice de Qualidade Ambiental do Fitoplâncton Marinho** traz informação sobre a biomassa e saúde da comunidade. Este indicador mostrou que há diminuição da densidade total de algas e cianobactérias e, especialmente, melhora na razão entre a clorofila-a e sua forma degradada, a feofitina, indicando que há mais clorofila ativa na comunidade, sugerindo uma melhor saúde e maior performance fotossintética. A partir do período chuvoso do Ano 5 nenhuma observação foi classificada como Altamente alterada, exceto para o subsetor Foz Sul, onde a classificação não alcançou esses níveis a partir do período seco do Ano 5. No setor Abrolhos, desde o período chuvoso do Ano 4 que as amostras não foram classificadas como Altamente alteradas e a partir do período seco do Ano 4, a maior parte das amostras foram classificadas como Normal. De forma oposta, a diversidade apresentou diminuição em alguns setores nos últimos anos do monitoramento. Não é, entretanto, um resultado contraditório, uma vez que é possível que uma comunidade com poucas espécies (baixa diversidade) esteja com sua saúde (ex. clorofila ativa) em níveis mais altos. São níveis de respostas diferentes da comunidade, onde a diversidade depende da mudança de espécies, enquanto o Índice de Qualidade Ambiental do Fitoplâncton Marinho mostra uma resposta mais rápida. A partir do período chuvoso do Ano 5, pode-se observar a diminuição da diversidade nos setores Foz (subsetores Foz Central e Foz Sul) e Abrolhos e, a partir do período seco do mesmo ano, no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Ainda, nos subsetores Foz Central e Foz Sul, foram registrados alguns dos menores valores de diversidade em todo o monitoramento. Somente o setor Norte apresentou tendência a aumento da diversidade ao longo do monitoramento, mesmo que esta seja discreta. Apesar de alguns indicadores mostrarem a melhora da comunidade fitoplancônica, ela ainda pode ser considerada impactada, especialmente no contexto de sua biodiversidade na região da foz do rio Doce.

Os indicadores de impactos específicos do **zooplâncton** evidenciam um padrão de variabilidade sazonal relacionado ao aporte de material transportado para a região costeira pelo rio Doce. Embora a distribuição dos organismos seja influenciada por múltiplos fatores e por mudanças naturais associadas à sazonalidade, os resultados obtidos a partir dos indicadores selecionados permitiram detectar os efeitos da presença do MLD sobre a estrutura e a composição da comunidade zooplancônica. O **Índice de Prevalência de Indicadoras (IPI)** expressa a dominância dos taxa resistentes às condições de maior ou menor concentração de rejeito, pois incorpora grupos que tendem a dominar o ambiente

principalmente em condições de poluição inorgânica. Considerando todo o período de monitoramento foi possível observar maior impacto entre os Anos 1 e 3, associado ao período de maior vazão, sendo este impacto mais intenso principalmente no setor Foz, região mais próxima da desembocadura do rio Doce. A partir do Ano 4, o indicador aponta para uma melhoria nas condições ambientais, mas ainda longe do padrão que foi registrado no período pré-rompimento para a mesma região. Para o setor Norte, foi possível observar variação temporal (entre período seco e chuvoso) no Ano 1 com estabilização nos anos seguintes. O setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz registrou valores estáveis ao longo dos anos de monitoramento. Já o setor Foz apresentou variação temporal até o Ano 3, indicando impacto mais duradouro nesta região. A partir do Ano 4, as variações observadas neste setor são bem menos acentuadas, indicando redução no grau de impacto. Contudo, valores de referência do período pré-rompimento mostram que ainda estão acima do que foi registrado anteriormente ao impacto pela chegada do MLD. De um modo geral, o IPI aponta os setores Foz e Norte como os mais impactados no Ano 1 e o setor Foz como o mais impactado a partir de então, principalmente até o Ano 3. A região mais rasa do setor Foz, antes da isóbata de 20m, pode ser considerada a mais impactada.

Em relação à diversidade do zooplâncton, em todos os setores, os valores de **diversidade** de Shannon foram menores durante o período chuvoso, acompanhando, em geral, o aumento sazonal do fluxo de vazão do rio Doce. Além disso, até o Ano 3, observou-se elevada variabilidade entre os períodos sazonais em toda área amostral, diminuindo a partir do Ano 4, principalmente nos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Norte. No setor Foz, a variabilidade continua elevada e condicionada a fatores ambientais para além do fluxo do rio Doce. As variações na **equitabilidade** são menos evidentes, sem distinção entre os períodos secos e chuvosos, porém os baixos valores do índice refletem a dominância de espécies e instabilidade da comunidade zooplânctônica. De maneira geral, o setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou os maiores valores médios de diversidade ao longo do monitoramento, com tendência a diminuição a partir do Ano 4. Já os setores Norte e Foz apresentaram, de modo geral, valores médios mais baixos, principalmente até o Ano 3.

A acumulação de metais e arsênio na biomassa do plâncton (indicado pelo **IBR Bioacumulação**, considerando análise tanto do fitoplâncton quanto do zooplâncton) e as respostas biológicas (**IBR Biomarcador**) reforçam as evidências de que os grupos basais da cadeia trófica ainda estão sendo impactados. Os maiores índices de bioacumulação de metais no plâncton do Ambiente Marinho estão relacionados aos períodos chuvosos dos últimos três anos. Em geral, eles se mantiveram, em todos os setores, com valores menores e de maneira mais estável do início do monitoramento até o período seco do Ano 3. A partir de então, houve aumento significativo no IBR bioacumulação em todos os setores analisados, com tendência a diminuição a partir do período chuvoso do Ano 5. Apesar da diminuição dos valores no período seco do Ano 6, o período chuvoso do mesmo ano foi aquele onde se registrou os maiores valores de todo o monitoramento (exceto para o setor Norte). Em relação à resposta biológica (IBR Biomarcador), houve aumento a partir do período chuvoso do Ano 3, sugerindo um efeito crônico da contaminação ambiental sobre o plâncton. Em relação à comparação temporal, as respostas dos biomarcadores começam a ser significativas a partir do período chuvoso do Ano 3, mas que passam a reduzir a partir do período chuvoso do Ano 6. Os valores do IBR Biomarcador para os

setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz apresentaram uma tendência de aumento nos valores do índice nos períodos chuvosos, com os maiores valores no primeiro setor. Já nos períodos secos, os valores das respostas biológicas tenderam a aumentar no setor Norte.

Ao longo de todo monitoramento dos **bentos de fundos inconsolidados** foram identificados 18 filos, sendo estes: Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Nematomorpha, Mollusca, Annelida, Arthropoda, Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Kinorhyncha, Phoronida, Priapulida, Hemichordata e Chordata. Dentre estes, Mollusca, Arthropoda (subfilo Crustacea, Classe Ostracoda) e Bryozoa foram os mais abundantes, representados principalmente por seus **vestígios** (conchas). As maiores densidades foram registradas para os vestígios de Mollusca (Classes Gastropoda e Bivalvia) e de Ostracoda, que compreenderam 90% do total de exemplares encontrados. Ao longo do monitoramento, a tendência observada foi de que os grupos se tornaram mais representativos ao mesmo tempo em que grupos de organismos com partes moles tornaram-se menos abundantes. Ou seja, o aumento da densidade de organismos não representa recuperação da macrofauna, mas sim uma tendência de aumento da **mortandade**. Maiores concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA's) e sedimentos mais finos (areia fina e silte-argila) apresentaram relação positiva com a densidade de organismos. Este aumento de **densidade** reflete o aumento de vestígios de organismos. Já o Índice Mineralógico do Ferro (IMS) mostrou uma correlação negativa com a densidade, ou seja, a densidade dos organismos indicadores diminui significativamente nas amostras com presença do Material Ligado ao Desastre (MLD), indicando a supressão total de espécimes nesses locais.

De forma geral, ao longo do monitoramento, houve pouca variação registrada para a **riqueza**. De forma mais específica, em moluscos de partes moles e poliquetas, os menores valores de riqueza foram observados no setor Foz, em menores profundidades, local com maior influência do MLD. Assim, a proximidade com a fonte poluidora afeta negativamente a riqueza de moluscos com partes moles e poliquetas. O cascalho, areia grossa e carbonato de cálcio, por sua vez, refletiram uma correlação positiva com a riqueza, sendo as variáveis ambientais com maior importância para explicar sua variação. Por sua vez, maiores concentrações de silte-argila (lama) sugerem menores valores de riqueza. Partículas menores de sedimento têm maior afinidade com os metais, retendo estes contaminantes no substrato e afetando diretamente a comunidade bentônica. Da mesma forma, o Índice Mineralógico do Ferro (IMS) mostrou uma correlação negativa com a riqueza, ou seja, a riqueza dos organismos indicadores tratados aqui diminui significativamente nas amostras com presença do MLD, apontada pelo IMS. Outra variável que afeta negativamente a riqueza de organismos é o HPA benzo(a)pireno, conhecido pelo seu alto potencial de toxicidade. Nos setores Abrolhos e Norte foram registrados os maiores valores de riqueza, indicando maior número de táxons ocorrendo nestes locais em comparação com os demais setores. Esses setores estão localizados mais distantes da foz do rio Doce, principal região de aporte do MLD. Para grupos bioindicadores, como os Polychaeta, foram observadas diferenças significativas de riqueza entre os setores. O setor Foz apresentou o menor valor de riqueza de Polychaeta assim como as amostras situadas em menores profundidades. Estes baixos valores de riqueza observados para Polychaeta estão associados à predominância de animais de uma



mesma família (Spionidae) em detrimento da ausência de outras. A família Spionidae agrupa organismos que são considerados tolerantes à impacto de metais e outros contaminantes.

Os valores de **diversidade** de Shannon observados durante o monitoramento seguiram os padrões apresentados para densidade (abundância) e riqueza, com menores valores nas áreas mais próximas à foz do rio Doce e adjacências, especialmente no setor Norte (Degredo), em profundidades entre 7 e 20m. Quando analisada separadamente a diversidade dos vestígios de moluscos e dos moluscos com partes moles, observa-se que os maiores valores para os vestígios estão no setor Foz e nas profundidades entre 7 e 20 m. Em contrapartida, no mesmo setor e profundidade foram registrados os menores valores de diversidade de moluscos com partes moles. Estes resultados evidenciam o aumento de diversidade de organismos vestigiais (mortos) e perda de diversidade de organismos vivos, especialmente próximo a Foz do rio Doce, local de maior influência do MLD, apontada pelo IMS. Os maiores valores de Diversidade foram registrados para os setores Abrolhos e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e, entre as profundidades, o valor de diversidade em 31-40 m foi maior do que em 41-55m (menor valor de diversidade). Os resultados do índice de **equitabilidade** corroboram com os resultados dos índices de diversidade e dominância em que no setor Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz há maior prevalência de poucos grupos taxonômicos e uma tendência de homogeneização da diversidade. Além disso, os valores de equitabilidade calculados sugerem que locais mais próximos à foz do rio Doce (estações mais rasas no setor Foz) e adjacências, principalmente Degredo, localizado no setor Norte, estão suscetíveis a perda de biodiversidade. Por fim, as análises do índice de dominância mostram aumento no setor Foz. Esta área consiste em um ambiente mais homogêneo e constituído por substratos de menor granulometria, como silte e argila, que possuem maior afinidade com metais presentes no MLD, evidenciado pelo IMS. Entre os setores, ao longo de todo o monitoramento, o setor Foz apresentou os maiores valores de dominância, ainda que com valores pouco expressivos, seguido pelo setor Norte, acompanhando o observado para a relação entre a densidade (abundância) e riqueza, com a maior contribuição dos registros de vestígios tratados anteriormente.

Foram observadas modificações na comunidade e processos nos ecossistemas de fundos recifais. Apesar de parte dos locais monitorados ter mantido uma estrutura de comunidades própria, houve variação temporal relevante na **cobertura bentônica de recifes coralíneos**. A presença do MLD alterou a dinâmica das comunidades recifais bentônicas. A variabilidade temporal foi maior nas paredes dos chapeirões, dominadas por organismos de crescimento rápido e vida curta (e.g., macroalgas). Na maioria dos locais avaliados, após o rompimento, a cobertura por corais do grupo funcional Agaricias (relativamente pequenos, de crescimento mais rápido e vida mais curta) tendeu a aumentar, enquanto a cobertura do grupo funcional Montastraeas (corais longevos com crescimento lento e esqueletos mais densos) tendeu a diminuir, especialmente a partir do Ano 1, antes do evento de branqueamento. Um padrão semelhante de declínio foi registrado para o grupo funcional Mussusmilias (corais massivos e longevos), com inflexão a partir do Ano 1 e do grupo funcional Milleporas (hidrocorais ramificados de crescimento rápido), com mortalidade acelerada a partir do Ano 3. A cobertura por **zoantídeos** foi espacialmente heterogênea e temporalmente pontuada, com exceção do recife Sebastião Gomes

(setor Abrolhos), onde houve aumento contínuo na cobertura desses organismos, que são associados a sítios rasos sob intensa sedimentação. A onda de calor de 2019 (Ano 1) acelerou a mortalidade de corais em escala regional.

A variação da **saúde fisiológica dos corais**, em relação à clorofila-a e zooxantelas, foi marcada por eventos de anomalias térmicas que atingiram a região de estudo ao longo do monitoramento. As variações relacionadas a anomalias térmicas dominaram sobre a sazonalidade. A concentração de clorofila a e a abundância de células de zooxantelas apresentaram os menores valores por unidade de área dos corais durante a anomalia térmica no período seco do Ano 1. As espécies de corais mais afetadas foram *Montastraea cavernosa*, *Mussismilia braziliensis* e *Palythoa caribaeorum*. Os valores vêm apresentando ao longo do monitoramento alta variação espacial, intra e interespecífica, porém não foram mais observados valores baixos como os do período chuvoso do Ano 1. Apesar de haver variação entre os locais e espécies de corais, não foi detectada variação significativa ao longo do gradiente de distância da foz do rio Doce. Da mesma forma, a **diversidade genética de simbiontes de corais** apresentou pouca variação temporal. Contudo, o **IBR biomarcador** em corais e hidrocorais mostraram que há alto estresse bioquímico e fisiológico crônico nos corais e hidrocorais do setor Abrolhos, que não está reduzindo ao longo do monitoramento. Os valores do IBR Biomarcador foram altos no início do monitoramento e apresentaram uma tendência decrescente até o período chuvoso do Ano 3, a qual apresentou menores valores do índice. Após este período, os valores voltaram a subir, atingindo patamares mais altos aos observados no início do monitoramento, sem que houvesse tendências entre as estações chuvosa e seca. Adicionalmente, ao longo do monitoramento, foi observada uma tendência de alternância de aumento e diminuição nos valores do índice de bioacumulação de metais e As (**IBR Bioacumulação**), indicando flutuações temporais importantes no nível de contaminação dos corais e hidrocorais por metais e As. A observação de períodos de reincidência da bioacumulação de metais e As nos corais e hidrocorais da região dos Abrolhos ao longo do período de monitoramento, indica que esses organismos estão sendo expostos a esses contaminantes de forma crônica, tornando-os assim vulneráveis aos efeitos tóxicos desses contaminantes aquáticos. Os maiores valores do índice de bioacumulação de metais e As foram observados entre o período seco do Ano 1 o período chuvoso do Ano 2. Após, variações de diminuição e aumento, a partir do período seco do Ano 5 houve aumento no acúmulo dos metais e As nos corais e hidrocorais até o período seco do Ano 6, que apresentou os maiores valores do índice em toda a série histórica.

Em relação aos **bancos de rodolitos**, não foram encontradas evidências que permitam associar o contraste espacial entre as áreas impactadas (setores Norte, Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz) e a área considerada menos impactada (setor Abrolhos). Entretanto, ao considerar a cobertura bentônica de recifes adjacentes ao litoral do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, foi observado redução na diversidade de algas após o rompimento, com aumento na participação relativa de algas coriáceas, especialmente *Sargassum* spp. Apesar disso, há uma tendência recente (a partir do Ano 4) de recuperação. No geral, maiores contribuições de algas foliosas parecem estar relacionadas com maiores variabilidades temporais.

Por fim, o rompimento afetou a **colonização por organismos sésseis** no setor Abrolhos, com associação entre o evento e as alterações na cobertura por organismos construtores e não-construtores, bem como nas taxas anuais de acreção carbonática (massa calcária). Menores taxas de recrutamento de corais foram detectadas nos Recifes Esquecidos (setor Norte), sob influência da pluma do rio Doce. As placas instaladas em recifes apresentaram maior cobertura de construtores do que as instaladas em bancos de rodolitos. Houve uma tendência de diminuição da **produção de  $\text{CaCO}_3$** , principalmente nos recifes e bancos de rodolitos nos Recifes Esquecidos (setor Norte) e nos bancos de rodolitos do setor Abrolhos.

A assembleia de macrofauna de **crustáceos** foi caracterizada por uma comunidade basal formada por espécies de grande relevância ecológica e interesse comercial, como os camarões sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e rosa (*Farfantepenaeus* spp.). A área interna do estuário do rio Doce (setor Foz) foi a área com menores valores de **densidade, biomassa e riqueza** de espécies de crustáceos. A área interna do estuário do rio São Mateus (setor Norte) também possuía baixa densidade de crustáceos, indicando que as áreas estuarinas internas possuem menor densidade em relação às áreas mais afastadas da costa, sendo estas mais homogêneas em relação aos índices. Exceto no Ano 1, não houve diferenças entre densidade, biomassa e riqueza de espécies entre as estações seca e chuvosa. Apesar disso, a **composição e estrutura da comunidade** de crustáceos são sazonalmente influenciadas por diferentes variáveis ambientais. No período chuvoso, as comunidades são influenciadas pela salinidade, profundidade, temperatura e turbidez, enquanto no período seco os padrões da comunidade são principalmente influenciados pela salinidade e profundidade. A variação espacial na composição e estrutura da comunidade de crustáceos indica que a área interna do rio Doce forma um agrupamento devido à sua baixa salinidade e baixos valores médios dos índices ecológicos, enquanto a área externa do rio Doce possui semelhanças com as áreas externas do rio São Mateus (setor Norte) e rio Piraquê-Açu (setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz). A análise da **diversidade e estruturação genética** mostram, tanto para o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) quanto para o camarão-rosa (*Farfantepenaeus subtilis*), a ausência de diferenciação populacional, sendo identificada uma única população para cada uma das espécies. Foi possível observar de moderado a alto valor de diversidade haplotípica para ambas as espécies e Baixo a moderado valor de heterozigosidade para o camarão-rosa, sendo a menor diversidade no rio Doce (setor Foz). Além disso, para o camarão-rosa, foi evidenciada alta taxa de fluxo gênico entre os rios, com a maior taxa no sentido do rio Doce para os rios Piraquê-Açu (setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz) e São Mateus (setor Norte), e do rio São Mateus para o rio Doce, o que indica alto fluxo gênico entre os rios.

Indicadores da **biologia reprodutiva dos crustáceos** mostram que esta pode também ter sido impactada pelo MLD. A atividade reprodutiva dos camarões ocorre ao longo de todo monitoramento, mas com picos nas estações chuvosas para o camarão sete-barbas e picos nas estações secas para os siris. As maiores médias do índice gonadosomático foram registradas na foz do rio Doce (setor Foz). O camarão sete-barbas apresentou valor médio maior do índice de lesão no setor mais impactado (rio Doce – setor Foz), enquanto os siris não apresentaram diferença entre as regiões analisadas. As

**análises histopatológicas** do tecido gonadal das fêmeas dos crustáceos, tanto dos camarões sete-barbas, quanto dos siris apresentaram uma frequência maior de lesões regressivas do tipo: vacuolização de oogônias e deslocamento de membrana. Essas lesões, ocorrendo em maior frequência no setor Foz, considerado o mais impactado, pode ser consequência da contaminação.

O padrão de variação do **IBR Bioacumulação** de camarões marinhos demonstrou ser similar àquele descrito para o plâncton marinho, evidenciando assim o potencial de transferência trófica dos metais e As entre os produtores primários e os consumidores primários e secundários. De uma forma geral, os metais Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb e Zn foram bastante frequentes na composição do IBR Bioacumulação nas campanhas realizadas ao longo do monitoramento. A partir da comparação temporal feita através da avaliação do IBR Bioacumulação, foi observados pequenos aumentos nos períodos seco do Ano 1 e chuvosos do ano 2, com um crescente aumento entre o período seco do Ano 3 e seco do Ano 4, seguido de queda. No período chuvoso do Ano 6 foi observado novamente um aumento geral e expressivo do índice para todos os setores avaliados, atingindo os maiores valores de IBR Bioacumulação até então registrados no âmbito do PMBA/Fest-UFES. De forma geral, os valores do índice de bioacumulação de metais e As foram semelhantes nos três setores avaliados (APA, Foz e Norte). Estes resultados corroboram os valores de baixa integridade do habitat lamoso no setor Foz.

A comunidade de **peixes** está relacionada à comunidade planctônica nos seus primeiros estágios de vida (ovos e larvas), sendo tratados no PMBA/Fest-UFES como o **Ictioplâncton**. Contudo, não deve ser desconexo com a avaliação de outros estágios de vida dos peixes, como o pós-larva e a fase adulta. Assim, essas quatro etapas serão descritas na evolução espaço-temporal de peixes no Ambiente Marinho. As **densidades médias de ovos de peixes** foram, em geral, baixas, com maiores valores registrados na superfície. Ao longo do monitoramento foram observados picos de densidade de ovos na superfície e na coluna de água, em todos os setores e nos dois períodos de estudo (seco e chuvoso). Esses picos de densidade de ovos de peixes sugerem a ocorrência de desovas pontuais por toda a área, pois apesar dos ovos estarem sujeitos à dispersão pelas correntes, as maiores concentrações tendem a ocorrer próximo dos locais de desova. As densidades médias de ovos de peixes variaram ao longo do monitoramento a depender do setor. Observou-se tendência de registro de maiores valores de densidade de ovos de peixes na superfície durante o período seco. A tendência de registrar menores densidades de ovos de peixes na região marinha durante os períodos de maior vazão fluvial do rio Doce sugere influência do MLD sobre os ovos de peixes presentes na superfície. As maiores densidades médias de ovos de peixes ocorreram no setor Norte no período chuvoso do Ano 5, tanto na superfície quanto na coluna de água. Os setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz foram significativamente diferentes dos setores Norte e Abrolhos.

Além da densidade, os ovos de peixes coletados na superfície foram classificados quanto a sua **viabilidade**: não viáveis (opacos – mortos antes da coleta) e viáveis (íntegros e com embrião). Na área de estudo observou-se maior percentual de ovos não viáveis, representando em média mais de 50% em cada campanha. Em alguns casos, a contribuição desses ovos não viáveis foi maior que 90%. As análises indicam que ovos não viáveis tiveram relação direta com a alta disponibilidade de metais/semi-metais, principalmente manganês, cromo, ferro, bário e cobalto, oriundos do MLD. Tanto na estação

seca quanto na chuvosa houve maior percentual de ovos não viáveis. A mortalidade natural dos ovos de peixes é comum e varia entre as espécies, sendo causada, por exemplo, por predação, condições abióticas desfavoráveis como variações na temperatura e salinidade, oxigênio dissolvido, radiação ultravioleta, estresse mecânico pela ação das ondas e poluição. Ainda assim, o percentual de ovos não viáveis foi alto e a relação direta das densidades desses ovos com os metais presentes na região marinha indica uma influência do MLD sobre esses organismos.

As densidades médias de **larvas de peixes** registradas na superfície e na coluna de água foram baixas em todos os setores e em quase todo o monitoramento. Ao longo do monitoramento foram identificadas 85 famílias e 149 espécies, e aproximadamente 19% dessas espécies ocorreram nos quatro setores estudados. Entre as espécies identificadas, apenas *Hippocampus erectus* e *H. reidi* (cavalo marinho) são consideradas vulneráveis e *Balistes capriscus* (peixe porco) está quase ameaçada. A maioria das espécies registradas na área de estudo está classificada como menos preocupante. Houve maior contribuição de Engraulidae (manjubas), Clupeidae (sardinhas), *Haemulon plumierii* (cocoroca boca velha) e *Chloroscombrus chrysurus* (palombeta), *Ptereleotris randalli* (linha azul), *Eucinostomus* sp. (carapicu), *Macrodon ancylodon* (pescada foguete), Pristigasteridae (sardinhas), Syngnathinae (peixe cachimbo) e Blenniidae (peixe macaco) na formação das assembleias nos quatro setores, nos seis anos de monitoramento e nos períodos seco e chuvoso. As maiores diversidades médias ocorreram nos setores Abrolhos e Norte tanto na superfície quanto na coluna de água. Após a chegada do MLD na região marinha houve aumento da quantidade de material em suspensão. Estudos indicam que muito material em suspensão prejudica a respiração e a alimentação dos peixes. Portanto, mesmo que tenha alimento (fito e zooplâncton) disponível, muita turbidez pode inibir a habilidade das larvas de capturar as presas e com isso diminuir o sucesso na alimentação desses organismos. O aumento de turbidez, principalmente no período chuvoso, provavelmente contribuiu para a baixa densidade de larvas, tanto na superfície quanto na coluna de água, ao longo do monitoramento.

Ao longo de todo o monitoramento foram observadas larvas de peixes com **trato digestório danificado** em todos os setores, principalmente nos setores Foz, Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. As larvas com essas características pertencem a várias famílias, com destaque a espécie *Chloroscombrus chrysurus* (palombeta), que é uma espécie bioacumuladora de metais. Essa espécie foi uma das que mais contribuiu para a formação da assembleia de larvas de peixes na coluna de água no setor Foz. Além das larvas com trato digestório danificado, foram registradas 36 larvas com uma **deformidade na região dorsal da cabeça** no período em que esse indicador foi monitorado (Anos 4, 5 e 6). Nove larvas de peixes coletadas na área de estudo tinham tanto o trato digestório quando a cabeça danificados. O maior número de larvas com trato digestório danificado foi registrado durante o Ano 6 (cerca de 56%), seguido dos Anos 3, 2, 1, 5 e 4, sendo este último o com menor quantidade de larvas com alguma deformidade (2,8%). Ainda, no Ano 6, quase todas as larvas coletadas apresentavam deformidade na região da cabeça (33 larvas). As larvas com trato digestório danificado e com deformidade na cabeça ocorreram tanto no período seco quanto no chuvoso. As larvas com deformidade na cabeça ocorreram principalmente no período seco no Ano 6, e no período chuvoso deste mesmo ano foi registrada a maior quantidade de larvas com trato digestório danificado. Em 2016,



no pré-PMBA/Fest-UFES, foram registradas larvas das espécies *Chloroscombrus chrysurus* (palombeta) e *Monacanthus ciliatus* (porquinho de franja) com tratos digestórios danificados e relacionadas com altas concentrações de metais, principalmente ferro e manganês. As larvas com trato digestório danificado encontradas na região marinha são evidências dos efeitos crônicos do MLD sobre a comunidade ictioplanctônica por toda a área de estudo.

Os impactos no estágio pós-larva e adultos dos peixes foram avaliados, principalmente comparando a região estuarina impactada (rio Doce – setor Foz), com três regiões estuarinas menos impactadas (rio Piraque-açu – setor APA Costa da Algas/REVIS Santa Cruz; rio São Mateus – setor Norte; e rio Mucuri – setor Abrolhos). A **composição taxonômica de pós-larva de peixes** foi distinta entre as regiões menos impactadas e o setor Foz e o comprimento total médio e a biomassa foi menor nesta última região. Isto evidencia a seleção negativa de espécies larvais de grande tamanho (ex. Clupeiformes) no setor Foz. As maiores abundâncias e diversidades de espécies de pós-larvas foram registradas durante as estações chuvosas, refletindo os padrões reprodutivos e de recrutamento larval, que geralmente ocorrem neste período para a maioria das espécies. Os resultados obtidos indicam que em períodos e condições específicas (ex. baixa energia de ondas e reduzida turbidez) a área marinha adjacente à foz do rio Doce ainda pode sustentar assembleias de pós-larvas de peixes similares às zonas menos impactadas, porém com maior vulnerabilidade aos eventos de ressuspensão do MLD. Adicionalmente, é recorrente a presença de lama aderida à superfície corporal de alguns espécimes capturados na região impactada, sugerindo um contínuo efeito do MLD no recrutamento das espécies de peixes.

A dinâmica espaço-temporal da comunidade de peixes é bastante variável e complexa, com novos registros de espécies sendo realizadas a cada nova amostragem. São então apresentados os indicadores e a sua evolução espaço-temporal considerando a divisão dos peixes em estuarinos e recifais, uma vez que há diferenças naturais em sua composição às modificações ambientais. A avaliação da riqueza geral dos **peixes estuarinos** pode ser verificada por meio da **curva de rarefação**, que avalia as espécies encontradas em cada amostragem e o esforço amostral total. Esta abordagem mostra que existe maior probabilidade de encontrar espécies ainda não registradas no monitoramento na área interna do rio Doce (setor Foz). As outras áreas, inclusive a área externa da foz do rio Doce, estão próximas da assíntota, ou seja, com baixa probabilidade de encontrar um novo registro de espécie em detrimento do esforço amostral extra. A **densidade, biomassa e riqueza** dos peixes estuarinos variaram de forma semelhante entre o estuário do rio Doce e os estuários menos impactados. Na área interna do rio Doce, picos de densidade, biomassa e riqueza de espécies foram observados no período chuvoso do Ano 5, e nos estuários menos impactados esses picos ocorreram em outros períodos chuvosos. Ao longo do monitoramento, houve diminuição na riqueza de espécies na área interna do rio Doce, enquanto as diferenças sazonais foram menos conspícuas nos estuários menos impactados (Norte - São Mateus e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz - Piraquê-Açu). Seria esperado que a variável turbidez influenciasse mais a comunidade de peixes nos períodos chuvosos, uma vez que as chuvas aumentam o fluxo dos rios e consequentemente, aumentam o sedimento em suspensão, ocasionando o aumento da turbidez, porém, esta influenciou a distribuição da densidade de peixes tanto no período seco quanto no chuvoso, em uma análise global, considerando

todos os estuários e áreas simultaneamente. Na região interna do estuário do rio Doce, a densidade de peixes estuarinos nos períodos chuvosos foi influenciada por maiores valores de turbidez e menores de salinidade, o que não foi observado nos estuários menos impactados. Já a densidade dos períodos secos, foi menos influenciado pela turbidez em todos os setores. Ainda, a densidade das áreas externas de todos os estuários esteve diretamente associada a maiores valores de profundidade e pH nos períodos chuvosos, e somente à profundidade dos períodos secos. Na área interna do rio Doce houve ampla dominância do bagre-guri (*Genidens genidens*), uma espécie resiliente, que representou 43,2% da abundância e 69,6% da biomassa total coletada. Esta dominância não foi observada nos estuários indiretamente impactados.

Em relação à composição e estrutura dos **peixes recifais**, as zonas mais próximas à foz do rio Doce apresentaram menor **abundância e riqueza** de espécies, resultando em uma baixa biomassa, e uma composição diferenciada de espécies comparado às regiões menos impactadas. Estes resultados permaneceram similares ao longo de todo o monitoramento, mantendo-se um padrão temporal sem variações consideráveis para este indicador. Devido à menor quantidade de espécies e indivíduos, a região mais impactada abriga um conjunto diferenciado (menos diverso e abundante) de peixes recifais comparado àquelas menos impactadas, padrão que também se manteve ao longo de todo período amostral.

Além dos impactos observados nos indicadores relacionados às comunidades de peixes estuarinos e recifais, foram avaliados os efeitos em nível mais basais como genética, fisiologia e comportamento dos peixes. Os **índices de diversidade e estruturação genética** mostram que as espécies estuarinas na região do rio Doce estão vulneráveis à influência do MLD e a outros eventos de impacto ambiental. Essa situação se reflete na baixa diversidade genética e nas recentes reduções populacionais, comprometendo a viabilidade genética e a resiliência adaptativa dessas espécies. Para as espécies recifais, as análises genéticas apontaram padrões diferentes, onde fatores como preferências de habitat e condições ambientais influenciam a dinâmica genética populacional de forma regional. Os resultados do indicador genética populacional, podem ser vinculados ao indicador de recrutamento estuarino, pois a viabilidade genética e a resiliência das populações estuarinas são resultantes da capacidade de recrutamento de novos indivíduos a população, para garantir a manutenção dessas populações em ambientes impactados. Para todas as espécies de peixes estuarinos avaliadas (robalo-peva, pescada-branca, bagre-guri e Maria-luísia) foi detectada ausência de diferenciação genética entre setores (Foz - rio Doce, Norte – rio São Mateus e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz – rio Piraquê-Açú). Portanto, para cada uma dessas espécies foi identificada somente uma população, sendo considerado bom fluxo gênico entre as localidades. Foram detectados valores moderados a elevados de **diversidade haplotípica** e de **heterozigosidade** para todas as espécies avaliadas, sendo que o bagre-guri apresenta os menores valores dentre as espécies avaliadas. Foi possível observar uma taxa de migração moderada a alta para o robalo-peva, pescada-branca e bagre-guri, por meio do DNA nuclear, reforçando o dado de alto fluxo gênico entre os rios. Além disso, a foz do rio Doce foi identificada como importante contribuinte de migrantes para essas espécies.

O uso da **microquímica de otólitos** como biomarcadores cronológicos mostrou-se eficiente ao longo do PMBA/Fest-UFES, apresentando a chegada do MLD na Foz do rio Doce, bem como variações sazonais geradas pelo ciclo hidrológico (períodos seco e chuvoso). Entre as espécies estudadas, o bagre-guri foi considerada uma eficiente espécie sentinela. Os resultados apontam diferenças nas concentrações dos elementos químicos analisados, principalmente de Fe e Ba, com maior concentração de ambos na foz do rio Doce. As assinaturas químicas de cada local indicam uma conectividade moderada entre os estuários estudados, principalmente para as espécies de robalo, corroborando com os dados de genética. Ainda, a análise cronológica das matrizes dos otólitos permitiu inferir evento de pico de acúmulo de metais pelos peixes. Os resultados encontrados indicam um pico de manganês (Mn:Ca) em momento compatível com a chegada do MLD no Ambiente Marinho.

Foram observadas alterações na **dieta e condição corporal de espécies sentinelas** ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-UFES. O bagre-guri no estuário do rio Doce, em comparação aos estuários menos impactados (setor Sul - rio Itapemirim e setor Norte - rio São Mateus), apresenta dieta pobre em recursos e menor amplitude do nicho alimentar, nicho isotópico e atividade alimentar. Na mesma avaliação, o robalo-peva apresenta dieta, amplitude de nicho alimentar e atividade alimentar similares entre os setores, porém seu nicho isotópico é mais restrito no setor Foz que nas áreas menos impactadas. A **diversidade trófica/isotópica das presas consumidas** (amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$ ) pelo carapicu (*Eucinostomus argenteus*) e a amplitude do nicho ecológico/isotópico da espécie decresceu ao longo do monitoramento no estuário do rio Doce, desde o período pré-impacto (2015) até 2024. Durante o mesmo período, as concentrações de lipídios (**razão C:N**) de todas as espécies (exceto amoré-preto - *Eleotris pisonis*) alteraram significativamente, com tendência de decréscimo para a maioria das espécies.

A análise da biologia reprodutiva de algumas espécies de peixes mostra que as atividades reprodutivas podem ocorrer ao longo de todo ano. O **índice gonadossomático** (IGS) indicou atividade reprodutiva constante durante todo o monitoramento para ambos os setores e espécies analisadas (*C. parallelus*, *G. genidens* e *E. brasiliensis*), com picos que variam de acordo com a espécie. *C. parallelus* apresenta atividade reprodutiva durante a estações seca e chuvosa, porém com picos reprodutivos mais evidentes na estação seca. *G. genidens* apresenta os maiores valores de IGS no final da estação seca e início da chuvosa, com pico reprodutivo nesta última. O valor médio de IGS para *E. brasiliensis* sugere pico reprodutivo durante a estação chuvosa. A **análise histopatológica do tecido gonadal** de fêmea e macho de teleosteo, mostrou que as alterações encontradas consistem em respostas regressivas que podem indicar má ou até mesmo perda de funcionalidade do órgão. Os valores médios do índice de lesão foram maiores nos indivíduos coletados no setor Foz, para todas as três espécies, sem variações entre os Anos 5 e 6.

Algumas evidências encontradas no PMBA/Fest-UFES mostram que o rompimento da barragem pode ter afetado o **comportamento** das espécies de peixes. Os robalos-peva do rio Doce apresentaram padrões de movimentação e uso de habitats diferentes dos encontrados na área menos impactada (setor Norte - rio São Mateus) e do que seria esperado para a espécie. Na região estuarina do rio Doce foi verificado uma **restrição de habitats** disponíveis aos robalos devido ao acúmulo de MLD no trecho

do rio próximo à foz. Além disso, os robalos no rio Doce percorreram menores distâncias e apresentaram menores áreas de vida do que na região menos impactada. Ao longo de todo o monitoramento, não foi constatado no rio Doce a movimentação dos robalos rio acima, diferindo do que seria esperado para a espécie e do que foi visto no rio São Mateus. Houve também uma diminuição na detecção e ocorrência dos robalos na região estuarina do rio Doce com a elevação da turbidez da água, principalmente durante o período chuvoso. Na região estuarina do rio Doce os robalos apresentaram uma distribuição espacial reduzida, permanecendo restritos aos canais profundos (acima de 2 m de profundidade) e geralmente associados a estruturas (troncos e galhadas) próximos à margem. Este comportamento, que facilita a sua captura, pode aumentar a pressão da pesca sobre a população.

O **IBR Bioacumulação** nos peixes marinhos indica o grau de acumulação de **metais e Arsênio** nos seus tecidos (brânquias, fígado e músculo). Os elementos mais frequentes na composição do índice durante todo o monitoramento foram o Pb, Fe, Zn, Hg e Mn, indicando que os peixes estavam em contato com esses elementos. Após serem encontrados altos valores no período seco do Ano 1, foi observada diminuição no índice até o período seco do Ano 3, em todos os setores avaliados. A partir de então, foi observado um discreto aumento no valor do IBR Bioacumulação, em todos os setores avaliados, até o período seco do Ano 5. No período chuvoso do Ano 6 foram registrados os maiores valores observados de IBR acumulação no monitoramento para os peixes marinhos, em todos os setores. Como observado para o plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) e será apresentado para os camarões marinhos, os valores de IBR Bioacumulação para os peixes marinhos (onívoros e carnívoros) reduziram no período seco do Ano 6. Durante os últimos três períodos chuvosos (Anos 4, 5 e 6), os valores médios do IBR Bioacumulação para os peixes marinhos coletados nos setores Norte e Foz foram maiores do que aquele observado para os peixes marinhos coletados no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Neste setor, os elementos Fe, Mn e As se destacaram na composição do índice. No setor Foz, os metais Cu e Cr foram o destaque na composição do IBR Bioacumulação. No setor Norte, as maiores contribuições para a composição do índice foram dos metais Mn, Pb, Cu, Cr e Zn. O **IBR Biomarcador** para a comunidade de peixes marinhos (onívoros/herbívoros e carnívoros) tendeu a aumentar gradualmente ao longo do tempo, até o período chuvoso do Ano 5. Entre os períodos seco dos Ano 5 e 6, foi observada diminuição dos valores deste índice. O setor Foz foi aquele que apresentou os maiores índices, especialmente no período chuvoso do Ano 1.

No PMBA/Fest-UFES, as **tartarugas marinhas** são monitoradas por meio de indicadores genéticos e de saúde, além de relação com os dados reprodutivos oriundos da Fundação Projeto Tamar. A **diversidade genética** revelou tendências de redução da diversidade haplotípica (H) nas populações de tartarugas marinhas (tartaruga-cabeçuda - *Caretta caretta*, tartaruga-verde - *Chelonia mydas* e tartaruga-de-couro - *Dermochelys coriacea*) nas áreas afetadas pelo MLD, principalmente quando comparados os períodos pré e pós-rompimento. A população de *C. mydas* nas áreas impactadas do Espírito Santo apresentou menor diversidade haplotípica, riqueza alélica e tamanho efetivo populacional em comparação à área considerada não impactada, na Bahia, indicando maior vulnerabilidade nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem. Além de apresentarem menor tamanho efetivo populacional, as populações das tartarugas marinhas das áreas afetadas do Espírito

Santo já se encontravam historicamente fragilizadas devido a gargalos populacionais (antigos e/ou recentes) e à perda de diversidade genética ocasionada por esses eventos. Os impactos detectados podem aumentar a vulnerabilidade genética e comprometer ainda mais a saúde dessas populações, reduzindo sua capacidade adaptativa diante das perturbações ambientais antrópicas. A situação é particularmente crítica para *D. coriacea*. Apesar de não haver área controle, a comparação temporal entre os períodos pré-rompimento e pós-rompimento no Espírito Santo indica a perda de diversidade genética, associada ao reduzido tamanho efetivo populacional, o que aumenta significativamente o risco para essa população. Esses resultados demonstram que as populações monitoradas enfrentam uma combinação de fatores que podem reduzir sua capacidade de recuperação e ressaltam a importância de estratégias de conservação e monitoramento contínuo.

O aumento da vulnerabilidade das tartarugas marinhas, devido à perda da diversidade genética somada a fatores ambientais, pode favorecer a diminuição da **saúde dos indivíduos**. As tartarugas-verdes juvenis que se alimentam na área impactada no Espírito Santo apresentaram uma alta prevalência de **fibropapilomatose** e **ectoparasitismo**, indicando um problema de saúde significativo na população. Essa situação contrasta com a área de controle, na Bahia, onde esses problemas são menos frequentes, sugerindo a influência de fatores ambientais locais no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (área de alimentação monitorada). Em paralelo, o monitoramento na foz do rio Doce mostrou um aumento significativo na prevalência de ectoparasitas, **lesões oculares** e fibropapilomas em tartarugas-cabeçudas, indicando um comprometimento generalizado da saúde dos animais relacionado à contaminação ambiental. Em ambas as áreas (setor Foz e setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz), a qualidade ambiental degradada está afetando negativamente a saúde das tartarugas marinhas, com consequências para a sobrevivência e reprodução dessas espécies. Observa-se que alguns parâmetros se mantêm constantes, porém outros pioraram ao longo do tempo, como a condição corporal nas tartarugas-verdes e cabeçudas no Espírito Santo. No Ano 6 de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, foram registradas as maiores porcentagens já observadas de animais juvenis com fibropapilomatose e de animais adultos com ectoparasitas e lesões oculares. Ao longo dos anos de monitoramento nas áreas não afetadas não foi encontrada nenhuma tartaruga-cabeçuda com condição corporal ruim, fibropapiloma, lesão ocular e indicadores severos de ectoparasitas, assim como não são registradas tartarugas-verdes com indicadores severos de fibropapilomatose e ectoparasitas. No Ano 6, 78,7% das tartarugas-verdes juvenis capturadas na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentaram fibropapilomatose, representando um aumento de 117% em relação ao Ano 5 e a maior prevalência já registrada no monitoramento. A alta prevalência de fibropapilomatose e parasitismo na área impactada, associada à ausência de casos graves na área controle, sugere a influência de fatores ambientais locais na saúde das tartarugas marinhas. Nas tartarugas-cabeçudas da área impactada a infestação por ectoparasitas atingiu 63% dos animais, com destaque para a elevada proporção de animais com infestação severa (38%). Estes dados representam o maior índice de parasitismo registrado ao longo de todo o monitoramento e indicam um agravamento do quadro sanitário da população. Os animais que desovam na área impactada (setor Foz) também continuam a apresentar fibropapilomas, enquanto na área controle (Bahia) nenhum animal apresentou lesão ocular e/ou fibropapilomas nos seis anos de monitoramento. A presença de fibropapilomas e



lesões oculares, associada à deterioração da condição corporal e ao aumento da carga parasitária, sugere a ocorrência de imunossupressão e comprometimento da saúde dos indivíduos, possivelmente relacionados à exposição a agentes contaminantes.

Os **metais** podem ser um dos agentes contaminantes relacionados ao comprometimento da saúde das tartarugas. A análise dos níveis de metais nas tartarugas marinhas na área impactada revelou flutuações significativas ao longo do monitoramento, com diferentes metais apresentando padrões distintos. Observa-se tendência de aumento dos níveis de alguns metais (ex. cobre e cromo) e Arsênio nas tartarugas das áreas afetadas no Espírito Santo ao longo do monitoramento. As tartarugas-verdes e cabeçudas das áreas afetadas do Espírito Santo possuem maiores níveis de **metais no plasma** e nos **natimortos** (tartarugas cabeçudas) do que as tartarugas das áreas controles da Bahia. Além disso, foi observada a transferência de metais para os **ovos** e a bioacumulação nos **embriões**, sugerindo risco para o desenvolvimento embrionário e o sucesso reprodutivo das tartarugas-cabeçudas e das tartarugas-de-couro. Quando se avalia as diversas correlações encontradas entre os metais e os parâmetros reprodutivos na área afetada no Espírito Santo, os contaminantes contribuem mais para redução do sucesso de eclosão e aumento da mortalidade no ninho, do que os outros fatores (físicos e biológicos). A dinâmica hidrossedimentológica da região, caracterizada por eventos de alta energia e ressuspensão de sedimentos, contribui para a exposição contínua desses animais aos contaminantes, aumentando sua vulnerabilidade. Os Anos 5 e 6 do monitoramento PMBA/Fest-UFES evidenciaram um aumento significativo nas concentrações de arsênio, cromo, ferro, chumbo e zinco no plasma das tartarugas-cabeçudas, superando os valores observados em anos anteriores.

As **aves marinhas** também foram afetadas pela chegada do MLD no Ambiente Marinho, principalmente pela contaminação do seu **recurso alimentar**. As aves marinhas que se reproduzem em Abrolhos permanecem utilizando áreas similares para alimentação desde o período pré-rompimento, ou seja, no entorno do arquipélago dos Abrolhos, com incursões em direção à foz do rio Doce. No entanto, ao longo do PMBA/Fest-UFES, o uso de áreas no entorno do talude foi intensificado por *P. aethereus*, sugerindo uma necessidade de busca de alimento em áreas mais afastadas da colônia. A chegada do MLD na plataforma continental adjacente à foz do rio Doce não foi suficiente para indisponibilizar alimento para as aves marinhas, visto que aquelas utilizadas como indicadoras do impacto (*S. leucogaster* e *P. aethereus*) permanecerem capturando as mesmas presas e em regiões similares às aquelas do período pré-rompimento. O consumo de presas similares entre o pré- e pós-rompimento, e entre os anos subsequentes, pode ser considerada uma **armadilha ecológica**, na qual as presas consumidas passaram a estar contaminadas, contribuindo para biomagnificação de contaminantes inorgânicos nos tecidos das aves. A **riqueza** e **abundância** de aves aquáticas registradas, incluindo espécies migratórias, demonstram a importância da região da foz do rio Doce e costa adjacente como área de alimentação e descanso para o grupo. Essa importância é reforçada pela presença de espécies ameaçadas em nível nacional ou mesmo em nível global. A exposição aos contaminantes de espécies migratórias oriundas de colônias em ilhas brasileiras, mas também no hemisfério norte e da região subantártica, faz com que essas espécies funcionem como biovetores, ampliando espacialmente o impacto do MLD, inclusive atingindo organismos da comunidade insular terrestre das colônias, e

organismos marinhos adjacentes (e.g. corais e organismos associados). As consequências da exposição crônica aos contaminantes possuem potencial de causar efeitos deletérios em níveis populacional e de espécie, inclusive a extinção local, o que é particularmente relevante para espécies ameaçadas de extinção, como *P. aethereus*, *P. lepturus*, *S. hirundinacea*, *Thalasseus acuflavidus*, *T. maximus* e *Pterodroma arminjoniana*. Durante os períodos chuvosos, foram registrados os maiores números de aves aquáticas nas praias quando comparados aos períodos secos. As maiores abundâncias, riquezas e diversidades de espécies têm sido observadas no setor Foz (Regência e Povoação). Diferente da praia, no mar houve um maior número de registros de aves durante o período seco, embora a diferença tenha sido pequena.

A alimentação de presas contaminadas (ex. peixes) pode causar a **contaminação das aves** em relação aos **metais e Arsênio**, já descritos como presentes nos organismos aquáticos. As aves marinhas apresentaram elevação nas concentrações de As e Cd no período pós-rompimento, em comparação ao período pré-rompimento. Além disso, as aves estão expostas a uma contaminação crônica, a partir do processo de recontaminação permanente das áreas de alimentação, tanto com a chegada de novo MLD pela carga fluvial do rio Doce no período chuvoso, quanto no período seco com a ressuspensão do material depositado no fundo marinho. No período pós-rompimento, no âmbito do PMBA/Fest-UFES, As, Hg, Cd e Pb (elementos não-essenciais) apresentaram correlação entre si e com Mn nas penas de *P. aethereus* e *S. leucogaster*, sugerindo que a ocorrência desse traçador dos rejeitos está relacionada com metais e metalóides potencialmente tóxicos. Em particular, para penas, foram observados no período chuvoso do Ano 3 valores elevados de As, Hg, Cd, Cr e Mn, enquanto observações em períodos pré-rompimento (fevereiro e agosto de 2011) apresentaram valores mais elevados de elementos essenciais, particularmente Zn e Fe. Considerando o padrão demonstrado pelas penas e o potencial tóxico dos metais não-essenciais e As, os resultados até então sugerem um evento de **contaminação aguda** das aves marinhas de Abrolhos após a estação chuvosa do Ano 2, quando a vazão do rio Doce foi elevada e gerou um aumento na concentração de metais e biomarcadores em diversos organismos. Para o sangue das aves marinhas, foram observadas maiores elevações de metais durante o período seco do Ano 3, para Cd, e o período chuvoso do Ano 4, para Pb.

A contaminação das aves pelo consumo de presas contaminadas pode resultar em efeitos em sua **saúde**, refletindo nas condições de **reprodução** e, consequentemente, na integridade das populações. Desde o Ano 1, as aves vêm demonstrando uma elevação nos números de **leucócitos totais**, especialmente nos números de heterófilos, e diminuição do número de hemácias, números esses mais significativos nos períodos chuvosos, o que pode ser indicativo de processo inflamatório. Outro fator a ser considerado foi a notável **desidratação** das aves em ambos os períodos. Contudo, em aves que vieram a apresentar esse sinal clínico a partir do Ano 5, também foi observada intensa leucopenia, associada a infecções endotoxêmicas e septicêmicas, doenças nutricionais, anafilaxia, reações autoimunes, principalmente agentes infecciosos e seguido de policitemia. Adicionalmente, destaca-se a presença de **bactérias multirresistentes** de prioridade global publicada pela lista da Organização Mundial de Saúde (OMS), especialmente no período chuvoso. A disseminação de bactérias multirresistentes no ecossistema marinho vêm sendo reportada como uma ameaça global a saúde

pública, devido ao alto potencial patogênico desses agentes. É possível que o desenvolvimento de mecanismos de resistência a antibióticos esteja relacionado à presença de altas concentrações de metais pesados no ambiente. Destaca-se também a forte tendência de declínio populacional e o baixo sucesso reprodutivo de *Sula leucogaster* no arquipélago dos Abrolhos. Atualmente, esta espécie está reduzida a cerca de 300 aves (em 2011 eram mais de 1200 indivíduos). Nesse contexto, os dados sugerem que *S. leucogaster* pode estar em um processo de extinção local em Abrolhos, podendo estar associado à exposição aos contaminantes oriundos do MLD. O tamanho populacional de *Sterna hirundinacea* nas ilhas do Espírito Santo demonstra um forte declínio entre os valores pretéritos registrados (anos de 1988 e 2006) e as atuais contagens obtidas durante o monitoramento. Da mesma forma, os valores de sucesso reprodutivo de ovos e filhotes nos poucos ninhos registrados nas Ilhas Itatiaia, seguem a mesma tendência de declínio: 50% em 2019; e 0% em 2023.

A região da foz do rio Doce também é utilizada para a alimentação e reprodução, ainda, de cetáceos, como é o caso da toninha (*Pontoporia blainvillei*). Existe evidências do aumento da **vulnerabilidade** (sensibilidade e suscetibilidade) desta espécie em relação ao uso dessa área, considerada impactada pelo MLD. Observou-se uma tendência da população em utilizar a região ao sul da foz do rio Doce, associado ao fundo inconsolidado lamoso, durante todos os anos de monitoramento, em comparação com todas as outras áreas do estudo. No período chuvoso, a espécie se encontra mais concentrada na região sul da foz do rio Doce, com poucos registros fora dessa área. No período seco há uma indicação de distribuição da espécie ao longo da área amostrada, porém com concentração maior na região sul do rio Doce. A análise da **ecologia alimentar**, por sua vez, por meio da razão isotópica de carbono e nitrogênio, indica áreas de forrageamento distintas para o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) ao longo da costa do Espírito Santo, com provável existência de grupos ecológicos distintos, associada à desembocadura e/ou entorno dos rios, com certa fidelidade de sítio dos indivíduos. Além disso, há baixa sobreposição de nicho isotópico entre os botos-cinza e toninhas nos setores Foz e Norte, com a toninha apresentando nicho isotópico menor (corroborando as observações de drone). Isso indica uma não competição trófica entre as espécies nestas duas áreas.

O aumento da vulnerabilidade do boto-cinza e da toninha, com o forrageamento e reprodução em área contaminadas pelo MLD, resulta em efeitos em sua **saúde** e, consequentemente, na manutenção de populações viáveis. A saúde foi avaliada em termos de concentração de contaminantes nos tecidos e exames histopatológicos, de patologias ósseas e de microbiologia patogênica. O monitoramento das concentrações de **contaminantes** nos tecidos dos botos-cinza e toninhas da costa do Espírito Santo reflete a contaminação evidenciada em outras matrizes do PMBA/Fest-UFES, bem como suas alterações devido à associação aos impactos diretos e indiretos causados pelo MLD. As concentrações de contaminantes nos tecidos desses cetáceos são elevadas, sendo similares e/ou mais elevadas do que em regiões altamente impactadas do Brasil, consideradas *hotspots* de contaminação na costa brasileira, como os estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Nesse contexto, destacam-se principalmente as concentrações de Hg;  $\Sigma$ PCB;  $\Sigma$ HPA, As e Cd em botos-cinza, que demonstram a magnitude das concentrações dos contaminantes detectadas, trazendo preocupações adicionais à saúde dos cetáceos devido aos efeitos adversos, como alterações fisiológicas e no sistema

imunológico, danos teciduais e disfunção endócrina. Em indivíduos de botos-cinza de todos os setores da costa do Espírito Santo foram encontrados valores acima de limites estabelecidos na literatura em relação a efeitos adversos dos contaminantes na saúde dos cetáceos. Nos setores Norte e Foz, os indivíduos desta espécie apresentaram concentrações de elementos-traço significativamente mais elevadas que nos outros setores. Compostos conhecidos na literatura por serem promotores de câncer em mamíferos marinhos também foram identificados em botos-cinza e toninhas, como o benzo(a)pireno. Em botos-cinza, foram encontradas concentrações mais elevadas durante anos mais chuvosos ao longo do monitoramento para a maioria dos contaminantes analisados, tais como: as concentrações hepáticas de As e renais de Zn; pesticidas organoclorados ( $\Sigma$ DDT, HCB e mirex) compostos organobromados de origem antrópica ( $\Sigma$ PDBEs) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ( $\Sigma$ HPAs). Em toninhas, também foi observado o aumento das concentrações de pesticidas organoclorados ( $\Sigma$ DDT, HCB e mirex) nos anos mais chuvosos. Portanto, considerando os efeitos adversos dos contaminantes, as elevadas concentrações detectadas em botos-cinza e toninha trazem preocupações quanto à saúde dos indivíduos, trazendo consequências negativas às populações das espécies monitoradas.

A acumulação desses contaminantes pode ter afetado a saúde dos indivíduos. **As análises histopatológicas** identificaram inúmeras lesões nos órgãos dos cetáceos e indicaram de forma robusta a condição de saúde de cada espécime, revelando que todos os indivíduos, dentre os que tiveram condições de serem avaliados, estavam com a saúde comprometida, incluindo os animais que tiveram como causa da morte a captura accidental. Estes resultados foram encontrados constantemente ao longo do monitoramento. Para histopatologia não houve variações significativas ao longo do monitoramento. Em relação às **alterações ósseas**, foram identificadas alterações do padrão morfológico comum para as espécies, revelando lesões que podem ter origens diversas e precisam ser mais investigadas, incluindo altas frequências de alterações que podem ser características específicas das populações estudadas ou mesmo resultados de infecções. Foram observadas alterações de abertura de arco neural em vértebras cervicais a partir do Ano 1, mantendo alta frequência entre os indivíduos de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei*. As ações infecciosas podem ser favorecidas pela debilitação corporal causada pelo excesso de contaminantes. As **análises microbiológicas** nos cetáceos identificaram diversas bactérias e fungos, alguns considerados patogênicos e que podem ter influência na debilidade dos espécimes e contribuir para a baixa no sistema imunitário e na causa da morte. A diversidade de espécies e frequência de ocorrência variaram ao longo dos anos de PMBA/Fest-UFES, sugerindo alterações no habitat e na qualidade do ecossistema marinho da região. Ao longo do monitoramento foram identificados, no Ano 1, sete gêneros de bactérias e um de fungo. No Ano 2, onze diferentes gêneros de bactérias e um novo gênero de fungo, *Rhodotorula*. Nos Anos 3 e 4, os gêneros de bactérias encontradas já haviam sido descritos nos anos anteriores, bem como o gênero fúngico *Candida*. No Ano 5, além das bactérias e fungos já descritos anteriormente, um novo gênero foi identificado, *Aeromonas*. No Ano 6, algumas espécies e gêneros identificados igualmente nos anos anteriores foram inclusive detectados em regiões corporais inéditas.



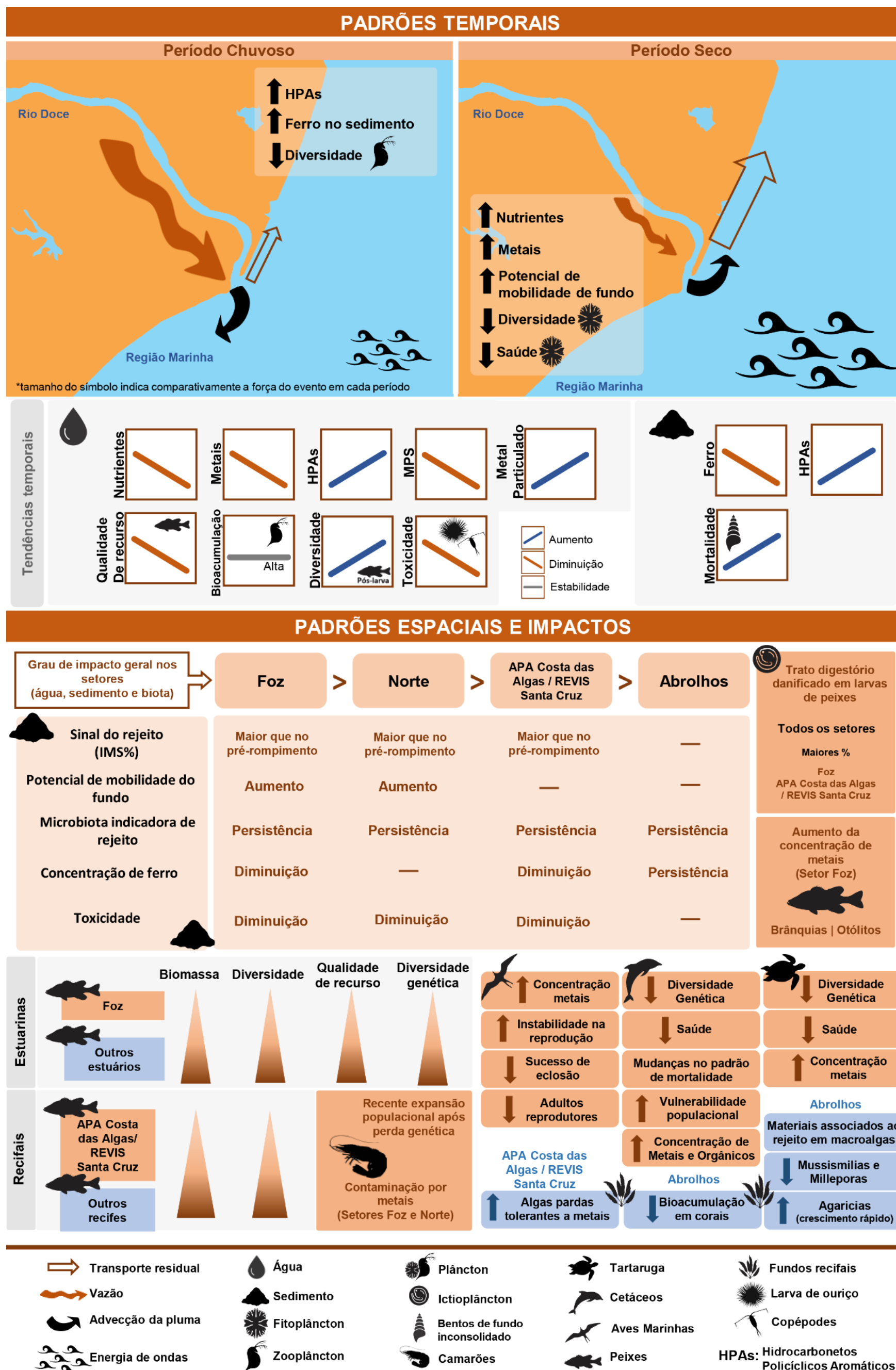
A taxa de mortalidade dos cetáceos pode ser avaliada por meio da taxa anual de encalhes das espécies-alvo, *Sotalia guianensis* e *Pontoporia Blainvillei*. Foi evidenciado um considerável aumento do número de encalhes dessas espécies, principalmente após o Ano 1 do PMBA/Fest-UFES. Considerando a comparação do número de encalhes ao longo do monitoramento e durante os períodos pré- e pós-rompimento, foi estimado uma taxa de acréscimo médio de mais de 6 encalhes ao ano. Esse aumento de encalhes leva em consideração ambas as espécies monitoradas. O Ano 6 do PMBA/Fest-UFES apresentou nove registros de encalhes de *Pontoporia Blainvillei*, sendo sua maioria adultos. A respeito de *Sotalia guianensis*, foram 79 registros, sendo a maioria de adultos (45 indivíduos). Em ambas as espécies, houve diferença irrelevante entre os sexos dos indivíduos cujo sexagem foi realizada. A partir de 2018, os índices de encalhe apresentaram uma flutuação, porém, sempre acima dos índices pretéritos. O Ano 6 do PMBA/Fest-UFES, apresentou ainda maior índice de encalhe, comparado aos anos anteriores de monitoramento. No que diz respeito à variação de encalhes nas estações do ano, foram observados comportamentos distintos entre as espécies monitoradas. Para a espécie *Sotalia guianensis*, houve registro de encalhes em todas as estações do ano, enquanto para a espécie *Pontoporia Blainvillei*, somente nas estações de outono e primavera (com predominância nessa estação do ano). Foi possível observar uma discreta variação entre as estações chuvosas e secas, com maior incidência de encalhes no período chuvoso.

A análise da **causa do óbito** dos indivíduos cujo material biológico foi passível de coleta e de análise, indicou que os emalhes são as principais causas de óbito tanto para *Sotalia guianensis* quanto *Pontoporia blainvillei*. No entanto, os processos infecciosos também apresentam significativa causa para óbito das espécies analisadas. Esse diagnóstico, inclusive, pode estar vinculado aos fatores ambientais modificados após o rompimento da barragem. Nem sempre os diagnósticos são possíveis de serem realizados ou concluídos. Quanto maior o avanço de decomposição da carcaça do animal encontrado na costa, mais difícil fica para que coletas de material biológico e análises laboratoriais sejam realizadas. Além do grau de decomposição, outro fator que interfere nos diagnósticos são as dinâmicas ambientais no momento do resgate da carcaça, sendo elas, às vezes, impeditivos de coleta de materiais biológicos. O número de animais maduros e o aumento na idade média de botos-cinza encalhados em relação aos padrões pré-rompimento relatados na literatura são preocupantes por indicar que a população da região tem maior mortalidade de indivíduos com alta capacidade reprodutiva, potencialmente afetando a persistência desta espécie na área. Para as toninhas, apesar do baixo tamanho amostral, os dados obtidos ao longo do monitoramento sinalizam uma redução da idade média em relação ao período anterior ao rompimento, com mortalidade expressiva tanto de indivíduos que ainda não reproduziram e indivíduos no início da vida reprodutiva, o que também pode afetar a capacidade de reposição de indivíduos pela reprodução nesta população.

Assim, como outros componentes da megafauna (aves e tartarugas), as pressões populacionais e de indivíduos causadas pelos contaminantes podem ter efeitos em nível de genética nas populações. Para os botos-cinza (*Sotalia guianensis*) foi possível identificar níveis baixos de **diversidade genética mitocondrial** (haplotípica) para a população da região criticamente impactada (setor Foz), sendo os menores valores encontrados principalmente para o período Pós-rompimento. Foi possível identificar a

presença de duas populações de botos-cinza no litoral do estado do Espírito Santo, uma localizada entre os setores Norte, Foz, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Sul e, a outra no setor Extremo Sul (envolvendo os indivíduos encalhados nas praias de Anchieta à Presidente Kennedy). Além disso, foi possível observar a diminuição da diversidade genética mitocondrial ao longo dos anos. Também foram observados baixos a moderados níveis de **heterozigosidade** e coeficientes de endogamia significativos, que tratam da diversidade genética nuclear. Para as toninhas (*Pontoporia blainvillei*) foi possível identificar baixa diversidade mitocondrial, com um haplótipo principal para 94,3% da população detectada ao longo do litoral do Espírito Santo, e baixos a moderados níveis de heterozigosidade, diversidade genética nuclear, e coeficientes de endogamia significativos, que representam a taxa de cruzamentos entre indivíduos aparentados. Esses resultados reforçam a vulnerabilidade dessa espécie criticamente ameaçada de extinção.

### 3.5 SÍNTESE GRÁFICA



### 3.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após seis anos de monitoramento conduzido pelo PMBA/Fest-UFES, múltiplas evidências indicam a persistência de impactos no Ambiente Marinho decorrentes do Material Ligado ao Desastre (MLD), com maior intensidade na região da foz do rio Doce. A permanência desses efeitos sobre os níveis tróficos superiores, caracterizados por maior complexidade estrutural, populacional e comunitária, ciclos de vida prolongados e habitats mais extensos, constitui uma preocupação relevante. Essa vulnerabilidade reforça a necessidade de estratégias específicas para a recuperação ambiental, uma vez que a recuperação desses organismos tende a ser mais lenta devido a essas características intrínsecas. Além disso, considerando que os impactos ainda são detectáveis tanto nos componentes abióticos quanto nos organismos basais da cadeia trófica, espera-se que os efeitos sobre populações e comunidades de níveis tróficos superiores tenham uma duração ainda mais prolongada. Apesar da cronicidade do impacto ao longo de todo o período de monitoramento, foram registradas tendências positivas, evidenciadas por indicadores que sinalizaram melhorias na qualidade da água e do sedimento, especialmente a partir do terceiro ano.

Diversos grupos bióticos monitorados possuem significativa importância socioambiental, tanto pelo papel que desempenham na economia das comunidades que dependem da região afetada quanto pela manutenção dos serviços ecossistêmicos. Dessa forma, o monitoramento contínuo das condições abióticas e da biodiversidade na área impactada é fundamental para avaliar a efetividade dos programas de recuperação ambiental implementados na bacia do rio Doce e na região marinha e costeira adjacente à sua foz. Para garantir diagnósticos robustos, o monitoramento deve ser conduzido de maneira integrada, permitindo análises que transcendem abordagens temáticas isoladas e fornecem conclusões em escala ecossistêmica. Por fim, ressalta-se que esta síntese não esgota os principais achados referentes ao Ambiente Marinho, cujos detalhes adicionais podem ser consultados nos Materiais Suplementares de cada um dos Temas analisados.

## 4 SÍNTESE DO AMBIENTE COSTEIRO

### 4.1 OS ECOSISTEMAS E OS INDICADORES

O Ambiente Costeiro é composto pelos ecossistemas Praia, Manguezal e Restinga, e é caracterizado por ser um ambiente dinâmico, complexo e transicional, com influências do sistema marinho, dulcícola e atmosférico. Sendo uma faixa de alto interesse social e econômico e altamente ocupada, as atividades antrópicas podem interferir nas interpretações dos resultados encontrados relacionados à atuação do Material Ligado ao Desastre (MLD) sobre as variáveis abióticas e bióticas.

Com capacidades adaptativas diversas, o sedimento, a água, a flora e a fauna dos ecossistemas apresentam diferentes respostas aos agentes poluentes. Contudo, de maneira geral, os impactos sobre o sedimento, a geoquímica e demais variáveis abióticas atuam diretamente sobre o comportamento biótico nos três ecossistemas.

No ecossistema praial, **os indicadores da macrofauna e da meiofauna bentônica** são avaliados no contexto se os valores dos parâmetros da macrofauna e meiofauna bentônica encontrados estão de acordo com o descrito na literatura para as diferentes características da morfodinâmica praial e, ainda, verifica-se as alterações nos parâmetros em relação à presença de lama e elementos químicos associados ao MLD.

É provável que o MLD, que se encontra depositado ao longo da bacia e na plataforma, esteja recorrentemente se distribuindo ao longo da costa, assim, a **presença de lama** na antepraia é um indicador que busca determinar os teores e a distribuição, uma vez que não é usual haver teores de lama em profundidades muito rasas, que normalmente são remobilizados pelas ondas. Logo, a presença de lama em altas quantidades em profundidades rasas estaria gerando um desequilíbrio morfodinâmico, que pode ser visto como pontos de erosão e acreção aceleradas ao longo do litoral monitorado. Além disso, na antepraia, os elevados teores de lama têm sido correlacionados com as elevadas concentrações de elementos químicos associados ao rejeito de minério de ferro, o que pode ser um indicativo de contaminação desta região costeira. Essas concentrações dos elementos químicos, junto a uma redução da permeabilidade do sedimento, podem causar alterações na riqueza e diversidade da fauna bentônica associada a estes sistemas praias.

Já o indicador **Alteração Morfológica da Praia** busca apontar os impactos indiretos do rejeito de lama na praia: inundação e erosão. O incremento da lama no sistema praial, disponibilizado pelo rio Doce, especialmente durante os períodos chuvosos, quando a vazão é maior, pode comprometer a médio e longo prazo o fornecimento de sedimentos arenosos para a praia e conseqüentemente desencadear processos erosivos e recuo da linha de costa devido ao aprisionamento das areias pela lama. Além disso, o incremento de lama no sistema praial pode aplainar a topografia da praia, potencializando os eventos de inundação e erosão. O alcance do espraçamento das ondas (run-up) e o conseqüente transporte da lama sobre a parte alta da praia permite o alcance do material do rejeito sobre a restinga. Ademais, alterações morfológicas dos perfis praias podem impactar toda a comunidade bentônica presente na faixa de areia devido ao aplainamento do perfil topográfico e alcance da lama. A permanência deste material na praia depende das características morfodinâmicas, sendo que praias com tendências refletivas apresentam um potencial de autolimpeza maior do que praias mais dissipativas, além de restringir os eventos em que o run-up transpõe a berma. Alterações morfológicas nas praias podem tornar o ambiente mais exposto ao rejeito de minério devido ao aplainamento do perfil e conseqüente incremento da inundação costeira, ou ainda favorecer o desenvolvimento de processos erosivos.

O principal indicador geoquímico é a **Concentração de Elementos Químicos no Sedimento**, principalmente devido à presença de concentrações elementares que ultrapassam os valores orientadores internacionais. Em alguns casos os valores excedem os dados pré-rompimento da barragem de Fundão e permitem avaliar o nível de poluição do ambiente pelo SQG-q (*Sediment Quality Guideline Quotients*) e o risco à biota a partir da frequência de ocorrência das concentrações acima daquelas definidas pelo TEL e PEL. O indicador **Normatização de elementos Terras Raras (ETR) em sedimentos** visa identificar a influência do MLD na composição geoquímica dos sedimentos da praia.



A normalização permite avaliar a origem dos elementos químicos e sua relação com o impacto antrópico causado MLD. Complementando os indicadores geoquímicos tem-se a **Concentração de elementos químicos em água**. Na água, a distribuição dos elementos químicos é avaliada nas frações dissolvida e total, sendo comparada com as diretrizes de qualidade da água estabelecidas pela NOAA e pelo CONAMA. Além disso, o cálculo do índice CWQI (Canadian Water Quality Index) é utilizado para fornecer uma visão geral da qualidade da água ao longo do tempo. Também são avaliadas a quantidade de material particulado em suspensão na coluna d'água, sua composição elementar e a dispersão ao longo da costa.

No ecossistema Manguezal, o indicador abiótico **Sedimentos** representou o comportamento e distribuição temporal das concentrações de metais associados MLD nos sedimentos de manguezais, relacionando-se a granulometria, teores de matéria orgânica e carbonato de cálcio. O indicador propiciou o estabelecimento de relações de causa e efeito aos indicadores biológicos **Flora** e **Decapoda**. Essas relações foram possíveis de serem diagnosticadas devido à metodologia aplicada, que envolveu distribuição das amostragens ao longo da frequência de inundação no gradiente fluvio-marinho e rio-terra, assim como no estabelecimento de parcelas fixas amostrais de forma integrada.

Para o indicador **Flora** são realizadas avaliações dos processos fisiológicos, como assimilação de carbono, fluorescência da clorofila a, pigmentos fotossintetizantes, metais foliares e estresse oxidativo nas espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* nas áreas de manguezal e de *Talipariti pernambucense* na foz do rio Doce, no rio Piraquê-Açu e rio São Mateus. Essas avaliações explicam as alterações provocadas pelos contaminantes provenientes do MLD e identificam a interferência dos metais foliares nos processos fisiológicos e que resultaram em longo prazo em perdas da produtividade primária da floresta. Os resultados foram complementados pelo indicador **Biorremediação**, que indica a bioacumulação dos metais na planta *in situ*.

Já o indicador **Decapoda** busca explicar a variabilidade espacial e temporal da densidade (indivíduos/m<sup>2</sup>), da estrutura populacional (frequência de jovens e adultos) e da fecundidade (número de ovos produzidos por fêmea) das espécies *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi* nos estuários monitorados no âmbito do PMBA/Fest-UFES e a relação com as variáveis ambientais e concentração de metais no sedimento e nas folhas.

Na Restinga, o indicador é a **Vitalidade da Vegetação** e busca expressar a variação espaço-temporal de aspectos florísticos-fitosociológicos, fenológicos, ecofisiológicos, de vigor da vegetação e do padrão de resposta de plantas *in situ* e plantas modelos à contaminação por elementos químicos do ecossistema restinga. É realizada a análise comparativa entre o descrito na literatura e a série histórica do monitoramento, para as diferentes espécies que compõem as três formações vegetais monitoradas e verificada as alterações nos parâmetros em relação à presença de elementos químicos associados ao MLD. Estes aspectos de resposta biológica são integrados no Alerta de Perigo Biológico, o qual envolve a análise das categorias biológicas da vegetação da restinga que melhor responderam a variações na concentração de metais: Produtividade Primária, Metabolismo, Estresse Oxidativo e Reprodução.

O tema transversal da Ecotoxicologia vem complementar as informações e adota os indicadores **IBR Bioacumulação**, determinado para amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de caranguejo do manguezal e caranguejo de praia, o **IBR Bioacumulação**, determinado para amostras inteiras de pequenos invertebrados da praia (anfípodas e isópodas) e **IBR Bioacumulação** determinado para amostras de tecidos (sangue e penas) de aves costeiras. O IBR Bioacumulação integra os níveis de concentração do arsênio (As) e dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nos tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) dos caranguejos. Assim, quanto maior o valor do índice, maior o nível de bioacumulação de arsênio e metais nos tecidos/órgãos dos caranguejos e penas e sangue de aves analisados e, consequentemente, maior o impacto biológico esperado. O Índice de Resposta Biológica (**IBR Biomarcador**) foi determinado para amostras de tecidos (brânquias, hepatopâncreas, músculo e hemolinfa de caranguejo da praia. Esse índice indica as alterações biológicas que expressam a exposição e os efeitos tóxicos dos poluentes presentes no ambiente e podem ser mensuradas em nível molecular, celular ou fisiológico. Portanto, os biomarcadores selecionados indicam a exposição do organismo aos contaminantes. Assim, os biomarcadores foram analisados de forma seletiva nas amostras de invertebrados (pools de organismos inteiros ou tecidos), considerando-se os potenciais efeitos biológicos dos metais e do As. As respostas destes diversos biomarcadores são integradas com o uso do Índice de Resposta Biológica. Logo, quando maior o valor do índice, maior o impacto biológico esperado.

#### 4.2 DESTAQUES

A distribuição espacial dos impactos do alcance do MLD ao Sistema Costeiro é função da interação entre a tipologia das praias, características sedimentológicas das areias dos sedimentos costeiros, da geomorfologia e dos processos costeiros. Maiores impactos nas praias, restinga e estuários são percebidos junto à foz do rio Doce, pela proximidade da desembocadura e morfologia da antepraia, e no flanco norte do delta, onde os sedimentos provenientes do aporte fluvial são transportados e preferencialmente depositados (Compartimento B' e C). Imediatamente ao sul, praias de areias grossas não propiciam a deposição da fração lamosa do MLD (Compartimento B), e no litoral junto às falésias da Formação Barreiras (Compartimento A), onde há o aporte ocasional da carga do rio Doce, a imposição dos terraços de abrasão sobre o transporte dos sedimentos, predominantemente carbonáticos e marinhos, são atuantes nos processos costeiros.

Ao longo do monitoramento dos 6 anos, o levantamento semestral realizado em períodos chuvosos e períodos secos, não apresentou padrão sazonal significativo, apesar das alternâncias entre períodos de maior pluviosidade e vazão fluvial e, ventos de maior velocidade e ondas mais energéticas. Isso se deve pelo Sistema Costeiro ser um ambiente de transição entre o continente e o mar, onde a maior vazão representa maior aporte do MLD ao sistema e deposição de sedimentos na antepraia e plataforma. E, no período seco, as condicionantes meteoceanográficas mais energéticas apresentam capacidade de remobilizar esses sedimentos e carregá-los às praias e manguezais, pela ação das ondas

e marés, e pelo vento, via aerossol marinho, para os sedimentos e folhas da vegetação de mangue e restinga. Contudo, nos manguezais e no substrato das restingas, processos inundacionais do período chuvoso contribuem nas concentrações dos elementos químicos provenientes da descarga fluvial

Nas praias, os impactos destacados são a mobilidade e recuo da linha de costa pela adaptação morfológica, em função do incremento da lama tamponando as areias da antepraia e alteração morfológica da frente deltaica; as concentrações altas dos elementos químicos nos sedimentos, com valores acima dos níveis de referência, quando existentes; e alterações dos padrões ecológicos na meio e macrofauna. O estudo destes organismos indica que os organismos oportunistas se beneficiam com as concentrações altas dos elementos químicos, enquanto outros diminuem a riqueza e densidade. As praias refletivas com as menores concentrações de elementos químicos são as que apresentam o padrão ecológico saudável, mesmo que a tipologia não favoreça.

Quanto à composição do IBR Bioacumulação dos pequenos invertebrados da praia, ao longo de todo o monitoramento e, para todos os Compartimentos, destacam-se o As, Cd, Mn e Zn, seguidos do Cr, Cu e Fe. Para os caranguejos de praia, os resultados do IBR Biomarcador apontaram para uma tendência geral de diminuição na resposta biológica ao longo do tempo de monitoramento, com picos agudos e transitórios, visto a retomada aos valores mais baixos nas últimas duas campanhas.

A Vitalidade da vegetação da restinga é significativamente alterada pela adição de elementos químicos via aerossol marinho, principalmente para a formação herbácea nos períodos secos. Essa formação é também impactada pela erosão e dinâmica da praia. As espécies arbustivas e arbóreas são afetadas funcional e reprodutivamente pela combinação de fatores como o regime de vazão e os eventos de inundação e outras variações hidro-climáticas. Maiores impactos foram verificados nos 3 primeiros anos, contudo ainda não há tendência de estabilidade nas condições e respostas da vegetação da restinga, que tem mostrado recorrência de impacto às categorias biológicas sob a contaminação por As, Mn, Zn e Pb. Estudos complementares em laboratório e nos processos de polinização estão sugerindo impactos consequentes.

Para o Manguezal, a variabilidade da concentração de Fe, Cu e Zn nas folhas e de Pb e Mn no sedimento e nas folhas influenciaram os processos fisiológicos e metabólicos da flora, sendo esses elementos químicos potencialmente tóxicos quando em alta concentração. Essa contaminação explicou as alterações dos parâmetros populacionais densidade média, tamanho médio de carapaça e fecundidade no *U. cordatus*. Para *C. guanhumi*, por sua vez, as populações são consideradas adultas ocorrendo falhas no recrutamento de novos indivíduos ao longo de todo monitoramento. Essas alterações coincidem com aumento nos níveis de elementos químicos no sedimento e aumento nos índices de bioacumulação e biomarcadores analisados nos caranguejos de manguezal.

### 4.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE

#### 4.3.1 Aspectos geológicos e geomorfológicos

O Ambiente Costeiro é caracterizado pela transição continente-oceano e reflete variações hidráulicas sazonais ocorrentes nos Ambientes Dulcícola e Marinho. No contexto do monitoramento, o ambiente recebe tanto o MLD transportado através da bacia hidrográfica como o material que se encontra depositado, e constantemente remobilizado pelas ondas, na antepraia e na plataforma continental. O transporte ocorre tanto por carga de fundo quanto por suspensão, pelo desenvolvimento de plumas.

Especialmente, o Ambiente Costeiro imprime as imposições geomorfológicas e sedimentológicas e, encontra-se em constante equilíbrio dinâmico como consequência da complexidade morfodinâmica.

A área em estudo compreende a linha de costa situada desde os municípios de Serra (ES) até Caravelas (BA) e as praias, restingas e manguezais, compreendidos no monitoramento do PMBA/Fest-UFES, estão localizados em um segmento da linha de costa capixaba que abrange distintos setores geomorfológicos da costa, como o dos tabuleiros da Formação Barreiras marcado pela presença de falésias e praias com terraços de abrasão, resultado do recuo erosivo das referidas falésias, bem como as planícies costeiras quaternárias, como é o caso da planície deltaica do rio Doce. Na morfologia e sedimentologia da antepraia e plataforma continental há distintos setores, que consequentemente atuam sobre os processos oceanográficos e grau de exposição às ondas do litoral (Figura 9).

A geomorfologia, a proximidade da desembocadura do rio Doce, já que indica o aporte direto da carga e descarga, e ainda, os processos costeiros atuantes na variação espacial do transporte e deposição do MLD ao longo da costa, atuam sobre as variáveis abióticas e bióticas de cada ecossistema abordado. Desta forma, a compartimentação do litoral aqui apresentada auxilia nas interpretações dos resultados.

- **Compartimento A:**

O compartimento apresenta aportes e feições distintas da planície deltaica do rio Doce, o que representa um controle geológico nas interpretações dos resultados. Compreende os Municípios da Serra e Aracruz e é caracterizado pelas falésias, terraços de abrasão e pouco desenvolvimento de planície costeiras e praias. Essas se encontram estreitas e altas. Destacam-se aqui os estuários do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim e a APA Costa das Algas; as areias carbonáticas e enriquecimento local de Ferro, Alumínio e Arsênio (SOUZA *et al*, 2020). O aporte do rio Doce e consequentemente do MLD é eventual, e transportado por material fino em suspensão (pluma). Os terraços constituem uma barreira para o transporte de sedimentos de fundo.

- **Compartimento B:**

As características sedimentológicas e a exposição às ondas favorecem a resiliência do Compartimento no que se refere aos agentes poluentes. Compreende a planície sul do rio Doce com alto desenvolvimento das planícies e restingas e das praias. No sentido sul, a partir da

desembocadura, há o engrossamento das areias (ALBINO & SUGUIO, 2010), as areias médias a grossas próximas ao rio Doce são substituídas por areias muito grossas rumo a Barra do Riacho. Areias grossas limitam a deposição da fração fina e consequentemente do MLD. Neste Compartimento, se destaca o estuário do rio Riacho, rio que recebe afluentes que cortam a planície deltaica do rio Doce e os tabuleiros da Formação Barreiras.

- **Compartimento B':**

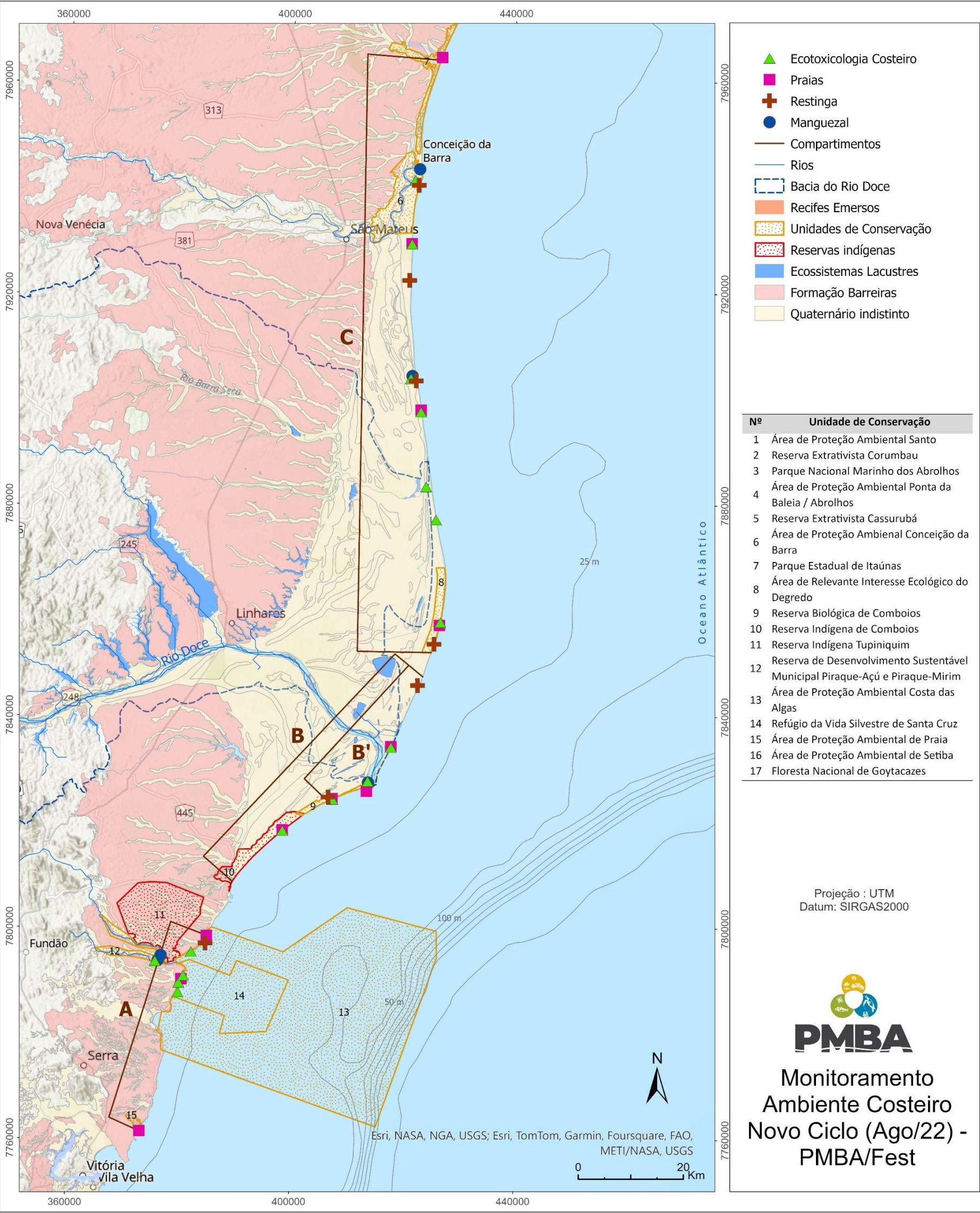
Nas adjacências da desembocadura do rio Doce, o sub-compartimento é representado pela Foz do rio Doce e as praias de REBio Comboios, Regência e Povoação e está associado à influência direta destas estações praias da carga e descarga do rio Doce.

- **Compartimento C:**

Compartimento reconhecido como o mais impactado devido à atuação das correntes e geomorfologia, compreende a planície norte do rio Doce, com alto desenvolvimento das planícies costeiras, restingas e praias. Compreende as praias de Degredo, Pontal do Ipiranga, Barra Nova, Guriri e Itaúnas e os estuários de Barra Nova, Urussuquara e São Mateus. A margem norte do rio Doce exhibe grãos siliciclásticos com menor arredondamento e grau de seleção, quando comparados com a margem sul, corroborando o aporte fluvial recente para norte, levados pela deriva litorânea, havendo o afinamento dos grãos rumo a Guriri (ALBINO & SUGUIO, 2010). A plataforma continental é uma extensão do Banco de Abrolhos e apresenta baixa declividade, favorecendo a deposição de sedimentos.



Figura 9: Área de abrangência do monitoramento no Ambiente Costeiro ao longo do ES, com destaque às distintas unidades geomorfológicas (costa de falésias associadas a Formação Barreiras, em rosa e a planície deltaica do rio Doce associada às unidades do Quaternário, em amarelo), incluindo malha amostral dos diferentes temas (praia, restinga, manguezal e ecotoxicologia), os compartimentos monitorados (A, B, B' e C) e localização das unidades de conservação. Estação de Caravelas se encontra ao Sul da Bahia não está representada na figura e foi descontinuada a partir de agosto de 2022.



#### 4.3.2 Períodos chuvosos e secos

Ao longo do monitoramento, as campanhas foram realizadas durante os períodos chuvosos e secos apresentando processos que atuam diferentemente sobre o alcance do MLD aos sistemas costeiros. Durante o período chuvoso há o incremento da vazão e consequentemente, do Material Ligado ao Desastre persistente na bacia hidrográfica para o sistema costeiro, onde ondas, correntes e marés distribuem esse sedimento ao longo da costa. O aumento dos teores de lama na antepraia, das concentrações dos elementos químicos nos sedimentos da praia, manguezal e restinga é identificado. Processos inundacionais sobre as terras de baixa altitudes (Restingas e Manguezal) auxiliam no incremento sazonal do material contaminado ao substrato, o que resulta na maior recorrência de impactos biológicos à vegetação que se encontra associada. Assim, os períodos chuvosos revelam a suscetibilidade dos ambientes à sazonalidade das condições ambientais.

O período seco é marcado pelo incremento da frequência de eventos meteorológicos que causam a maior mobilidade dos sedimentos depositados na antepraia e plataforma continental. Em uma escala sazonal, períodos chuvosos representam maior aporte lamoso pelo rio e aumento do teor de lama na antepraia. Entretanto, nos períodos secos, há maior probabilidade de eventos de maior energia das ondas, e consequentemente mobilização da lama depositada no fundo, e em maiores profundidades, e transporte do material pelas ondas e correntes costeiras para as praias, especialmente as localizadas no flanco norte da planície devido à deriva litorânea no mesmo sentido. Assim, os teores máximos de lama na antepraia estão associados especialmente aos períodos chuvosos, mas para o sistema costeiro, podem estar associados, também, aos eventos de alta energia das ondas.

Por ação de ondas mais energéticas e de correntes litorâneas mais intensas no período seco, o material depositado do ambiente marinho alcança a praia alta, adentra no manguezal e provavelmente, ainda, por ação da maior velocidade dos ventos do período, partículas de água podem alcançar a faixa das restingas e floresta de mangue e recobrir as folhas da vegetação e o substrato. Os baixos índices pluviométricos e a maior energia de ondas favorecem a maior contaminação da superfície foliar e do sedimento e a facilitam a biocumulação de elementos no tecido vegetal das restingas. Ainda nos períodos secos, é frequente o recuo da faixa arenosa da praia e alcance das ondas na faixa da vegetação herbácea.

Considerando as alterações sazonais sobre os processos de distribuição e alcance do material lamoso presente no Ambiente Dulcícola e Marinho, é possível afirmar que o Ambiente Costeiro é permanentemente submetido à presença da lama e do MLD, seja pela chegada direta, seja pela constante mobilização e transporte pelas ondas. Essa situação é refletiva no comportamento dos padrões ecológicos dos bentos de praia, onde não foi identificadas alterações regidas pela sazonalidade e, sim, pelos aspectos morfodinâmicos espaciais. O Material Ligado ao Desastre, que se encontra depositado ao longo da bacia e na plataforma, é recorrentemente distribuído ao longo da costa, e afeta diretamente outros indicadores como: alteração morfológica; concentração de elementos químicos no sedimento e na água; e parâmetros ecológicos da macrofauna e da meiofauna bentônica. Contudo, o



estudo do sedimento depositado sobre as folhas da flora de restinga e floresta de mangue sugerem a atuação dos ventos intensos sobre os processos do aerossol marinho no período seco.

#### 4.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS

##### 4.4.1 A Praia

As praias localizadas nas proximidades da foz do rio Doce apresentam maior mobilidade morfológica e altas concentrações de lama na antepraia, pois são diretamente influenciadas pela carga sedimentar sazonal do rio. Assim, os setores Compartimentos B' e C são os mais impactados pela lama que abriga o MLD e apresentam tendência temporal de aumento e manutenção do teor de lama estatisticamente significativo nas isóbatas de 5m e 10m. O Compartimento B' recebe a carga de sedimentos diretamente do rio Doce, apresentando na antepraia bancos de areias intercalados com lâminas de lama que chegam próximas à costa devido à alta inclinação da antepraia. Ainda que o compartimento B' se apresente próxima às áreas de deposição de lama na antepraia, conforme apresentado no mapeamento de lama, as características morfodinâmicas impedem que a lama atinja as regiões superiores da praia e a restinga. Já no Compartimento C, a deposição de lama é resultado da deriva litorânea líquida residual para norte que transportam os sedimentos mais finos, acumulando o MLD no flanco norte da planície deltaica. Na antepraia deste compartimento é observado areias finas e lamas que se estendem desde próximo à costa até profundidades de 15 m. A lama de ambos os compartimentos é predominantemente terrígena, o que ressalta a contribuição do rio Doce e, conseqüentemente, do MLD, na alimentação dos sedimentos da antepraia desses trechos do litoral.

Localmente, destacam-se as estações S7 Regência (5 m), N1 Povoação (5 m), N4 Barra Nova (10 m) e N5 Guriri (5 m) como as maiores retentoras do MLD. O aumento de teor de lama ao longo do tempo na profundidade de 5 m, verificado para as estações S7 Regência, N1 Povoação e N5 Guriri, pode estar relacionado à remobilização e transporte da lama de profundidades maiores para profundidades mais rasas.

Não há um padrão claro da sazonalidade para o indicador Presença de Lama, já que são reconhecidos diversos indutores hidrodinâmicos em diferentes épocas do ano. Na estação chuvosa há uma maior vazão e carga sedimentar, que carrega e fornece sedimentos finos para pontos adjacentes e desembocadura, enquanto na estação seca, caracterizada por maiores ondas, ocorre a remobilização e o transporte deste sedimento longitudinal e transversalmente à praia. Além disso, a realização de coletas no meio do verão e do inverno não permite a avaliação de um ciclo inteiro de modificações sazonais, o que limita a interpretação do impacto da sazonalidade no teor e distribuição da lama.

O indicador morfológico busca apontar os impactos indiretos do MLD na praia: inundações e erosão. O incremento da lama no sistema praial, disponibilizada pelo rio Doce, especialmente durante os períodos chuvosos, quando a vazão é maior, pode comprometer a médio e longo prazo o fornecimento de sedimentos arenosos para a praia e conseqüentemente desencadear processos erosivos e recuo da linha de costa devido ao aprisionamento das areias pela lama. Além disso, o incremento de lama no

sistema praial pode aplainar a topografia da praia, potencializando os eventos de inundação e erosão. O alcance do espraçamento das ondas (run-up) e o consequente transporte da lama sobre a parte alta da praia permite o alcance do material do rejeito sobre a restinga.

Alterações no padrão de mobilidade da linha de costa foram observados para as regiões adjacentes à desembocadura do rio Doce, nas praias associadas à planície deltaica nos flancos norte e sul em distintas escalas, especialmente as estações S7 Regência, N1 Povoação e N2 Degredo, podendo estar associado à diminuição no aporte de sedimentos grossos pelo rio e ao aumento de sedimentos mais finos, especialmente as frações lamosas, que intensificam o aplainamento da praia. O padrão de erosão e acreção foram invertidos no período após o rompimento da barragem em alguns setores em torno dos perfis S6 REBio Comboios, S7 Regência, e N1 Povoação. Nas regiões no entorno dos perfis N1 e S7 a tendência de acreção no período anterior inverteu para erosão no período pós-rompimento da barragem. Nas adjacências do perfil S6 REBio Comboios, a erosão cedeu e a linha de costa passou ao padrão de acreção.

As variações interanuais mostram um processo erosivo marcante em N2, com 16m de recuo da linha de costa, com o aplainamento do perfil e redução na declividade da face da praia, enquanto o perfil S7 Regência mostrou um recuo acentuado da linha de costa, atingindo -51,15 m, e o aumento na declividade do perfil. Destaca-se, no perfil S7 Regência e N2 Degredo, um processo erosivo contínuo, constatado desde o início do monitoramento. Já no perfil N1 Povoação foi observada alta mobilidade do perfil, com intensa erosão até o período chuvoso de 2022, seguida de acreção até o período chuvoso de 2023. As declividades também apresentam tendência de aplainamento nos perfis S5 Terra Indígena e S6 REBio Comboios, onde teores de lama na antepraia são frequentemente maiores.

No Compartimento B, as praias com tipologia refletiva e constituição por areias grossas apresentam-se resilientes e não impactadas devido à expulsão das frações finas do MLD pelos processos hidrodinâmicos, assumiram um padrão progradante no período pós-rompimento, invertendo a tendência histórica retrogradante anterior. Alterações ao longo da linha de costa no Compartimento B' devem alterar os padrões das ondas incidentes, com maior dissipação no Compartimento B.

As praias do Compartimento A, classificadas como impacto indefinido pelo MLD em função de particularidades geológicas, são caracterizadas pela presença de terraços de abrasão e apresentam variações periódicas dos teores de lama, que se alternam entre as profundidades de 5 e 10 m, resultado do trapeamento deste sedimento devido à alta rugosidade do fundo. Apesar da lama deste compartimento ser predominantemente carbonática, isto é, de origem marinha, eventualmente ocorrem teores mais altos de lama terrígena, principalmente na isóbata de 5 m em S2 Praia Formosa. Quanto à mobilidade, apresentam mais estáveis, ou seja, com pequenas variações morfológicas típicas de praias precedidas por terraços de abrasão, onde as ondas são dissipadas pela presença da batimetria.

Conclui-se, portanto, que a interface praia-restinga mostrou mobilidades diferentes ao longo do período e região do monitoramento, atrelados ao estado morfodinâmico praial, às diferenças nas concentrações de lama depositadas na antepraia e à redução significativa da vazão do rio Doce registrada no período pós-rompimento, sem, contudo, poder fazer correlação direta com os períodos secos e chuvosos. Há

uma aparente tendência de acreção nos períodos chuvosos e erosão nos períodos secos. Entretanto, essas variações não são muito claras, pois dependem da intensidade e frequência dos eventos de maiores ondas e vazão do rio ocorridos nos períodos entre campanhas. De certa forma, apenas o extremo norte do Compartimento C vem apresentando variações morfológicas mais frequentes no período chuvoso, porém insuficientes para causar a desestabilização da duna frontal e recuos significativos na linha de costa.

Os elementos químicos do MLD seguem a distribuição da fração lamosa e encontram-se concentrados nas imediações da desembocadura do rio Doce, onde ocorre imediata descarga sedimentos lamosos, ou seja, Compartimento B' e flanco Norte (Compartimento C). Desta forma, a análise de componentes principais (PCA) e o índice SQG-q aplicados às análises das concentrações dos elementos químicos revelam variações distintas na distribuição espacial dos elementos químicos ao longo dos compartimentos A, B, B' e C das praias monitoradas, acompanhando a distribuição dos teores de lama.

O Compartimento C mostrou os maiores valores de SQG-q (próximos a 0,4) nas isóbatas de 5 e 10 metros, indicando maior impacto. Este comportamento é explicado pelo transporte de material oriundo do rio Doce, influenciado pela deriva litorânea predominante para o norte. Os valores de SQG-q nesse Compartimento, no ano de 2024, mostram um pequeno aumento em relação aos demais anos, aproximando-se dos valores iniciais de 2018, o que evidencia a ausência de uma tendência de recuperação ambiental.

Nos Compartimentos B' e B, os sedimentos da praia emersa não são impactados, devido à predominância de areia grossa e alta permeabilidade. Contudo, na isóbata de 10m do Compartimento B' os valores apresentam-se consistentemente moderados de impacto (SQG-q entre 0,1 e 1) e no Compartimento B, impacto moderado ocasional nas isóbatas de 5 e 10 metros.

Já no Compartimento A observou-se concentrações elevadas de As, Hg, Mn, Pb, Ni e V na parte emersa, atribuídas às características geológicas locais, como afloramentos rochosos e altos teores de carbonatos bioclásticos. O SQG-q indica impacto moderado em todas as feições praias, sendo a praia emersa classificada como impactada devido à alta concentração de As.

Com base nos estudos de referência anteriores ao rompimento da barragem (Mirlean et al., 2013), a frequência de ocorrência de concentrações acima dos dados pretéritos (ADP) foi avaliada para Arsênio (As) e Ferro (Fe). O As no Compartimento A apresenta 100% das amostras acima dos valores históricos na praia emersa. Nos Compartimentos B e B', não foram observadas alterações significativas em relação aos dados pretéritos. Já no Compartimento C, mais de 50% das amostras superaram os valores históricos durante campanhas específicas, sem tendência sazonal. Para o Fe, alterações significativas foram identificadas em praticamente todos os compartimentos. As isóbatas do Compartimento B', próximas à foz do rio Doce, mostraram 100% das amostras acima dos dados históricos em grande parte das campanhas.

Oscilações nas concentrações dos elementos são observadas ao longo dos anos, refletindo eventos climáticos e dinâmicas hidrodinâmicas. Não é possível identificar tendências claras associadas a



períodos secos e chuvosos, pois, além do aporte de sedimentos durante a estação chuvosa, em períodos secos, embora o transporte ligado ao MLD seja reduzido, eventos de alta energia podem redistribuir os sedimentos entre os compartimentos.

A partir da análise dos Elementos Terras Raras (ETR) observa-se que as "armadilhas geológicas", representadas pelos terraços, no Compartimento A, favorecem a fixação de elementos associados ao MLD. Nos compartimentos B e B', os padrões são menos evidentes devido à intensa troca de sedimentos. Já no compartimento C, os resultados sugerem influência direta do rio Doce na composição geoquímica, especialmente nas isóbatas mais profundas (10 metros).

Os valores de referência para ETR, baseados no estudo de Cagnin et al. (2024), indicaram modificações recentes no perfil sedimentar. Os ETRL (Elementos Terras Raras Leves) apresentam valores acima dos dados históricos nos Compartimentos A e C, tanto na praia emersa quanto nas isóbatas de 10 metros. Os ETRP (Elementos Terras Raras Pesados) apresentam valores elevados, em relação à referência, em todos os compartimentos, indicando aporte recente desses elementos. As anomalias de Eu e Ce reforçam esses padrões, com predomínio de anomalias positivas de Ce, associadas à deposição de complexos oxi/hidróxidos de ferro, manganês e alumínio.

Complementando as análises geoquímicas, a análise da qualidade da água indicou que as concentrações totais de elementos químicos permanecem abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº357 para águas salinas de classe 1. No entanto, na fração dissolvida, concentrações de Fe excederam os limites crônicos e agudos do NOAA em estações das isóbatas de 5 e 10 metros no Compartimento C. O Índice de Carga de Poluição (PLI) revelou uma possível área poluída no Compartimento C, especialmente nas isóbatas de 5 metros, com valores superiores a 1 quando analisados Fe e Mn. Os resultados reforçam a influência do rio Doce na qualidade ambiental das praias monitoradas, especialmente no Compartimento C, onde os processos morfodinâmicos e costeiros favorecem a deposição de lama.

Quanto ao padrão ecológico da macrofauna, as variações temporais não são bem definidas ao longo do monitoramento. Apenas a diversidade de Shannon-Wiener da antepraia apresenta tendência de aumento ao longo do tempo. Os demais parâmetros, embora possam apresentar significância, não apresentam uma tendência.

A presença da lama na antepraia do Compartimento B' afeta negativamente a riqueza e a densidade macrofauna, assim como os elementos As e Ba afetam negativamente a diversidade de Shannon-Wiener. Já no Compartimento C, o Al é o principal elemento a afetar negativamente os parâmetros riqueza, densidade e diversidade. Essa resposta da macrofauna parece ter relação com a composição dos organismos e o comportamento destes na presença de lama, como relatado por Silva (2024). Os resultados significativos reportados para o Compartimento A, devem ser interpretados com cautela, uma vez que nesse local, as altas concentrações de diferentes elementos químicos presentes no sedimento são associadas à presença de  $\text{CaCO}_3$ , que é abundante no compartimento (SOUZA et al., 2022).

A densidade da macrofauna de praia emersa continua maior no Compartimento B', onde as praias apresentam características mais refletivas, contrariando a literatura mundial para padrões de distribuição de macrofauna bentônica. A riqueza de espécies passa a variar entre os compartimentos, onde no Compartimento C é registrado os menores valores, assim como apresenta baixos valores de densidade. Por outro lado, na antepraia, o Compartimento B' continua apresentando os menores valores de densidade, riqueza e diversidade de Shannon-Wiener, não havendo diferenças significativas entre as isóbatas. Esses resultados parecem indicar um efeito do aporte direto de sedimentos do rio Doce nesse compartimento, seja por alterar a granulometria do local ou devido aos elementos químicos associados. A tendência temporal de aumento da diversidade ( $H'$ ) na antepraia, havia deixado de ocorrer com a incorporação da campanha 07/2023, como relatado no RT-46 FEST (2024). No entanto, com a inclusão das campanhas 01/24 e 07/24 esta tendência de aumento voltou a ser significativa.

Quanto às associações com os elementos químicos, as relações negativas observadas indicam o efeito negativo do MLD, causando a redução da densidade da maioria dos grupos-chave macrofaunais. Oligochaeta teve sua densidade reduzida no Compartimento C, por conta do aumento de As e Fe. Já o poliqueta *H. variodentata* foi afetado negativamente por Mn e o crustáceo Amphipoda por Fe. A presença de diferentes elementos químicos nos ecossistemas pode gerar diversos impactos na fauna, influenciados pela concentração, toxicidade e condições ambientais, afetando processos biológicos como reprodução, crescimento e sobrevivência das espécies. A resposta dos Anfípodas, que é um dos organismos mais usados como bioindicadores e biomonitores ambientais (GESTEIRA & DAUVIN, 2000), já é um indicativo de impacto. O fato dos oportunistas e tolerantes Oligochaeta também estarem respondendo aos elementos do MLD, reforça a gravidade da retenção do MLD nos sedimentos das praias do Compartimento C.

Apesar das oscilações temporais recorrentes nos parâmetros da macrofauna de Degredo, as últimas campanhas do Ano 4 e do Ano 5 vinham demonstrando um aumento dos valores de densidade e riqueza, se aproximando dos valores registrados no período pré-Rompimento. No entanto, com a inclusão das campanhas das campanhas recentes (Ano 6) os valores voltaram a reduzir. Ao analisar os grupos-chave separadamente, é possível ver variações distintas dependendo do táxon. Tem sido observado com frequência a ausência do poliqueta *Saccocirrus pussicus* em algumas campanhas do período seco, inclusive na última campanha (julho de 2024). Na comparação com os dados pretéritos, os resultados continuam indicando que a macrofauna não foi recuperada, continuando com baixas densidades e riqueza e mudança da composição.

Para os parâmetros ecológicos da meiofauna as variações temporais não são bem definidas ao longo de todo o monitoramento para a praia emersa. No entanto, para a antepraia, a riqueza taxonômica e a densidade de organismos vêm apresentando tendência de aumento ao longo do tempo, enquanto a equitabilidade de Pielou e a diversidade beta total mostram uma tendência de diminuição. Isso provavelmente indica a dominância de táxons tolerantes e oportunistas de Nematoda, os mais abundantes nesse estudo.

As praias emersas do Compartimento C (norte da foz) continuam sendo as mais afetadas, apresentando as maiores densidades, porém os menores valores de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou, o que parece ser um efeito direto da retenção de lama com elementos químicos associados favorecendo a entrada e permanência de poucos táxons oportunistas e tolerantes, principalmente de Nematoda. Já para a antepraia, os efeitos do MLD permanecem atuando na fauna dos Compartimentos B' e C, que recebe o aporte direto de sedimentos do rio Doce.

Em relação a Degredo, a comparação com dados pretéritos continua a indicar a não foi recuperação da meiofauna, continuando com altos valores de densidades, riqueza e mudança da composição. Após a chegada do MLD na praia, houve o aumento das densidades de Nematoda, Copepoda, Platyhelminthes e Oligochaeta, além da presença de diferentes grupos taxonômicos não presentes antes do Rompimento. De acordo com a hipótese ecológica do distúrbio intermediário (HUSTON, 1979), as perturbações podem enriquecer, empobrecer ou devastar as assembleias da meiofauna e sua diversidade. A entrada de frentes frias, o aumento de volume da descarga do rio Doce no período chuvoso e a frequência de ondas maiores que ocorre no período seco, causam um distúrbio, ou seja, a remobilização do MLD, que possivelmente são os responsáveis pela oscilação na densidade da fauna observada ao longo do monitoramento.

Para a praia emersa, os Compartimentos A e C continuam apresentando as maiores densidades significativas da meiofauna e o Compartimento C se mantém com os menores valores de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou. Esse resultado no Compartimento C possivelmente é reflexo do aumento da densidade de Nematoda, que possui táxons tolerantes e/ou oportunistas, justamente no compartimento onde é depositado o MLD trazidos pelo rio Doce (OLIVEIRA et al., 2015; BRAHIM et al., 2024). A oscilação temporal na densidade de organismos continua significativa, o que aponta que a variação da densidade de organismos dominantes (possíveis tolerantes/oportunistas) em algumas campanhas está interferindo nesse resultado. Na antepraia, nos Compartimentos B' e C observou-se os menores valores significativos de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou. Da mesma forma que ocorre com a praia emersa, os menores valores desses parâmetros citados indicam um desequilíbrio na distribuição do número de organismos pelos poucos táxons presentes, que pode ser uma resposta ao MLD que estão depositados nesses locais. Além disso, o maior valor de diversidade beta total no Compartimento C significa que há uma composição da meiofauna mais heterogênea no local que pode ser consequência da distribuição em manchas que ocorre com os organismos bentônicos (GIERE, 2009). No entanto, é necessária muita cautela na interpretação, pois a análise de diversidade beta com os dados desse estudo não tem se mostrado como um recurso relevante para tomada de decisão, possivelmente devido as particularidades da comunidade bentônica e à baixa amostragem, que é insuficiente para obter respostas de forma adequada. Sobre a variação temporal, a riqueza e densidade da meiofauna apresentam uma tendência de aumento ao longo do tempo, padrão já evidenciado em relatórios anteriores. Também continua a tendência de redução da equitabilidade (J') e diversidade beta.

Possivelmente, o aumento da densidade de animais oportunistas e tolerantes se espalhando na área de estudo de forma mais uniforme esteja refletindo, também, na redução da diversidade beta total.

Para a praia emersa, com a inserção dos dados das campanhas de 2024, mais resultados significativos com os elementos químicos foram encontrados, o que indica uma piora da relação da meiofauna com os sedimentos das praias. O Ni agora também passa a afetar negativamente a meiofauna (Compartimentos A e C), além das porcentagens de lama, As, Al e Mn. Efeitos significativos negativos também foram registrados no Compartimento B', onde as concentrações elementares estão em menor quantidade, o que devemos olhar com atenção na continuidade do estudo. Novamente, a meiofauna parece se beneficiar com o aumento de alguns dos elementos químicos nos Compartimentos A e C, o que provavelmente é uma resposta dos Nematoda tolerantes. Em relação à antepraia, os resultados mostram que a lama deixou de causar reduções significativas nos parâmetros da meiofauna nos Compartimentos A e C, se mantendo apenas em B', onde há o aporte direto da carga do rio Doce. O As, por outro lado, onde antes afetava apenas os Compartimentos A e C, agora passa a afetar também o B'. O aumento dos teores de Mn, Ni e Pb passaram a mostrar relações significativas com a meiofauna, porém apenas no Compartimento A, onde a meiofauna se mostra mais prejudicada com a inclusão das últimas campanhas.

Na praia emersa do compartimento A, Nematoda continua apresentando redução da densidade com o aumento da lama, enquanto o Fe passou a afetar negativamente a densidade de Copepoda. O aumento das concentrações de As continua favorecendo o aumento da densidade de Nematoda, agora em todos os compartimentos, e também de Copepoda no Compartimento C. Como já falado no relatório anterior, várias espécies de Nematoda são conhecidas por suas características tolerantes e oportunistas, mesmo em ambientes contaminados por metais (THIERMANN et al., 2000, WILSON & KAKOULI-DUARTE 2009, LOSI et al., 2013, LOSI et al., 2021). Para a antepraia, a lama, nas últimas campanhas, afeta apenas Nematoda do Compartimento B'. Porém, mais elementos químicos estão causando efeitos negativos significativos em ambos os grupos em toda a área de estudo

Na praia de Degredo, os valores da densidade e riqueza da meiofauna permanecem maiores que o período pré-Rompimento. Com a inclusão das campanhas de janeiro e julho de 2024, o grupo chave Nematoda volta a apresentar uma tendência de aumento da sua densidade, que pode indicar mais revolvimento do MLD do sedimento, visto que diversas espécies desse filo são conhecidas por sua característica tolerante e oportunista.

As análises de valores de IBR Bioacumulação de caranguejo da praia, por sua vez, integram os níveis de concentração do arsênio (As) e dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nos tecidos dos caranguejos da praia e quanto maior o valor do índice, maior o nível de bioacumulação de arsênio maior o impacto biológico esperado. Em todos os Compartimentos, os elementos Fe, Zn, As e Cu foram os contaminantes que contribuíram de forma importante para a composição e, neste contexto, vale destacar que o Hg aparece somente na composição do índice dos caranguejos da praia coletados no Compartimento C, onde há maior deposição de sedimentos e expressiva contribuição no valor do IBR Bioacumulação. Como observado



também para os caranguejos de mangue e para pequenos invertebrados da praia, quando se consideram os dados de todas as Campanhas realizadas, houve uma destacada contribuição do chumbo (Pb) para a composição do IBR Bioacumulação dos caranguejos da praia coletados no setor B, nas proximidades do rio Doce. Há uma tendência de estabilização dos valores do IBR Biomarcador em todos os Compartimentos longo de todo o monitoramento, com exceção ao valor isoladamente alto da Campanha 7.

O IBR Bioacumulação determinado para amostras inteiras de pequenos invertebrados da praia, anfípodas e isópodas, indicou o As, Cd, Mn e Zn com maior relevância em sua composição, seguidos do Cr, Cu e Fe. Houve flutuações dos valores entre as Campanhas, sem, contudo, associar-se a períodos chuvosos e secos. Os valores do Índice de Bioacumulação de metais e As altos da Campanha 1, apresentaram tendência à estabilidade até a Campanha 7. A partir da Campanha 8 (set/out 2022 – período seco) foi observada uma redução ainda mais considerável nos valores em todos os Compartimentos. Já na Campanha 10 (Ano 5 - período seco), no Compartimento B, e na Campanha 11 (Ano 6– período chuvoso), em todos os Compartimentos, foi observado novamente um aumento dos valores do IBR Bioacumulação, que se reduz na Campanha 12 (Ano 6 período seco), tendo sido observada uma diminuição semelhante para todos os setores avaliados. Assim, quanto maior o valor do índice, maior o nível de bioacumulação de arsênio e metais nos tecidos/órgãos analisados e, conseqüentemente, maior o impacto biológico esperado.

De maneira geral, a bioacumulação de metais e As (IBR Bioacumulação) nos pequenos invertebrados da praia destacou-se no Compartimentos A e C, e, assim como observado para os caranguejos de mangue, houve uma destacada contribuição do Pb para a composição deste índice nos pequenos invertebrados da praia do Compartimento B.

Para todos os indicadores analisados, o sistema praial não apresenta alterações sazonais em função das alternâncias dos agentes transportadores de MLD, mas indicam os Compartimentos B' e C como os maíus impactados.

#### **4.4.2 O Manguezal**

Como indicador abiótico, os sedimentos dos manguezais analisados possuem altos teores de matéria orgânica e lama, o que facilita a adsorção de metais. Adicionalmente, as características físico-químicas dos sedimentos, assim como os padrões meteorológicos, hidrológicos e oceanográficos influenciam diretamente nas concentrações encontradas na análise deste indicador ao longo do monitoramento.

No geral, as concentrações dos diversos elementos químicos oscilaram entre as campanhas da mesma maneira, ou seja, os períodos de baixas ou altas concentrações são os mesmos para os elementos analisados. Por exemplo, nos Anos 3 e 6 apresentaram as maiores concentrações do monitoramento PMBA/Fest-UFES, enquanto o Ano 2 apresentou os menores. Ainda que os manguezais apresentem localização e características físico-químicas distintas, o ecossistema consegue refletir os aportes e a distribuição sazonal das fontes terrestres e marinhas.

Nos períodos chuvosos, o aumento das concentrações dos elementos químicos está associado às maiores precipitação nas cabeceiras dos rios, incluindo o rio Doce, que proporciona intensificação no carregamento do material terrígeno de origem natural e/ou antrópica depositado nos leitos dos rios e áreas adjacentes para a zona costeira. São nesses períodos que se registram as maiores concentrações de metais.

Durante os períodos secos há a maior probabilidade de mobilização e transporte de material por meio das ondas e correntes costeiras para os estuários e manguezal, resultado da maior propensão de eventos de maior energia na zona costeira e alcance da lama da plataforma aos estuários. Esse comportamento é também observado na presença de lama nas praias.

No período chuvoso do Ano 3 foram observadas as maiores concentrações para os metais V, Co, Ni, Ba, Pb e Cr em todos os estuários analisados. Com exceção de Barra Nova (BN), o mesmo padrão também é notado para Fe, Al e Mn. E, a partir da Campanha do período seco do Ano 3 são observadas concentrações mais expressivas, também para o período, se mantendo ao longo do monitoramento.

O aporte e concentração do MLD ao longo dos estuários estão associados à localização dos manguezais e sua proximidade com o rio Doce. O Compartimento C (Barra Nova e São Mateus) demonstra ser o mais impactado pelos rejeitos da barragem de Fundão. É evidenciado o padrão de aumento nas concentrações dos elementos quando ocorre aumento desse material na foz do rio Doce. Processos costeiros como a deriva litorânea explicam essa distribuição.

Todos os Compartimentos indicam contaminação crônica por Al, enquanto As e Fe se destacam por apresentarem concentrações que desencadeiam impactos sobre os indicadores biológicos na maior parte do monitoramento. Especialmente no Compartimento B, V, Co, Ba, Pb e Mn também indicam esses impactos. Os efeitos do sinergismo dos metais têm influenciado no indicador Decapoda, e elementos como Cr e Pb, que apesar de não terem ultrapassado as concentrações limítrofes nos compartimentos A e C, estão associados a impactos biológicos.

Para o indicador vegetação, Fe e Mn são os principais metais atuando no metabolismo energético das três espécies monitoradas (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Talipariti pernambucense*). O excesso destes elementos químicos implica na redução da atividade fotossintética e induzem aumento do estresse oxidativo. Os metais Cu e Pb são também apontados como desencadeadores de processos de atividade antirradicalar, sem contar que são elementos tóxicos e podem provocar biomagnificação quando presente na flora.

Ao longo de todo o monitoramento o efeito dos metais sobre a atividade fotossintética de *R. mangle* indica que o Fe, Mn, Cu e Pb foliar estão atuantes na redução da eficiência fotoquímica e o Zn comporta-se de maneira contrária. Os metais Cu e Pb também agem negativamente sobre o mecanismo antirradicalar, aumentando o estresse oxidativo.

Em *L. racemosa* há a associação do Fe com a redução da atividade fotossintética ao longo de todo o monitoramento. Mn, Cu e Pb parecem influenciar os parâmetros fotossintéticos mesmo não havendo correlação significativa. O processo de estresse oxidativo está relacionado ao Pb, elemento químico

que provoca aumento da concentração de clorofila a e clorofila b, concentrações associadas ao estresse oxidativo dos indivíduos.

O efeito dos elementos químicos sobre o desempenho fotoquímico foi menor no período chuvoso do Ano 6, porém no período anterior, chuvoso do Ano 5, foi verificado que o Fe influenciou o desempenho fotoquímico e o Pb resultou no estresse oxidativo. Já no período seco, o efeito negativo dos elementos químicos Fe e Mn continua sendo associado à redução da produtividade primária nessas plantas.

Em *T. pernambucense*, as maiores concentrações de Fe, Mn e Zn no tecido foliar reduzem o desempenho fotossintético, e a correlação observada entre Cu e DPPH (2,2-difenil-1-picrilhidrazil), parâmetro que avalia presença de radicais livres e expressa falha no metabolismo da planta, indica o estresse oxidativo para a espécie,

No período chuvoso, a presença do Zn no tecido foliar está associada ao melhor desempenho fotossintético (performance) em *R. mangle*. Já os elementos Fe, Mn e Pb foliar são relacionados à redução da atividade fotossintética. Neste período também é observada a associação positiva entre Cu foliar, clorofilas e PITotal (atividade fotoquímica). Porém, a presença do metal no tecido foliar é acompanhada de aumento no estresse oxidativo.

No período seco, Mn e Cu foliar estão associados negativamente com a redução dos processos fotoquímicos. O Zn continua atuando na melhoria da atividade fotoquímica. Nesse período, o Fe foliar está relacionado à melhoria na aquisição de carbono e aumento de clorofila a. Por outro lado, o Fe induz o aumento do estresse oxidativo e apesar de ser um micronutriente essencial, as concentrações observadas indicam o comprometimento em algumas etapas dos processos fisiológicos das plantas monitoradas. Por fim, é observada a correlação significativa entre Pb e clorofilas com o DPPH, o que resulta em aumento do estresse oxidativo. Para ambos os períodos, os metais Zn e Cu estão associados com melhoria na produção primária. Além disso, no período seco ainda é verificado influência da salinidade na redução da assimilação de carbono nas plantas da área do Piraquê-Açu. No período seco, o Mn e Fe no tecido foliar estão associados à redução do desempenho fotossintético nesta espécie.

Os maiores valores de salinidade foram verificados no último período seco (Ano 6). Este aumento acarretou na redução da produtividade primária nas espécies *R. mangle* e *T. pernambucense*. No local de monitoramento de *T. pernambucense* do estuário do Piraquê-Açu foi registrado valores de 10,5 psu, sendo considerado um aumento importante em relação aos períodos anteriores quando a espécie monitorada estava sob condições permanentes de água doce.

Na última campanha, o metal foliar Pb não provocou a redução na produtividade na espécie *T. pernambucense*, rompendo a correlação entre o metal e o estresse oxidativos dos relatórios anteriores. Ainda no período chuvoso do Ano 5 (FEST, 2023), o efeito do Pb nos processos de atividade antirradicalar não foi observado. Este comportamento pode indicar estratégias da espécie para reduzir o estresse e manutenção dos processos de fotossintetizantes. Contudo, há necessidade de continuidade do monitoramento do efeito do metal sobre o sistema oxidativo.

Ao longo do litoral monitorado, assim como os sedimentos, a vegetação apresenta comportamento diferente entre os Compartimentos. *R. mangle* no compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) exibem o melhor desempenho fotossintético, correlacionado com a presença do metal Zn no tecido foliar. Já aquelas situadas no compartimento C (Barra Nova e São Mateus) apresentam redução na atividade fotoquímica quando associadas à presença de elevadas concentrações de Fe, Mn, Pb e Cu foliar, efeito corroborado pela correlação negativa entre Fe e PITotal.

*L. racemosa* monitoradas no estuário do rio São Mateus (compartimento C) apresentam o menor desempenho fotoquímico, evidenciando o efeito negativo dos metais foliares Fe e Mn.

A espécie *T. pernambucense* no compartimento C (São Mateus) está associada com a maior concentração de Fe e Mn foliar, que em excesso reduz o desempenho fotossintético. A correlação positiva do Mn com o DPPH para esta espécie dá indícios de que este metal é o principal fator de estresse oxidativo nestas plantas no estuário do rio São Mateus. Nos compartimentos A (Piraquê-Açu) e B (rio Doce) os metais foliares Zn e Cu são associados à melhoria da produção primária.

A espécie *Avicennia schaueriana* deixou de ser monitorada nas áreas de Costa das Algas e Caravelas em agosto de 2022, sendo, assim, sua série temporal menor. Contudo, ao longo de seu monitoramento foi observada redução do desempenho fotossintético e estresse oxidativo associado ao aumento dos metais Cu e Zn no tecido foliar. Estes impactos foram mais evidentes nos indivíduos da área de Costa das Algas, principalmente nos períodos secos.

Quanto ao indicador Bioacumulação, o excesso de elementos essenciais e não essenciais entra em um contexto de toxicidade à flora, resultando em alterações fisiológicas e estresse oxidativo. A bioacumulação desses elementos nas folhas pode transferi-los para a cadeia alimentar por biomagnificação, atingindo principalmente a fauna.

Em termos de bioacumulação: PA=PM=SM>BN>CA>RD (Piraquê-Açu=Piraquê-Mirim=São Mateus>Barra Nova>Caravelas>rio Doce). Ao longo do monitoramento, o RD foi o que menos acumulou, comparativamente aos demais estuários, sendo que a escala acima se refere a alta bioacumulação de metais nos estuários ao longo do tempo. O rio Doce, na variação espacial entre os setores/áreas impactadas x não impactadas, foi o menos impactado pela bioacumulação, com classificação média.

No geral, as espécies de mangue *R. mangle* e *L. racemosa* são acumuladoras de metais e observa-se média a alta bioacumulação de Mn, Zn e Cu tanto para *R. mangle* quanto para *L. racemosa*, ao longo do monitoramento. Os períodos chuvosos dos Anos 2 e 3 foram marcados pela alta bioacumulação de Pb.

Para *R. mangle*, os FBA (Fator de Bioacumulação) variaram em função do elemento químico: FBA\_Fe não mostrou um padrão entre as estações e variou entre ausência de acúmulo e baixa bioacumulação; FBA\_Mn manteve alta bioacumulação, independente da estação; FBA\_Zn e FBA\_Cu mantiveram média bioacumulação em quase todas as estações.



Para *L. racemosa*: o FBA\_Fe apresentou predominantemente baixa bioacumulação em todos os períodos; FBA\_Mn e FBA\_Zn apresentaram bioacumulação predominantemente média em todos os períodos, FBA\_Cu oscilou entre alta e média bioacumulação ao longo do monitoramento, sem apresentar correlação com a sazonalidade; já FBA\_Pb variou entre as três classes ao longo do monitoramento.

Para *T. pernambucense* registrou-se também variações: FBA\_Fe apresentou ausência de acúmulo a baixa bioacumulação; FBA\_Mn e FBA\_Zn apresentaram média bioacumulação, com exceção de alta acumulação no Piraquê-Açu e São Mateus no período seco do Ano 4 e seco do Ano 6 para o FBA\_Zn; FBA\_Cu apresentou média bioacumulação em quase todos os Anos e FBA\_Pb teve baixa bioacumulação em todos os períodos, exceto nos períodos chuvosos dos Anos 1 e 2, quando apresentou média bioacumulação.

O período chuvoso do Ano 2 foi de maior bioacumulação (maiores valores dentro da classificação “alta bioacumulação”) para todas as espécies de mangue e para *T. pernambucense*. Os metais acumulados foram Mn, Zn, Cu e Pb.

Para o indicador Decapoda, a variabilidade da concentração de ferro, cobre e zinco nas folhas e de chumbo e manganês no sedimento, assim como, o teor de lama, carbonato de cálcio, matéria orgânica e salinidade explicou significativamente a variabilidade dos parâmetros populacionais (densidade média e tamanho médio de carapaça) de *U. cordatus* considerando as populações dos manguezais do compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus).

Estes resultados evidenciam a influência dos elementos químicos sobre a estrutura da população, uma vez que são considerados potenciais bioacumuladores nos tecidos dos caranguejos. Os elementos atuam sobre os processos fisiológicos e metabólicos, sendo potencialmente tóxicos quando em alta concentração. Desta forma, a contaminação que ocorre nos bosques onde essas populações estão inseridas e, portanto, expostas periodicamente às distintas concentrações de metais nas folhas (principal fonte alimentar) e sedimentos indicam, o impacto dos rejeitos, em longo prazo. Observou-se a alteração significativa na fecundidade de *U. cordatus* nos Compartimentos A (Rio Piraquê-Açu e Rio Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus), o que coincidiu com aumento nos níveis dos elementos químicos no sedimento em Ano 1 e aumento nos índices de bioacumulação e biomarcadores analisados nos caranguejos de manguezal, Ano 4.

Quanto aos parâmetros populacionais de *U. cordatus* (densidade e largura da carapaça) nos manguezais dos estuários do Compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) observa-se a manutenção do padrão. Já a densidade no rio Doce declinou de forma acentuada no período chuvoso do Ano 3, com tendência a estabilidade, com valores médios entre 1 e 2 indivíduos/m<sup>2</sup>. Por outro lado, houve aumento na média da carapaça, mas ainda constituindo uma população predominantemente jovem.

Para os estuários do compartimento C (Barra Nova e São Mateus), ocorreu aumento significativo na densidade e as populações são predominantemente jovens e com baixo recrutamento para as maiores

classes de tamanho. Já a população de *U. cordatus* no rio Doce tende à estabilidade, com densidade variando entre 1 e 2 indivíduos/m<sup>2</sup>, e com predomínio de juvenis. Entretanto, se destaca que este não era o habitat original de espécie, tendo sido sua introdução natural facilitada pelas alterações morfológicas e hidrológicas da desembocadura fluvial e das praias adjacentes, a partir de 2015. Ao sul e ao norte da foz, o tamanho médio da carapaça, no geral, foi menor nos períodos secos em relação aos chuvosos. Tanto nas estações chuvosas quanto nas secas, correlações significativas foram observadas entre os parâmetros populacionais dessa espécie e a concentração de elementos químicos nas folhas e sedimento. Destaca-se que, as populações com maior frequência relativa de indivíduos adultos e reprodutivos ocupam os bosques que apresentam as maiores concentrações dos elementos químicos essenciais e não essenciais para o metabolismo dos organismos.

Para *C. guanhumi*, a densidade é próxima a 1 indivíduo/m<sup>2</sup> em todos os estuários e as populações são consideradas adultas ocorrendo falhas no recrutamento de novos indivíduos ao longo de todo monitoramento. Não se observou variabilidade da densidade populacional de *C. guanhumi* no Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Barra Nova e São Mateus, sendo o número médio de indivíduos por m<sup>2</sup> foi estatisticamente estável em todos os períodos e estuários, exceto para a população no rio Doce, onde a média foi inferior a 1 indivíduo/m<sup>2</sup> a partir do período chuvoso do Ano 4. Ao distinguir o comportamento deste parâmetro entre os períodos chuvosos e secos, a maior média foi observada nos períodos chuvosos em relação aos secos de cada ano (Ano 1 a 4).

A produção de ovos tanto da espécie *C. guanhumi*, quanto da *U. cordatus*, variou ao longo de todo o período de monitoramento, refletindo as estratégias reprodutivas e as respostas compensatórias das fêmeas em ambientes contaminados. Não foi observada a atuação clara com períodos secos e chuvosos, contudo, para a espécie *C. guanhumi*, as menores médias de fecundidades foram registradas nos Anos 1 e 3 coincidindo com eventos climáticos estocásticos (tempestade tropical Iba) e hidrológicos (elevação da vazão do rio Doce), que resultaram em maior aporte de metais na foz do rio Doce.

Em síntese, a população de *U. cordatus* do Compartimento C apresentou-se notavelmente mais densas e majoritariamente juvenis em todos os períodos chuvosos e secos em relação aos demais Compartimentos (A e B). Há a atuação dos fatores ambientais: os caranguejos do Compartimento A estão associados aos bosques mais arenosos, com maior teor de matéria orgânica e carbonato de cálcio e concentração de Al, Cu e Fe no sedimento. Por outro lado, as populações do compartimento C estão associadas com os bosques mais lamosos e com as maiores concentrações de As, Cr, Mn e Pb no sedimento.

A densidade das populações de *C. guanhumi*, em todos os Compartimentos, foi similar, isto é, densidade próxima ou inferior a 1 indivíduo/m<sup>2</sup> e com predomínio de indivíduos adultos. Para a fecundidade, foram identificados períodos em que os valores se aproximaram dos valores pretéritos, enquanto em outros períodos foi observada redução significativa. Este último padrão coincidindo com o aumento das concentrações de metais no ambiente e nos tecidos dos caranguejos de manguezal. Nos Anos 1 e 3, os caranguejos do Compartimento A (rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) apresentaram

maior fecundidade em comparação ao compartimento C (Urussuquara e São Mateus (Ano 1), e Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas Ano 3, Compartimento mais impactado pelo MLD.

Os resultados do IBR Bioacumulação nos caranguejos do manguezal, por sua vez, indicam que todos os contaminantes analisados estiveram presentes na composição do IBR Bioacumulação, ao longo de todo o monitoramento. Os contaminantes que mais contribuíram na composição do índice nos três Compartimentos avaliados ao longo de todo o monitoramento foram o Cu, Fe e Hg. Houve flutuações sazonais e espaciais, sem, contudo, relacionar aos eventos secos e chuvosos.

De modo geral, observou-se que, na maioria das Campanhas, os maiores valores de IBR Bioacumulação foram obtidos para as amostras coletadas nas proximidades da desembocadura do rio Doce (Compartimento B' FRG), com exceção das Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) e na Campanha 7 (mar 2022 – período chuvoso). Nessas campanhas, os maiores valores de IBR Bioacumulação foram obtidos para as amostras coletadas no Compartimento A (RSC1, RSC2 e PAM), e da Campanha 11 (período chuvoso do Ano 6), em que o maior valor do IBR Bioacumulação foi observado para o setor C.

A Campanha 7 (período chuvoso do Ano 4) se destacou por apresentar os valores máximos de IBR Bioacumulação para todos os Compartimentos analisados. Contudo, já na Campanha 8 (período seco do Ano 4) os indivíduos coletados demonstraram uma diminuição significativa nos valores de IBR Bioacumulação, com uma estabilização nos valores deste índice na Campanha 9 (período chuvoso do Ano 5). Nas últimas 3 campanhas (período seco do Ano 5; período chuvoso do Ano 6 e período seco do Ano 6), voltaram a aumentar.

Quando os dados do IBR Bioacumulação são comparados com aqueles apresentados para o IBR Biomarcador em caranguejos do manguezal, é possível notar que o comportamento dos dois índices é semelhante na Campanha 7 (período chuvoso do Ano 4), sugerindo uma forte correlação entre os impactos observados em termos das respostas dos biomarcadores com a acumulação dos metais e arsênio, sugerindo uma possível relação de causa/efeito de exposição e acumulação de elementos tóxicos.

#### 4.4.3 A Restinga

Na Restinga o indicador Vitalidade da Vegetação inclui aspectos florísticos-fitosociológicos, fenológicos, ecofisiológicos, de vigor da vegetação e do padrão de resposta de plantas *in situ* e plantas modelos à contaminação por elementos químicos do ecossistema restinga. As respostas da Restinga à contaminação pelo MLD na extensão de suas três formações vegetais (herbácea, arbustiva e arbórea), dependem da disponibilidade dos elementos minerais que potencialmente alcançaram sua vegetação, e estão sujeitas a fatores como eventos de inundação, exposição ao aerossol marinho, precipitação, aumento de descarga fluvial e remobilização marinha (DU e HESP, 2020). Devido aos fatores envolvidos nas diferentes respostas, a geomorfologia da costa e a granulometria dos sedimentos também atuam influenciando os impactos ao longo dos compartimentos.

A concentração de elementos minerais no sedimento e na vegetação mostraram que os resultados dos anos iniciais, Ano 1 a 3, foram os mais desfavoráveis para o ecossistema, com altos níveis de poluição, como indicados por meio do Índice Integrado de Poluição (IPI) e da Porcentagem de Elementos Acima da Referência (PEAR).

O retorno do aumento na concentração de metais como As, Co, Mn, Cd, Cu e Ni no sedimento durante o Ano 6, apontaram para a persistência destes elementos no ecossistema, resultando em um acréscimo significativo no PEAR e no IPI. Embora tenha sido observada uma tendência de melhora da qualidade dos sedimentos em algumas áreas, foi observada a persistência da contaminação em outras. A estação Degredo, no Compartimento C, apresentou os maiores valores de IPI, tanto no período chuvoso quanto no seco do Ano 6, principalmente na vegetação herbácea. A estação Barra Nova também apresentou incremento dos valores. No Compartimento A, após uma redução de níveis extremamente altos para níveis altos, a poluição dos sedimentos retorna à condição máxima de contaminação no Ano 6, caracterizando este compartimento como de persistente poluição. Ainda, em resposta aos níveis dos elementos químicos, o Ano 6 persiste como os mais críticos de resposta biológica, especialmente sobre a Produtividade Primária e o Estresse oxidativo, que apresentaram forte associação a acúmulos de Mn, elemento químico que continua acima da referência em todas as estações amostrais. A bioacumulação de manganês, observada em todas as estações amostrais, incluindo áreas consideradas menos impactadas, sugere que este elemento está exercendo um papel central nos efeitos negativos sobre a vegetação.

A comunidade herbácea do Compartimento C apresentou flutuações na sincronia reprodutiva (assincronia) em algumas estações avaliadas e podem estar associadas aos contaminantes do MLD, oriundos do aerossol marinho. Por outro lado, os padrões fenológicos das áreas de restinga monitoradas mostraram estabilidade das comunidades herbácea e arbustiva para o Compartimento A. Em um panorama geral, houve tendência de melhora nos valores obtidos para as comunidades arbustiva e arbórea do Compartimento B'. No entanto, os dados atuais continuam demonstrando prolongamento da taxa de floração da comunidade herbácea a partir do período seco do Ano 3, destoando do padrão encontrado preliminarmente no início do monitoramento. Quanto à frutificação, os resultados indicaram melhora dos eventos de polinização abióticos e bióticos quando comparados aos resultados analisados desde o Ano 1.

Em termos estruturais, a vegetação apresentou alterações relacionadas a dois tensores: O primeiro relacionado a impactos antrópicos intensificados no Compartimento C e, o segundo, relacionado à periódica perda de cobertura vegetal da comunidade herbácea relacionada a alterações da linha da costa. A diminuição da cobertura vegetal pode influenciar a fenologia de espécies ameaçadas de extinção que ocorrem em trechos mais abrigados das dunas. Somados a isso, a análise por sensoriamento remoto permitiu identificar eventos de baixa cobertura vegetal e intensa atividade reprodutiva. Esses resultados, especialmente para a APA Conceição da Barra no Ano 3, indicam a ocorrência de alterações no padrão fenológico da vegetação, corroborando os resultados do monitoramento *in situ*, com taxas de floração muito superiores, indicando alteração no padrão fenológico de subanual para contínuo.

Embora uma tendência de aumento da vitalidade possa ser delimitada a partir do período chuvoso do Ano 3, ainda não há tendência de estabilidade nas condições e respostas da vegetação da restinga, que tem mostrado recorrência de impacto às categorias biológicas sob a contaminação por As, Mn, Zn e Pb.

Considerando o material depositado sobre a vegetação, há a indicação que o aporte de elementos minerais via aerossol marinho (“spray”) e apresenta o gradiente espacial esperado, isto é, decrescente no sentido mar-continente. A vegetação herbácea, mais próxima à praia, se torna a mais suscetível a possíveis contaminações de elementos minerais. À medida que a vegetação adentra o continente, sentido formações arbustivas e arbóreas, a abundância de elementos minerais diminui. O provável efeito da exposição direta das plantas ao aerossol marinho foi demonstrado principalmente nas plantas das estações ao norte do Compartimento C, como na Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra. Características como a granulometria do sedimento nesse compartimento ou a maior complexidade estrutural da vegetação (textura do dossel) podem ser fatores responsáveis pelo aumento da retenção e absorção dos contaminantes que chegam via aerossol.

A adição do período seco do Ano 6 nas análises confirmou o destaque para os períodos secos como determinantes na contaminação do ecossistema restinga e para o acúmulo de elementos minerais, claramente associado aos períodos de baixos índices pluviométricos, e à maior energia de ondas e maior intensidade de ventos, o que favorece a chegada de material a vegetação. Entretanto, vale destacar também as altas concentrações de elementos minerais depositados sobre a vegetação na Reserva Biológica de Comboios no período chuvoso do Ano 5, que alcançaram mais de 15 vezes os valores do período chuvoso anterior para alguns elementos químicos, e mostram a complexidade e sazonalidade do ecossistema e seus efeitos sobre a biota da restinga, principalmente observados nos períodos chuvosos. Os altos índices pluviométricos e consequente maior vazão fluvial e processos de inundação potencializam a chegada do MLD ao sistema costeiro.

Ainda referente aos períodos secos, com seus baixos índices pluviométricos, maior energia de ondas e velocidade do vento, que favorecem a maior contaminação da superfície foliar e do sedimento repercutiram sobre a biocumulação de elementos no tecido vegetal nas restingas, o que causa respostas desfavoráveis à vegetação. Entretanto, as flutuações da bioacumulação permitiram identificar também, a contribuição dos períodos chuvosos na distribuição de elementos químicos provenientes do MLD e revelam a suscetibilidade do ecossistema à sazonalidade das condições ambientais.

O Fator de Bioacumulação de As, Mn e Zn, juntamente com os teores de matéria orgânica (MO) e lama do sedimento, trouxeram resultados diretamente ligados à vitalidade da vegetação da Restinga. Maiores níveis de MO e grãos finos podem melhorar a retenção de elementos minerais próximos à rizosfera, aumentando, por consequência, a eficácia de acumulação desses elementos nos tecidos vegetais, como em espécies arbustivas e arbóreas presentes no Compartimento C. Por outro lado, os maiores acúmulos de elementos minerais em herbáceas entre Degredo e REBio Comboios podem estar relacionados com a influência do contínuo aporte de elementos na região da Foz, tornando-as



mais suscetíveis e favorecendo a deposição desses minerais na vegetação. Vale ressaltar que plantas desta comunidade apresentaram impactos genotóxicos relacionados ao acúmulo de metais, acarretando aumentos na fragmentação do DNA.

A análise espacial das respostas da biota aponta para maiores impactos nos compartimentos B' e C, com respostas agudas e persistentes para a área próxima à Foz e de maneira crônica na porção extremo norte da área monitorada. Desta forma, as restingas próximas à desembocadura do rio Doce (Cacimbas a Norte e Reserva Biológica de Comboios ao Sul) se confirmam como as de maior recorrência de impactos à vegetação, uma vez que, por estarem mais próximas à desembocadura, estão mais sujeitas ao regime de vazão do rio. Eventos de inundação ou outras variações climáticas e morfodinâmicas impactam tanto a Bacia do rio Doce como a zona costeira. Para a estação amostral mais ao sul do monitoramento (Mar Azul, no Compartimento A), a composição natural do sedimento, muito distinta das demais restingas, revelou padrões peculiares e que sugeriram a forte influência da Formação Barreiras no padrão de respostas, contribuindo, assim, para os elevados níveis de poluição ao longo do período monitorado, com evidente piora das condições ambientais no Ano 6.

Relacionados à granulometria das praias e consequente retenção de elementos minerais próximos à rizosfera, os estudos buscaram identificar o potencial uso de microrganismos que promovem o crescimento vegetal nas áreas de Restinga, destacando sua capacidade de colonização. Plantas da formação herbácea crescem em solo com baixa concentração de matéria orgânica e argila, e a microbiota associada ao seu sistema radicular demonstrou maior capacidade de solubilização de fosfatos e produção de quitinases. Nas áreas de formação herbácea do compartimento B', que sofrem impactos persistentes, observou-se um aumento no número de bactérias promotoras do crescimento de plantas ao longo do tempo. No Ano 5, a quantidade dessas bactérias no solo foi significativamente maior em comparação com o Ano 1. Esse comportamento é oposto ao observado nas áreas de formação arbórea e arbustiva. Esses resultados sugerem que a população bacteriana das áreas atingidas pelo MLD está se adaptando, exibindo uma resposta aguda frente à elevada concentração de elementos minerais detectados no início do monitoramento, e reforçam a capacidade da microbiota associada à vegetação da restinga em neutralizar os efeitos deletérios do excesso de metais presentes no sedimento, devido a sua capacidade remediadora.

Os períodos chuvosos nos anos 1, 2 e 3 foram os de maior impacto à vitalidade ao longo da vegetação das três formações avaliadas. Desde o Ano 5 o indicador aponta a tendência à melhora da condição ambiental no período seco, com aumento da vitalidade da vegetação. Entretanto, as flutuações temporais das categorias biológicas componentes da Vitalidade da vegetação revelam a instabilidade de respostas da vegetação e sua susceptibilidade à sazonalidade das condições ambientais e oscilações de distribuição de elementos minerais sobre a vegetação e sedimento.

A Produtividade primária das comunidades vegetais mostrou-se altamente sensível com uma correlação negativa significativa entre as concentrações de manganês, o Pltot ( $r=-0,65$ ) e Fotossíntese líquida. Além disso, o Estresse oxidativo, um indicador de danos celulares neutralizando possíveis efeitos prejudiciais de elementos químicos, que comprometem processos metabólicos vegetais,

também mostrou relação positiva com o acúmulo de manganês. A produção de metabólitos primários, como a prolina, em resposta ao estresse por metais, foi observada em diversas espécies, indicando mecanismos de tolerância e aclimação. O acúmulo de Mn, Zn e Cu teve relação direta com produção dos Metabólitos primários Prolina e Ascorbato, com maior destaque para os períodos chuvosos. No Ano 6 esse padrão foi observado nas três formações vegetais monitoradas.

As tendências sazonais da Reprodução das comunidades apresentaram uma forte associação com os acúmulos de Mn, Zn, Al, Cu e Ni. A partir do período seco do Ano 3, observou-se um prolongamento da floração da comunidade herbácea, divergindo do padrão encontrado no início do monitoramento.

Bioensaios sob condições controladas, com o uso de extratos solubilizados de sedimentos coletados nas restingas monitoradas e do efeito da dose-resposta de metais, mostraram alterações significativas na resposta biológica em plantas de restingas e plantas modelos. Entre as variáveis que compõem a Vitalidade da vegetação, a produtividade primária foi significativamente menor nas plantas tratadas com extratos obtidos do sedimento de Cacimbas. Além disso, maiores produções de compostos fenólicos e flavonoides em plantas de restinga acarretaram aumentos crescentes da atividade antioxidante, em resposta ao aumento das concentrações de extrato e da proximidade da estação de origem à foz do rio Doce. Ensaios em espécies vegetais modelos apontaram alterações significativas do efeito toxicogenético, em relação ao controle, associadas a extratos de sedimentos das restingas de APA Conceição da Barra, Barra Nova, Cacimbas e Degredo, com aumentos da frequência de alterações cito/genotóxicos em tratamentos de Cacimbas, e permite inferir o potencial genotóxico do sedimento das estações monitoradas, levando a uma possível ação aneugênica.

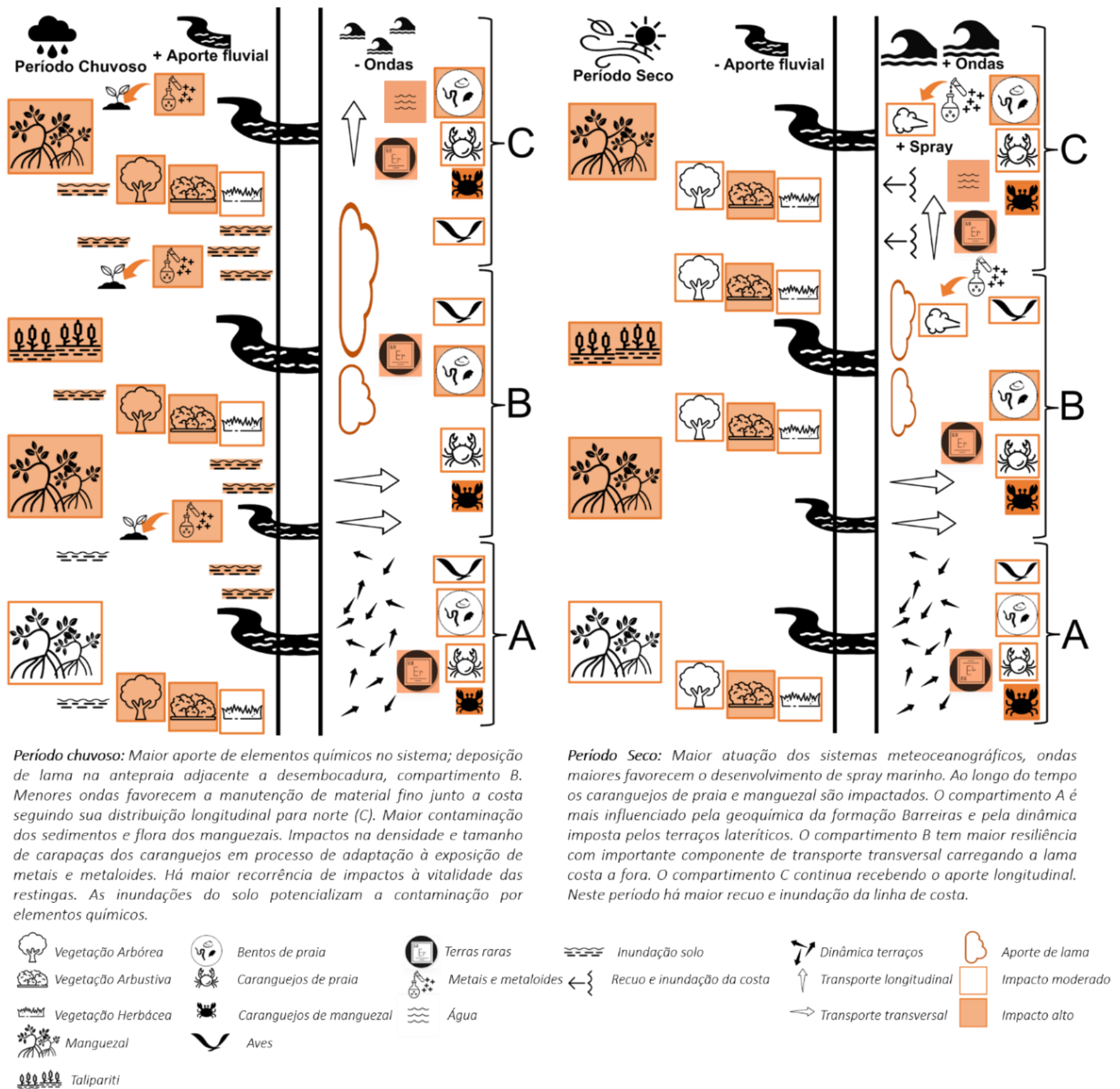
Estes resultados corroboram os obtidos *in situ*, em que Cacimbas se caracteriza como área de recorrência de condições desfavoráveis à vitalidade da vegetação detectadas pelos resultados obtidos nos seis anos de monitoramento.

Atendendo à solicitação das comunidades do entorno das restingas afetadas pelo Rompimento da Barragem de Fundão, foi realizada a análise de elementos químicos presentes no pólen e mel de propriedades de apicultores de abelha (*Apis mellífera*) de Degredo, no Compartimento C. Os resultados indicaram que alguns elementos estão acima das concentrações esperadas aferidas para o Estado do Espírito Santo. Alguns destes podem alcançar níveis de toxicidade capazes de prejudicar o desenvolvimento das larvas, em função do pólen ser sua principal fonte de alimento. Somados a isso, o padrão de acúmulo de metal(oide)s nas estruturas reprodutivas de espécies de restinga mostrou relação a aumentos nos teores de Mn, Al, Cr, Cu e Zn no sedimento. Além disso, bioacúmulos de As, Cr, Fe V, Al, Mn nos tecidos foliares também contribuíram para as concentrações de elementos nestas estruturas reprodutivas. Tais resultados demonstram a importância da avaliação de órgãos reprodutivos e recursos florais, assim como de tecidos foliares, visto que comunidades de entorno das restingas, muitas das vezes, dependem dos recursos vegetais deste ecossistema para sua subsistência, demonstrando os potenciais impactos não apenas nas cadeias tróficas. como também em outros aspectos sociais e econômicos.

Conclui-se que a Vitalidade da vegetação da restinga é significativamente alterada pela adição de elementos químicos via aerossol marinho, principal fonte de minerais para a vegetação costeira, com maior suscetibilidade da formação herbácea. Nestas plantas, o efeito predominante da dinâmica marinha (alto grau de exposição às ondas e à ação de ventos sobre a superfície do mar), o crescimento rápido e a resposta fenológica flexível acarretam a maior captura de elementos minerais. Além disso, o aumento do percentual de bactérias promotoras do crescimento de plantas presentes no sedimento da formação herbácea, indicam uma tendência de adaptação da população de bactérias provenientes das áreas atingidas pelo MLD e apontam para um perfil de resposta aguda da comunidade bacteriana presente nesta formação, frente à alta concentração de elementos minerais encontrada no início do monitoramento. Por outro lado, a menor vitalidade de espécies arbustivas e arbóreas ao longo do monitoramento, sugere maior sensibilidade destas comunidades que, mesmo afastadas da linha da costa, são afetadas funcional e reprodutivamente pela combinação de fatores edafoclimáticos e do aporte dos contaminantes. Os resultados atuais corroboram a análise global de que as arbóreas têm apresentado uma persistência de impactos, associados a uma alta variação da expressão gênica de compostos associados à presença de metais, especialmente metalotioneínas. Os resultados dos seis anos de monitoramento mostram que as restingas associadas à foz do rio Doce, uma região reconhecida como prioritária para a conservação e que enfrenta déficit de conhecimento de suas espécies regionais, se constituem como setor de maior recorrência de impactos à vegetação, por estarem mais sujeitas ao regime de vazão do rio e assim mais sujeitas ao impacto ambiental em função de eventos de inundação ou outras variações climáticas e morfodinâmicas que impactem tanto a Bacia do rio Doce como a zona costeira. Embora os períodos secos se destaquem pela contaminação do sedimento e vegetação das restingas afetadas pelo MLD, indicando um predominante efeito da dinâmica marinha no aporte de elementos minerais via aerossol ao longo de toda a costa, a maior recorrência de impactos à vegetação é observada em períodos chuvosos, refletida diretamente na resposta do indicador da restinga, a vitalidade da vegetação, e nas variáveis que o explicam.

#### 4.5 SÍNTESE GRÁFICA

Figura 10: Síntese gráfica dos processos e respostas sazonais dentro dos ecossistemas costeiros.



#### 4.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo dos 6 anos de monitoramento do PMBA/Fest-UFES no Ambiente Costeiro conclui-se que o alcance do Material Ligado ao Desastre (MLD) continua persistente, seja nos períodos chuvosos pela alta carga fluvial, seja nos períodos secos, pela mobilização e transporte dos sedimentos da antepraia para a costa, pela ação das ondas e correntes. Alterações nas variáveis hidrológicas e meteoceanográficas podem romper a tendência de estabilidade ou mesmo redução dos valores dos indicadores de impactos, e apresentar picos agudos de contaminação, como ocorre em alguns temas costeiros, como o sedimento da vegetação de Restinga e os IBR Bioacumulação e IBR Biomarcador dos organismos de praia e do manguezal. Isso sugere que, enquanto houver o MLD na bacia hidrográfica, na plataforma e antepraia do litoral monitorados, serão recorrentes os impactos sobre o Ambiente Costeiro.

Quanto à distribuição espacial, as maiores concentrações do MLD e, consequentemente maiores impactos sobre a biota da praia, restinga e manguezal ocorrem nas proximidades da desembocadura e margem norte do rio Doce, em função dos processos costeiros (Compartimentos B' e C)

Esses ecossistemas apresentam impactos em diferentes níveis, em função das respostas no tempo e no espaço dos diversos indicadores e dos processos geomorfológicos particulares de cada ecossistema. Para os bentos de praia, houve alteração no padrão ecológico, com o predomínio de organismos oportunistas, sem indicativo de recuperação até ao final do Ano 6. A contaminação por elementos químicos nos sedimentos e folhas de manguezal se mantem ao longo do monitoramento, o que acarreta diretamente o impacto sobre a estrutura populacional do caranguejo que também se mostra crônico, fato mais preocupante em função de sua importância social e econômica, além de ambiental.

Por fim, vale destacar que a presente síntese não esgota os principais resultados encontrados para o Ambiente Costeiro. Os Materiais Suplementares dos Temas do PMBA/Fest-UFES podem ser consultados para a complementação de informações mais detalhadas e gráficas.

### 5 MATRIZ DE RESULTADOS

#### 5.1 INTRODUÇÃO

O Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I - Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente considera o conceito de impacto conforme definido no Artigo 1º da Resolução n.º 001/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Segundo esta legislação, Impacto Ambiental é "qualquer alteração das propriedades físicas, químicas, biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que afetem diretamente ou indiretamente: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; As atividades sociais e econômicas; A biota; As condições estéticas e sanitárias ambientais; A qualidade dos recursos ambientais". O princípio central deste conceito é que alterações no meio



ambiente são induzidas pela ação humana ou em decorrência das suas atividades, afetando assim a biodiversidade, os recursos naturais e os serviços ecossistêmicos. Tais alterações geram uma ameaça à saúde, segurança e atividades sociais e econômicas, sendo, do ponto de vista ambiental, extremamente preocupantes.

Diante da amplitude de seu escopo, a apresentação dos principais resultados pelo PMBA/Fest-UFES sempre foi um desafio. Em dezembro de 2020, o PMBA/Fest-UFES propôs a construção de uma Matriz de Resultados, adaptada a partir de uma Matriz de Interação (LEOPOLD *et al*, 1971), como forma complementar e integrativa de apresentar a avaliação espacial e temporal dos impactos diretos ou indiretos causados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG). Essa abordagem facilita a compreensão dos resultados do PMBA/Fest-UFES, contribuindo, assim, para o completo atendimento do Termo de Referência 4 (TR4). Matrizes de Interação são amplamente utilizadas em Estudos de Impacto Ambiental e Relatórios de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) no Brasil.

Embora o conceito inicial tenha sido baseado na Matriz de Interação proposta por Leopold *et al*. (1971), o produto desenvolvido pelo PMBA/Fest-UFES difere em vários aspectos do modelo original, incorporando outros métodos e análises em sua construção (FRANCO *et al.*, 2024). Diferentemente de uma matriz de impacto, que é um modelo preditivo utilizado para indicar ações que subsidiam o monitoramento e a mitigação de impactos futuros causados por empreendimentos, a Matriz de Resultados do PMBA/Fest-UFES tem como foco a apresentação e análise dos impactos observados ao longo dos anos de execução do programa, após o evento desencadeador, ou seja, o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.

Anualmente, a Matriz de Resultados PMBA/Fest-UFES amplia sua representatividade com a inclusão de novos dados e aperfeiçoamento contínuo de todas as etapas de sua construção, reforçando o caráter acumulativo de resultados ao longo do monitoramento. Em 2021, por exemplo, sua estrutura de critérios foi revisada para incorporar apontamentos relevantes feitos pelo Instituto Ekos (EKOS, 2021), na forma de *peer review*, quanto às considerações desta consultora da Fundação Renova durante o processo de avaliação da primeira versão da Matriz de Resultados referente ao Relatório Anual de 2020 (RRDM, 2020). Da mesma forma, agora em 2025, para a atualização da Matriz de Resultados após seis anos de monitoramento (dados até o período seco de 2024), também foram consideradas sugestões de melhorias metodológicas identificadas durante workshops internos e externos ao PMBA/Fest-UFES.

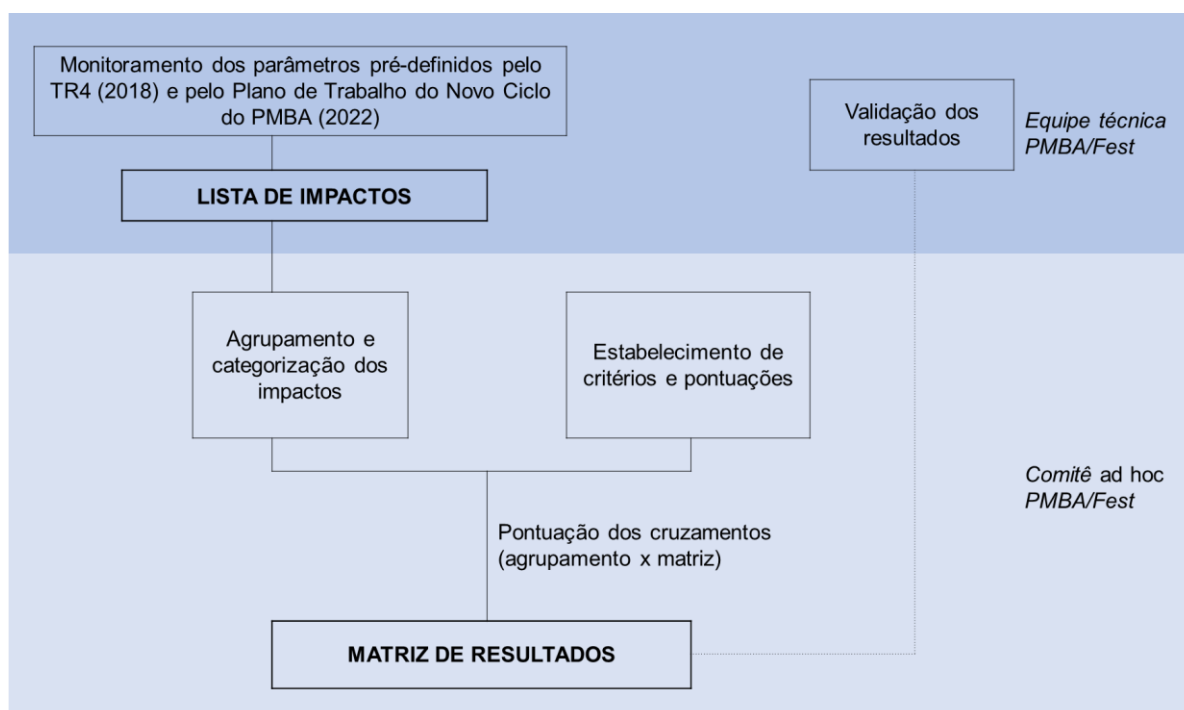
O objetivo principal deste produto é avaliar, a partir das contribuições dos pesquisadores que conduziram os estudos específicos do PMBA/Fest-UFES, os impactos que ocorreram ou que ainda persistem em diferentes compartimentos (abiótico e biótico), afetando os diferentes níveis tróficos das cadeias alimentares dos ecossistemas estudados. Destaca-se que o uso de matrizes de interação permite apresentar de forma clara e sistematizada os principais resultados obtidos ao longo dos seis anos de monitoramento, de modo que todas as instituições interessadas e a sociedade possam usufruir dos resultados obtidos por este trabalho.

## 5.2 METODOLOGIA

A metodologia de avaliação dos impactos ambientais do PMBA/Fest-UFES, como já mencionado, baseia-se na Matriz de Leopold (LEOPOLD *et al*, 1971) com as devidas adaptações para o enquadramento da mesma ao escopo do PMBA/Fest-UFES (FRANCO *et al*, 2024). A Matriz, chamada então de Matriz de Resultados, é construída a partir de dados adquiridos após a ocorrência de impacto agudo e durante a ação do impacto crônico associado ao rompimento da barragem de Fundão, diferente da matriz originalmente proposta por Leopold e colaboradores, que é preditiva, ou seja, é feita para uma situação hipotética, antes de um evento de perturbação no meio. A Matriz de Resultados também leva em consideração um número maior de atributos/critérios baseados tanto em matrizes de interação (LEOPOLD *et al*, 1971; GLASSON *et al*, 2005), quanto na experiência dos pesquisadores envolvidos durante a execução do monitoramento ambiental.

O processo de construção da Matriz de Resultados (Figura 11) se inicia a partir de uma lista de impactos pré-definida, construída com base na resposta de parâmetros e indicadores monitorados ao longo dos seis anos do PMBA/Fest-UFES – 2018 a 2024. As listas de impactos produzidas pelas equipes técnicas são então compiladas e um comitê *ad hoc* realiza o agrupamento dos impactos de acordo com sua natureza e não mais de acordo com o Tema monitorado. A partir de tais agrupamentos, cada compartimento impactado é pontuado em critérios pré-estabelecidos, de acordo com suas características descritas. Os cruzamentos entre as linhas e colunas (agrupamento de impactos x compartimento atingido) são pontuados, resultando em um valor e uma classificação que expressam o produto da Matriz de Resultados. O resultado passa por revisão e verificação das equipes técnicas e então a Matriz de Resultados chega ao seu formato final.

Figura 11: Fluxograma das principais etapas e produtos (**em negrito**) do processo de construção da Matriz de Resultados do PMBA/Fest-UFES e de seus responsáveis.



Os coordenadores dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho do PMBA/Fest-UFES participam ativamente do processo de construção *ad hoc* da Matriz de Resultados. Já os coordenadores de Temas, professores e pesquisadores e demais colaboradores envolvidos nos projetos técnico-científicos que fazem parte do PMBA/Fest-UFES, contribuíram na elaboração da lista de impactos e validação os resultados. Toda a equipe está apresentada no Sumário Executivo deste relatório.

### 5.2.1 Lista de impactos

A lista de impactos é produzida pelos pesquisadores de cada Tema constituinte do PMBA/Fest-UFES a partir dos parâmetros/indicadores monitorados no âmbito do seu trabalho, a partir da sistematização de suas análises e interpretações.

Para este fim, e buscando dar robustez às análises executadas e suas relações com possíveis alterações/impactos observados, foram estabelecidas referências básicas, desde o primeiro relatório apresentado em 2019, a partir das quais as alterações/impactos puderam ser caracterizados. A definição das referências vem sendo usada para apontar a origem do processo de análise de impacto, ou seja, como se chegou a um conceito de que o ambiente está alterado ou impactado, e se a biodiversidade apresenta alguma resposta biológica/ecológica em diferentes níveis tróficos, a depender do critério avaliado.

As referências foram definidas conforme o conjunto de dados e informações utilizadas pelos pesquisadores, considerando a comparação entre resultados obtidos pelo PMBA/Fest-UFES e: **(A)** dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão; **(B)** dados posteriores ao rompimento da barragem de Fundão identificados na área de atuação do projeto, mas anteriores à atuação do PMBA/Fest-UFES; **(C)** em forma de análise espacial entre estações amostrais impactadas e não impactadas; **(D)** a correlação direta com a presença de elementos químicos característicos ao Material Ligado ao Desastre (MLD), como Fe, Al, Mn, Ba, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn; **(E)** dados disponíveis na literatura científica; **(F)** valores orientadores da legislação nacional vigente; e **(G)** valores orientadores internacionais. Além destes, a partir do Relatório Anual de 2021 (RRDM, 2022), foi estipulado o critério **(H)**, que considera a comparação entre os resultados obtidos ao longo da execução do PMBA/Fest-UFES, visando a abordagem de análise temporal de todo o conjunto de dados gerados ao longo dos anos de execução do referido programa de monitoramento.

Além da identificação dos impactos observados, a lista elaborada pelas equipes técnicas do PMBA/Fest-UFES detalha as informações sobre o nível ecológico de organização atingido (meio abiótico, indivíduo, população, comunidade ou ecossistema), o compartimento ambiental (água, sedimento ou biota) avaliado, a relação do impacto com o rompimento da barragem de Fundão (direta, indireta ou sem relação definida ainda), bem como sua abrangência espacial (estações amostrais ou setores) e abrangência temporal (de acordo com a periodicidade em que o impacto é observado).

A relação com o rompimento da barragem de Fundão foi estabelecida após uma avaliação técnica cuidadosa, realizada pelos coordenadores responsáveis pelas análises executadas no âmbito do PMBA/Fest-UFES. As avaliações consideraram uma relação direta quando é possível afirmar que o

impacto é decorrente diretamente da passagem do material oriundo do rompimento da barragem ou está associado à presença deste MLD no ambiente. A relação indireta foi estabelecida quando não é possível afirmar que o impacto foi influenciado diretamente pela passagem do material oriundo do rompimento da barragem ou pela presença deste MLD no ambiente, mas sim de forma secundária/indireta ou quando é parte de uma cadeia de reações. Por sua vez, quando não é possível ter esta afirmação, foi estabelecido que o impacto não possui ainda uma relação definida.

Os impactos listados foram então organizados em agrupamentos pelo comitê *ad hoc* do PMBA/Fest-UFES através de discussões interdisciplinares. Essa metodologia permite que as informações sejam analisadas de acordo com os agrupamentos, de modo a sistematizar os impactos observados, baseando-se em palavras-chaves semelhantes, por sua vez identificadas na descrição dos impactos. Embora a lista de impactos seja diferente para cada Ambiente, os agrupamentos de impactos identificados pelo PMBA/Fest-UFES são organizados em categorias, que englobam temas transversais e permitem uma comparação e avaliação entre os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro.

### 5.2.2 Quantificação da matriz de resultados

Para uma análise aderente à estrutura organizacional e operacional do PMBA/Fest-UFES, foi desenvolvida uma Matriz de Resultados para cada Ambiente monitorado: Dulcícola, Marinho e Costeiro.

A Matriz de Resultados, por ser uma matriz de interação e funcionar como uma listagem de controle bidimensional, dispõe ao longo de seus eixos vertical e horizontal, respectivamente, os agrupamentos de impactos organizados em categorias e os compartimentos ambientais que foram afetados, sejam eles abióticos ou bióticos.

Os compartimentos ambientais foram estabelecidos de acordo com a lista de impactos e variaram entre os três Ambientes, de acordo com as especificidades dos resultados de cada um deles.

Os agrupamentos de impactos, por sua vez, podem ser observados para diferentes compartimentos. A quantificação da matriz é realizada para cada interseção de linhas (agrupamentos de impactos) e colunas (compartimentos ambientais afetados). Para isso, cada cruzamento é pontuado pelo comitê *ad hoc* do PMBA/Fest-UFES de acordo com as características descritas para os impactos e com base em critérios pré-estabelecidos.

Os Critérios foram estabelecidos desde a Matriz de Resultados de 2020 (RRDM, 2020), sendo categorizados em: Caráter, Definição, Relação com o Rompimento, Abrangência Espacial, Nível Ambiental/Trófico, Duração e Reversibilidade; à exceção do critério “Relação com o Rompimento”, que foi criado a partir do Relatório Anual de 2021 (RRDM, 2022). Para cada um destes critérios, foi determinado um valor à sua classificação, referente ao impacto, da seguinte forma:

**Caráter** – caracteriza o efeito do impacto no ambiente:

- Negativo (-1): efeito negativo entre os fatores associados;
- Nulo (0): não há relação entre os fatores associados;

- Positivo (1): efeito positivo entre os fatores associados.

**Definição** – é atribuída à referência através da qual o impacto foi identificado (A, B, C, D, E, F, G e/ou H):

- Alta (3): o impacto se baseia em referências que utilizam dados pretéritos coletados na região do impacto ou que possuem correlação com os principais metais relacionados ao MLD, ou seja, A, B e/ou D;
- Média (2): o impacto se baseia em referências de controle propostas por organizações especializadas, ou seja, F e/ou G;
- Baixa (1): o impacto se baseia em referências que utilizam dados equivalentes para comparação ou que foram coletados após 3 anos do rompimento da barragem (início do PMBA/Fest-UFES), ou seja, C, E e/ou H.

**Relação com o Rompimento** – é atribuída com base no conjunto de dados adquiridos e da experiência que se tem sobre o comportamento no ambiente e composição do material oriundo do rompimento da barragem:

- Relação Direta (3): quando é possível afirmar que o impacto é decorrente diretamente da passagem do material ou está associado à presença do MLD no ambiente;
- Relação Indireta (2): quando não é possível afirmar que o impacto foi influenciado diretamente pela passagem do material ou pela presença do MLD no ambiente, mas sim de forma secundária/indireta ou quando é parte de uma cadeia de reações;
- Sem Relação Definida Ainda (1): quando o impacto é observado, mas não é possível afirmar que o mesmo seja decorrente da passagem do material ou esteja associado à presença do MLD no ambiente.

**Abrangência Espacial** – está relacionada à distribuição espacial do impacto. Nota-se que a área completa analisada pelo PMBA/Fest-UFES foi dividida em setores/compartimentos formados por um conjunto de estações amostrais:

- Regional (3): verificado em mais de 1 setor estudado;
- Local (2): verificado em 1 setor estudado;
- Pontual (1): verificado em uma única estação amostral.

**Nível Ambiental/Trófico** – associação do impacto aos níveis da cadeia trófica:

- Grande (3): alcançou níveis superiores da cadeia trófica (caranguejos, ictiofauna, aves e megafauna);
- Média (2): alcançou a base da cadeia trófica (vegetação, corais, plâncton e bentos);
- Baixa (1): o efeito foi restrito ao respectivo compartimento abiótico (água e sedimento).

**Duração** - corresponde ao tempo de permanência do impacto na área em que este se manifesta:

- Permanente (3): é sempre verificado, independente do período ou das condições existentes quando o monitoramento foi realizado;



- Recorrente (2): verificado em períodos sazonais, por exemplo, período chuvoso ou período seco;
- Transitório (1): observados em períodos com início e fim bem definidos, por exemplo, associados a eventos meteorológicos específicos.

**Reversibilidade** – relaciona-se à possibilidade de reversão do impacto no ambiente abiótico e na biodiversidade aquática:

- Irreversível (3): se a qualidade da água e do sedimento, e consequentemente a biodiversidade aquática, não poderiam retornar aos níveis/condições aceitáveis/anteriores;
- Parcialmente Reversível (2): se a qualidade da água e do sedimento, e consequentemente a biodiversidade aquática, poderiam retornar aos níveis/condições aceitáveis embora diferentes das anteriores;
- Reversível (1): se a qualidade da água e do sedimento, e consequentemente a biodiversidade aquática, poderiam retornar aos níveis/condições aceitáveis/anteriores.

Cabe ressaltar que, no contexto da biodiversidade aquática, a reversibilidade dos impactos observados dependerá do esforço conjunto das esferas ecológica, socioeconômica e institucional (MEFFE *et al*, 2006), para que um grau aceitável de recomposição da biodiversidade aquática seja alcançado.

Além disso, também vale destacar que a pontuação das informações da lista de impactos com base nos critérios foi realizada adotando uma postura conservadora sempre que fosse necessária alguma ponderação. Para a quantificação da Definição, por exemplo, quando mais de uma referência foi atribuída ao impacto, foi considerado sempre o nível mais alto de referência, tendo em vista que os níveis mais baixos corroboram o resultado observado.

Após a pontuação de cada Critério, foi realizado o cálculo final para cada interseção (agrupamento de impacto x compartimento afetado), segundo a equação:

$$\text{Pontuação Total} = Ca * [(Def * RR) + Ab + Nat + D + R]$$

Onde: Ca, Def, RR, Ab, Nat, D e R são, respectivamente, os critérios: Caráter, Definição, Relação com Rompimento, Abrangência Espacial, Nível Ambiental/Trófico, Duração e Reversibilidade.

A atribuição de um peso ao Critério Definição foi uma estratégia adotada tendo em vista a relevância da origem dos impactos observados para os quais pode-se fazer associação direta ou indireta com o rompimento da barragem. Dessa forma, o critério Definição é ponderado de acordo com sua relação com o rompimento (critério RR: Direto, Indireto ou Sem Relação Definida Ainda) (Quadro 3).

Quadro 3: Sumarização das informações quanto aos Critérios utilizados para quantificar o cruzamento dos agrupamentos de impactos com compartimentos abióticos e bióticos nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro.

CRITÉRIOS	VALOR MÁXIMO	VALOR INTERMEDIÁRIO	VALOR MÍNIMO
<b>Caráter (Ca)</b>	Negativo (-1)	Nulo (0)	Positivo (1)
<b>Definição (Def)</b>	Alta (3)	Média (2)	Baixa (1)
<b>Relação com o Rompimento (RR)</b>	Direta (3)	Indireta (2)	Sem relação definida (1)
<b>Abrangência Espacial (Ab)</b>	Regional (3)	Local (2)	Pontual (1)
<b>Nível Ambiental/Trófico (Nat)</b>	Grande (3)	Média (2)	Baixa (1)
<b>Duração (D)</b>	Permanente (3)	Recorrente (2)	Transitório (1)
<b>Reversibilidade (R)</b>	Irreversível (3)	Parcialmente Reversível (2)	Reversível (1)

As células que possuem o símbolo “-” representam que o impacto não se aplica ao escopo de análise do PMBA/Fest-UFES ou que o impacto não foi avaliado para aquele compartimento. E aquelas com valor zero, advindas da avaliação do critério Caráter como nulo (0), configuram a não identificação de relação entre os fatores associados, ou seja, pode ser interpretado como nulo. Já de acordo com o intervalo de valores possíveis no cálculo final dos Critérios e considerando os impactos efetivamente avaliados possuem todos Caráter negativo (-1), foi possível estabelecer faixas de valores para classificação dos impactos em Baixo, Médio, Alto e Crítico (Quadro 4).

Quadro 4: Faixa de valores das classificações com base no intervalo máximo de valores do somatório dos critérios.

Faixa de valores	Classificação
-5 a -8	Baixo
-9 a -12	Médio
-13 a -16	Alto
-17 a -21	Crítico

A matriz gerada para cada ambiente, que representa uma análise quantitativa com base nos impactos e critérios, foi também avaliada de forma qualitativa, ou seja, avaliou-se o comportamento dos valores (por exemplo, tendências de aumento ou diminuição) e não o valor propriamente dito, considerando-se as especificidades de cada um dos ambientes.

Os resultados das análises realizadas para a elaboração do presente documento foram expressos sob a forma de gráficos, reunindo as informações de todos os Ambientes, bem como na forma estratificada para cada um dos Ambientes analisados.

### 5.2.3 Espacialização dos resultados e definição das áreas impactadas

As estações amostrais analisadas nos três ambientes estão distribuídas espacialmente em setores/compartimentos que englobam áreas que apresentam características semelhantes, sejam elas geológicas, geográficas, dinâmicas ou mesmo físicas. A setorização das áreas amostradas permite também a identificação de áreas críticas que possivelmente podem orientar propostas de ações de restauração/recuperação em áreas prioritárias.

Os setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro estão apresentados na Síntese de cada um dos Ambientes, seções 2, 3, e 4 deste relatório, respectivamente.

Para espacialização dos agrupamentos de impactos foi adotada uma abordagem conservadora, em que todos os setores/estações para os quais os impactos foram descritos encontram-se representados na abrangência espacial do agrupamento. Dessa forma, os mapas apresentam, para cada setor, os compartimentos abióticos e bióticos (representados por símbolos) e os agrupamentos de impactos (representados por números também contidos na legenda interna de cada figura).

É importante ressaltar que a localização do símbolo no mapa não representa as coordenadas geográficas das estações amostrais, mas representam apenas o setor/compartimento onde os impactos foram observados.

## 5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.3.1 Impactos e suas características

A lista inicial elaborada por todas as equipes do PMBA/Fest-UFES apresentou 302 impactos, sendo 88 impactos no Ambiente Dulcícola, 140 impactos no Ambiente Marinho e 74 impactos no Ambiente Costeiro (as listas de impactos compiladas por Ambiente são apresentadas nos Materiais Suplementares: MS\_MATRIZ\_AD, MS\_MATRIZ\_AM e MS\_MATRIZ\_AC, respectivamente). A avaliação quanto à semelhança entre os impactos observados permitiu a consolidação dos mesmos em 24 agrupamentos, os quais foram organizados em sete categorias (Tabela 1), sendo elas: Sedimentologia, Química, Ecotoxicologia, Ecologia, Genética, Saúde e Comportamento. Todas estas categorias foram identificadas nos três Ambientes avaliados, com exceção da categoria Comportamento, a qual está restrita à Ictiofauna Estuarina e à Megafauna e, portanto, foi identificada somente no Ambiente Marinho.

Tabela 1: Categorias e respectivos Agrupamentos de impactos observados na construção da Matriz de Resultados do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA/Fest-UFES), considerando-se os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro.

<b>Categoria</b>	<b>Agrupamento de Impactos</b>	<b>Caracterização</b>
Sedimentologia	Alterações na composição sedimentológica <sup>D, M</sup>	Mudanças granulométricas, mineralógicas e alterações em marcadores isotópicos
	Alterações nas características físicas da praia <sup>C</sup>	Alteração na morfologia da praia, erosão
	Aumento da concentração do material particulado em suspensão e turbidez <sup>D, M</sup>	Observações de plumas, quantificação por filtragem e pesagem e medição por equipamentos
	Aumento do potencial de mobilização do fundo <sup>M</sup>	Alteração nas características físicas do sedimento facilitando a mobilização e transporte
Química	Alterações na concentração de nutrientes <sup>D, M</sup>	Alteração nos valores pretéritos ou médios de nutrientes em água
	Contaminação por compostos orgânicos <sup>D, M</sup>	Valores elevados de contaminantes orgânicos em água, sedimento e biota
Ecotoxicologia	Contaminação por metais e metaloides <sup>D, C, M</sup>	Valores elevados nas concentrações de metais e Arsênio, principalmente aqueles característicos do MLD
	Alterações nos níveis de toxicidade <sup>D, M</sup>	Resultados a partir de ensaios ecotoxicológicos
	Aumento nos valores de índice de resposta biológica <sup>D, C, M</sup>	Impactos observados através de cálculo de índice - IBR biomarcador
Ecologia	Alterações do nicho isotópico e diversidade trófica <sup>M</sup>	Mudanças na dieta e comportamento alimentar da biota
	Alterações na estrutura de comunidade <sup>D, C, M</sup>	Mudanças observadas em métricas e índices ecológicos
	Alterações na estrutura de população <sup>D, C, M</sup>	Impactos observados para um mesmo grupo de espécies em determinada região
	Alterações nos parâmetros reprodutivos <sup>C, M</sup>	Distúrbios observados nas etapas e estágios reprodutivos
	Aumento da vulnerabilidade populacional <sup>M</sup>	Medido a partir do potencial de alteração do impacto em relação aos diversos <i>habitat</i> e seus usos
	Aumento na abundância de táxons indicadores de impacto <sup>D, M</sup>	Presença ou aumento da abundância de organismos reconhecidos como indicadores de impacto
	Variabilidade da diversidade funcional <sup>D</sup>	Alterações na diversidade funcional e traços funcionais
Genética	Alterações da diversidade e estrutura genética <sup>C, M</sup>	Diminuição na diversidade genética, alterações do fluxo gênico e detecção de gargalo populacional
	Redução da diversidade filogenética <sup>D</sup>	Redução da diversidade filogenética
Saúde	Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia <sup>D, C, M</sup>	Impactos que comprometem a saúde ou sobrevivência dos organismos
	Danos morfológicos e celulares <sup>D, M</sup>	Deformações ou comprometimento da integridade física de organismos
	Doenças e presença de agentes infecciosos <sup>M</sup>	Observação de doenças ou presença de vírus e bactérias
	Mortalidade de organismos <sup>M</sup>	Aumento da mortalidade de organismos associadas ao período do rompimento da barragem
Comportamento	Alterações do uso do <i>habitat</i> <sup>M</sup>	Mudança na área de vida, ocorrência e áreas de alimentação devido a alterações no <i>habitat</i>
	Alterações nas taxas de encalhe <sup>M</sup>	Aumento nas taxas e alterações sazonais de encalhes de cetáceos

<sup>D</sup> Impactos observados no Ambiente Dulcícola

<sup>M</sup> Impactos observados no Ambiente Marinho

<sup>C</sup> Impactos observados no Ambiente Costeiro..

Os impactos foram identificados para os compartimentos abióticos (Água e Sedimento) e bióticos (Macrófitas, Perifíton, Macroalgas, Vegetação de restinga, Vegetação de Manguezal, Microbiota, Plâncton, Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Bentos (macrofauna, meiofauna, fundos consolidados e fundos inconsolidados), Macroinvertebrados, Caranguejo de Manguezal, Crustáceos de praia, Ictiofauna, Tartarugas, Cetáceos e Aves).

Os compartimentos “Água” e “Sedimento” apresentam resultados para os três Ambientes, sendo o compartimento “Água” no Ambiente Costeiro, uma inclusão a partir do Ano 5 de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, em relação às demais Matrizes de Resultados, devido à incorporação deste escopo analítico no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES, que teve início em setembro de 2022. O compartimento “Sedimento” no Ambiente Costeiro é analisado separadamente de acordo com seu ecossistema de coleta (praia, restinga e manguezal), por representar regiões com características ambientais muito distintas. Da mesma forma, os compartimentos de “Vegetação”, exclusivos deste ambiente, são separados em Restinga e Manguezal. Em muitos casos a equivalência dos compartimentos não é possível de ser feita entre os ambientes, como por exemplo, o Ambiente Dulcícola monitora “Macrófitas” enquanto o Ambiente Marinho monitora “Macroalgas”. Ainda no Ambiente Dulcícola, o compartimento “Perifíton” aparece com exclusividade. Os compartimentos “Microbiota”, “Fitoplâncton”, “Zooplâncton” e “Ictioplâncton”, foram estudados para os Ambientes Dulcícola e Marinho (sendo o último apenas a partir de dezembro de 2020 para o Ambiente Dulcícola). A separação do compartimento “Plâncton” se deve a análises exclusivas de ecotoxicologia, feitas para o conjunto de organismos planctônicos como um todo.

Os organismos bentônicos, por sofrerem influência das características do sedimento de fundo e, por consequência, serem importantes indicadores de alterações associadas a ele, foram analisados de forma mais detalhada como compartimentos ambientais afetados. No Ambiente Dulcícola este compartimento se chama “Macroinvertebrados” e é representado por espécies de vermes aquáticos, caracóis, moluscos, lagostins, camarões, sanguessugas, larvas de libélulas, efêmeras e larvas de mosquitos, entre outros. No Ambiente Costeiro os compartimentos são “Bentos: macrofauna” e “Bentos: meiofauna” para praias, que correspondem aos grupos anfípodos, isópodos, poliquetas, platelmintos, nematódeos, nemertinos e copepodas. Já as análises de ecotoxicologia neste Ambiente são feitas em anfípodos, isópodea *Excirolana sp.* e no caranguejo *Ocypode quadrata* e agrupadas no compartimento “Crustáceos de Praia”. Ainda no Ambiente Costeiro, para o Manguezal, foi analisado o compartimento “Caranguejo de Manguezal”. Já para o Ambiente Marinho, os compartimentos foram definidos considerando dois *habitats* com características distintas: “Bentos de fundo inconsolidado” (areia e lama) e “Bentos de fundo consolidado” (bancos de rodolitos e ambientes recifais). O compartimento “Ictiofauna” foi analisado para os Ambientes Dulcícola e Marinho, entretanto, para no Ambiente Marinho este compartimento inclui as análises realizadas tanto para ictiofauna estuarina quanto para ictiofauna recifal. Os compartimentos referentes à megafauna (“Tartarugas”, “Cetáceos” e “Aves”) foram alocados na matriz do Ambiente Marinho tendo em vista a grande influência deste no ciclo de vida destes organismos.



Os resultados são apresentados visando uma análise entre Ambientes, seja para comparação entre os critérios, os agrupamentos ou as categorias dos impactos observados. O número total de interações (agrupamento de impacto x compartimento impactado) obtido para os três Ambientes foi de 118 impactos negativos e 49 impactos nulos. As matrizes de interação, com a pontuação para cada critério em cruzamento/interação, para os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro estão disponíveis nos Materiais Suplementares MS\_MATRIZ\_AD, MS\_MATRIZ\_AM e MS\_MATRIZ\_AC, respectivamente.

Como já explicado na metodologia sobre as células preenchidas com um traço (-), um exemplo acerca disso é a resposta biológica à contaminação no compartimento abiótico ou ainda a contaminação por metais e metaloides em perifíton. Ambos estão preenchidos com o traço pelo fato deste escopo não estar contemplado no monitoramento previsto no termo de referência (TR4) e/ou no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES. Dessa forma, estas células podem sugerir a existência de indicadores potenciais de impacto que não foram contemplados no TR4 e no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e que poderiam contribuir na compreensão da estrutura, composição e função ecossistêmica. Portanto, os resultados aqui apresentados podem, de certa forma, servir como subsídio/orientação para revisões do escopo do Projeto.

A seguir são apresentados os respectivos totais da quantificação das matrizes para o Ambiente Dulcícola (Figura 12), Ambiente Marinho (Figura 13) e Ambiente Costeiro (Figura 14), indicando ainda o número de cruzamentos entre linhas e colunas, ou seja, a distribuição de cada impacto listado nos diferentes compartimentos abióticos e bióticos.

A Matriz de Resultados do **Ambiente Dulcícola** (Figura 12), indica que os impactos mais frequentes no compartimento abiótico foram observados no compartimento Água, enquanto para os compartimentos bióticos, o grupo com maior número de impactos foi a ictiofauna, seguido por macroinvertebrados.

Figura 12: Matriz de Resultados para o Ambiente Dulcícola. Número de interações (linha x coluna) com análise dos impactos, resumando 33 impactos negativos e 19 impactos nulos.

AMBIENTE DULCÍCOLA												
CATEGORIA	AGRUPAMENTO DE IMPACTOS	Abiótico		Biótico								
		Água	Sedimento	Macrófitas	Microbiota	Plâncton	Fitoplâncton	Zooplâncton	Ictioplâncton	Perífiton	Macroinvertebrados	Ictiofauna
Sedimentologia	Alterações na composição sedimentológica	-	-17	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aumento da concentração do material particulado em suspensão e turbidez	-16	-16	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Química	Alterações na concentração de nutrientes	-10	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Contaminação por compostos orgânicos	-10	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Contaminação por metais e metaloides	-17	-16	-	-	-12	-	-18	-	-	-18	-19
Ecotoxicologia	Alterações nos níveis de toxicidade	-10	-12	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aumento nos valores de índice de resposta biológica	-	-	-	-	-9	-	-	-	-	-11	-12
Ecologia	Alterações na estrutura de comunidade	-	-	-11	0	-	-15	-11	0	-14	-11	-12
	Alterações na estrutura de população	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-19
	Aumento na abundância de táxons indicadores de impacto	-	-	-15	-18	-	-12	0	0	0	-11	-12
	Variabilidade da diversidade funcional	-	-	-	-	-	-	-15	-	-	-	-
Genética	Alterações da diversidade e estrutura genética	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-20
	Redução da diversidade filogenética	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-13
Saúde	Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia	-	-	0	-	-	0	0	-12	0	0	0
	Danos morfológicos e celulares	-	-	0	-	-	0	0	-11	0	0	0

Legenda:	
-	Não se aplica / não realizado no PMBA/Fest-RRDM
0	Impacto nulo
-5 a -8	Baixo
-9 a -12	Médio
-13 a -16	Alto
-17 a -21	Crítico

Em destaque, os impactos com valores críticos (pontuação de -17 a -21) para o Ambiente Dulcícola foram observados na categoria Sedimentologia, Química, Ecologia e Genética. Na categoria Sedimentologia, o impacto de maior valor foi o de Alterações na composição sedimentológica. Na categoria Química, os maiores valores foram expressos pela Contaminação por metais e metaloides na água, zooplâncton, macroinvertebrados e ictiofauna. Este fato indica a persistência dos impactos dessa natureza em todos os níveis tróficos, ao longo dos seis anos de monitoramento. Na categoria Ecologia, a microbiota e a ictiofauna também apresentaram valores críticos com relação ao Aumento na abundância de táxons indicadores de impacto e na Alteração da estrutura de população, respectivamente. O maior impacto da Matriz Dulcícola foi obtido na categoria Genética para a ictiofauna no impacto de Alterações da diversidade e estrutura genética, um fato possivelmente relacionado à perda de conectividade ao longo da calha do rio Doce e da potencialidade da natureza dos impactos genéticos como parcialmente irreversíveis.

Os impactos considerados de níveis altos (pontuação entre -13 a -16) estão distribuídos na Matriz do Ambiente Dulcícola, nas categorias Sedimentologia, Química, Ecologia e Genética. O impacto Aumento da concentração do material particulado em suspensão e turbidez identificado nos compartimentos

água e sedimento na categoria Sedimentologia e o impacto de Contaminação por metais e metaloides no sedimento na categoria Química apresentaram os maiores valores. Na mesma classificação, foram observados os impactos de Alteração na estrutura de comunidade para os grupos biológicos representados pelo fitoplâncton e perifíton, no impacto Aumento da abundância de táxons indicadores de impacto para macrófitas e no impacto Variabilidade da diversidade funcional para zooplâncton, ambos da categoria Ecologia. Por fim, verificou-se o impacto da Redução da Diversidade Filogenética na ictiofauna, da categoria Genética. Os resultados para os compartimentos biológicos podem refletir o avanço de espécies invasoras e introduzidas na bacia do rio Doce em detrimento das espécies nativas, além do filtro ambiental imposto pela condição atual da área, que restringe a ocorrência de espécies menos resilientes.

Impactos de nível médio (pontuação entre -9 a -12) ocorreram na categoria Química para os impactos Variação da concentração de nutrientes e Contaminação por compostos orgânicos, ambos em água, e em Contaminação por metais e metaloides no plâncton. Por sua vez, a categoria Ecotoxicologia identificou dois impactos deste nível: Alteração nos níveis de toxicidade nos compartimentos abióticos (água e sedimento) e Aumento nos valores de resposta biológica nos grupos plâncton, macroinvertebrados e ictiofauna. Na categoria Ecologia os impactos foram Alterações na estrutura de comunidade para macrófitas, zooplâncton e Aumento na abundância de táxons indicadores de impacto para fitoplâncton; e para macroinvertebrados e ictiofauna para ambos os impactos. A categoria Saúde apresentou resultados apenas nesta faixa de valores para os impactos Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia e Danos morfológicos e celulares, ambos para ictioplâncton.

No **Ambiente Marinho**, os compartimentos abióticos (água e sedimento) foram considerados impactados em todas as três categorias em que havia possibilidade de ocorrência: Sedimentologia, Química e Ecotoxicologia. No compartimento biótico, à exceção da categoria Sedimentologia devido a sua natureza, foram observados impactos em todas as categorias, incluindo a categoria Comportamento, exclusiva deste ambiente. Dentre os impactos observados, apenas três foram considerados baixos: Danos morfológicos e celulares (Saúde) na ictiofauna; e Aumento nos valores de índice de resposta biológica (Ecotoxicologia) nos bentos de fundo consolidado e Alterações na estrutura de populações (Ecologia) em bentos de fundo inconsolidado. Os demais impactos observados foram considerados médios, altos ou críticos.

A Matriz de Resultados do Ambiente Marinho (Figura 13) apresentou impactos com níveis críticos (-17 a -21) em quase todas as categorias analisadas (Sedimentologia, Química, Ecologia, Genética e Saúde), à exceção da Ecotoxicologia e Comportamento.

Figura 13: Matriz de Resultados para o Ambiente Marinho. Número de cruzamentos (linha x coluna) com análise dos impactos, resumindo 65 impactos negativos e 28 impactos nulos.

AMBIENTE MARINHO															
CATEGORIA	AGRUPAMENTO DE IMPACTOS	Abiótico		Biótico											
		Água	Sedimento	Macroalgas	Microbiota	Plâncton	Fitoplâncton	Zooplâncton	Ictioplâncton	Bentos de fundo inconsolidado	Bentos de fundo consolidado	Ictiofauna	Tartarugas	Cetáceos	Aves
Sedimentologia	Alterações na composição sedimentológica	-	-17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aumento da concentração do material particulado em suspensão e turbidez	-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aumento do potencial de mobilização do fundo	-	-14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Química	Alterações na concentração de nutrientes	-13	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Contaminação por metais e metaloide	-16	-17	0	-	-18	-	-18	-	-18	-11	-19	-19	-19	-18
	Contaminação por compostos orgânicos	-13	-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-11	-16	0
Ecotoxicologia	Aumento nos valores de índice de resposta biológica	-	-	-	-	-11	-	-	-	-12	-8	-10	-	-	-
	Alterações nos níveis de toxicidade	-12	-12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ecologia	Alterações na estrutura de população	-	-	-	-	-	-	-	-	-7	-	-11	0	0	-12
	Alterações na estrutura de comunidade	-	-	-17	0	-	-18	-17	-17	-18	-18	-12	0	0	0
	Alterações nos parâmetros reprodutivos	-	-	-	-	-	-	-	-17	-	-	0	-16	-	-12
	Alterações do nicho isotópico e diversidade trófica	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-15	-	-	-10
	Aumento na abundância de táxons indicadores de impacto	-	-	0	-18	-	0	-17	0	-16	0	0	-	-	-
	Aumento da vulnerabilidade populacional	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-19	-
Genética	Alterações da diversidade e estrutura genética	-	-	-	-	-	-	-	-	-12	-	-13	-17	-17	-13
Saúde	Danos morfológicos e celulares	-	-	-12	-	-	0	0	-18	0	0	-8	0	-11	0
	Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia	-	-	0	-	-	-17	0	0	0	-11	-12	-19	-14	0
	Mortalidade de organismos	-	-	-	-	-	-	-	-	-18	-	-	-	-16	-
	Doenças e presença de agentes infecciosos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-19	-12	-10
Comportamento	Alterações do Uso do Habitat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-12	0	0	-12
	Alterações nas taxas de encalhe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-16	-

Legenda:

-	Não se aplica / não realizado no PMBA/Fest
0	Impacto nulo
-5 a -8	Baixo
-9 a -12	Médio
-13 a -16	Alto
-17 a -21	Critico

O compartimento sedimento apresentou valores críticos de impacto para Alterações na composição sedimentológica (Sedimentologia) e Contaminação por metais e metaloides (Química). Em relação ao componente biótico, os impactos que mais afetaram os compartimentos foram a Contaminação por metais e metaloides (Química) e Alterações na estrutura de comunidade (Ecologia). O primeiro desses impactos em nível crítico, relacionado aos metais, foi observado em diferentes níveis tróficos (plâncton, zooplâncton, bentos de fundos inconsolidados, ictiofauna, tartarugas, cetáceos e aves), enquanto o segundo atuou de modo crítico em todos os organismos de base de cadeia (macroalgas, fitoplâncton, zooplâncton, ictioplâncton, bentos de fundo inconsolidado e bentos de fundo consolidado). Além disso, foram observadas Alterações nos parâmetros reprodutivos, para ictioplâncton, Aumento na abundância dos táxons indicadores de impacto para microbiota e zooplâncton e Aumento da vulnerabilidade populacional em cetáceos. O único impacto de Genética, Alterações da diversidade e estrutura genética, foi crítico para tartarugas e cetáceos. Por fim, a categoria Saúde, apresentou valores críticos para os impactos Danos morfológicos e celulares para ictioplâncton, Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia para fitoplâncton e tartarugas, Mortalidade de organismos para bentos de fundo inconsolidado, e Doenças e presença de agentes infecciosos para tartarugas.

Os impactos de valores altos (-13 a -16) foram observados em todas as categorias, com exceção de Ecotoxicologia. Para a categoria Sedimentologia foram o Aumento da concentração do material particulado em suspensão e turbidez (compartimento água) e o Aumento do potencial de mobilização do fundo (compartimento sedimento). Na categoria Química com relação à Alterações na concentração de nutrientes e Contaminação por metais e metaloides no compartimento água e a Contaminação por compostos orgânicos na água, no sedimento e em cetáceos. Na categoria Ecologia os impactos considerados altos são referentes à Alterações nos parâmetros reprodutivos em tartarugas, Alterações do nicho isotópico e diversidade na ictiofauna e Aumento de táxons indicadores de impacto em bentos de fundo inconsolidado. Alterações da diversidade e estrutura genética (Genética) foi classificado como alto para ictiofauna e aves. Os impactos de Saúde e Comportamento considerados de alto impacto foram observados no compartimento cetáceos, sendo: Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia, Mortalidade de organismos e Alterações nas taxas de encalhe.

Finalmente, impactos de nível médio (-9 a -12) no Ambiente Marinho foram observados em todas as categorias, com exceção à Sedimentologia. Na categoria Química, os impactos classificados como médio foram a Contaminação por metais e metaloides em bentos de fundo consolidado e Contaminação por compostos orgânicos em tartarugas. Já os impactos de Ecotoxicologia foram médios para o compartimento abiótico (Alterações nos níveis de toxicidade) e biótico para plâncton, bentos de fundo inconsolidado e ictiofauna (Aumento nos valores de índice de resposta biológica). Na categoria Ecologia os impactos classificados como médios observados para ictiofauna (Alterações na estrutura de população e comunidade) e aves (Alterações na estrutura de população, Alterações nos parâmetros reprodutivos e Alterações do nicho isotópico e diversidade trófica).

O impacto considerado médio na categoria Genética foi Alterações da diversidade e estrutura genética, para bentos de fundo inconsolidado. Na categoria Saúde os impactos considerados médios foram Danos morfológicos e celulares em macroalgas e cetáceos, Alterações nos parâmetros de saúde e



fisiologia para bentos de fundo consolidado e ictiofauna e Doenças e presença de agentes infecciosos para cetáceos e aves. A categoria Comportamento apresentou valores médios para Alterações do uso do *habitat* observados tanto para ictiofauna e quanto para aves.

A Matriz de Resultados para o **Ambiente Costeiro** (Figura 14), apresenta impactos nas categorias Sedimentologia, Química, Ecotoxicologia, Ecologia e Saúde para os compartimentos água (um incremento analítico neste relatório tendo em vista a inclusão deste escopo no Ano 5 de monitoramento do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES), sedimento de praia, restinga e manguezal, vegetação de restinga e manguezal, bentos macrofauna e meiofauna, caranguejo de manguezal e crustáceo de praia.

Figura 14: Matriz de Resultados para o Ambiente Costeiro. Número de cruzamentos (linha x coluna) com análise dos impactos, resumando 20 impactos negativos e 2 impactos nulos.

AMBIENTE COSTEIRO											
CATEGORIA	AGRUPAMENTO DE IMPACTOS	Abiótico				Biótico					
		Água	Sedimento de Praia	Sedimento Restinga	Sedimento de Manguezal	Vegetação de Restinga	Vegetação de Manguezal	Bentos: macrofauna	Bentos: meiofauna	Caranguejo de Manguezal	Crustáceos de Praia
Sedimentologia	Alterações nas características físicas da praia	-	-17	-	-	-	-	-	-	-	-
Química	Contaminação por metais e metaloides	-13	-17	-14	-17	-15	-15	-	-	-17	-10
Ecotoxicologia	Aumento nos valores de índice de resposta biológica	-	-	-	-	-	-	-	-	-9	-8
Ecologia	Alterações na estrutura de população	-	-	-	-	-	-	-	-	-15	-
	Alterações na estrutura de comunidade	-	-	-	-	-14	0	-17	-17	-14	-
	Alterações nos parâmetros reprodutivos	-	-	-	-	-13	0	-	-	-15	-
Saúde	Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia	-	-	-	-	-15	-15	-	-	-	-

Legenda:	
-	Não se aplica / não realizado no PMBA/Fest-RRDM
0	Impacto nulo
-5 a -8	Baixo
-9 a -12	Médio
-13 a -16	Alto
-17 a -21	Crítico

Os impactos químicos no compartimento abiótico foram identificados principalmente nos sedimentos de praia e do manguezal, em função da deposição e concentração do material fino contaminado. Já no que se refere aos compartimentos bióticos, os caranguejos do manguezal se apresentaram como sendo os grupos mais impactados, seguidos das comunidades bentônicas de praias, que sofrem impactos derivados na dinâmica e sedimentação da praia. De maneira geral, no Ambiente Costeiro, os impactos abióticos e bióticos classificaram-se majoritariamente como altos e críticos.

Os impactos com valores críticos (-17 a -21) para o Ambiente Costeiro foram observados nas categorias Sedimentologia, Química e Ecologia das Praias, sendo que a pontuação alcançada em todos estes impactos na Matriz de Resultados foi de -17. Em Sedimentologia foi detectado o impacto Alterações nas características físicas da praia, que contribuíram para valores críticos negativos da ecologia da comunidade bentônica (macro e meiofauna) das praias. Na categoria Química, o impacto

Contaminação por metais e metaloides apresentou os maiores valores para o sedimento de praia e manguezal e caranguejo de manguezal, reforçando assim a importância deste grupo como indicadores de contaminação no Ambiente Costeiro.

Os impactos de valores altos (-13 a -16) foram os mais observados no Ambiente Costeiro, identificados para as categorias Química, Ecologia e Saúde. Na categoria Química, o impacto Contaminação por metais e metaloides apresentou níveis altos para os compartimentos água, sedimento de restinga e vegetação de restinga e manguezal. Na categoria Ecologia, os caranguejos dos manguezais apresentam níveis altos para os impactos, nas categorias Alterações na estrutura de população, da comunidade e nos parâmetros reprodutivos. Para Vegetação de Restinga, verificou-se impactos em Alterações na estrutura da comunidade e nos parâmetros reprodutivos. O impacto de Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia na categoria Saúde foram altos para a vegetação de restinga e manguezal.

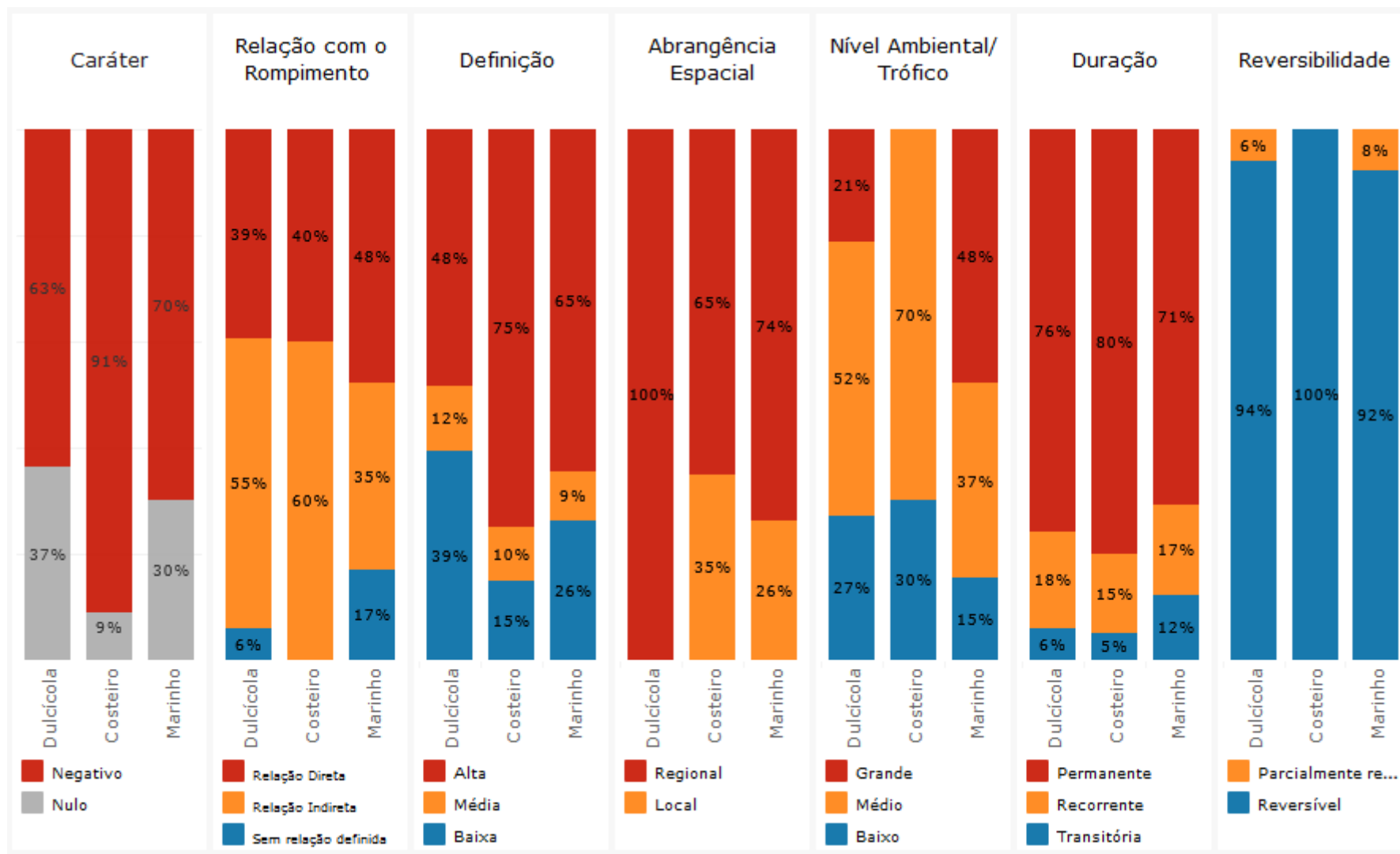
Impactos de nível médio (-9 a -12) foram observados na categoria Química, os quais foram representados pela contaminação por metais e metaloides em crustáceos de praias, na categoria Ecotoxicologia, pelo Aumento nos valores de resposta biológica em caranguejo de manguezal. Impacto de nível baixo (-5 a -8) foi verificado somente na categoria Ecotoxicologia em crustáceos de praia.

O quantitativo total de impactos considerados na matriz do Ambientes corresponde ao somatório dos impactos classificados no critério **Caráter** com pontuação negativa (-1) ou nula (0) (Figura 15). A Matriz de Resultados do PMBA/Fest-UFES, tal qual foi planejada, não considera a análise de efeitos positivos (+1), tendo em vista sua natureza de avaliação após o evento de distúrbio, no caso, o rompimento da barragem de Fundão. A maior parte dos valores observados quanto ao Caráter foram negativos (menor pontuação) nos três ambientes. O maior percentual de impactos considerados como efeito direto do MLD, de acordo com o critério **Relação com o Rompimento**, foi observado no Ambiente Marinho (48%), seguido do Ambiente Costeiro (40%) e Dulcícola (39%). O aumento do percentual de efeitos diretos nos Ambientes Marinho e Dulcícola, antes respectivamente 45% e 38% no RA2023 (PMBA, 2024), pode ser um indicativo da evolução temporal dos ecossistemas, diante dos efeitos crônicos do MLD nos ecossistemas analisados no PMBA/Fest-UFES. Sob essa mesma ótica, esses fatos podem subsidiar a consistência nos percentuais do critério **Definição** para todos os ambientes em relação ao RA2022.

A maioria dos impactos, em todos os ambientes, ocorreu em uma **Abrangência Espacial** regional, indicando o alcance do efeito do MLD nos ambientes estudados (100% no Ambiente Dulcícola, 65% no Costeiro e 74% no Marinho). Para todos os Ambientes, em relação ao **Nível Ambiental/trófico**, verificou-se a predominância dos impactos registrados no compartimento biótico, sendo o topo de cadeia o mais impactado no Ambiente Marinho (48%). Ressalta-se que o impacto no topo de cadeia recebe maior peso nas análises pois é, por muitas vezes, reflexo do que ocorre nos níveis tróficos inferiores, inclusive respondendo às mudanças no ambiente abiótico. A **Duração** foi classificada como permanente em sua maior parte, significando que podem ser observados independente do período analisado.

No que concerne o critério **Reversibilidade**, denota-se que a maioria dos impactos (com exceção aos genéticos) apresentam a possibilidade de serem revertidos ao longo do tempo, desde que sejam adotadas medidas adequadas de mitigação, reparação e conservação das condições abióticas e bióticas dos ecossistemas afetados, visando a obtenção de condições semelhantes ou melhores àquelas observadas no período pré-rompimento da barragem de Fundão.

Figura 15: Distribuição da pontuação, por critérios, para a quantificação dos cruzamentos entre os agrupamentos de impacto e os compartimentos da Matriz de Resultados dos Ambientes Dulcícola (n=52), Marinho (n=93) e Costeiro (n=22).



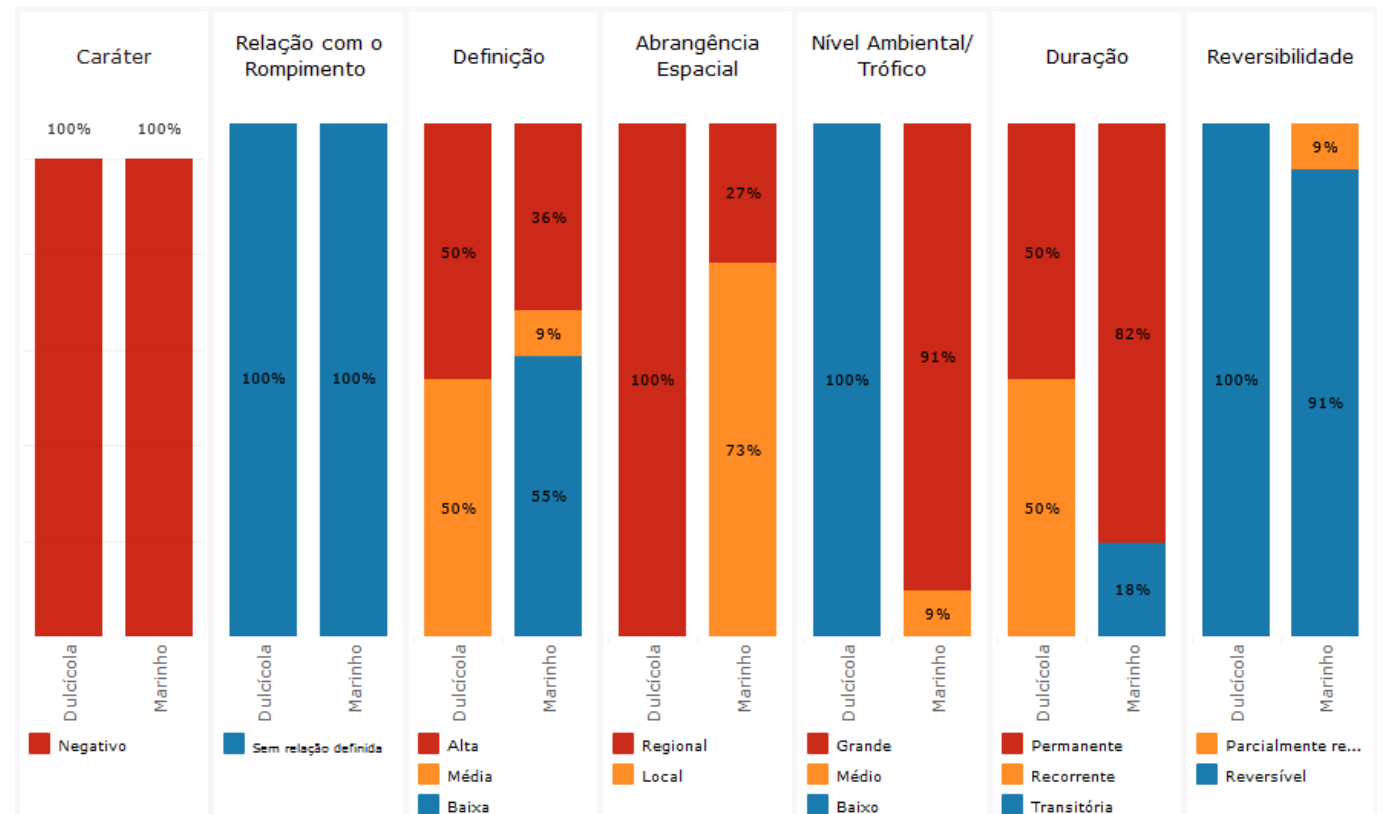
Considerando a importância do estabelecimento de um nexo de causalidade entre os impactos observados e sua relação com o rompimento da barragem de Fundão, a metodologia adotada para a construção da Matriz de Resultados permitiu a classificação destes impactos utilizando-se do critério Relação com o Rompimento da referida barragem (Figura 16).

Nesta seleção pode-se verificar que a maior parte dos impactos mostra relação indireta ( $n = 53$ ) ou direta ( $n = 52$ ). De forma geral, para a relação indireta com o rompimento, os critérios que mais influenciam em valores indicativos de maiores impactos são a Definição, especialmente para o Ambiente Costeiro, a Abrangência espacial, indicando que os efeitos indiretos ocorrem em escala regional, e a Duração do efeito de forma permanente. Para os efeitos diretos, os padrões são similares, especialmente pela Definição alta para todos os ambientes. Ainda, o impacto no Nível ambiental/trófico tende a ser mais frequentemente relacionado com o compartimento abiótico, especialmente nos Ambientes Costeiro e Dulcícola.

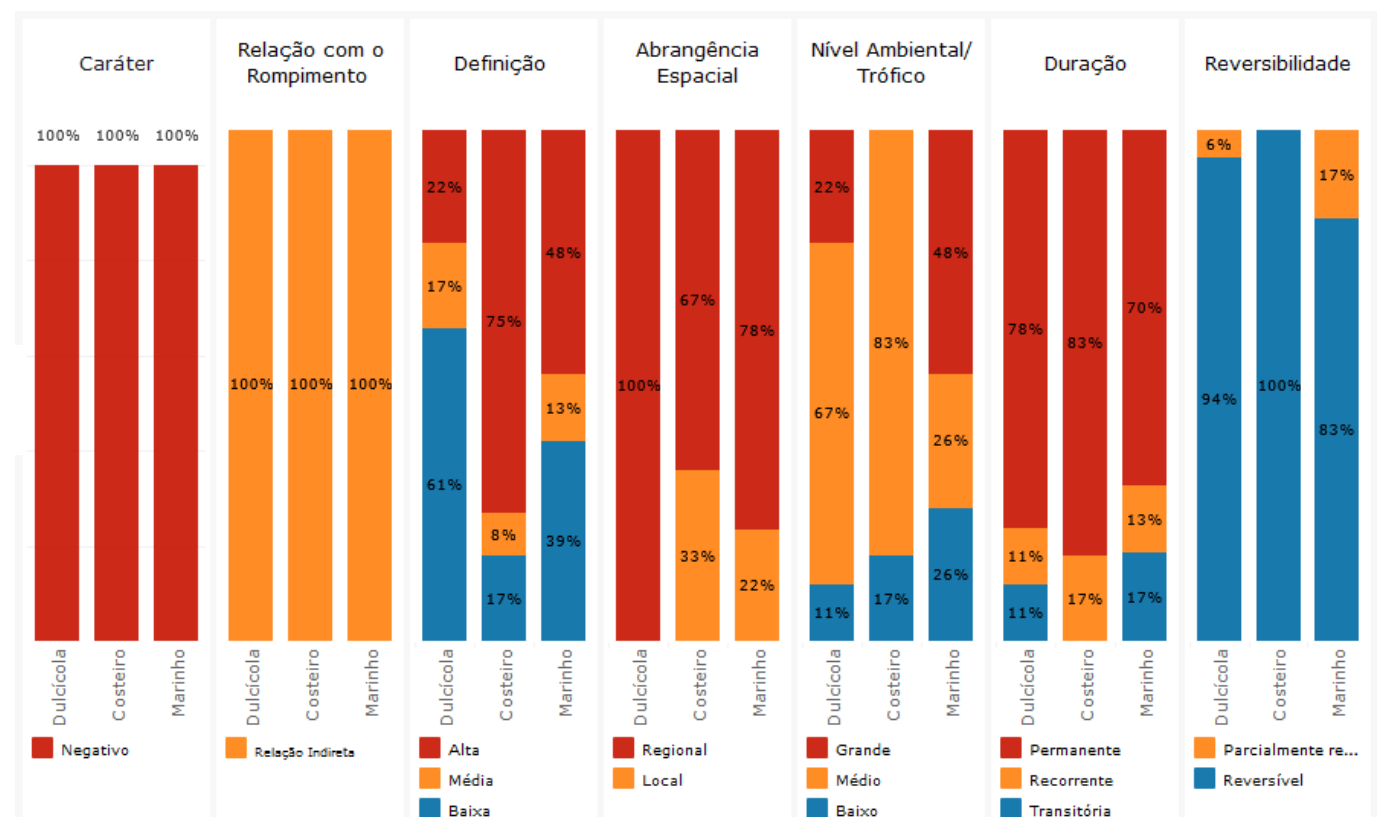


Figura 16: Gráficos representando a distribuição dos impactos por Ambiente de acordo com o critério Relação com Rompimento.

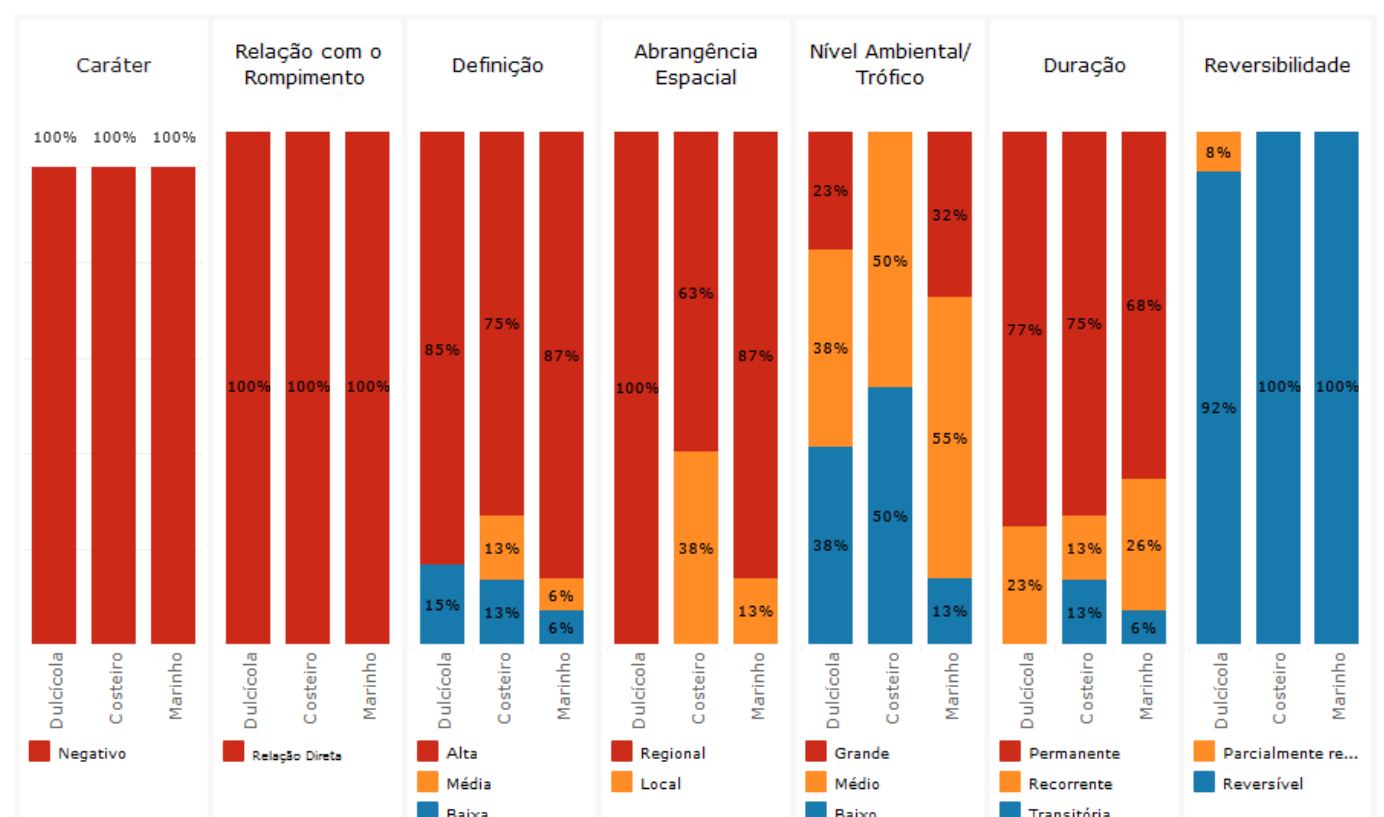
Sem Relação Definida Ainda (n =13)



Indireta (n =53)

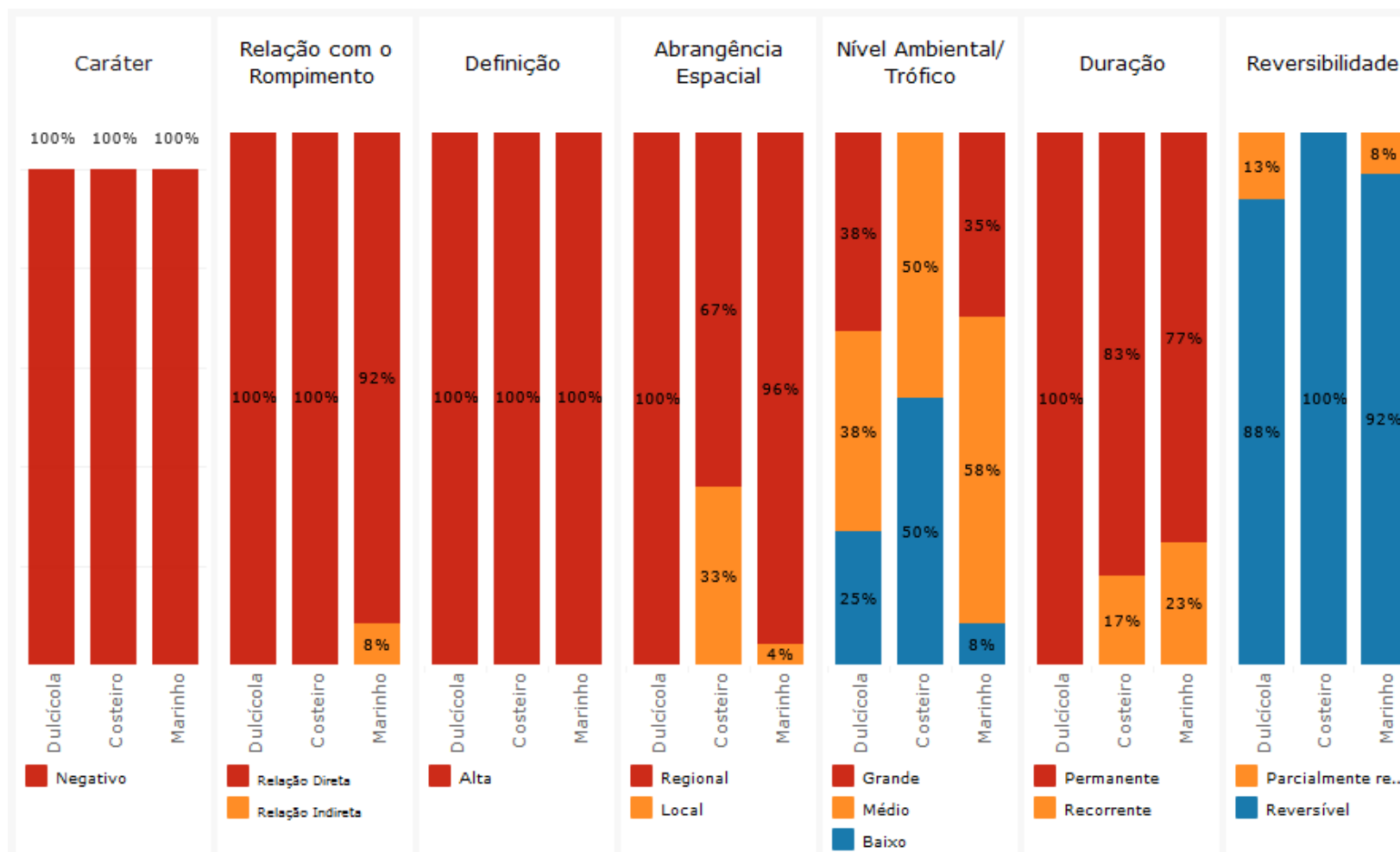


Direta (n =52)



Visando ainda complementar as informações e fornecer mais subsídios para a tomada de decisão, os resultados obtidos a partir das Matrizes, também foram agrupados e analisados considerando-se estritamente os impactos Críticos (pontuação final entre -17 e -21), para cada ambiente em particular (Figura 17). Os critérios de Relação com o Rompimento, Definição e Duração foram majoritariamente considerados como Direta, Alta e Permanente, respectivamente, nos três ambientes. Em relação à Abrangência espacial, os impactos nos três ambientes foram majoritariamente (totalmente no Dulcícola) considerados regionais, abrangendo mais de um setor. O Ambiente Costeiro foi percentualmente aquele com mais impactos no Nível ambiental/trófico abiótico (50%), seguido do Ambiente Dulcícola (25%). Não foram observados impactos para topo de cadeia no Ambiente Costeiro pois não há nenhum grupo deste nível sendo estudado neste ambiente.

Figura 17: Gráficos representando a distribuição dos impactos por Ambiente para aqueles impactos classificados na pontuação total como Críticos (faixa de -21 a -17) (n = 40).



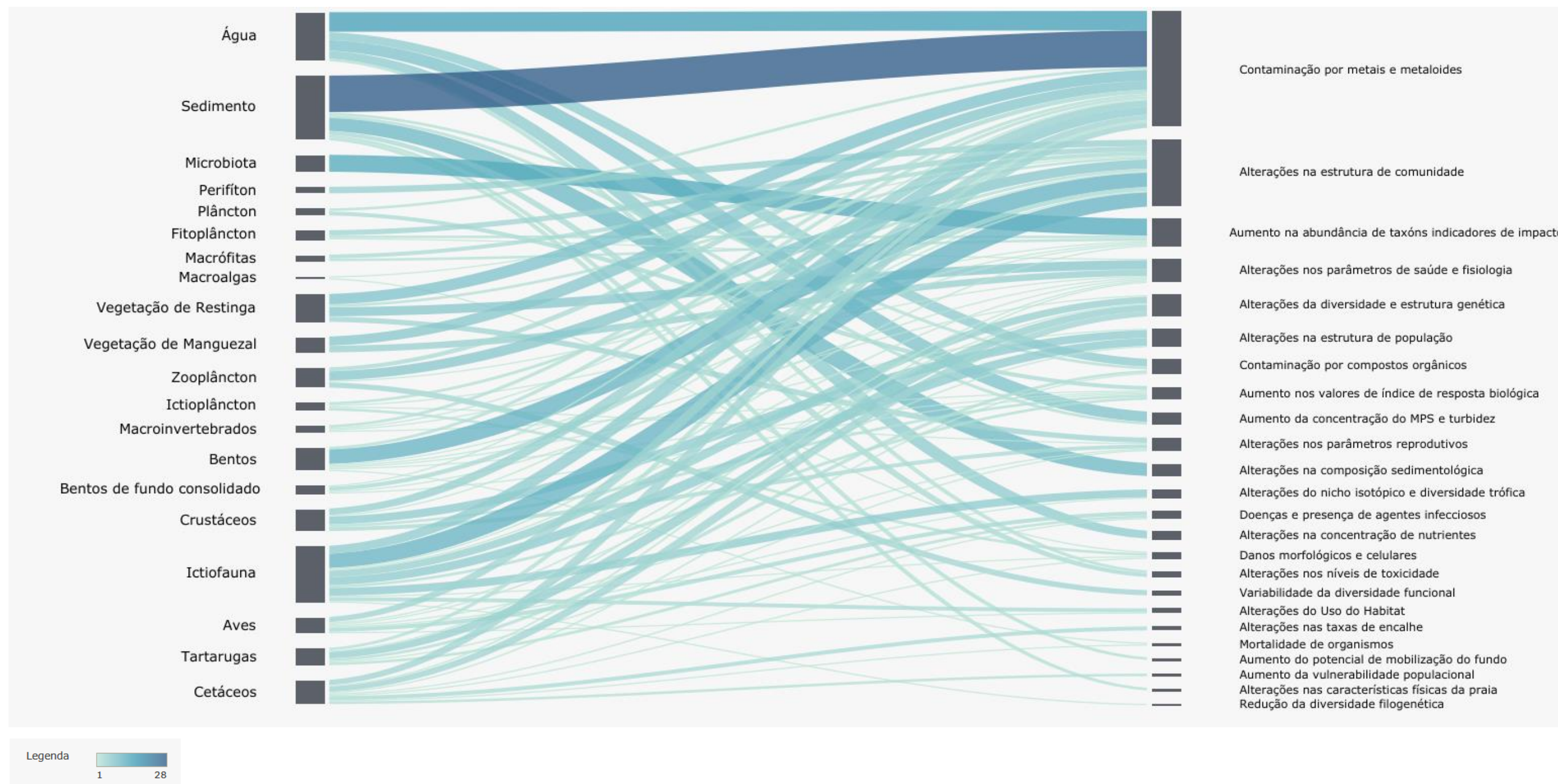
Para complementar, é apresentado a seguir um diagrama de Sankey correlacionando os compartimentos analisados e os 24 agrupamentos de impactos identificados pelos resultados do PMBA/Fest-UFES, considerando unificadamente os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho (Figura 18). A espessura da linha, assim como sua coloração, corresponde ao número de impactos na associação entre os eixos. Este fluxo permite identificar que entre os compartimentos abióticos, quantitativamente, o sedimento apresenta-se vinculado a 7 agrupamentos de impactos e a água a 5 agrupamentos, sendo comumente identificados nos grupos de Contaminação por metais e metaloides, Contaminação por compostos orgânicos, Aumento na concentração do MPS e turbidez e Alterações nos níveis de toxicidade e, exclusivamente, a água no agrupamento de Alterações na concentração de nutrientes e o sedimento na Alterações na composição sedimentológica, Aumento do potencial de mobilização de fundo e Alterações nas características físicas da praia. Já entre os compartimentos bióticos, a Ictiofauna é mais evidente, correlacionando-se a 11 dos 24 agrupamentos de impacto analisados (Alterações na estrutura de comunidade, Alterações da diversidade e estrutura genética, Alterações do nicho isotópico e diversidade trófica, Alterações na estrutura de população, Contaminação por metais e metaloides, Alterações do uso do *habitat*, Aumento nos valores de índice de resposta biológica, Redução da diversidade filogenética, Danos morfológicos e celulares, Aumento na abundância de táxons indicadores e impacto e Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia).

Sob a ótica dos agrupamentos de impactos, sobrepõe-se agrupamentos que apresentam resposta direta ao MLD, sendo a Contaminação por metais e metaloides a que possui maior número de inter-relações com os compartimentos avaliados, sendo eles, água, sedimento, plâncton, vegetação de restinga e manguezal, zooplâncton, macroinvertebrados, bentos (de fundo inconsolidado do Ambiente Marinho, meiofauna e macrofauna de praias) e bentos de fundo consolidado, crustáceos, ictiofauna, aves, tartarugas e cetáceos, seguido do Alterações na estrutura de comunidade, que está presente no perifiton, fitoplâncton, macrófitas, macroalgas, vegetação de restinga, zooplâncton, ictioplâncton, macroinvertebrados, bentos, bentos de fundo consolidado, crustáceos e ictiofauna.

Pela espessura da linha e coloração, este resultado também infere sobre o quantitativo de impactos correspondente a cada interseção entre compartimento e agrupamento de impacto, listados nos Materiais Suplementares MS\_MATRIZ\_AD, MS\_MATRIZ\_AM e MS\_MATRIZ\_AC.



Figura 18: Relação entre os compartimentos analisados e agrupamento de impactos, considerando os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro





### 5.3.2 Espacialização dos impactos

As possibilidades de espacialização dos resultados da Matriz são diversas. Cabe, portanto, ao pesquisador, analista ou gestor selecionar os elementos caracterizadores dos impactos que almeja analisar utilizando esta interface.

Nesta seção é enfatizada a criação de mapas temáticos que mostram a interação entre os agrupamentos de impactos e compartimentos abióticos e bióticos. A representação do componente biótico foi realizada pela classificação simplificada dos compartimentos de acordo com sua posição na cadeia trófica (base de cadeia ou topo de cadeia). O passo seguinte na análise foi avaliar a distribuição espacial dos impactos nos diferentes compartimentos estudados, através das informações contidas nas respectivas Listas de Impactos.

Os mapas apresentados no presente relatório para os Ambientes Dulcícola (Figura 19), Marinho (Figura 20) e Costeiro (Figura 21), foram divididos de acordo com o grau de impacto (Crítico, Alto e Médio), não sendo mapeados os impactos classificados como Baixo. A representação em cada um dos mapas mostra por grau de severidade do impacto, quais foram os impactos relacionados a cada compartimento biótico ou abiótico, a partir de representações numéricas nas adjacências das mandalas (legenda no interior da figura).

No Ambiente Dulcícola, em todos os setores, Água e componentes da base da cadeia trófica como a Ictiofauna, Zooplâncton e Macroinvertebrados foram classificados como criticamente impactados em relação à contaminação por metais e metaloides. O compartimento Sedimento foi considerado criticamente contaminado nos setores Reservatórios, Lagos, Lagoas e Foz em relação às alterações na composição sedimentológica. Muito provavelmente, essa condição sedimentológica resulta da característica hidrodinâmica deposicional desses setores, com alta retenção de materiais. No setor Foz, as condições hidrológicas levando em consideração a vazão do rio Doce e intrusão marinha resultam na deposição majoritária da porção fina do sedimento (uma característica do MLD).

Quanto aos compartimentos bióticos Fitoplâncton, Perifíton, Zooplâncton, Macrófitas, Macroinvertebrados e a Microbiota, o impacto na estrutura da comunidade foi registrado em todos os setores com alto e médio grau em pelo menos um dos compartimentos listados, e para Peixes, além das alterações na estrutura da comunidade, persistiu o impacto da contaminação por metais e metaloides, revelando o impacto entre os níveis basais e superiores da cadeia trófica, mostrando alterações significativas em toda a cadeia. Em relação ao compartimento Ictioplâncton (analisados apenas nos ambientes lóticos e nos reservatórios), apresentou impactos de grau Médio, relacionados com alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia e danos morfológicos e celulares nos setores Calha e Foz.

No Ambiente Marinho, a maioria dos compartimentos foram classificados como criticamente impactado, para pelo menos um impacto, exceto o compartimento Água, que foi majoritariamente classificado como altamente impactado, com apenas um impacto caracterizado como médio (Alterações nos níveis de toxicidade). Alguns compartimentos bióticos, por sua vez, tiveram a classificação crítica para três ou

quatro impactos, como ictioplâncton, zooplâncton, bentos de fundo inconsolidado, tartarugas e cetáceos, em diferentes setores. Os setores Norte, Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz foram aqueles com o maior número de impactos em todas as categorias (crítico, alto e médio).

Em relação aos impactos Altos, de forma geral, foram identificados nos compartimentos abióticos e topo de cadeia, com exceção para o grupo dos bentos de fundo inconsolidado (base de cadeia) que apresentou um impacto alto (aumento na abundância de táxons indicadores de impacto). Estes impactos envolvem desde contaminação por compostos orgânicos (água e sedimento) até alterações da diversidade e estrutura genética (ictiofauna) e na taxa de encalhe de cetáceos.

O grau Médio de impactos envolve, por sua vez, alterações como nos níveis de toxicidade na água e sedimento; aumento nos valores de índice de resposta biológica para o plâncton e ictiofauna; e alterações doenças e presença de agentes infecciosos nos cetáceos e aves, dentre outros.

De forma geral, os impactos nos organismos de base da cadeia foram classificados principalmente como grau Crítico, especialmente nos setores Foz, Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Destacam-se, nestes setores, o compartimento Bentos de fundo inconsolidado e Plâncton com impactos relacionados à contaminação por metais e metaloides, alteração na estrutura de comunidade e mortalidade de organismos. Quanto aos compartimentos de topo de cadeia, foram observados impactos nos três níveis apresentados, destacando-se os impactos nas Tartarugas nos setores Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, relacionados à contaminação por metais e metaloides e doenças e agentes infecciosos em grau Crítico, e os impactos em Cetáceos com grau Alto, relacionados a quatro impactos nos setores Foz, Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Podemos destacar que há mais evidências de impactos, especialmente de grau crítico, no setor Foz (local de aporte primário do MLD) e setores adjacentes (Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz). Isso indica um gradiente de contaminação a partir da Foz do rio Doce.

Por fim, o Ambiente Costeiro, diferentemente do Dulcícola e Marinho, não possui monitoramento de organismos classificados como de topo de cadeia, e a grande maioria dos impactos foram caracterizados como críticos e altos. Em todos os setores avaliados, o Sedimento de Manguezal e das praias foram classificados como Críticos quanto à contaminação por metais e metaloides, enquanto o Sedimento de Restinga foi classificado como grau Alto de impacto. Em relação à biota, o Caranguejo de Manguezal se destaca por apresentar impactos de grau Crítico nos setores A e B acerca da contaminação por metais e metaloides e Alto em todos os setores para alterações na estrutura de populações e, nos setores A, B e C para mudanças nos parâmetros reprodutivos. Além disso, no setor B, também foi identificado Alto grau de impacto relacionado às alterações na estrutura de comunidades e Médio grau relacionado ao aumento dos índices de respostas biológica de caranguejo de Manguezal.

Figura 19: Mapa de espacialização dos resultados para o Ambiente Dulcícola de acordo com a pontuação alcançada pela Matriz de Resultados -PMBA/Fest-UFES 2024.

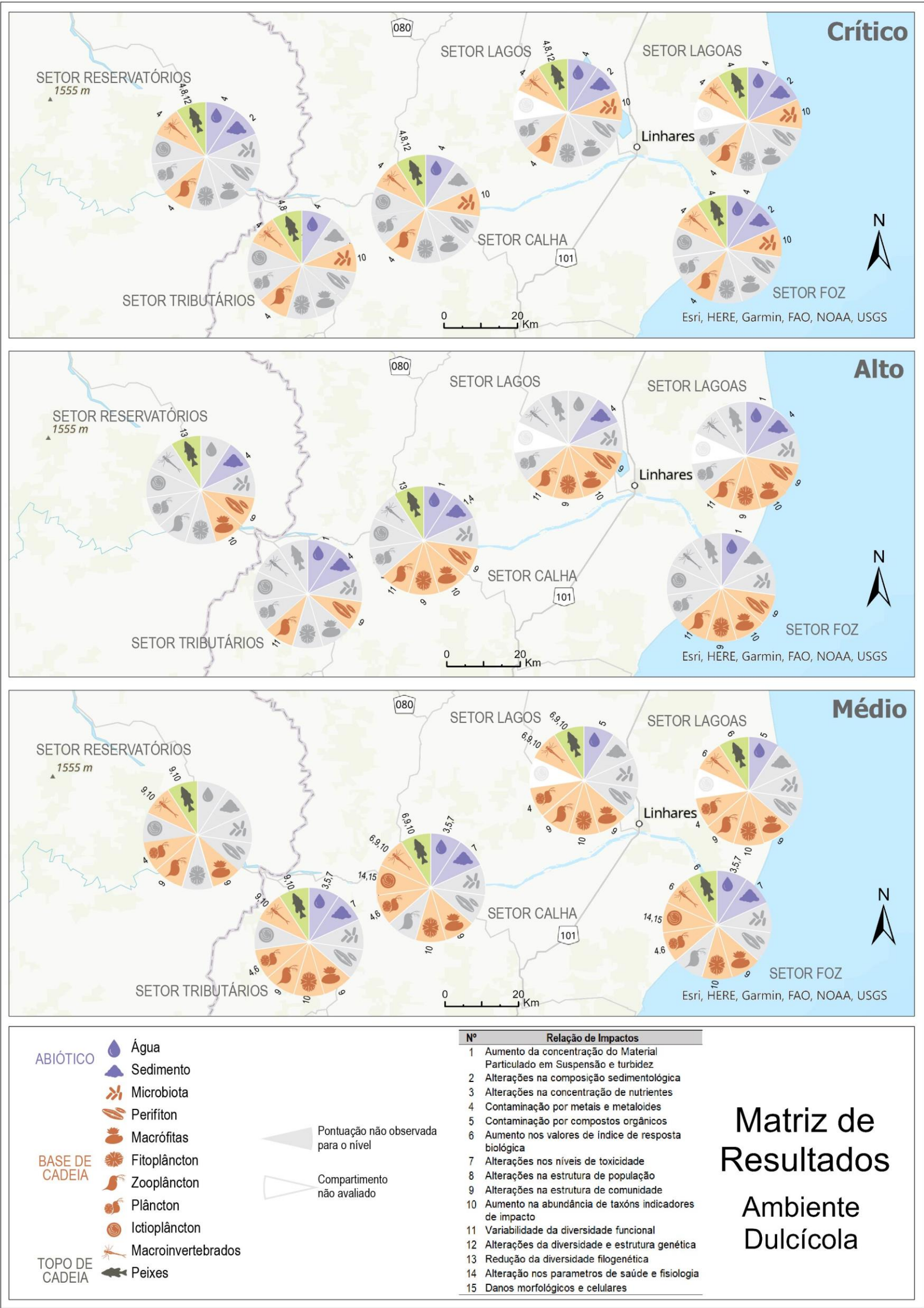




Figura 20: Mapa de espacialização dos resultados para o Ambiente Marinho de acordo com a pontuação alcançada pela Matriz de Resultados -PMBA/Fest-UFES 2024.

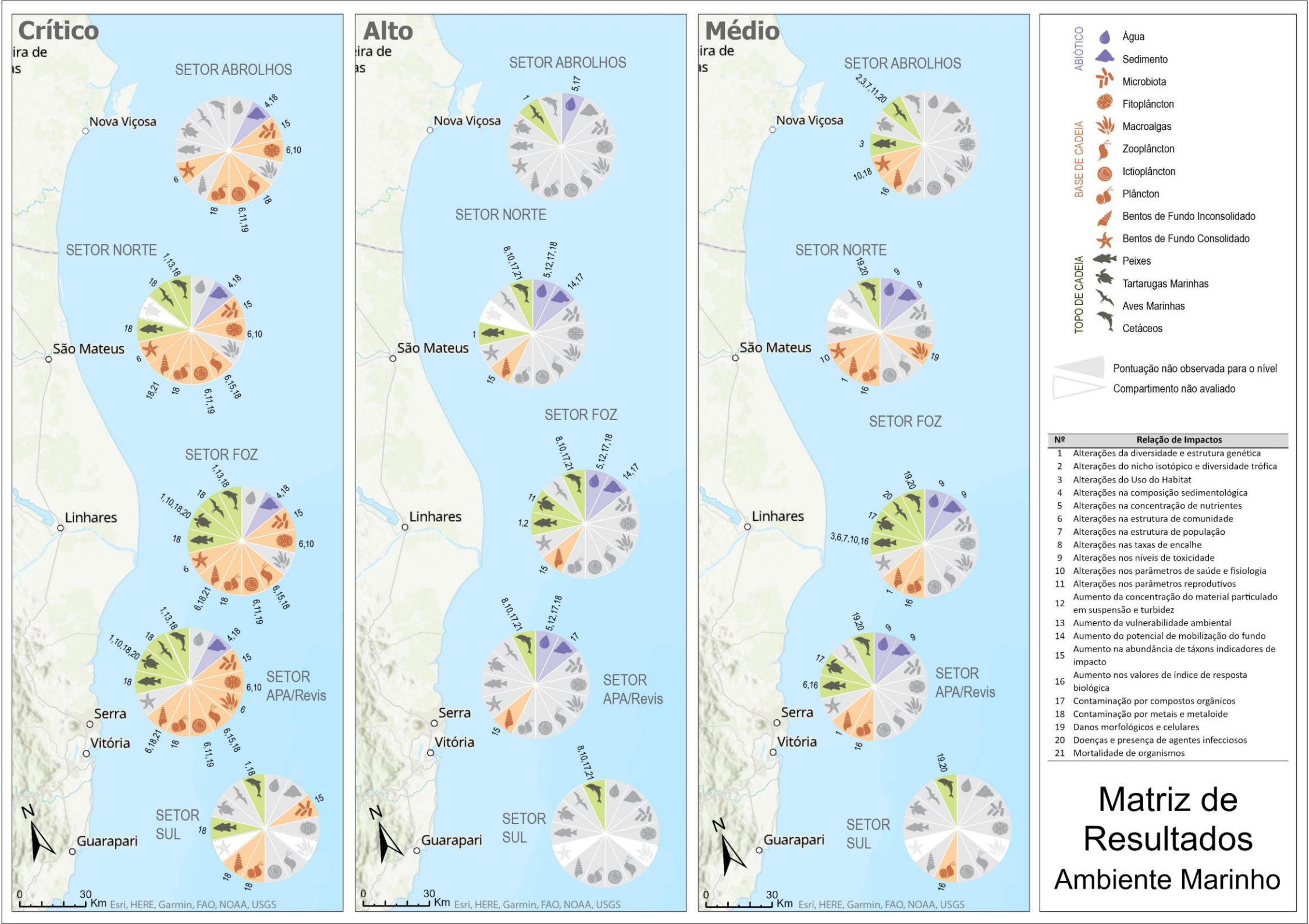




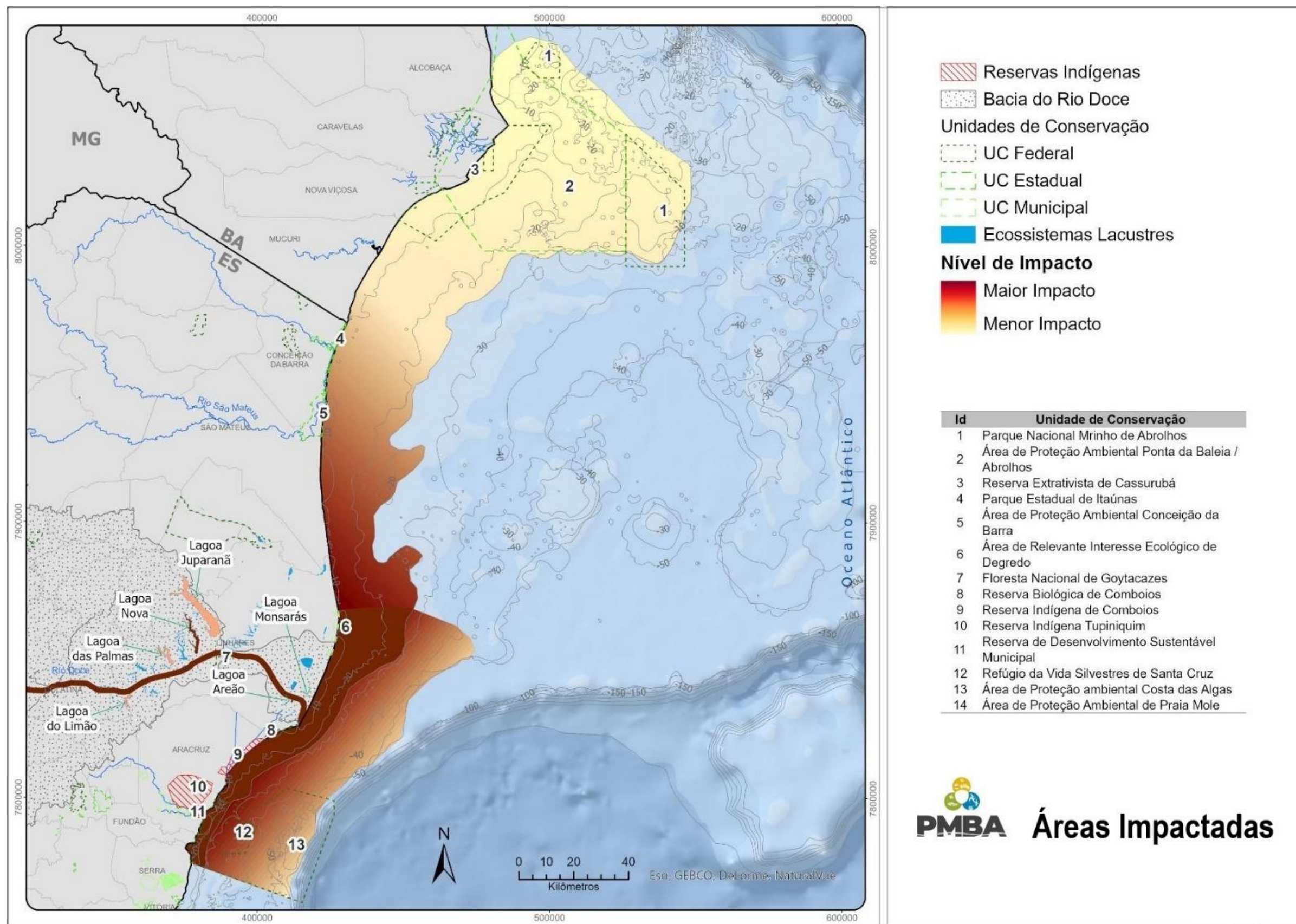
Figura 21: Mapa de espacialização dos resultados para o Ambiente Costeiro de acordo com a pontuação alcançada pela Matriz de Resultados -PMBA/Fest-UFES 2024.





Avaliando a macrodistribuição dos casos de impactos nos mapas apresentados acima, com o conhecimento específico da distribuição deles e, ainda, tendo em vista a localização das estações amostrais, foi possível, de forma sistemática, identificar as áreas impactadas pelo MLD, bem como estabelecer seus possíveis limites espaciais (Figura 22). Neste contexto, cabe ressaltar que a delimitação se mantém conforme já apresentado nas versões da Matriz de Resultados dos relatórios anteriores. Também cabe destacar que a distribuição das estações do PMBA/Fest-UFES, com base no TR4 e no Plano de Trabalho do Novo Ciclo do Projeto, segue um padrão de amostragem baseado em critérios ambientais, tais como distância da costa ou da foz, gradiente de profundidade, distribuição de *habitat*, morfologia da costa ou do fundo, padrões hidrodinâmicos, variação de salinidade, dentre outros; e isso significa que não existe uma malha amostral regularmente distribuída no espaço ou baseada em uma escala espacial pré-definida que possibilite uma interpolação para efetiva regionalização dos resultados. Assim, a representação de uma área se dá pelo conjunto de estações componentes que estão representando algum critério ambiental, conforme apresentado a seguir.

Figura 22: Mapa de identificação de áreas impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão no âmbito do PMBA/Fest-UFES.



Assim, o mapa de áreas impactadas não está limitando ou quantificando o impacto em maior ou menor grau de importância ou magnitude, mas sim apontando para as áreas gerais onde os impactos foram reconhecidos e definidos, ou seja, o impacto, por exemplo, ao norte da foz, não se limita à extensão da isóbata de 20 metros, mas sim, este foi o limite *offshore* do monitoramento nesta área (o mesmo ocorre para a isóbata de 50 metros à frente da foz do rio Doce e APA Costa das Algas). O gradiente da alteração ambiental geralmente varia em função da distância da fonte do impacto. Neste caso, o rio Doce é a fonte carreadora do impacto, logo, o Ambiente Dulcícola responde às alterações naturais e antrópicas que ocorrem na bacia hidrográfica. Neste sentido, o rio Doce está definido como área impactada pelo rompimento da barragem de Fundão, como ficou claramente demonstrado na Matriz de Resultados obtida para o Ambiente Dulcícola. O conjunto de alterações observadas nos organismos do rio Doce sugere que a passagem do MLD impactou um *habitat* já bastante comprometido por impactos históricos e contemporâneos, cuja condição foi, ainda, drasticamente alterada em função da passagem do MLD. No caso dos Ambientes Marinho e Costeiro, também existe o reflexo do que acontece na bacia hidrográfica como um todo, porém, neste caso, a foz do rio Doce é considerada a região responsável pelo *input* deste material e, conseqüentemente, de maior impacto, a partir do qual o gradiente de atenuação dos impactos poderia ser medido, já que existe uma tendência de que haja uma diminuição da dimensão do impacto direto nas áreas mais distantes à foz. Por fim, cabe ressaltar que, como demonstrado neste relatório, os impactos foram reconhecidos, medidos, classificados e apresentados, considerando-se os critérios previamente estabelecidos e devidamente justificados.

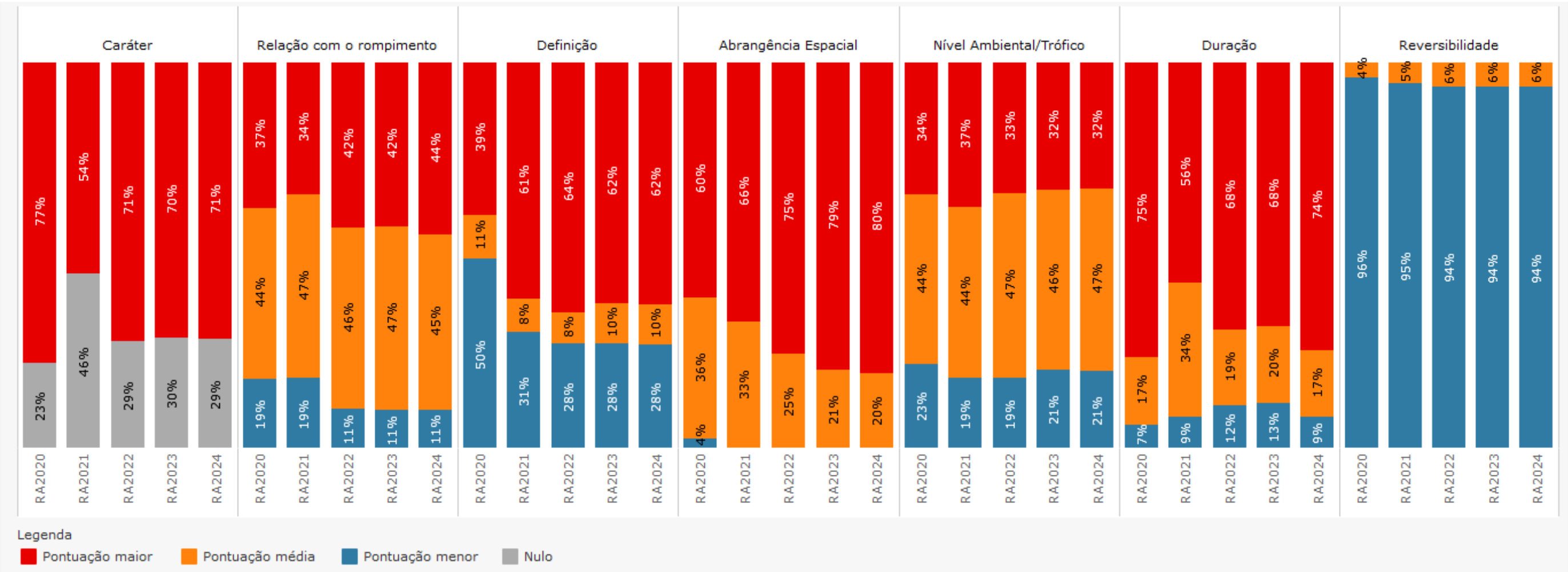
#### 5.4 EVOLUÇÃO DA MATRIZ DE RESULTADOS

A Figura 23 apresenta a síntese da classificação dos impactos observados pelo PMBA/Fest-UFES em todos os relatórios nos quais foram apresentados a Matriz de Resultados (RA2020, RA2021, RA2022, RA2023 e RA2024), de forma a evidenciar a evolução desta avaliação. Como já informado, a matriz de resultados é um produto consolidado dos impactos observados ao longo do monitoramento abarcado em cada relatório, de modo que o RA2020 compreende o resultado do monitoramento entre setembro de 2018 e março de 2020 e cumulativamente o RA2021 engloba os resultados entre setembro de 2018 a setembro de 2021. O RA 2022 expande os resultados até setembro de 2022, e os RA 2023 e RA2024, respectivamente, compreendem os resultados até setembro de 2023 e 2024.

É importante destacar que devido a diferenças metodológicas dos critérios e das etapas de sistematização, a matriz de resultados do RA2020 foi ajustada para comparação com as matrizes resultantes dos demais anos.



Figura 23: Evolução da análise dos critérios da Matriz de Resultados ao longo dos relatórios do PMBA/Fest-UFES.



O gráfico apresenta uma clara estabilidade e relativa constância nos resultados ao longo do monitoramento, porém, a avaliação temporal destes até aqui, considerando cada critério, é importante para o entendimento da evolução e da utilização da ferramenta. É possível identificar quais foram os critérios mais sensíveis aos ajustes ocorridos ao longo do monitoramento, especialmente considerando o amadurecimento e a evolução dos indicadores avaliados no PMBA/Fest-UFES.

Em **Caráter**, a maioria dos impactos foi classificado como negativo, variando entre 70 e 71% do total, exceto no RA2021 (54%). Esse resultado pode ter sido causado por ajustes na determinação dos impactos, base para a determinação da Matriz de Resultados. Na **Relação com o rompimento**, a representatividade dos impactos com relação indireta foi semelhante (44-47%) em todas as avaliações. Contudo, houve uma diminuição de impactos classificados como sem relação definida ainda e aumento daqueles com relação direta, mostrando um avanço no entendimento dos impactos e indicadores avaliados no PMBA/Fest-UFES. Quanto à **Definição**, também se pode observar um aumento em avaliações relacionadas com evidências consideradas mais assertivas (Alta – 39% para 61%), como dados pretéritos da região do impacto ou correlação com os metais relacionados ao MLD. Isso ilustra o melhor entendimento dos padrões observados, considerando a maturidade do Programa, e avaliações mais aprofundadas dos dados pretéritos.

Os impactos com **Abrangência Espacial** regional (em mais de um setor), que tem o maior peso no cálculo do impacto (pontuação 3), foram em todos os relatórios aqueles com maior representatividade, com aumento ao longo do monitoramento (de 60% para 80%), sugerindo que os impactos têm sido observados em uma amplitude espacial cada vez maior. Em relação ao **Nível Ambiental/Trófico**, as alterações ocorridas foram pequenas, com maior representatividade dos impactos no nível biótico de base de cadeia (vegetação, corais, plâncton e bentos), o que, na escala temporal analisada, ainda foi possível de visualizar a evolução.

Em relação à **Duração** dos impactos, a maior parte deles foi considerada permanente, variando entre 54 e 75%. Essa variação, sem uma tendência clara, pode ser resultado da ocorrência ou não do impacto em determinado momento do monitoramento, sendo reclassificado em outra categoria. Por fim, a **Reversibilidade** foi praticamente constante ao longo do monitoramento, com maior valor de representatividade como nível reversível (nível mais baixo). O nível parcialmente reversível teve um pequeno aumento (de 4% para 6%), provavelmente relacionado à identificação de novos impactos relacionados à alterações genéticas (única categoria em que os impactos são classificados como parcialmente reversíveis).

## 5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo dos seis anos de execução, o PMBA/Fest-UFES reuniu uma série de evidências sobre os impactos causados pela passagem e permanência do MLD nos ambientes avaliados, possibilitando a compreensão dos efeitos espaciais e temporais nos compartimentos bióticos e abióticos da área de estudo (Bacia do baixo rio Doce e região marinhas e costeira adjacente – Área Ambiental I). A Matriz



de Resultados sistematizou estes impactos de forma objetiva e organizada em cada um dos Ambientes estudados: Dulcícola, Marinho e Costeiro.

A utilização desta ferramenta ao longo de cinco relatórios, com períodos de monitoramento consolidados, evidenciou uma relativa estabilidade nos impactos identificados e em suas classificações. Diante disso, entende-se que, na metodologia atual, a Matriz de Resultados cumpriu seu propósito na identificação dos impactos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão e não será mais apresentada nos relatórios anuais de apresentação dos resultados do PMBA/Fest-UFES. Os resultados até aqui demonstram que todos os compartimentos foram afetados, com níveis de impacto que variaram de baixo a crítico. A maioria dos impactos nos ambientes foi classificada como direta ou indiretamente associada ao rompimento da barragem, afetando o ambiente quanto à Sedimentologia, Química, Ecotoxicologia, Ecologia, Genética, Saúde e Comportamento. No Ambiente Dulcícola, metade dos impactos foram identificados a partir das análises comparativas com dados pretéritos, ou por possuírem correlação com metais associados ao MLD (ambos evidenciam a robustez da relação com o rompimento), enquanto nos Ambientes Marinho e Costeiro esse valor supera 60%. Além disso, a maioria dos impactos foi detectada em escala regional, abrangendo dois ou mais setores da área de analisada.

O manejo e gerenciamento da área afetada, assim como as ações de recuperação, podem ser amplamente subsidiados a partir dos resultados aqui apresentados. A espacialização dos resultados, indicando os graus de impactos em cada setor e em quais compartimentos, permite definir e direcionar ações de restauração ou mitigação do impacto de forma mais objetiva, assertiva e eficaz. Também, é possível identificar os compartimentos e setores chaves para monitoramento das medidas de recuperação. Outro ponto de interesse é a possibilidade de intervenção nos impactos em níveis tróficos/ambientais específicos, uma vez que é esperado que as respostas mais rápidas às ações realizadas na bacia e no ambiente costeiro/marinho com fins de reparação/recuperação/mitigação ocorra nos níveis tróficos mais basais, os resultados da Matriz de Resultados podem servir como balizamento de como, quando, onde, e em qual nível trófico as ações deverão ser direcionadas.

Por fim, observa-se que o impacto ainda persiste na região monitorada pelo PMBA/Fest-UFES, com evidências mostrando que mesmo os níveis ambientais/tróficos mais baixos ainda estão sob o efeito das mudanças ambientais. A manutenção do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática poderá registrar, a longo prazo, a permanência ou redução dos impactos crônicos, documentando as tendências futuras das condições ambientais e da biodiversidade nos ecossistemas, assim como monitorar a eficiência das ações de recuperação ambiental implementadas na bacia do rio Doce e região costeira e marinha afetada.

## 6 SÍNTESE INTEGRATIVA

### 6.1 INTRODUÇÃO

Após a apresentação das seções anteriores do presente relatório, que abrangeram a síntese de resultados dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e a matriz de resultados para cada um deles, se faz necessário também uma apresentação de resultados integrados entre os ambientes e seus distintos compartimentos, devido à complexidade do monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Isso exige uma avaliação especializada para padronização dos dados, de modo a oferecer uma descrição espaço-temporalmente coerente dos processos que ocorrem intra e inter-ecossistemas, levando em consideração as variabilidades de coleta dos dados e parâmetros entre os Temas monitorados.

Neste sentido, a síntese integrativa tem como objetivo principal trazer as atualizações a respeito da compreensão das interações existentes entre os diversos componentes da biodiversidade e os ambientes, bem como trazer uma melhor compreensão das possíveis áreas e pontos críticos para as quais é necessária atenção de forma a auxiliar na tomada de decisões sobre áreas prioritárias para intervenções de conservação ou restauração por parte de gestores. Os resultados aqui apresentados permitem clarificar e atualizar as possíveis relações integrativas entre a biodiversidade local e os parâmetros ambientais analisados, constituindo uma eficiente estratégia para entender padrões e processos em cada um dos ambientes monitorados e as interações que ocorrem entre eles.

Com essa finalidade, são apresentados resultados a partir de uma narrativa racional e relacional entre Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, entre compartimentos de água e sedimento, entre dados abióticos e bióticos e por meio dos compartimentos biológicos que expressam a biodiversidade aquática. Se utilizou como ferramenta principal do uso combinado de modelos conceituais e a análise de dados ambientais primários e secundários (conforme Plano de Trabalho, modelo e objetivos sugeridos pelo Ofício SEI 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio).

Para facilitar a compreensão e dimensão dos processos monitorados, a síntese integrativa está novamente estruturada a partir de um modelo de causalidade do tipo Forçante-Pressão-Estado-Impacto-Resposta, conhecido como DPSIR (da sigla em inglês: “Drivers-Pressure-State-Impact-Response” - EEA, 2005). Esse modelo foi desenvolvido como uma abordagem baseada em relações entre a sociedade e o meio ambiente, ajudando a compreender relações de causa/efeito e apoiando a estruturação para políticas públicas (ATKINS et al., 2011). Através de seus indicadores, o modelo DPSIR possui conceitualmente todos os requisitos necessários para a verificação das pressões humanas sobre os diversos ecossistemas aquáticos da região do rio Doce e áreas costeiras e marinhas adjacentes afetadas pelo rompimento da Barragem de Fundão, possibilitando gerar possíveis respostas robustas e adequadas a respeito da problemática identificada.

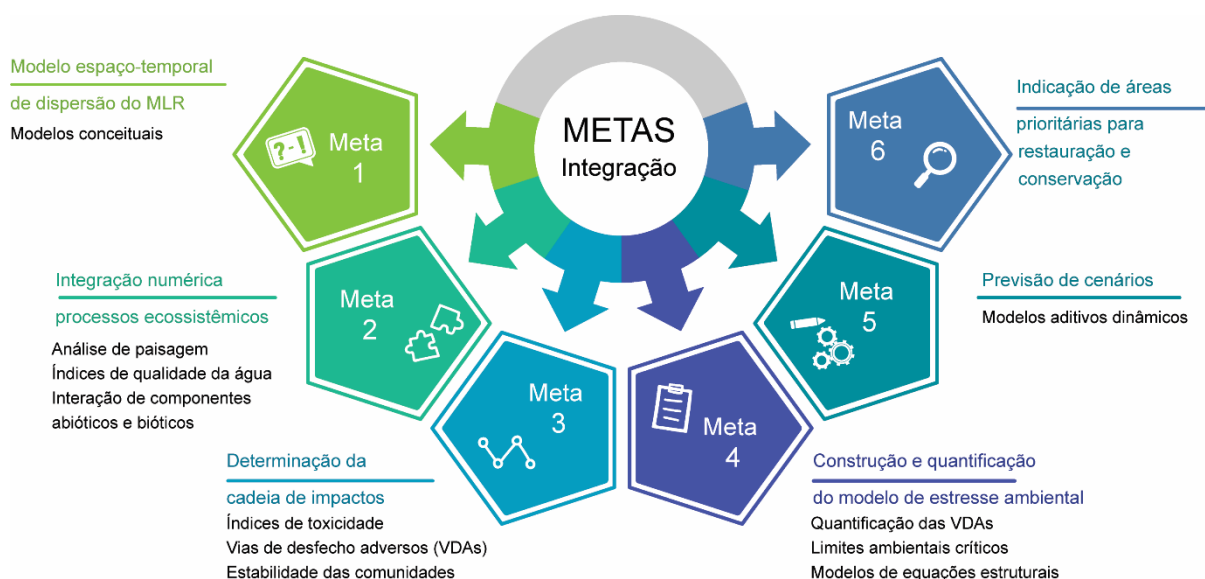
Nesse sentido, foi feita uma avaliação de quais as forças estão presentes na área monitorada e quais os processos envolvidos nas possíveis alterações na porção capixaba da bacia do rio Doce e região costeira e marinha adjacentes, acarretando alterações no estado ambiental e em impactos sobre a biodiversidade aquática. Posteriormente à avaliação da evolução desses indicadores de estado e

impactos provenientes do monitoramento de longo prazo, se poderá chegar em possíveis respostas a respeito da criação de áreas prioritárias de conservação, da identificação de processos de resiliência da bacia e da restauração de áreas degradadas, que consequentemente podem servir como auxílio para políticas. Além disso, as respostas obtidas por essas políticas serão de fundamental importância para a retroalimentação do modelo como um todo, podendo ser úteis na resolução de algumas forças e pressões, tais como na identificação do tipo de monitoramento a ser implementado.

Como também descrito no relatório anual anterior (Fest, 2024), o modelo DPSIR foi utilizado como norteador para a identificação i) das forças (item 6.2) e pressões (item 6.3) naturais e antrópicas sobre ii) o estado da biodiversidade e do ambiente (item 6.4), que podem estar levando a iii) impactos (item 6.5) que necessitem de iv) respostas (item 0) para o desenvolvimento e acompanhamento de medidas de recuperação, restauração ou conservação ambientais na bacia hidrográfica do rio Doce e regiões marinhas e costeiras adjacentes e do monitoramento necessário para a avaliação de sua efetividade.

Destaca-se ainda que os resultados demonstrados são baseados nos dados dos diversos componentes dos ecossistemas aquáticos monitorados entre setembro de 2018 e setembro de 2024, de acordo com as metas destacadas na Figura 24.

Figura 24: Metas propostas para a integração dos diferentes temas monitorados pelo PMBA/Fest-UFES e as análises realizadas para atingir os objetivos propostos.



Para tal, as metodologias aplicadas para realização das análises apresentadas, assim como alguns resultados complementares, encontram-se descritos em Material Suplementar (MS\_Síntese Integrativa), aos quais são colocados os grupos analisados e as questões espaço-temporais dos distintos ambientes analisados, isto é: Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. Além disso, devido tanto à complexidade e especificidade de algumas análises, quanto às mudanças ocorridas na malha amostral ao longo do monitoramento, e principalmente a partir do Novo Ciclo (agosto de 2022), não foi possível utilizar a totalidade dos parâmetros monitorados pelo PMBA/Fest-UFES. Dessa forma, para a presente síntese os principais indicadores de cada tema foram ajustados de acordo com a

padronização exigida para cada análise, a fim de permitir a realização de análises integradas e conclusões mais robustas sobre os efeitos do Material Ligado ao Desastre (MLD) sobre a área.

## 6.2 FORÇANTES ANTRÓPICAS

Segundo a Agência Ambiental Europeia (1999) as forças antrópicas são descritas a partir do desenvolvimento social, demográfico e econômico da atual sociedade aos quais provocam mudanças nos níveis gerais de produção e consumo. E justamente por meio dessas mudanças na produção e no consumo, as forças antrópicas exercem pressão sobre o meio ambiente. Para o ambiente monitorado pelo PMBA/Fest-UFES, ou seja, a bacia hidrográfica do rio Doce e áreas costeiras e marinha adjacentes, sabe-se que as principais forças são provenientes das atividades de mineração, agricultura, pecuária, urbanização e industrialização (VANELI et al., 2022).

Apesar de agirem sobre estes ecossistemas, as forças resultantes dessas atividades não são avaliadas no âmbito do monitoramento performedo pelo PMBA/Fest-UFES e não serão foco principal do presente relatório. No entanto, a mineração merece destaque, pois foi a principal responsável pela pressão que resultou no rompimento da barragem de Fundão. A mineração é historicamente reconhecida como uma das principais atividades antrópicas responsáveis por alterações significativas na paisagem, devido à remoção de grandes volumes de rochas e solos, à elevada demanda por recursos hídricos e energéticos, além da geração de efluentes associados à produção e disposição de rejeitos, frequentemente armazenados em barragens. No Brasil, a região do Quadrilátero Ferrífero se destaca como um dos principais polos de extração mineral, onde empresas como a SAMARCO e outras multinacionais realizam operações em larga escala. Devido à geologia naturalmente rica em metais e à intensa exploração mineral, que ocorre desde o século XVII, é comum a presença de anomalias de metais traço no ambiente, incluindo ferro (Fe), alumínio (Al) e ouro (Au). Essas concentrações elevadas podem ser atribuídas tanto à composição litológica da região quanto aos impactos históricos e atuais da atividade minerária, que influenciam a qualidade do solo, da água e dos ecossistemas locais (COSTA et al., 2006; HATJE et al., 2017).

As barragens de rejeitos também representam um risco significativo ao meio ambiente por serem estruturalmente suscetíveis a vazamentos e colapsos (KOSSOFF et al., 2014; SANTAMARINA et al., 2019). A periculosidade dessas estruturas se agrava devido à toxicidade dos rejeitos armazenados e à grande escala das barragens, de modo que seu rompimento pode desencadear impactos socioambientais e econômicos severos, afetando ecossistemas e comunidades inteiras (ISLAM & MURAKAMI, 2021). Eventos dessa natureza geram pressões ambientais extremas, que, somadas ao uso intensivo da terra e à ocupação desordenada da bacia hidrográfica, podem comprometer ainda mais um cenário já vulnerável às ações humanas. A liberação maciça de rejeitos pode alterar drasticamente a qualidade da água, do solo e do ar, afetando a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos essenciais para o equilíbrio ambiental. Nas seções seguintes, serão abordados os efeitos potenciais dessas pressões antrópicas sobre a integridade ambiental, incluindo a degradação

dos ecossistemas e as consequências biológicas em diferentes níveis, desde organismos individuais até comunidades inteiras.

### 6.3 PRESSÕES

#### 6.3.1 Rompimento da barragem de Fundão

O rompimento da barragem de Fundão foi a maior pressão exercida neste sistema, justamente a partir do colapso em sua estrutura e consequente liberação de material de rejeito para o ambiente. Esse processo liberou cerca de 44 Mm<sup>3</sup> de rejeito de minério nos vales fluviais a jusante, dos quais aproximadamente 31,22 Mm<sup>3</sup> se depositaram entre a barragem e a usina de Candonga, enquanto 5,76 Mm<sup>3</sup> se espalharam ao longo do trecho entre Candonga e a foz do rio Doce. O restante seguiu em suspensão até o Oceano Atlântico (RENOVA, 2016). Durante seu deslocamento, esse material modificou drasticamente a paisagem da Bacia do rio Doce, devastando áreas da Mata Atlântica e deixando vastas extensões de solo exposto (NOTA TÉCNICA CT-GRSA 10/2018). Além do grande volume de rejeito depositado nos vales fluviais, o rompimento gerou um fluxo de lama e detritos com elevada carga de sedimentos em suspensão e alta concentração de metais e outros contaminantes (CPRM, 2015; BASTOS et al., 2017; QUARESMA et al., 2020), que, por sua vez, podem acarretar alterações no estado de qualidade do ambiente e gerar impactos sobre a biodiversidade aquática dos mais diversos ambientes.

#### 6.3.2 Uso e ocupação da bacia

O uso da terra também é uma pressão importante próximos às bacias hidrográficas, o que também vale para o rio Doce, influenciando a qualidade da água e dos sedimentos dos rios, com reflexos nas áreas costeiras e oceânicas. Estudos indicam que o aumento da vegetação próximas às bacias hidrográficas são de fundamental importância para a minimização da pressão ocasionada pelo uso de terra, reduzindo erosão e transporte de sedimentos na coluna d'água (VARGAS-LUNA et al., 2015). Além disso, a vegetação natural também auxilia na redução da carga de compostos orgânicos e inorgânicos, como nutrientes e materiais químicos nas águas superficiais, melhorando a qualidade da água (KLAPPRATH & JOHNSTON, 2009). Assim, a presença/preservação cobertura vegetal vêm sendo um indicador importante para projetos de restauração ambiental (MOREIRA et al., 2015; SANTOS et al., 2010; WENZEL et al., 2020).

Na bacia do rio Doce, há uma forte conectividade entre vegetação e a hidrologia da bacia, gerando fluxos de sedimentos na região costeira e oceânica (COIMBRA et al., 2019; RUDORFF et al., 2017). Assim, avaliar os padrões de uso e cobertura do solo, antes e após o rompimento da barragem de Fundão, e relacioná-los com a dinâmica de sedimentos na região costeira e marinha, é essencial para compreender as variações nos mecanismos de pressões ambientais. Dentro do modelo DPSIR, essa análise permite a avaliação de uma importante pressão exercida no ambiente e é fundamental para orientar iniciativas de restauração e manejo sustentável da bacia do rio Doce, garantindo a proteção



dos ecossistemas e a qualidade dos recursos hídricos a longo prazo, gerando a retroalimentação do modelo.

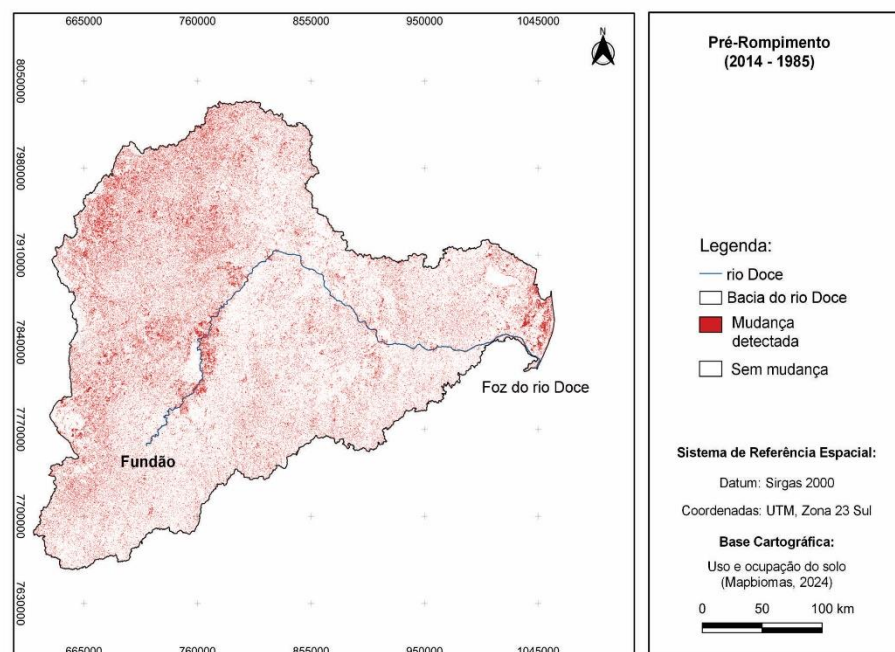
### 6.3.3 Análise do uso e cobertura do solo

Com o objetivo de identificar espacialmente o somatório das mudanças no uso e cobertura do solo antes e depois do rompimento da barragem de Fundão, foi conduzida uma análise a partir de dados de uso e cobertura do solo disponíveis por meio do projeto Mapbiomas, no período de 1985 até o mais atual (2023). Uma faixa próxima à rede de drenagem, com largura de 15 km foi selecionada, tendo em vista sua forte influência na quantidade e qualidade das águas. Além disso, analisou-se por meio de uma classificação *booleana* a Área de Proteção Permanente (APP) da vegetação ripária legal, desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce, do produto mais recente de uso e cobertura da terra (2023), para verificar as áreas vegetadas e não vegetadas.

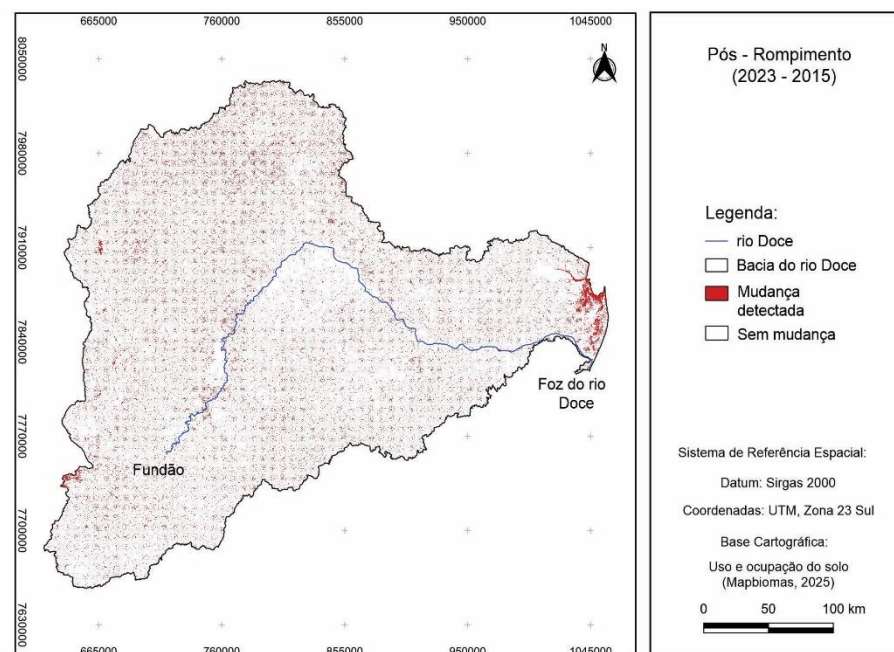
As análises espaciais realizadas (Figura 25a e Figura 25b) mostram o resultado da análise de áreas de mudança de uso e cobertura do solo, destacadas em cor vermelha evidenciam transformações significativas nos padrões de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce. O período pré-rompimento (1985-2014) já apresentava intensa modificação antrópica, particularmente na porção oeste da bacia. No intervalo pós-desastre (2015-2023), também se detectou alterações em toda a extensão da bacia, sendo mais pronunciadas na porção leste, mas em menor que no período pré-rompimento (Figura 25b). Apesar de se constatar certa recuperação da cobertura vegetal nas áreas próximas aos rios, entre a barragem de Fundão e Governador Valadares (Figura 25c e Figura 25d), a análise quantitativa revelou uma redução líquida de 30.914 hectares de vegetação, contrastando com um aumento de 43.770 hectares em áreas agrícolas na porção sul da bacia.

Figura 25: Detecção de mudanças no uso e cobertura do solo entre 1985 e 2014(a) e de 2015 a 2023(b) (pontos vermelhos). Coberturas de vegetação próximas ao rio Doce (buffer de 15km) para 2015 (c) e 2023 (d), respectivamente. Pontos de aumento (azul) e redução (vermelho) da vegetação de 2015 a 2023 (e) com a recorte para a área de maior perda (f).

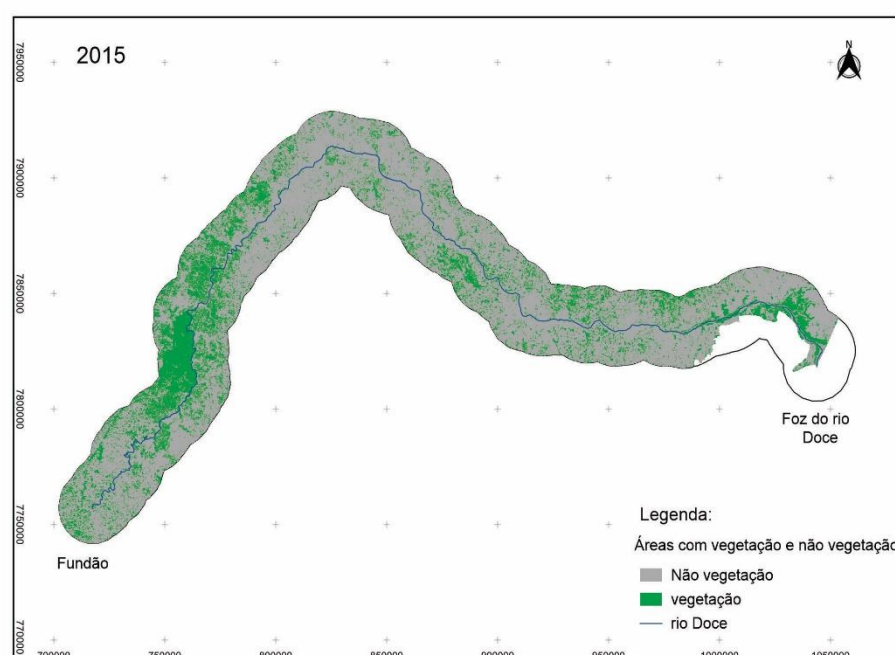
### a) Pré - rompimento (2014 - 1985)



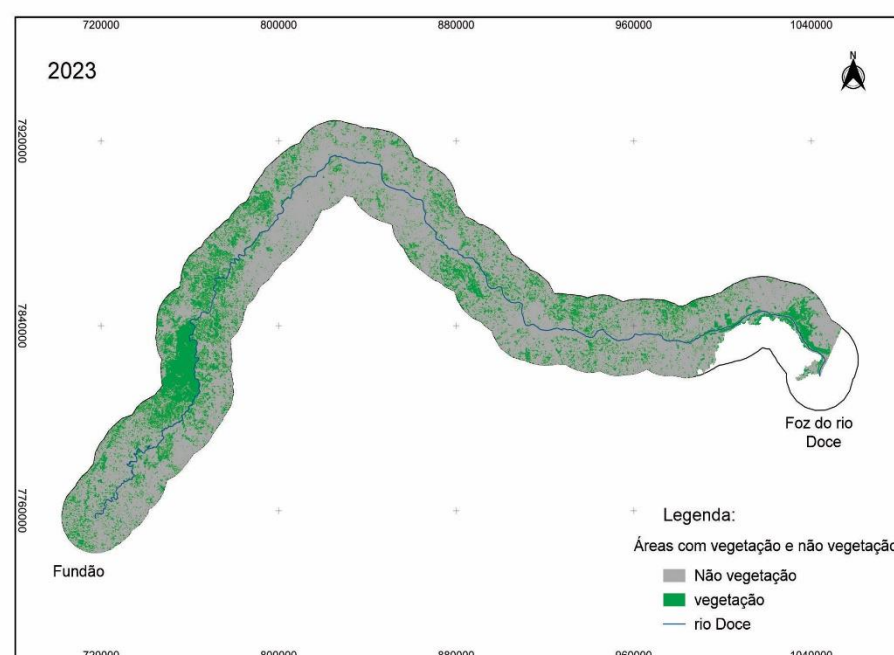
### b) Pós - rompimento (2023 - 2015)



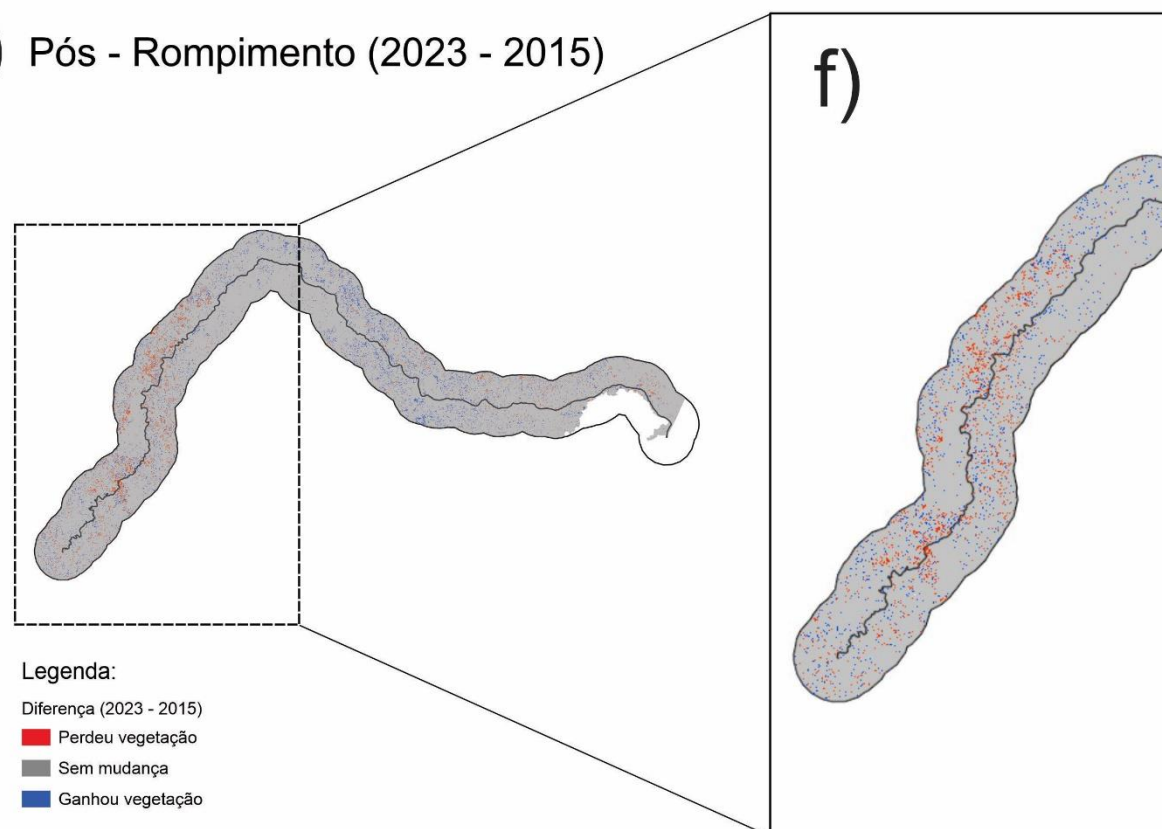
### c) 2015 - Áreas com vegetação e não vegetação



### d) 2023 - Áreas com vegetação e não vegetação

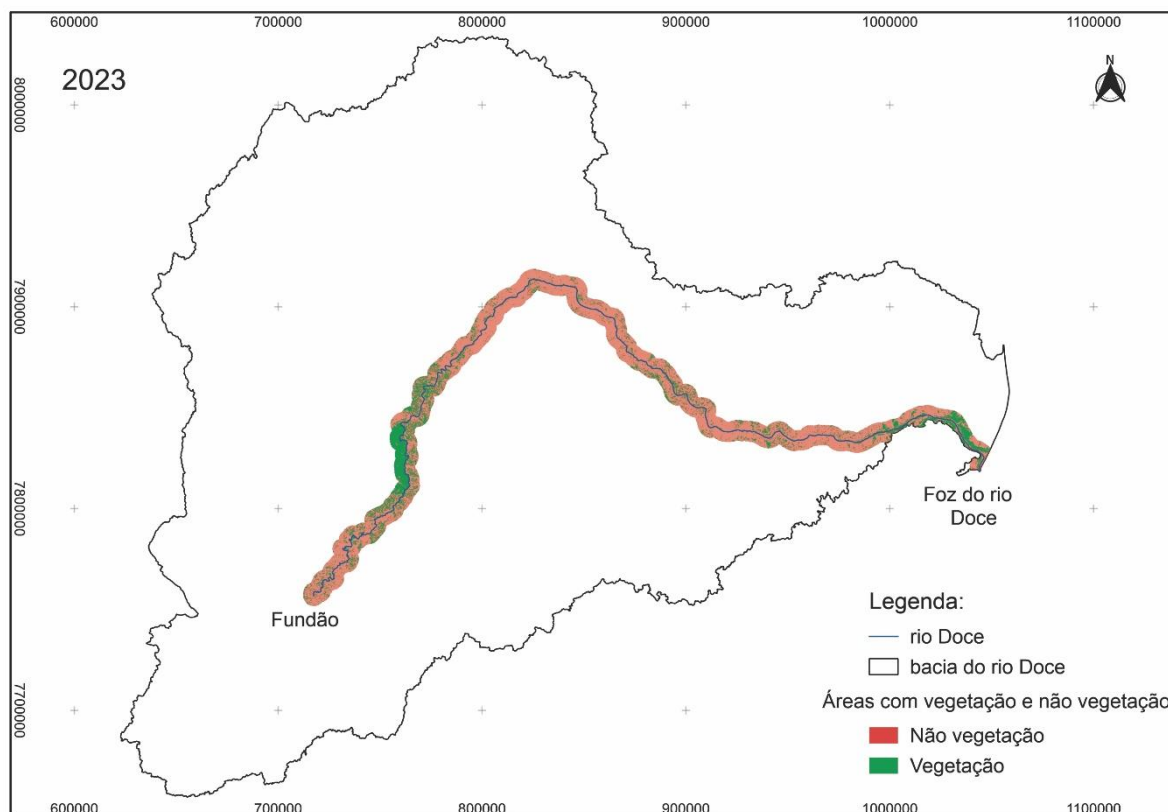


### e) Pós - Rompimento (2023 - 2015)



A situação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) merece especial atenção, com apenas 22,15% de cobertura vegetal na faixa de 5 km ao longo dos cursos d'água (Figura 26). Nossos resultados se relacionam com as observações de Fernandes et al. (2025) sobre a urgência na restauração das matas ciliares. Nossos dados corroboram sua afirmação ao demonstrar que a degradação das APPs compromete diretamente os serviços ecossistêmicos essenciais. Neves et al. (2024) avançam na compreensão dessas dinâmicas ao identificar os mecanismos subjacentes às transformações observadas. Seus resultados indicam que o evento alterou fundamentalmente os padrões tradicionais de uso da terra através de três vias principais: 1) Fatores socioeconômicos: As compensações financeiras aos produtores rurais afetados modificaram as estratégias de uso da terra; 2) Percepção de risco; O temor de contaminação levou ao abandono de áreas próximas aos corpos d'água; 3) Alterações ambientais; Mudanças nos padrões pluviométricos regionais afetaram a aptidão agrícola. Segundo esses mesmos autores o desastre promoveu uma homogeneização sem precedentes nos padrões de uso do solo, com municípios adjacentes e não adjacentes aos rios afetados passando a responder de forma similar aos condicionantes ambientais. Essa convergência representa uma ruptura com os padrões históricos observados na bacia. Os achados de Campos et al. (2023) complementam essa análise ao demonstrar que as alterações no uso e cobertura do solo constituem o principal fator de vulnerabilidade ambiental na região. Em conjunto, esta vulnerabilidade representa uma maior conectividade do MLD com a região costeira e marinha como demonstrado mais adiante na Figura 29.

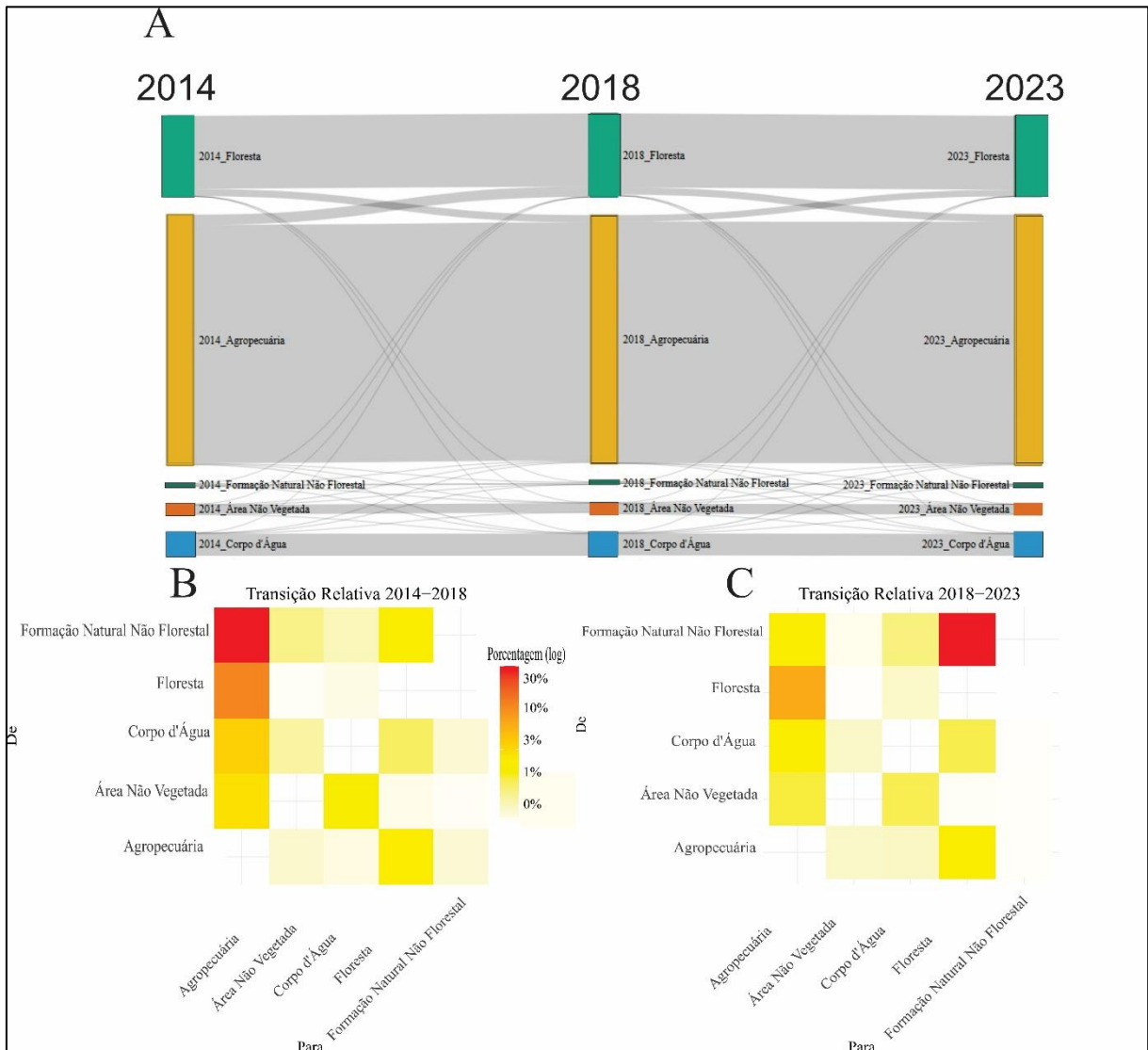
Figura 26: Classificação quanto à vegetação considerando buffer de 5 km, que contém Área de Proteção Permanente (APP), entre Fundão e a Foz do rio Doce. As cores verdes representam as áreas vegetadas e as de vermelho as não vegetadas.



A Figura 27 apresenta um gráfico de Sankey que detalha as transições de uso e cobertura da terra na margem do rio Doce (em um raio de 5 km) entre os anos de 2014 e 2023. Ao longo do período analisado, observa-se um declínio gradual, embora não muito intenso, na cobertura de formação florestal, principalmente impulsionado pela expansão das atividades agropecuárias. No período de 2014 a 2018, destacam-se as conversões de áreas de formação natural não florestal para agricultura, representando cerca de 20% das mudanças, enquanto aproximadamente 10% das áreas florestais foram transformadas em áreas de agropecuária (Figura 27a). Entre 2018 e 2023, a tendência de conversão persistiu, com cerca de 8% das áreas florestais sendo convertidas para uso agropecuário (Figura 27c). Por outro lado, percebe-se no período de 2018 e 2023 uma transformação de cerca de 30% de formação natural não florestal em formação florestal. Esses resultados evidenciam uma pressão contínua sobre as formações naturais na margem do rio Doce, com a substituição progressiva de vegetação por atividades agrícolas e pecuárias, o que pode ter implicações significativas para a dinâmica ambiental da região.



Figura 27: Análise de mudanças no uso e cobertura do solo no buffer de 5 km do rio Doce entre 2014 e 2023. O diagrama de Sankey (A) ilustra as transições entre as classes de uso e cobertura do solo ao longo do período analisado, enquanto as matrizes de transição relativa destacam as mudanças entre 2014-2018 (B) e 2018-2023 (C), evidenciando as principais dinâmicas e tendências na região ao longo da última década.



### 6.3.3.1 Análise Espaço-Temporal do Material Particulado em Suspensão e sua Relação com a Hidrologia Continental

A avaliação das variações espaço-temporais das concentrações do material particulado em suspensão (MPS) é de extrema relevância, uma vez que esta é uma variável intimamente afetada pelo rompimento da barragem de Fundão (CPRM, 2015; QUARESMA et al., 2020), e um indicador de estado importante e um *proxy* de pressão, com potencial de impactar o ecossistema marinho e costeiro. Dessa forma, séries temporais mensais de imagens de reflectância de superfície em 667 nm foram obtidas do sensor MODIS a bordo do satélite Aqua entre 2002 e 2023 (totalizando 261 imagens). A partir dessas imagens, aplicou-se o modelo estatístico para estimar o material particulado em suspensão proposto e validado



por NECHAD et al. (2010), o qual possui bom desempenho em diversos tipos de ambientes (por exemplo COIMBRA et al., 2019; GANGLOFF et al., 2017; CAO et al., 2017).

A Figura 28 evidencia as variações nos padrões médios mensais de MPS ( $\text{g/m}^3$ ) nos ambientes marinho e costeiro ao longo dos meses do ano, comparando os períodos anterior (setembro de 2002 a outubro de 2015) e posterior (dezembro de 2015 a setembro de 2024) ao rompimento. A análise destaca um aumento significativo na expressão espacial e nas concentrações médias de MPS após o evento, com exceção dos meses de maio e junho, nos quais se observa uma redução nos valores. Os meses de julho a setembro destacam-se por apresentarem os valores mais elevados de MPS no período pós-rompimento. Esse aumento pode ser atribuído a uma combinação de fatores, incluindo a maior frequência de frentes frias nos últimos anos provenientes do Sul, que alteram o padrão de circulação das correntes costeiras e o transporte de sedimentos (RRDM, 2019; RRDM, 2022). Lemos et al. (2022) e Coppetec (2019) mostram que essas frentes frias influenciam a altura significativa das ondas, aumentando a ressuspensão de sedimentos e, conseqüentemente, as concentrações de MPS. A mudança nas concentrações de material particulado em suspensão ocorre tanto na direção sul-sudoeste quanto na direção norte-nordeste. Essa dispersão é fortemente influenciada por eventos climáticos sazonais, como as frentes frias, que invertem o fluxo das correntes e modificam os padrões de transporte de sedimentos (RRDM, 2019; RRDM, 2022). A altura significativa das ondas, que é diretamente afetada por esses fenômenos, desempenha um papel importante na remobilização do MLD. Ondas mais altas aumentam a energia no fundo marinho, promovendo a ressuspensão de sedimentos e podendo elevar as concentrações de MPS. Esse mecanismo será discutido nas seções seguintes.

Para analisar a relação entre a precipitação na bacia do rio Doce e a Massa de Água Superficial (MPS) em toda região costeira analisada pelo PMBA/Fest-UFES em escala sazonal, foi aplicada uma análise de Funções Ortogonais Empíricas (EOF, do inglês Empirical Orthogonal Functions) acoplada. A análise de EOF foi conduzida por meio da Decomposição em Valores Singulares (SVD, do inglês Singular Value Decomposition) (BRETHERTON et al., 1992; WALLACE et al., 1992) da matriz de covariância cruzada entre a precipitação e a MPS, considerando o período de 2003 a 2024. A partir dessa análise, foram calculados os loadings (autovetores) e os scores para ambos os modos. Os loadings representam os padrões espaciais associados a cada modo, enquanto os scores indicam a variação temporal desses padrões. Os escores dos modos SVD foram obtidos pela projeção dos dados nos loadings do campo correspondente. A fração de covariância ao quadrado (SCF, do inglês Squared Covariance Fraction) expressa a porcentagem da variabilidade explicada por cada modo. Uma das vantagens da SVD é que a ordenação dos modos é baseada na intensidade de sua covariabilidade, de modo que o primeiro modo representa o padrão mais forte, enquanto o último modo corresponde ao padrão mais fraco. Notar que o objetivo dessa análise não é relacionar com regiões de maior pluviosidade, indicadas no Material Suplementar do Tema Integração Fluvio-Estuarina, porém estabelecer aquelas com maior coerência temporal com a presença de MPS na região costeira.

A análise revelou que o MPS apresenta coerência espaço-temporal com dois modos de variabilidade de precipitação na Bacia do rio Doce (Figura 29). O primeiro modo, responsável por aproximadamente

60% da covariância, demonstrou que os padrões de precipitação na zona adjacente ao rio Doce, principalmente na porção central (médio rio Doce) e Sudoeste (baixo rio Doce) da bacia covariam fortemente com o MPS costeiro (Figura 29A). O segundo modo, explicando 40% da variabilidade, está associado à precipitação nas regiões Norte (acima do médio rio Doce) e Nordeste da bacia (baixo rio Doce; Figura 29B).

Os resultados sugerem que a variabilidade anual do MPS está fortemente relacionada, ou seja, apresenta alta resposta, ao sinal anual de precipitação nas regiões Norte e Sudoeste da bacia e ao longo de toda zona adjacente à calha do rio Doce. Essas áreas, identificadas ao sudoeste, no alto rio Doce, coincidem com as zonas de maior excedente hídrico anual climatológico, conforme observado por Louzada et al. (2018), e corroboram com as regiões de maior produção de sedimentos, conforme documentado no Material Suplementar do Tema Integração Fluvio-Estuarina. Além disso, os sinais de precipitação na região Norte podem estar relacionados à maior suscetibilidade à erosão nessa área, conforme destacado no Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Doce (PIRH; 2021). Alterações de padrões e uso e ocupação do solo, como destacados na Síntese Integrativa do relatório Fest (2024), e mais detalhadamente em Neves et al. (2024), destacam mudanças e tendências importantes tanto na zona adjacente a margem como em relação a alteração de uso e ocupação de áreas mais íngremes, o que pode propiciar maior erosão e carreamento de sedimento, gerando respostas rápidas em função da pluviosidade.

Os valores de covariância explicam 60%, indicando que outras fontes de variabilidade, como contribuições de outras bacias hidrográficas e do próprio oceano, além de eventos anômalos de cheias e secas, também podem desempenhar um papel significativo na quantidade de MPS próximo à foz do rio Doce. Esse resultado ilustra uma abordagem promissora para estabelecer a conectividade entre a paisagem terrestre e marinha, destacando que outras variáveis influentes, como inclinação do terreno, tipo de solo e cobertura vegetal, podem ser incorporadas às análises para aprimorar a compreensão dos processos envolvidos (Motta et al., 2024).

Conforme discutido anteriormente nessa seção, a cobertura do solo em áreas ripárias tem sido historicamente insuficiente para reduzir o transporte de MLD até a costa, reforçando a necessidade de priorizar medidas de conservação e recuperação nessas áreas. Tais medidas seriam ainda respostas a impactos socioeconômicos e na biodiversidade.

Figura 28: Padrões de diferenças mensais de MPS, antes (setembro de 2002 a outubro de 2015) e depois (novembro de 2015 a setembro de 2024). A cor vermelha indica maior valor de MPS pós-rompimento, enquanto a cor azul indica menor valor.

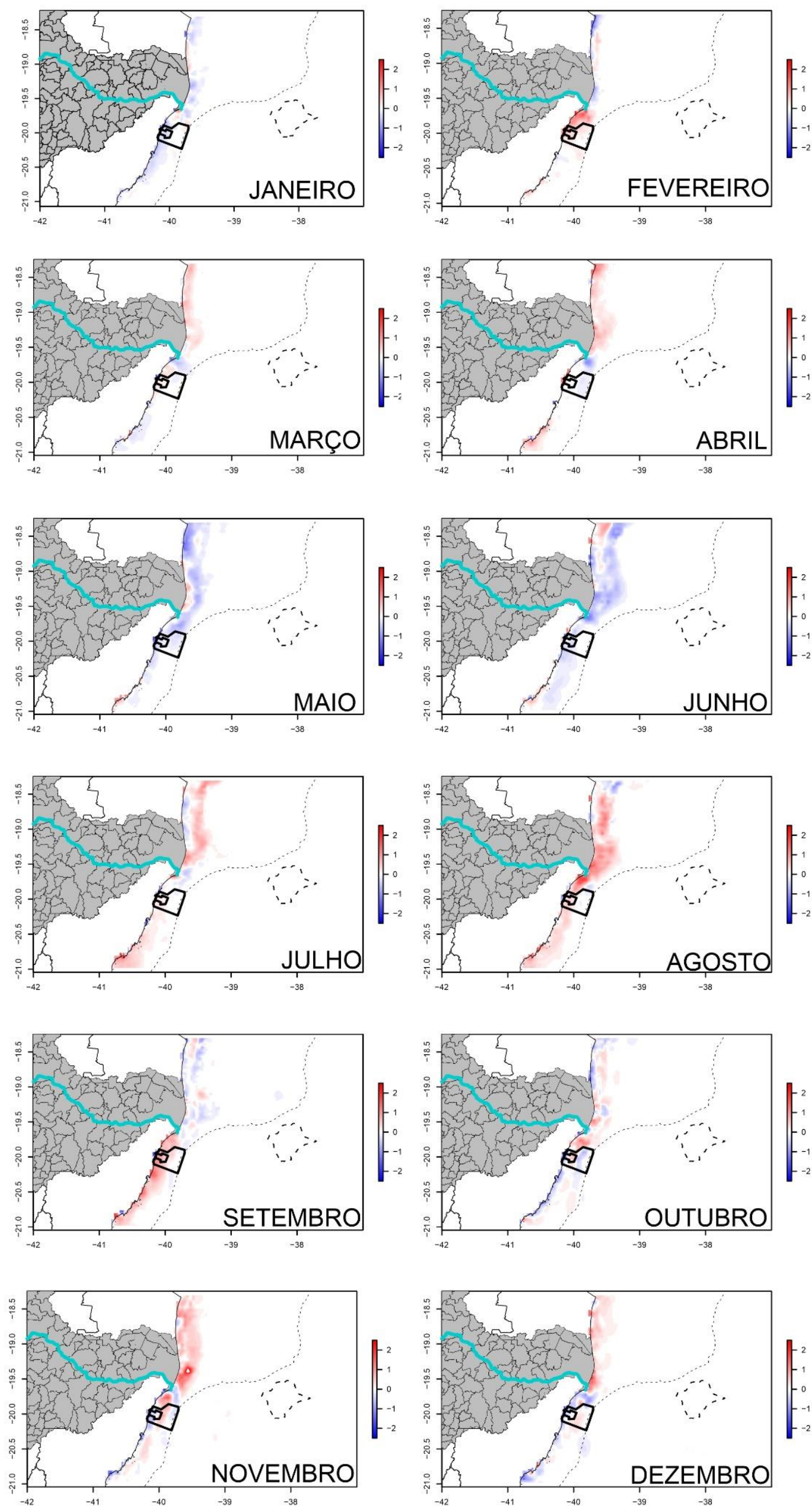
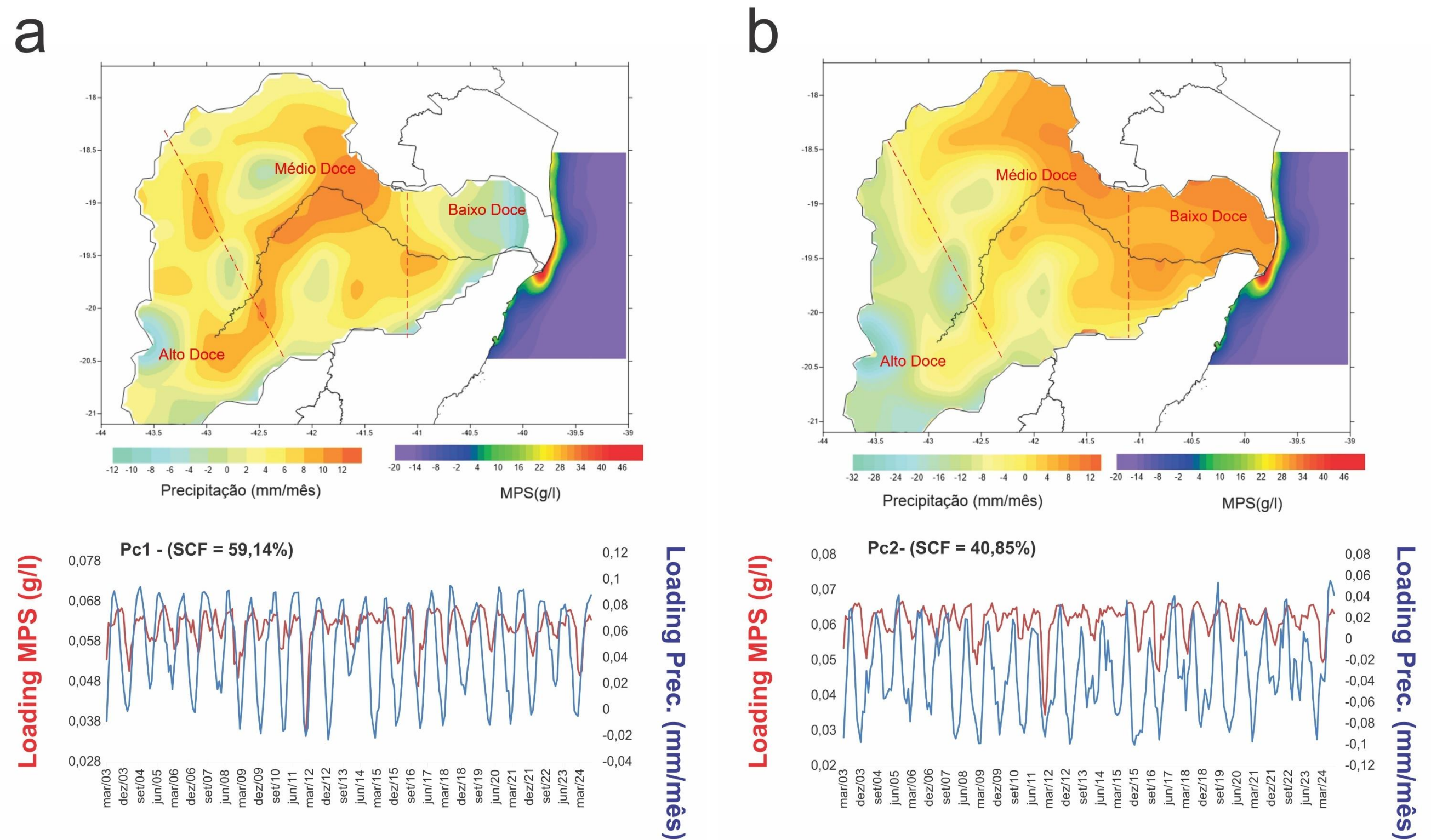




Figura 29: Análise de Funções Ortogonais Empíricas (EOF) da matriz de precipitação e da MPS, apresentando o primeiro modo de EOF da matriz de precipitação e MPS (a) e o segundo modo de EOF da matriz de precipitação e o primeiro modo de EOF da matriz de precipitação (b), com a Fração de Covariância Quadrada (SCF) indicada em porcentagem e os componentes principais associados.



## 6.4 ESTADO DA BIODIVERSIDADE E DO AMBIENTE

### 6.4.1 Descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais

Com base no entendimento do funcionamento deste “metaecossistema”, a partir dos dados e dos resultados do PMBA/Fest-UFES, os modelos conceituais foram construídos com o objetivo inicial de organizar as informações disponíveis e compreender as relações entre os diversos Temas do PMBA/Fest-UFES. O delineamento preliminar das relações entre os Temas está em conformidade com as metas 3 e 4 do plano de integração de dados (Avaliação Integrada da Biodiversidade Aquática do Baixo rio Doce, e Área Costeira e Marinha), bem como os itens 1c, 1d, 1g do Ofício SEI 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio.

A partir dos últimos resultados do PMBA/Fest-UFES – incluindo aqueles publicados em revistas indexadas – compreende-se que, pelo seu potencial de alterar ciclos biogeoquímicos e a dispersão de elementos essenciais e contaminantes, o MLD afetou direta e indiretamente os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. Os efeitos são observados em diferentes compartimentos (sedimento, coluna d’água e biota) e em diferentes níveis de organização biológica (RRDM, 2022 - RT- 39B; 39C; 39D). Portanto, antecedendo qualquer esforço analítico integrado, tornou-se necessário organizar as relações entre as variáveis pertinentes a cada ambiente para entender as conexões entre os ambientes. Assim, a complexidade dos processos inerentes aos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e as relações resposta-preditor específicas aos Temas, podem ser compreendidas e acompanhadas de um ambiente para o outro.

Na Figura 30A, modelo conceitual do Ambiente Costeiro aponta a presença e as potenciais direções do MLD. Os dados coletados e gerados pelos Temas Qualidade da Água e do Sedimento, Mineralogia e da Integração Fluvio-Estuarina, do Ambiente Dulcícola, bem como os dados coletados e gerados pelo Tema Sedimentação Marinha auxiliam no entendimento do aporte fluvial e o rastreamento do MLD pelo Tema Geoquímica de Praias entre seus compartimentos A (correspondente ao setor Costa das Algas do Ambiente Marinho), B (correspondente ao setor Foz do rio Doce) e C (correspondente ao setor Norte) (Fest, 2023). Os dados que caracterizam as forçantes hidro-meteoceanográficas contribuem para o entendimento da potencial ressuspensão e transporte do material presumidamente inerte, e sua disponibilização para os organismos das praias, restingas e manguezais (COIMBRA et al., 2019; RUDORFF et al., 2017, BRAHIM et al. 2024, LANA-COSTA et al. 2023). Em conjunto, os Temas dos Ambiente Dulcícola e Marinho, fornecem dados para as estimativas da ressuspensão e transporte do MLD que estão disponíveis para o Ambiente Costeiro e são potencialmente relacionados à Geoquímica de Praias. Assim, a variabilidade das concentrações dos metais e dos parâmetros físico-químicos deste Tema, bem como a granulometria e a topobatimetria analisados pelo Tema Morfodinâmica de Praias, são usados como preditores da estrutura da comunidade bentos de praia (BRAHIM et al. 2024), da saúde das tartarugas, do solo, da ecofisiologia e da estrutura da comunidade de restingas (LANA-COSTA et al. 2023). Por outro lado, as condições meteoceanográficas determinam a distribuição do MLD e de contaminantes que auxiliam o entendimento da dinâmica estuarina, dos parâmetros físico-



químicos, das concentrações dos metais e da resposta da estrutura populacional do manguezal (BASTOS et al., 2017; LEMOS et al., 2022; MAGRIS et al., 2019; RRDM/RT-27,2019; RRDM/RT-19C, 2022; RRDM/RT-19K, 2022; Fest, 2023; VINZON et al., 2023).

A Figura 7B apresenta o modelo conceitual do Ambiente Marinho também aponta a presença do MLD. Os dados coletados e gerados pelos Temas Integração Flúvio-Estuarina, Qualidade de Água e Sedimento e Mineralogia (todos do Ambiente Dulcícola), auxiliam o entendimento do aporte fluvial e o rastreio do material associado ao rompimento. Assim, a variabilidade hidrológica da bacia, a qual é sensível às variações no uso e ocupação do solo e do clima, controlam a vazão e, consequentemente, influenciam a frequência e intensidade do aporte fluvial de sedimentos. Por outro lado, as condições meteoceanográficas determinam a distribuição dos contaminantes nos diferentes compartimentos, podendo ressuspender o material e disponibilizá-lo para os organismos (RRDM, 2022 - RT-39D). Os dados que caracterizam as forças hidro-meteoceanográficas contribuem para o entendimento e previsão da dispersão dos contaminantes sobre a coluna d'água e sedimento. Os dados hidrogequímicos detectam a presença de diferentes contaminantes pela água de superfície, de fundo e no sedimento, indicando como os parâmetros físico-químicos podem influenciar as concentrações desses contaminantes nos diferentes compartimentos. Os dados sedimentológicos e mineralógicos além de contribuir para o entendimento do padrão de deposição, ressuspensão e transporte do material aportado pelo rio Doce, podem ser utilizados para rastrear o material oriundo do rompimento da barragem de Fundão (RRDM, 2022 - RT-39D).

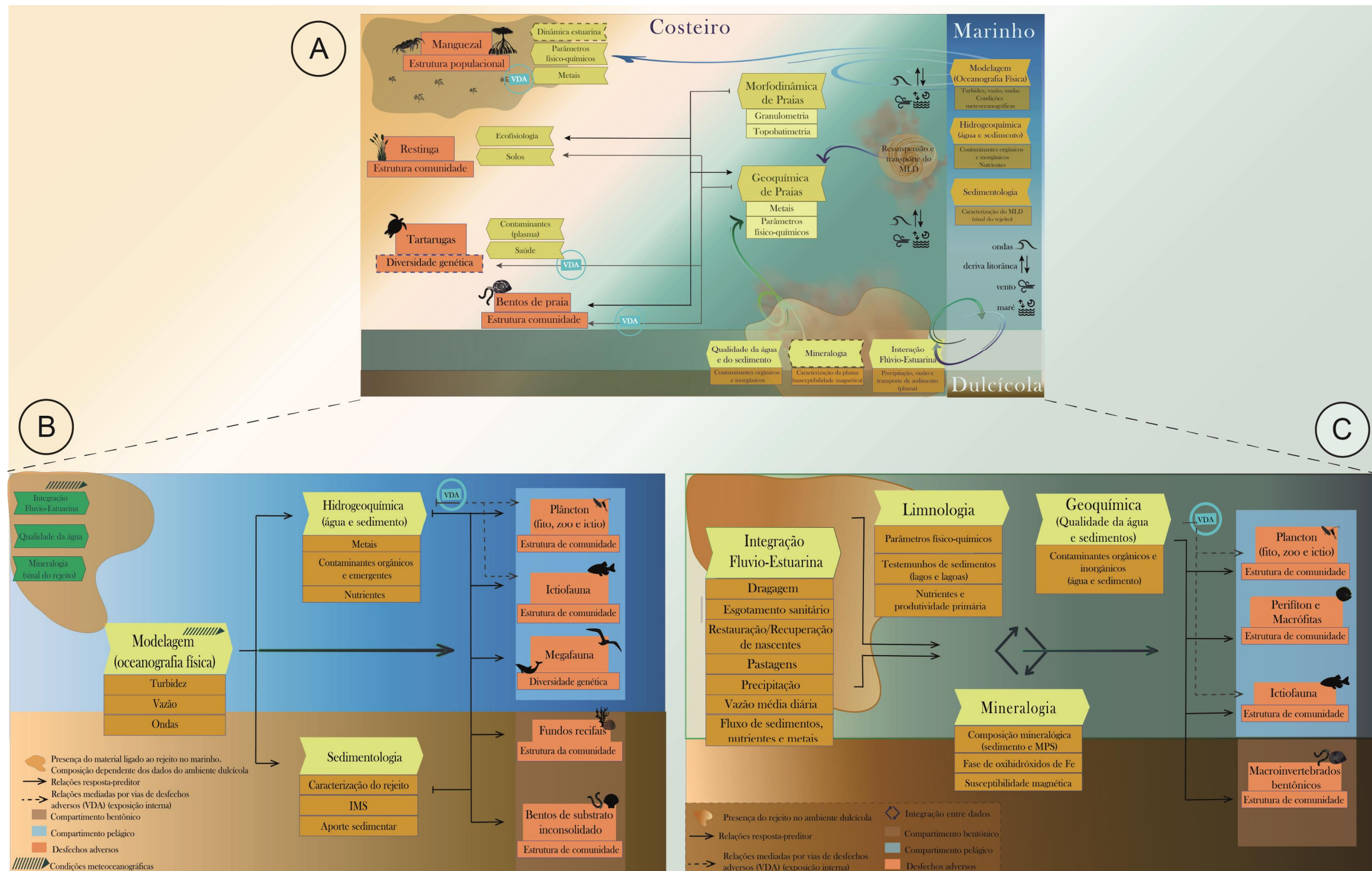
Esses dados dão suporte para compreender os efeitos adversos de interesse regulatório observados nos diversos grupos biológicos, como perda da diversidade genética, declínio populacional e desestruturação das comunidades. Os efeitos observados nas populações de diferentes grupos taxonômicos são mediados por vias internas de exposição e efeito, i.e., vias de desfecho adverso. Esse conceito pretende integrar os dados ecotoxicológicos em diferentes níveis de organização biológica – de células a indivíduos. Embora as relações de cadeia trófica das comunidades biológicas monitoradas pelo PMBA/Fest-UFES não estejam explícitas nos modelos conceituais, tais relações foram interpretadas por meio da aplicação de equações estruturais, que descrevem o funcionamento e as respostas dos ecossistemas e as evidências nos processos de biomagnificação. Esses modelos podem ser consultados na Seção 6.5 (Indicadores de Impactos) e em suas subseções 6.5.2 (Modelos de estresse: vias de desfecho adverso); 6.5.2.1 (Quantificação das VDAs: aplicação de modelos de equações estruturais para validação das relações conceituais); 6.5.2.2 (Cetáceos e Aves); 6.5.4 (Táxons indicadores de limites ecológicos); 6.5.6 (Modelos quantitativos das relações ecossistêmicas nos ambientes dulcícola e marinho). As comunidades biológicas monitoradas pelo Ambiente Marinho e que potencialmente respondem à disponibilidade de contaminantes foram: Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Carcinofauna (monitorada dentro do Tema Ictiofauna), Ictiofauna, Megafauna, Fundos Recifais (que compreende macroalgas e bentos de fundo consolidado) e Bentos de Fundo Inconsolidado.

Por fim, a Figura 30C apresenta o modelo conceitual do Ambiente Dulcícola aponta para a presença do MLD. Pressões como a variabilidade espaço-temporal da chuva, mediadas pelo uso e ocupação da

Bacia Hidrográfica, atividades de recuperação e restauração, incluindo a dragagem nas áreas que ainda apresentam a deposição de rejeito (exemplo: a Usina Hidrelétrica de Risoleta Neves), influenciam a descarga hídrica, o fluxo de sedimentos (RRDM, 2022 - RT-39B) e, consequentemente, a distribuição dos contaminantes pelos diferentes compartimentos fluviais.

Análises limnológicas, de qualidade da água e sedimento e mineralógicas, detectam a presença de metais e contaminantes, associados direta ou indiretamente ao MLD, na coluna d'água e sedimento. Parâmetros físico-químicos influenciam nas variações de concentrações dos metais e outros contaminantes na água superficial, de fundo e no sedimento. Por exemplo, material particulado em suspensão (MPS), pH e matéria orgânica dissolvida modulam a biodisponibilidade de metais, afetando suas concentrações na coluna d'água e no sedimento e seu tempo de residência (RRDM, 2022 - RT-39B). Portanto, o conjunto de informações gerado a partir da análise integrada dos Temas Limnologia, Qualidade da Água e Sedimento e Mineralogia, permite entender a distribuição e disponibilidade dos contaminantes e, assim, os possíveis efeitos adversos em populações e comunidades biológicas, i.e., desfechos adversos de interesse regulatório (e.g., desestruturação da comunidade, declínio populacional, perda de diversidade genética). As comunidades biológicas monitoradas pelo Ambiente Dulcícola e que potencialmente respondem à disponibilidade de contaminantes foram: Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Perifíton, Macrófitas, Ictiofauna e Macroinvertebrados Bentônicos. Vale destacar que o Tema Ecotoxicologia monitora a distribuição diversidade microbiológica (Material Suplementar do Tema Ecotoxicologia), estabelecendo conexões significativas entre a presença de bactérias e concentrações de metais. Entende-se que os resultados alcançados pelo Tema em questão são robustos e conclusivos, fornecendo forte evidência de alterações ambientais decorrentes da presença de metais associados ao MLD no ambiente.

Figura 30: Modelo conceitual integrado dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. A figura aponta como variáveis analisadas pelos Temas processos dos Ambientes Dulcícola e Marinho estão relacionados ao Ambiente Costeiro. Nos modelos conceituais do Ambiente Dulcícola e Marinho as principais relações resposta-preditor com base nos dados disponíveis e apresentados pelos Temas. **A)** Modelo conceitual do Ambiente Costeiro apontando as principais relações resposta-preditor com base nos dados disponíveis e apresentados pelos grupos. Variáveis do Ambiente Dulcícola e Marinho que podem influenciar os processos no Ambiente Costeiro aparecem, bem como as variáveis meteorológicas. A influência de variáveis do Ambiente Dulcícola e Marinho no Ambiente Costeiro são destacadas pelas setas verdes e azuis, respectivamente. O MLD aparece associado ao Ambiente Dulcícola e a processos do Ambiente Marinho. Caixas-seta amarelas representam os nomes dos Temas e abaixo delas as principais variáveis que podem ser preditoras ou resposta das variáveis dos demais Temas. Caixas vermelhas-alaranjadas indicam os desfechos adversos de interesse regulatório específicos aos Temas Manguezal, Restinga, Tartarugas e Bentos de Praia. As caixas com linhas contínuas representam as variáveis que foram adicionadas nos modelos estatísticos como preditoras e/ou respostas. As caixas com linhas tracejadas representam as variáveis para as quais relações são estabelecidas conceitualmente. **B) e C)** Modelo conceitual do Ambiente Marinho e Dulcícola, respectivamente. Caixas-seta amarelas indicam os nomes dos Temas e abaixo, nas caixas amarelo escuro, as principais variáveis que podem ser preditoras ou resposta das variáveis dos demais Temas. Setas pontilhadas indicam relações entre variáveis. Caixas vermelhas-alaranjadas indicam os desfechos adversos de interesse regulatório específicos aos Temas Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Perifíton, Macrófitas, Ictiofauna e Macroinvertebrados bentônicos. Setas pontilhadas indicam relações entre variáveis preditoras abióticas com os desfechos adversos podem ser mediadas por vias internas de efeito (i.e., vias de desfecho adverso, VDAs), enquanto setas contínuas relações diretas resposta-preditor. No canto inferior esquerdo de cada modelo, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas



#### **6.4.2 Modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do material oriundo da barragem de Fundão descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais**

O primeiro modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do Material Ligado ao Desastre (MLD) foi construído para o Ambiente Marinho a partir de critérios geoquímicos e mineralógicos, e apresentado no Relatório Anual de 2019 (RT-18L; RT-19A/RRDM, 2019). Desde então, ao longo dos 6 anos do PMBA/Fest-UFES (monitoramento de setembro de 2018 a setembro de 2024), esse modelo tem sido melhorado a partir do aprofundamento do conhecimento sobre o MLD e seu comportamento na porção capixaba da Bacia do rio Doce, bem como na região marinha e costeira adjacente.

Conforme apresentado na seção 6.3.1, o rompimento da Barragem de Fundão resultou no lançamento de aproximadamente 44 milhões de metros cúbicos ( $Mm^3$ ) de rejeito de minério nos vales fluviais a jusante, dos quais cerca de  $31,6 Mm^3$  se depositaram entre a barragem e a usina hidrelétrica de Candonga, enquanto o restante escoou na forma de partículas finas em suspensão até o Oceano Atlântico (RENOVA, 2016). Durante esse processo, houve uma devastação significativa da paisagem da Bacia Hidrográfica do rio Doce, o que deixou uma grande área com solos expostos (Nota técnica CT-GRSA 10/2018). Portanto, além da massa de rejeito de mineração, o rompimento gerou um fluxo intenso de lama e detritos com alta concentração de sedimentos em suspensão, metais e outros contaminantes (CPRM, 2015; BASTOS et al., 2017; QUARESMA et al., 2020). Esses contaminantes estavam associados tanto ao rejeito da barragem quanto ao solo remobilizado ao longo dos sistemas fluviais (GOMES et al., 2017; HATJE et al., 2017; BASTOS et al., 2017; QUARESMA et al., 2021; SÁ et al., 2021).

Partindo do ocorrido e dos resultados obtidos ao longo do PMBA/Fest-UFES, o atual modelo espaço-temporal de dispersão do MLD busca avaliar a deposição e dispersão desse material a partir de suas características sedimentológicas, geoquímicas e mineralógicas. Para compreender a atualização espaço-temporal da dispersão e deposição do MLD nos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, é essencial, primeiramente, lembrar as principais características sedimentológicas, mineralógicas e geoquímicas encontradas nos estudos que realizados após o rompimento da Barragem de Fundão.

Do ponto de vista sedimentológico, o MLD é composto por sedimentos de granulometria variada, incluindo areia fina a média, silte e argila (SILVA et al., 2016; FIGUEIREDO et al., 2020; QUARESMA et al., 2020, 2021). Após o rompimento da barragem, observou-se um aumento na proporção de sedimentos mais finos entre Cachoeira dos Óculos e Baixo Guandu, indicando a sedimentação das frações mais grossas ao longo do rio Doce (CPRM, 2015). Nas proximidades da Usina Hidrelétrica de Candonga, o diâmetro médio das partículas foi de  $55 \mu m$ , sendo que 90% delas tinham menos de  $123 \mu m$  (FIGUEIREDO et al., 2020). Já na Foz do rio Doce, houve uma predominância da fração lamosa, com redução do tamanho mediano dos grãos de  $7 \mu m$  para  $2 \mu m$ , o que sugeriu que a suspensão concentrada de sedimentos alterou temporariamente os processos sedimentares da plataforma interna (QUARESMA et al., 2020).

Sob o aspecto geoquímico, os estudos mostraram elevadas concentrações de metais como Al, Fe, Mn, As, Cd, Cr, Cu, V e Zn, tanto na água quanto nos sedimentos (BASTOS et al., 2017; GOMES et al., 2017; SÁ et al., 2021). As concentrações foram mais elevadas logo após o rompimento, com tendência de aumento durante a estação chuvosa, especialmente nas áreas próximas à barragem de Fundão



(RICHARD et al., 2020). Na porção interna da Foz do rio Doce e na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, também foram detectados aumentos significativos nos níveis de Zn, Pb, Ni, Cr, Cu e Fe logo após o desastre (QUARESMA et al., 2021).

Em relação às características mineralógicas, o rejeito proveniente do rompimento foi caracterizado por um conjunto de fases minerais ricas em ferro, denominado *Iron Mineralogical Set* (IMS), composto por hematita, goethita, grenalita-T, maghemita e magnetita (FIGUEIREDO et al., 2020; ORLANDO et al., 2020). A susceptibilidade magnética ( $\chi_{ac}$ ) foi utilizada como indicador da presença do rejeito, revelando um aumento de 20% (1,2 vezes) em relação aos valores de referência (ORLANDO et al., 2020).

Dessa forma, os estudos mostraram que a presença do MLD na área monitorada no âmbito do PMBA/Fest-UFES pode ser identificada pelo aumento da fração lamosa nos sedimentos, associada a maiores concentrações de metais tanto na água quanto no sedimento, e associada ao aumento das fases mineralógicas que compõem o IMS, detectável tanto pela análise da composição mineralógica quanto pela medida da susceptibilidade magnética. Além disso, do ponto de vista geoquímico, está sendo incluída a análise de elementos terras raras (ETR) como um novo parâmetro para identificar a presença do MLD no Ambiente Costeiro, e, neste relatório, para esse ambiente a análise dos ETR's será considerada.

Diante do exposto acima, para este relatório, a presença do MLD em cada um dos ambientes, foi identificada a partir dos seguintes parâmetros:

**Ambiente Dulcícola:** A presença do MLD foi identificada a partir da análise da medida de susceptibilidade magnética no sedimento, da composição mineralógica e do aumento das fases mineralógicas que compõem o IMS no sedimento de fundo, além do teor da fração lamosa no sedimento e da concentração de metais na água e no sedimento.

**Ambiente Marinho:** A identificação da presença do MLD foi feita por meio do aumento da medida de susceptibilidade magnética no sedimento, com uma razão IMS maior que 1,2, indicando o sinal do rejeito da barragem de Fundão. Além disso, o teor da fração lamosa no sedimento e a concentração de metais na água e no sedimento também foram utilizados em conjunto com a composição mineralógica.

**Ambiente Costeiro:** A identificação da presença do MLD foi realizada com base no teor da fração lamosa, na ocorrência de Oxihidróxidos de Fe (Goethita + Hematita), nas concentrações dos Elementos Terras Raras (ETR) e na concentração de metais na água e no sedimento. A distribuição dos teores de lama e metais no Ambiente Costeiro foi investigada juntamente com o padrão de dispersão do MLD no Ambiente Marinho, além de ser relacionada aos processos físicos que transportam e dispersam o material para os ecossistemas costeiros monitorados.

Será apresentado a seguir um modelo geral da dispersão do MLD nos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, de forma que o padrão observado no sexto ano do PMBA/Fest-UFES mantém-se consistente com os anos anteriores.

A análise integrada das características sedimentológicas, mineralógicas e geoquímicas no Ambiente Dulcícola mostra que o MLD tem o mesmo padrão de distribuição espacial da fração lamosa do sedimento fluvial produzido pela bacia, de forma que na porção capixaba da bacia hidrográfica do rio Doce o material tem-se depositado principalmente na região interna da Foz do rio Doce (Material

Suplementar dos Temas Mineralogia e Qualidade de Água e Sedimento – Ambiente Dulcícola). Os resultados mostram que para além de lagos e lagoas, os maiores teores de lama (maior que 30%) têm sido encontrados somente na estação que fica na porção interna da foz do rio Doce, sendo associados às maiores concentrações dos metais que caracterizam o MLD e aos maiores teores dos oxihidróxidos de ferro. É nesta região também que tem sido encontrado os maiores valores de susceptibilidade magnética.

Em relação ao aspecto temporal, um resultado sobre a influência dos processos hidrológicos na dispersão do MLD merece destaque. Durante as estações secas, o menor volume de chuva reduz o transporte de sedimentos, favorecendo a deposição de oxihidróxidos de ferro, como observado na estação Regência (E26) durante o período seco do Ano 1 (06/19 a 08/19). Na bacia do rio Doce, caracterizada por solos ricos em caulinita, essa condição resulta em um aumento relativo de oxihidróxidos de ferro nos sedimentos devido à menor entrada de sedimentos finos e ao favorecimento da floculação de minerais metálicos.

Como discutido nos relatórios Fest (2023) e Fest (2024), a partir do aporte fluvial do rio Doce, o MLD chega ao Ambiente Marinho. Então, processos meteoceanográficos, como o vento, as ondas superficiais de gravidade e as correntes costeiras são responsáveis pelo transporte e pela determinação das áreas preferenciais de deposição do MLD. Posto isso, abaixo serão descritas as áreas onde o MLD foi identificado no Ambiente Marinho, bem como os padrões gerais meteoceanográficos que determinam as áreas preferenciais de deposição do MLD.

No Ambiente Marinho, a presença do MLD tem sido detectada principalmente nas regiões preferenciais de deposição do sedimento lamosos (maiores detores de lama): áreas rasas (até 30 m) do setor Foz do rio Doce, assim como nas porções rasas dos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (até 36 m) e Norte (até 20 m). Na Foz do rio Doce, observa-se um aumento na porcentagem de ocorrência do MLD em direção ao norte: no setor Foz Sul, a presença é registrada em 41,04% das campanhas, no Foz Central em 54,54%, e no Foz Norte em 78,45%. No setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, o MLD foi identificado em todas as estações na porção rasa, em pelo menos 2 campanhas, com uma média de ocorrência de 20,96%. A estação CA 13 se destacou, com presença do MLD em 40% das campanhas ao longo de todo o monitoramento. Na porção profunda desse setor, apenas três estações (CA 04, CA 06 e CA 15) apresentaram a presença do MLD (conforme Material Suplementar do Tema Sedimentação Marinha).

No setor Norte, na porção rasa (até 20 m), há uma tendência de redução na porcentagem de ocorrência do MLD em direção ao norte. Enquanto na região de Degredo a presença foi registrada em 100% das campanhas, em Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas, as ocorrências foram de 37,5%, 10%, 12,5% e 5%, respectivamente. No setor Abrolhos, apenas a estação localizada em Mucuri (profundidade de 24 m) apresentou presença do MLD, exclusivamente em uma campanha do período chuvoso do Ano 4 (janeiro de 2022). A análise temporal revela uma diminuição do sinal do MLD em todos os setores a partir do Ano 4, com destaque para as estações mais distantes do setor Norte (Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas), que não registraram presença do MLD nas campanhas dos Anos 5 e 6. Nos setores Foz do rio Doce e APA Costa das Algas o mesmo padrão de redução nos Anos 5 e 6 foi observado. Somente as estações SDN30, SDN20 (setor Foz Norte) e SD 01 (setor Foz Central)

apresentaram o MLD em todas as campanhas do Ano 6, de forma que na maior parte das outras estações o MLD foi registrado somente em uma campanha. Esta variabilidade temporal pode ser uma resposta ao baixo aporte fluvial observado durante o Ano 6 (MS do Tema Integração Fluvio-Estuarina). Ao longo de todo o monitoramento, o padrão de distribuição das características sedimentológicas e mineralógicas foi acompanhado espaço-temporalmente pela concentração de metais na água e no sedimento, que apresentou os maiores valores nos setores da Foz do rio Doce, região rasa da APA Costa das Algas e do Setor Norte. Destaca-se que foi observada uma redução dessas concentrações ao longo dos Anos 5 e 6.

Uma análise espaço – temporal desde novembro de 2015 até setembro de 2024 mostra que o padrão de deposição e dispersão do material proveniente do rompimento da barragem de Fundão no Ambiente Marinho segue as trajetórias preferenciais de deposição do material transportado pelo rio Doce (BASTOS et al., 2015; QUARESMA et al., 2015; BOURGUINHON et al., 2018; VIEIRA et al., 2019; QUARESMA et al., 2021). De acordo com QUARESMA et al. (2015), ao sul da foz do rio Doce, os sedimentos de fundo até 30 m de profundidade são predominantemente compostos pela fração lamosa oriunda do aporte fluvial. Em contraste, nas regiões central e norte da Foz do rio Doce, os sedimentos apresentam uma mistura de areia e lama, caracterizando-se como uma zona de by-pass para sedimentos ressuspensos durante eventos de alta energia. Ademais, Oliveira (2018) demonstrou que, embora as condições meteoceanográficas típicas durante eventos de cheia na Bacia do rio Doce favoreçam a deposição de sedimentos em águas rasas, especialmente ao sul da foz, a dispersão desses materiais é significativamente influenciada por eventos energéticos associados à passagem de Sistemas Transientes. Esses eventos promovem a redistribuição dos sedimentos transportados pelo rio Doce para o norte, abrangendo as porções interna e média da plataforma continental, propiciando a deposição preferencial do MLD nessas regiões. A direção preferencial de transporte dos sedimentos para o norte, assim como o aumento da concentração de metais nessa direção, tem sido observada desde a chegada do MLD ao ambiente marinho em novembro de 2015 (Bastos et al., 2017; QUARESMA et al., 2021).

Os processos físicos que influenciam a distribuição do MLD no Ambiente Marinho também desempenham um papel importante na chegada desse material ao Ambiente Costeiro. Além desses processos de maior escala, a presença do MLD nos ecossistemas costeiros monitorados no âmbito do PMBA/Fest-UFES é influenciada por processos físicos de escala local.

No ecossistema de praia, a chegada do material ocorre principalmente pela circulação induzida pela ação das ondas, como correntes de retorno, deriva litorânea e *undertow*. Esses processos promovem a ressuspensão do material depositado na antepraia e na plataforma continental adjacente, transportando-o e dispersando-o para as áreas submersas e emersas da praia (DALLY, 2005; SHORT, 2012; CASTELLE et al., 2016). Os resultados obtidos neste ecossistema ao longo dos 6 anos do PMBA/Fest-UFES indicam a atuação da circulação induzida pelas ondas no transporte e nos locais preferenciais de deposição do MLD. Ao longo da região costeira adjacente à foz do rio Doce, a deposição do MLD apresenta um padrão característico, evidenciado tanto pela presença dos maiores teores de lama, pelas maiores concentrações de elementos químicos específicos, pela presença de Oxihidróxidos de Fe (Goethita + Hematita) e pelas maiores concentrações dos ETR's. As áreas

submersas das praias, situadas a 5 e 10 metros de profundidade nas proximidades da desembocadura e do flanco norte da planície do rio Doce, têm mostrado um aumento significativo nas concentrações de lama ao longo do período monitorado. Em contraste, os demais pontos monitorados apresentaram baixos ou inexistentes teores de lama, com exceção da porção mais ao sul, onde a lama é de origem carbonática. Além disso, é ao longo da isóbata de 10 metros, principalmente ao norte da Foz do rio Doce (setores B' e C), que os Oxihidróxidos de Fe têm sido observados. Em termos geoquímicos, a presença do MLD é reforçada pelos elevados valores de arsênio (As) ao norte da foz do rio Doce e de ferro (Fe) em todos os pontos monitorados. As praias localizadas entre Barra do Riacho e Itaúnas continuam a se destacar por concentrarem consistentemente os maiores teores de elementos como Al, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Pb e Zn nas isóbatas de 10 metros. Em relação aos elementos terras raras, os resultados da soma das concentrações e de suas anomalias mostram mudanças significativas nos sedimentos das praias próximas à foz do rio Doce, com valores acima dos registros históricos em diversos compartimentos e campanhas. Dessa forma, os resultados para o ecossistema praia mostram que as áreas preferenciais de deposição do MLD coincidem com as áreas do ambiente marinho que apresentam as maiores concentrações de metais e uma maior frequência de ocorrência da MLD, confirmando o importante papel da circulação induzida pelas ondas e das correntes costeiras no padrão de transporte preferencial para o norte.

No ecossistema restinga, a presença do MLD é investigada essencialmente a partir da concentração dos metais que caracterizam o material. Neste ecossistema, além da ausência do monitoramento da mineralogia, a análise da granulometria do solo mostrou predominantemente baixos teores de lama no sedimento ao longo do monitoramento. Neste ecossistema, a chegada da MLD pode acontecer tanto pelo espraçamento das ondas sobre a restinga quanto pela ação do aerossol marinho. Esse aerossol é formado pela quebra das ondas junto à costa e pela ação do vento sobre a superfície do oceano, sendo sua produção diretamente relacionada à velocidade do vento (DE LEEUW et al., 2011; GHRYTHE et al., 2014; VARLAS et al., 2021). No Relatório RT-46/Fest (2024), a análise da influência dos processos hidro-meteoceanográficos na deposição de metais no solo da restinga, mostrou uma influência significativa tanto da velocidade do vento quanto da altura das ondas sobre as concentrações de metais no solo da restinga, sendo a velocidade do vento o fator de maior impacto. De forma geral, observou-se uma correlação positiva significativa entre a altura significativa das ondas e as concentrações de As, Cd, Cr, Pb e V, além de uma relação direta significativa entre a velocidade do vento e a maior parte dos metais, com exceção de Cd, Se e Zn. A análise da direção dos ventos ainda mostrou que as maiores concentrações de metais no solo estão associadas aos ventos provenientes das direções norte-nordeste, leste-sudeste, norte e sul, sugerindo uma influência tanto do aerossol marinho quanto da região costeira.

Em relação ao padrão de distribuição do MLD na restinga, embora os resultados obtidos para o solo da restinga indiquem moderadamente a presença da MLD, o padrão de distribuição no relatório anual anterior (Fest, 2024) se manteve durante o Ano 6, presente relatório. Em média, as maiores concentrações de As, Cd, Cr, Co, Mn, Ni e Pb foram encontradas no solo da fisionomia Herbácea, enquanto que em média as maiores concentrações de Fe, Al, V, Zn foram encontradas no solo da fisionomia Arbustiva.



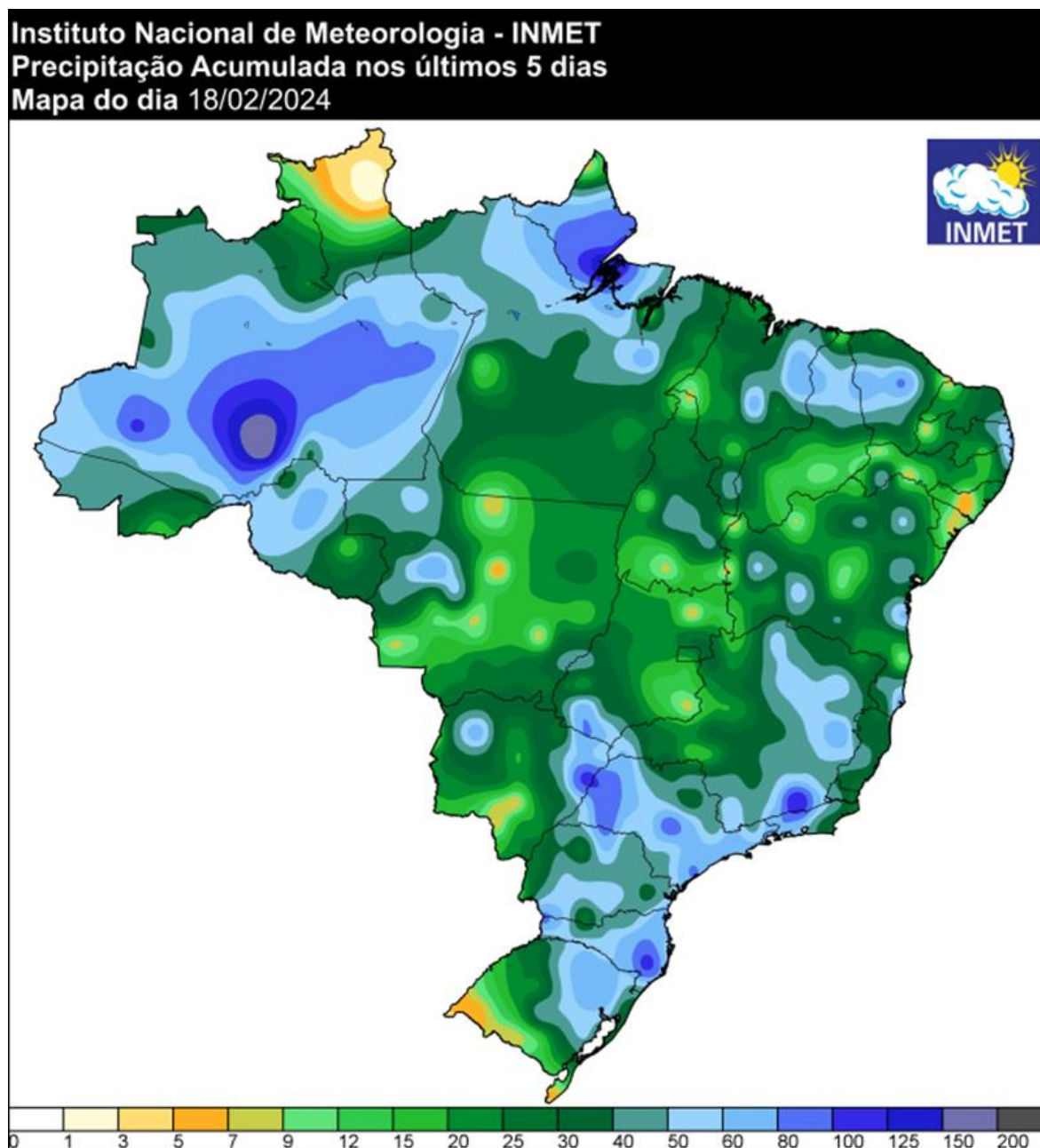
Já no ecossistema manguezal, a chegada do MLD pode ocorrer tanto pela deposição de aerossóis marinhos quanto pela circulação estuarina. Esses processos transportam para as áreas de manguezal contaminantes, nutrientes e sedimentos em suspensão provenientes do Ambiente Marinho (DE MIRANDA et al., 2002; DU et al., 2009). Destaca-se que os manguezais têm uma significativa capacidade de reter contaminantes e material particulado em suspensão nos sedimentos estuarinos, devido tanto aos processos estuarinos quanto a processos físico-químicos específicos (DU et al., 2009). Neste ecossistema a presença do MLD tem sido investigada essencialmente a partir das variações espaço-temporais das concentrações de metais no sedimento (dados coletados no âmbito do PMBA/Fest-UFES e do PMQQS). Não há análise de mineralogia para esse ecossistema.

No Relatório Fest (2024) foi investigada a atuação dos diferentes processos meteoceanográficos na possível chegada do MLD aos pontos monitorados, de forma que, foram analisadas as concentrações de metais no sedimento dos estuários dos rios Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, rio Doce, Barra Nova e São Mateus. Já no âmbito do PMQQS, as análises abrangeram os estuários do Sistema Estuarino Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, do rio Barra Nova e do Rio Cricaré. Para o ecossistema de manguezal, investigou-se se as maiores concentrações de metais (superiores ao percentil 75) têm estado associadas a eventos de chuva nas bacias hidrográficas dos rios que deságuam nos estuários monitorados por ambos os programas ou se decorrem da dispersão do MLD em função da atuação dos processos meteoceanográficos. Neste relatório, a investigação continuou para avaliar a atuação dos processos hidro-meteoceanográficos na chegada do MLD aos pontos de monitoramento do ecossistema de manguezal. A realização de um maior número de campanhas (em série temporal) pode ajudar a aumentar as evidências da chegada do MLD aos pontos monitorados no âmbito do PMBA/Fest-UFES. A análise dos eventos de chuva nas bacias hidrográficas foi realizada com base nos Mapas de Precipitação Acumulada fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia, no Informativo Climático Mensal do Espírito Santo disponibilizado pelo Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper), nos produtos oferecidos pelo Grupo de Estudos Climáticos da Universidade de São Paulo e nas cartas sinóticas do Centro de Hidrografia da Marinha do Brasil. Para avaliar a influência dos processos meteoceanográficos, foram consideradas as condições de maré (sizígia ou quadratura; enchente ou vazante), os dados de vento para a região próxima à foz do rio Doce (conforme SAHA et al., 2014) e a vazão do rio Doce, coletada no âmbito do PMBA/Fest-UFES.

Os resultados ao longo do Ano 6 continuam mostrando que para as análises realizadas no âmbito do PMBA/Fest-UFES, as maiores concentrações de metais no sedimento dos manguezais (apresentadas no material suplementar do Tema Manguezal – MS\_AC\_Manguezal) foram registradas durante ou após eventos de chuva muito forte e forte na porção centro-norte do estado do Espírito Santo e no sul da Bahia. O evento destaque do Ano 6 foi atuação de diferentes sistemas meteorológicos nos dias que antecederam ou durante as campanhas realizadas entre os dias 15/02/2024 e 21/02/2024 nos estuários de Barra Nova e São Mateus. O evento meteorológico começou com a passagem de uma frente fria no dia 15/02/2024, seguida da influência da atuação da tempestade tropical Akará no litoral de São Paulo, e da atuação de um cavado — uma área alongada de baixa pressão atmosférica — no litoral do Espírito Santo (dias 18 e 19 de fevereiro de 2024), que contribuíram para a formação de nuvens carregadas e precipitações intensas entre os dias 15 e 25 de fevereiro. Esse último sistema meteorológico foi o

principal responsável pelos grandes volumes de chuva registrados em todo o estado do Espírito Santo (Figura 31), provocando alagamentos, deslizamentos de terra e outros transtornos.

Figura 31: Mapa de precipitação acumulada para os últimos 5 dias, considerando a data do dia 18/02/2024. O Mapa foi obtido a partir do Instituto Nacional de meteorologia – INMET.



Conforme também discutido no Relatório Fest (2024), a ocorrência simultânea de eventos hidrológicos nos estuários monitorados pelo PMBA/Fest-UFES, influenciada pela atuação de sistemas meteorológicos como os mencionados anteriormente, enfraquece a evidência de que as maiores concentrações de metais no sedimento dos manguezais sejam resultado exclusivamente do aporte do rio Doce e de sua posterior dispersão nos Ambientes Marinho e Costeiro. No entanto, como mencionado anteriormente para o Ambiente Marinho, a porção rasa da plataforma continental

adjacente aos estuários monitorados apresenta deposição do MLD. Dessa forma, espera-se que processos de ressuspensão na plataforma continental disponibilizem esse material para a coluna d'água, e que, posteriormente, a circulação costeira e estuarina o transporte para dentro dos estuários. Assim, no ecossistema manguezal, os resultados mostram fraca evidência da presença do MLD nos estuários monitorados, com exceção do rio Doce, que recebe aporte direto da Bacia Hidrográfica. É importante ressaltar que essas conclusões não descartam os impactos na biodiversidade dos manguezais monitorados (conforme apresentado na seção 6.5.3), uma vez que as larvas do caranguejo *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) possuem uma estratégia reprodutiva que envolve a dispersão larval e o retorno das megalopas aos estuários após o desenvolvimento em águas costeiras, após saírem dos estuários (SIMITH & DIELE, 2008). Essa estratégia pode expor as larvas ao MLD no Ambiente Marinho, afetando a biodiversidade dos manguezais.

Portanto, a análise integrada das condições hidro-meteoceanográficas e dos parâmetros que caracterizam o MLD, tanto com base em estudos prévios quanto nos resultados obtidos ao longo dos 6 anos do PMBA/Fest-UFES, indica que, no Ambiente Dulcícola, esse material se deposita preferencialmente na porção interna da foz do rio Doce. Já no Ambiente Marinho, a análise mostrou que as áreas preferenciais de deposição são determinadas pela circulação e pela hidrodinâmica da plataforma. Enquanto as condições meteoceanográficas típicas explicam a presença do material proveniente da barragem de Fundão nas porções rasas dos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul e Foz Central, o transporte para o norte, resultante de condições meteoceanográficas mais energéticas, explica a maior presença desse material nos setores Foz Norte e Norte (com destaque para as regiões de Degredo e Barra Seca). No Ambiente Costeiro, a análise mostra a presença do MLD na isóbata de 10 metros no ecossistema praia, com destaque para os setores B' e C, e fornece moderada evidência no solo do ecossistema restinga. Já nos sedimentos dos manguezais monitorados, em decorrência da ausência das características mineralógicas e da atuação sinótica dos sistemas meteorológicos responsáveis pelos grandes volumes de chuva, a evidência da presença do MLD neste ecossistema é fraca.

Em uma perspectiva temporal, uma vez que as condições hidro-meteoceanográficas controlam a deposição e a dispersão do MLD nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, os resultados ao longo dos 6 anos mostraram uma maior deposição desse material na porção interna do rio Doce, bem como um maior aporte para o Ambiente Marinho durante e após eventos de cheia na Bacia Hidrográfica do rio Doce. Esses eventos são climatologicamente observados durante o período chuvoso, que ocorre de outubro a março (OLIVEIRA E QUARESMA, 2017; RRDM, 2021). Em relação à dispersão nos Ambientes Marinho e Costeiro, como mencionado anteriormente, ela depende das condições meteoceanográficas durante e após os eventos na Bacia Hidrográfica do rio Doce. É importante destacar que essas condições variam anualmente devido à variabilidade climática natural, influenciando, assim, a deposição e a dispersão do MLD.

#### 6.4.3 Índices de qualidade ambiental (monitoramento ambiental)

A estrutura DPSIR é útil para descrever as relações entre as origens e consequências dos problemas ambientais, como por exemplo as forçantes aqui analisadas - sobretudo por conta da mineração -, que acarretou pressões devido ao rompimento da Barragem de Fundão, gerando consequentemente alterações no estado do ambiente e impactos na biodiversidade aquática, que serão demonstrados adiante. Assim, para entender essa dinâmica se faz necessário focar nas ligações entre os elementos DPSIR, potencializando o entendimento entre os processos que ocorrem nos ecossistemas, analisando-os em uma visão de macroescala e identificando as possíveis relações entre eles.

Segundo o relatório técnico da Agência Ambiental Europeia (1999), a relação entre as forçantes e as pressões resultantes das atividades econômicas depende da tecnologia e dos sistemas em uso. Quando há melhoras na eficiência ambiental, é possível que mais forçantes resultem em menores pressões. Da mesma forma, a relação entre os impactos sobre humanos ou ecossistemas e o estado depende das capacidades de suporte e limites para esses sistemas. Se a sociedade tiver boas respostas aos impactos depende de como estes são percebidos e avaliados e seus resultados irão depender de alterações nas forçantes, pressões e no estado, em um sistema de retroalimentação.

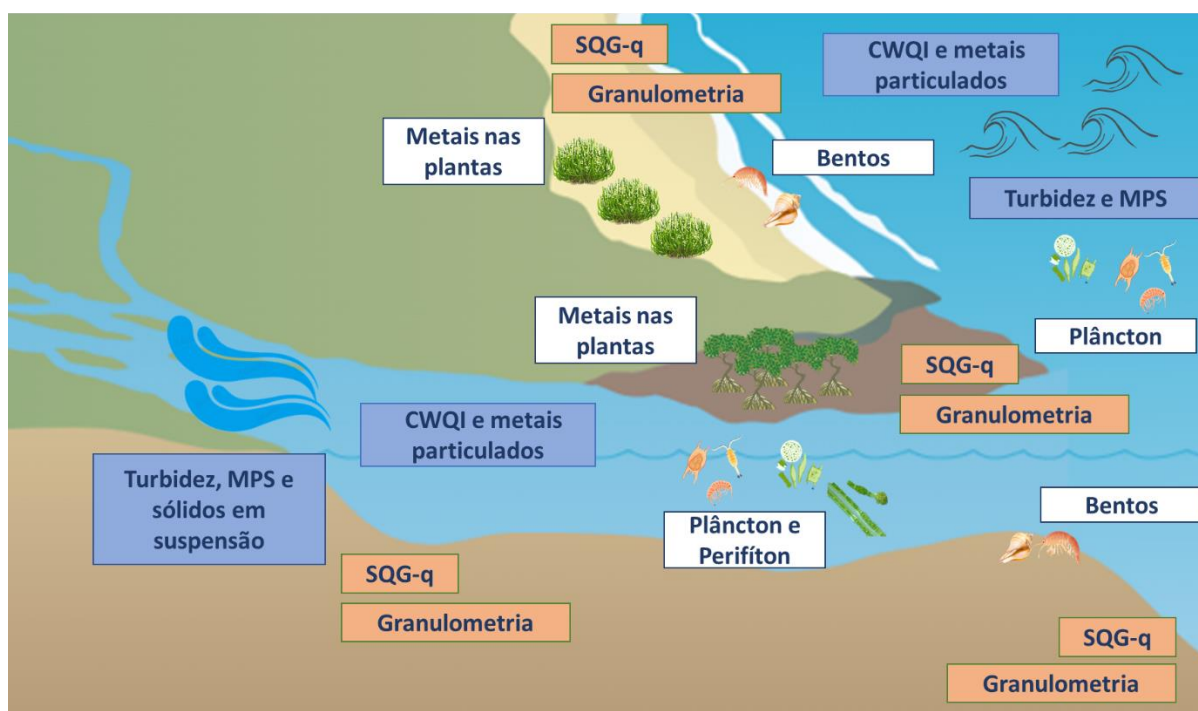
A partir dos modelos conceituais (seção 6.4.1) e do modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do material oriundo da barragem de Fundão (seção 6.4.2) se conseguiu identificar os principais indicadores de estado, aos quais dão uma descrição qualitativa e quantitativas de aspectos hidro-meteoceanográficas (como aporte fluvial, altura significativa de ondas e salinidade), aspectos biológicos (estrutura da biodiversidade aquática) e aspectos químicos (como concentrações de contaminantes) em uma determinada área. Indicadores de estado podem, por exemplo, descrever os recursos aquáticos e de vida selvagem presentes, a concentração de nutrientes e poluentes nestes ambientes e suas consequentes relações intrínsecas que podem acarretar alterações no ecossistema como um todo. Ademais, os processos hidro-meteoceanográficos evidenciados acima possuem variações sazonais já bem estabelecidas na ciência e atuam de forma relevante sobre os processos químicos e biológicos, sendo então necessário uma avaliação conjunta e integrada.

Neste sentido, o foco principal da presente subseção será relacionado às questões fundamentais para a biodiversidade aquática, objetivo principal do monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Estão evidenciadas as atualizações referentes ao Ano 6 (entre outubro de 2023 e setembro de 2024) a respeito da descrição geral do estado ambiental monitorado pelo âmbito do PMBA/Fest-UFES, isto é, dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. Para tanto, serão identificados a qualidade ambiental da coluna d'água e sedimento, a possível influência dos principais processos hidro-meteoceanográficos que atuam sobre estes ambientes e as relações entre estes indicadores e as alterações nas comunidades aquáticas, perfazendo assim as relações entre parâmetros abióticos e bióticos (Figura 32). Ademais, os Temas dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho são considerados em conjunto, permitindo uma interpretação mais clara dos fatores ambientais e bióticos envolvidos em cada um deles e também levando em consideração questões espaço-temporais.



Para avaliação dos parâmetros hidro-meteoceanográficos foram utilizados os seguintes dados: (1) valores de vazão, concentração de sedimentos suspensos e descarga total de sedimentos do rio Doce; (2) material particulado em suspensão (MPS) e turbidez dos Ambientes Dulcícola e Marinho; (3) altura significativa de ondas do Ambiente Marinho e (4) granulometria do sedimento de todos os ambientes. Para a caracterização do estado da qualidade ambiental das matrizes monitoradas foram usadas as concentrações de metais e compostos orgânicos nas matrizes analisadas em cada ambiente, isto é, em sedimentos dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, e em amostras de água para os Ambientes Dulcícola e Marinho, a fim de verificar possíveis tendências significativas de melhora ao longo do tempo. Esses dados estão aqui apresentados na forma de índices de qualidade ambiental da água (CWQI) e do sedimento (SQG-q) e também dos metais particulados, forma não presente para o cálculo dos índices supracitados, mas que são importantes na avaliação do estado da água (Fest, 2023). Importante destacar que estes índices são apresentados de forma completa na série histórica, isto é, levando em consideração todas as campanhas amostrais para cada Ambiente nos Temas Qualidade da Água e Sedimento no Dulcícola, Praias para o Costeiro e Hidrogeoquímica para o Marinho. O recorte aqui performado foi justamente para uma visualização integrada entre ambientes e que permita a realização de relações entre eles.

Figura 32: Esquema dos indicadores utilizados para avaliação do estado dos distintos ambientes monitorados no âmbito do PMBA/Fest-UFES: (a) as caixas azuis são as variáveis que representam os dados representativos da coluna d'água (b) as caixas laranja representam os dados sedimentológicos; e (c) em branco estão representados os grupos biológicos utilizados em cada um dos ambientes. Foi possível caracterizar a relação entre estes indicadores para cada um dos ambientes, além de integrá-los entre si.



Ademais, foram verificados os dados biológicos, utilizando-se de grupos que ocupam os primeiros níveis das cadeias tróficas. Essa escolha se deve, pois, estes organismos podem ser alterados de forma direta pelos processos hidro-meteoceanográficos e pelos índices de qualidade ambiental,

fornecendo uma maior compreensão de relações abióticas e bióticas. Para tanto foram usados dados distintos em cada ambiente, mas que possuem certa correspondência ecológica: (1) para o Ambiente Marinho foram utilizados os índices ecológicos (IEs) do Fitoplâncton, Zooplâncton e Bentos de Fundo Inconsolidado; (2) para os ecossistemas de praias se usou valores de IEs do Bentos; (3) para Restinga e Manguezais se avaliou as concentrações de metais nas plantas presentes nestes ambientes e (4) para o Ambiente Dulcícola se avaliou os IEs do Fitoplâncton, Zooplâncton e Perifíton.

Como observado no relatório anual passado (Fest, 2024) cada Tema monitorado pelo PMBA/Fest-UFES possui suas particularidades em suas características ambientais, nos dados coletados e também em questões espaço-temporais performadas ao longo do monitoramento, o que poderia dificultar a integração entre eles. Para minimizar essas questões optou-se por performar uma integração entre as datas de coleta de cada ambiente e também uma caracterização em determinados setores, dependentes da localização de cada ponto amostral.

Deste modo, os dados apresentados nesta seção estão separados em: (1) APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes (APA); (2) Foz; e (3) Norte, para os Ambientes Marinho, Praias, Restinga e Manguezais, facilitando uma maior compreensão e relação entre eles. Já para o Ambiente Dulcícola, foram caracterizados os pontos amostrais situados na calha e foz do rio Doce (E0a, E0, E21, E26 e E26f do ciclo atual), possibilitando buscar possíveis interações com os demais ambientes. Em termos temporais, buscou-se uma otimização para que não houvesse diferenças significativas entre o número de coletas de cada Ambiente/Tema. Sendo assim, foram selecionadas 20 amostragens do grupo marinho integrado, 14 de praias, 12 da restinga, 13 de manguezais e 20 do Ambiente Dulcícola (MS\_Síntese Integrativa – Estado Ambiental), que ocorreram em períodos similares ao longo do monitoramento. A partir dessa aproximação espaço-temporal se conseguiu ressaltar os principais processos e alterações observadas em todo esse “metaecossistema” de forma concomitante, o que auxilia em uma gestão integrativa entre ambientes.

Os primeiros pontos avaliados foram os processos hidro-meteoceanográficos, uma vez que são importantes fatores de alteração da qualidade da água e do sedimento (OLIVEIRA & QUARESMA, 2017; OLIVEIRA et al., 2021; QUARESMA et al., 2021; LEMOS et al., 2022; LONGHINI et al., 2022). Seguindo os padrões já estabelecidos na literatura e nos demais anos do monitoramento, o Ano 6 (outubro de 2023 a setembro de 2024) teve vazões típicas divididas em período chuvoso e seco. De forma geral se observou maiores valores entre os meses de outubro e março (com média de 715 m<sup>3</sup>/s e máxima diária de 2.090 m<sup>3</sup>/s), enquanto os menores foram identificados entre os meses de abril e setembro (com média de 290 m<sup>3</sup>/s) (Material Suplementar do Tema Integração Fluvio-Estuarina – MS\_AD\_ Integração fluvio-estuarina). Esses mesmos padrões de vazão foram identificados nos dias das coletas, isto é, com maiores valores no período chuvoso e menores no período seco, o que permite usar esse valor diário como fator de explicação para as alterações ambientais e biológicas. Ainda para o Ambiente Dulcícola, se identificou na calha e foz do rio Doce maiores valores de material particulado em suspensão, turbidez, concentração de sedimentos e descarga de sedimentos no período chuvoso e menores no período seco, padrões típicos já identificados em anos anteriores e que estão intimamente relacionados com a vazão do rio Doce (Material Suplementar do Tema Limnologia).

O Ano 6 do monitoramento também seguiu os padrões sazonais típicos de altura significativa de ondas (Fest, 2022; 2023), isto é, valores mais elevados no período seco, devido a maior frequência de sistemas transientes, e menores no período chuvoso (Material Suplementar do Tema Modelagem). De forma semelhante, houve padrões sazonais típicos nos dados de descarga de sólidos em suspensão (QSS) e material particulado em suspensão, com os maiores picos nos períodos chuvosos. Por outro lado, os resultados de turbidez do Ambiente Marinho não apresentam de forma tão clara a sazonalidade, por sofrer influência de dois fatores ao longo do ano: (1) dos picos de vazão, que ocorrem principalmente nos períodos chuvosos e (2) ressuspensão por ondas, devido à passagem de sistemas transientes supracitados, as quais verificam-se mais frequentemente durante os períodos secos.

Com relação à granulometria não há variações muito elevadas em termos temporais – o que vale também para o Ano 6 – mas há diferenças espaciais entre os ambientes monitorados: (1) a calha do rio Doce apresenta baixas porcentagens de lama e cascalho, sendo predominantemente caracterizado por altos teores de areia (exceção ao ponto mais próximo à foz, que apresenta altos teores de lama em algumas campanhas); (2) o Ambiente marinho apresenta um mosaico complexo de granulometrias, com áreas mais próximas à foz do rio Doce apresentando maiores teores de lama e áreas mais profundas e distantes da foz apresentando areia como principal tamanho de grão (MS\_AM\_Sedimentação Marinha); (3) as praias apresentam predominância de areia nas áreas emersas e lama em algumas porções submersas (principalmente nas isóbatas de 5 e 10 metros); (4) a restinga apresenta quase que totalidade de teores de areia; e (5) os manguezais apresentam predominância de areia, mas com teores de lama que se aproximam ou até mesmo ultrapassam esses valores (vale destacar os pontos do rio Doce, que possuem teores de lama maiores que 60%).

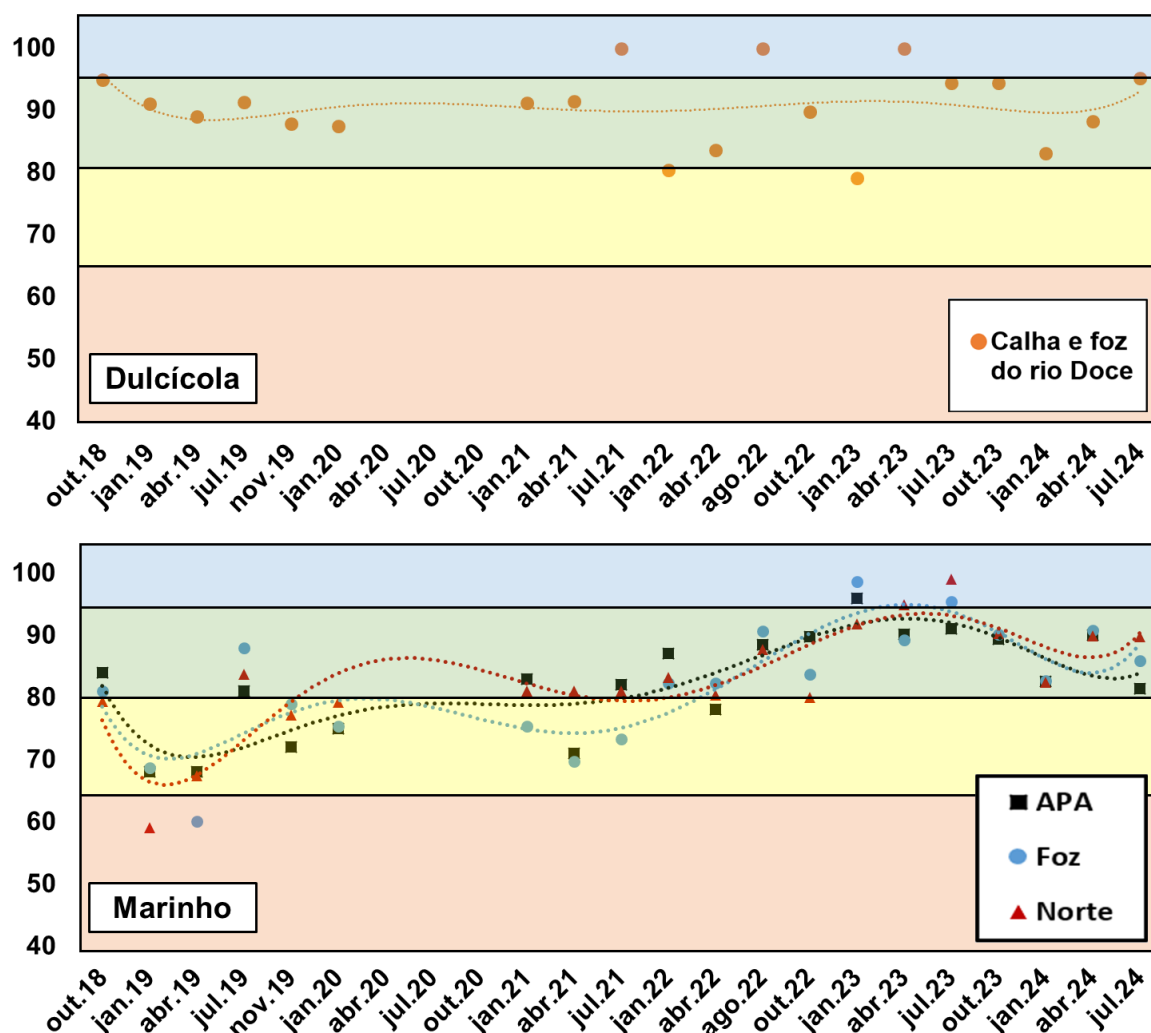
Em seguida, foram caracterizados os índices da qualidade do ambiente – ao qual foi estabelecido através da avaliação das concentrações compostos presentes nas matrizes ambientais e sua razão com valores pré-estabelecidos nas legislações globais e nacionais. Como já demonstrado no relatório anual anterior (Fest, 2024), continuou-se a observar alterações espaciais e temporais para cada um dos ambientes analisados também durante o Ano 6 do monitoramento. Na análise do estado da água foi utilizado o índice CWQI, ao qual se utiliza dos valores de determinados metais, metaloides, nutrientes e compostos orgânicos, caracterizando os Ambientes Marinho e Dulcícola, que performaram coletas de amostras d'água ao longo de todo o monitoramento. Para tanto, eles foram caracterizados como: (1) Ruim, que evidencia ameaça ou prejuízo muito frequente; (2) Marginal, indicando ameaça frequente; (3) Justo, que sugere ameaças ocasionais; (4) Bom, que demonstra um pequeno grau de ameaça; e (5) Excelente, a qual indica uma ausência virtual de ameaça (SAFFRAN et al., 2001). Como mencionado anteriormente, esse mesmo índice é performado pelo Tema Qualidade da Água e Sedimento para o Ambiente Dulcícola e também pelo Tema Hidrogeoquímica no Ambiente Marinho, porém levando em consideração os metais/metaloides ou compostos orgânicos de forma separada.

Seguindo o mesmo padrão identificado anteriormente não foram identificadas tendências significativas de melhora ou piora nos valores do índice de qualidade de água para o Ambiente Dulcícola (Fest, 2024), observando uma estabilidade e poucas flutuações para os pontos da calha e foz do rio Doce

(Figura 33). De forma geral, o rio Doce mostrou-se majoritariamente como Bom, com algumas campanhas apresentando categoria Excelente ou Justo. Os valores mais baixos do índice ocorreram em períodos chuvosos, devido principalmente às maiores concentrações de metais ocasionadas possivelmente pelo aporte fluvial (Material Suplementar Qualidade de Água e Sedimento - MS\_AD\_Limnologia), o que foi também identificado no Ano 6. Importante notar que diferentes formas de avaliação de índices ambientais podem acarretar distintos resultados, suscitando em dificuldades na comparação dos mesmos, por isso é importante também levar em consideração as distintas frações dos metais, além das concentrações de compostos orgânicos e nutrientes, que permite uma avaliação mais integrativa da qualidade do ambiente em questão, o que foi considerado na presente seção.



Figura 33: Índices de qualidade de água para os Ambientes Marinho e Dulcícola, aos quais foram analisados a partir da concentração de metais totais e dissolvidos, nutrientes e compostos orgânicos presentes nas distintas campanhas e setores. Na figura superior está representada a calha e foz do rio Doce, enquanto a figura inferior representa o ambiente Marinho (os quadrados pretos representam o setor APA, os círculos azuis o setor Foz e os triângulos vermelhos o setor Norte). Do mesmo modo, as linhas pontilhadas de cada cor representam a melhor linha de tendência polinomial para ambos os ambientes/setores. As distintas faixas horizontais de cor representam as categorias utilizadas para a verificação da qualidade da água, segundo SAFFRAN et al. (2001): (a) Laranja – CWQI entre 45 e 64 é relatado como Marginal e indica ameaça frequente; (b) Amarelo – o valor CWQI entre 65 e 79 é relatado como Justo e sugere ameaças ocasionais; (c) Verde – valor CWQI entre 80 e 94 é relatado como Bom e mostra um pequeno grau de ameaça; e (d) Azul – de 95 a 100 é relatado como Excelente e indica uma ausência virtual de ameaça. Cabe destacar que o CWQI entre 0 e 44 é classificado como Ruim e mostra ameaça ou prejuízo muito frequente, porém não foi aqui destacado na figura por nenhuma campanha relatar valores médios dentro dessa categoria. Os resultados demonstraram que para a calha e foz do rio Doce não houve tendências significativas de alteração ao longo dos anos, sendo classificado como Bom na maioria das campanhas, enquanto que o ambiente marinho teve uma melhora significativa ao longo do monitoramento para todos os setores, com uma relativa piora no ANO 6, deixando de ser classificado como Excelente voltando a ser classificado como Bom.



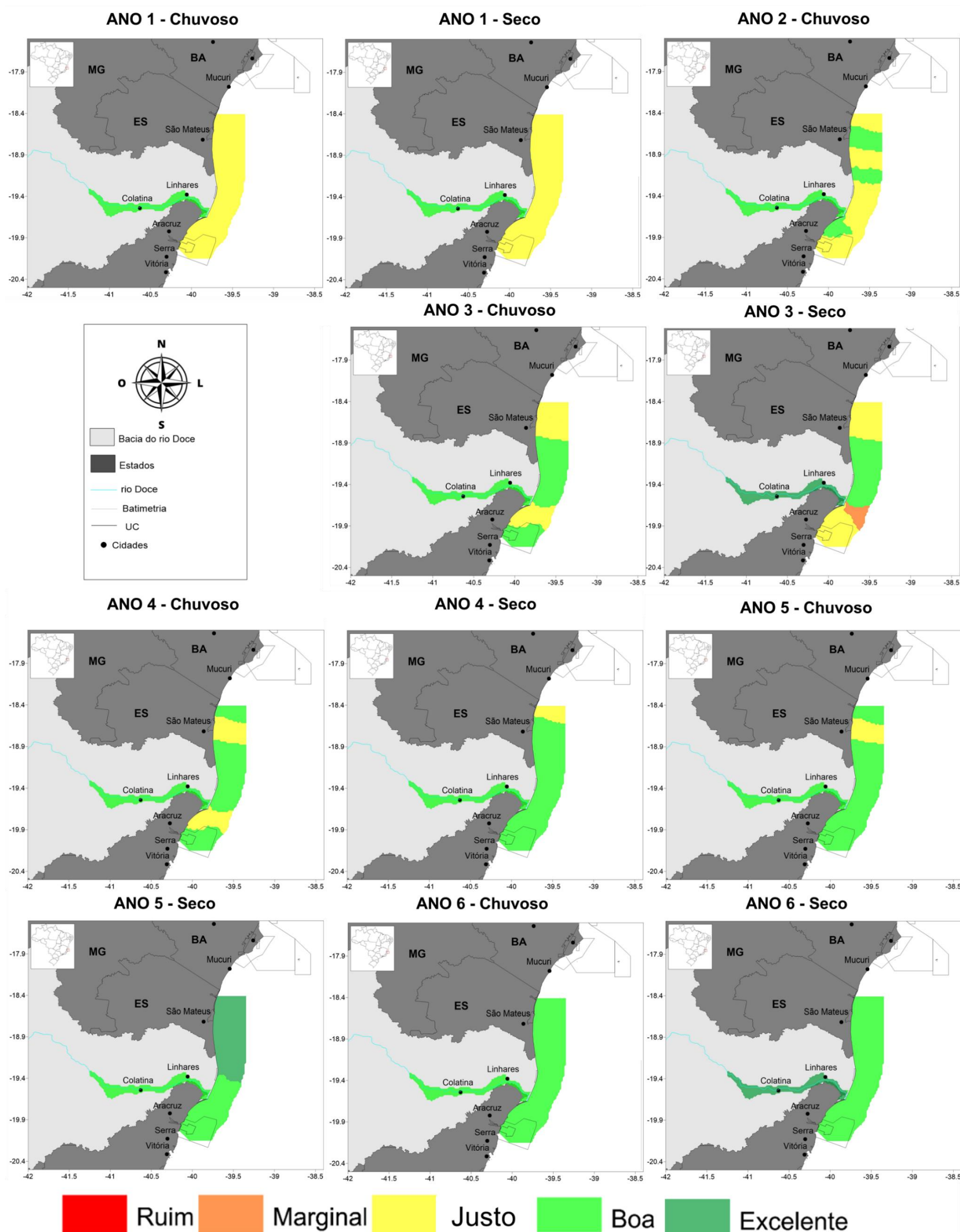
Para o Ambiente Marinho, seguiu-se o mesmo panorama apresentado anteriormente, ou seja, foram identificadas tendências significativas de melhora da qualidade da água para os setores APA, Foz e Norte (Figura 33), evidenciando uma mudança da categoria Marginal/Justo para Excelente até o Ano 5. Destaca-se que durante o Ano 6 houve uma relativa diminuição nos valores do índice, retornando à

classificação Bom para os três setores, que pode estar relacionado ao aumento nas concentrações de ferro dissolvido, manganês e zinco da fração total identificados nesse período (Material Suplementar Hidrogeoquímica - MS\_AM\_Hidrogeoquímica) e que possivelmente se relacionam com os processos hidro-meteocenográficos que atuaram durante esse ano. Um ponto a se salientar, ademais, é que apesar dessa tendência significativa de melhora ao longo dos anos, é possível identificar flutuações temporais nos resultados encontrados, o que pôde ser evidenciado por modelos polinomiais ( $R^2 = 0,72$ ;  $0,67$ ;  $0,75$  para os setores APA, Foz e Norte, respectivamente) (Figura 33).

A partir desses valores foram performados mapas para uma melhor visualização espaço-temporal do comportamento do estado da qualidade da água dos Ambientes Dulcícola e Marinho, diferenciando em períodos secos e chuvosos para os 6 anos de monitoramento (Figura 34). Neste caso, para uma melhor visualização dos resultados do Ambiente Marinho, foram utilizados os valores do índice das estações amostrais monitoradas pelo PMBA/Fest-UFES e não pela setorização anteriormente apresentada, ou seja, foi feita a separação entre as estações APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul, Foz Central, Foz, Norte, Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas. Com relação a questões temporais da Figura 34, foram performadas médias entre as campanhas de um mesmo período, caracterizando os períodos secos e chuvosos, conforme determinado anteriormente.

Diferentemente da figura anterior, em que foi feita uma avaliação das médias de cada setor, através desses mapas foi possível identificar que as estações podem se diferir em alguns momentos, alterando a classificação do índice desde excelente, como por exemplo estações Degredo até Itaúnas no período seco do Ano 5, até Marginal, nas estações da Foz Central do período seco do Ano 3, evidenciando a complexidade ambiental do monitoramento. Além disso, como já identificado no relatório anual anterior (Fest, 2024), não foi possível observar correspondências entre os valores dos índices entre os dois ambientes, independentemente do período avaliado. Isso evidencia que cada um dos ambientes avaliados possui suas particularidades que são regidos por processos distintos. Por exemplo, como mencionado anteriormente, o aporte fluvial em períodos chuvosos pode ter papel importante para a calha e foz do rio Doce, enquanto outros processos além do transporte do material proveniente do rio Doce (como ondas e ressuspensão do material depositado) também podem ser importantes para a avaliação do estado do Ambiente Marinho, como demonstrado para o setor Foz por LONGHINI et al. (2022). Ademais, é possível observar nesta figura a evolução da qualidade da água em termos temporais, com mais setores melhorando ao longo do tempo monitorado, sendo que a partir do período seco do Ano 5 já não se observa pontos em que o ambiente foi classificado como Justo ou Marginal (Figura 34).

Figura 34: Avaliação espaço-temporal do índice de qualidade da água (CWQI) considerando-se os Ambientes Dulcícola e Marinho e distinguindo os períodos de coletas em chuvosos (outubro a março) e secos (abril a setembro). Para uma melhor caracterização espacial do Ambiente Marinho foram usados os valores de índice para cada estação monitorada no âmbito do PMBA/Fest-UFES, isto é, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul, Foz Central, Foz, Norte, Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas. Em termos temporais, foi realizada a média entre as campanhas de um mesmo período. As cores representam as categorias usadas para avaliação da qualidade da água: Vermelho – Ruim; Laranja – Marginal; Amarelo – Justo; Verde claro – Boa; e Verde escuro – Excelente.



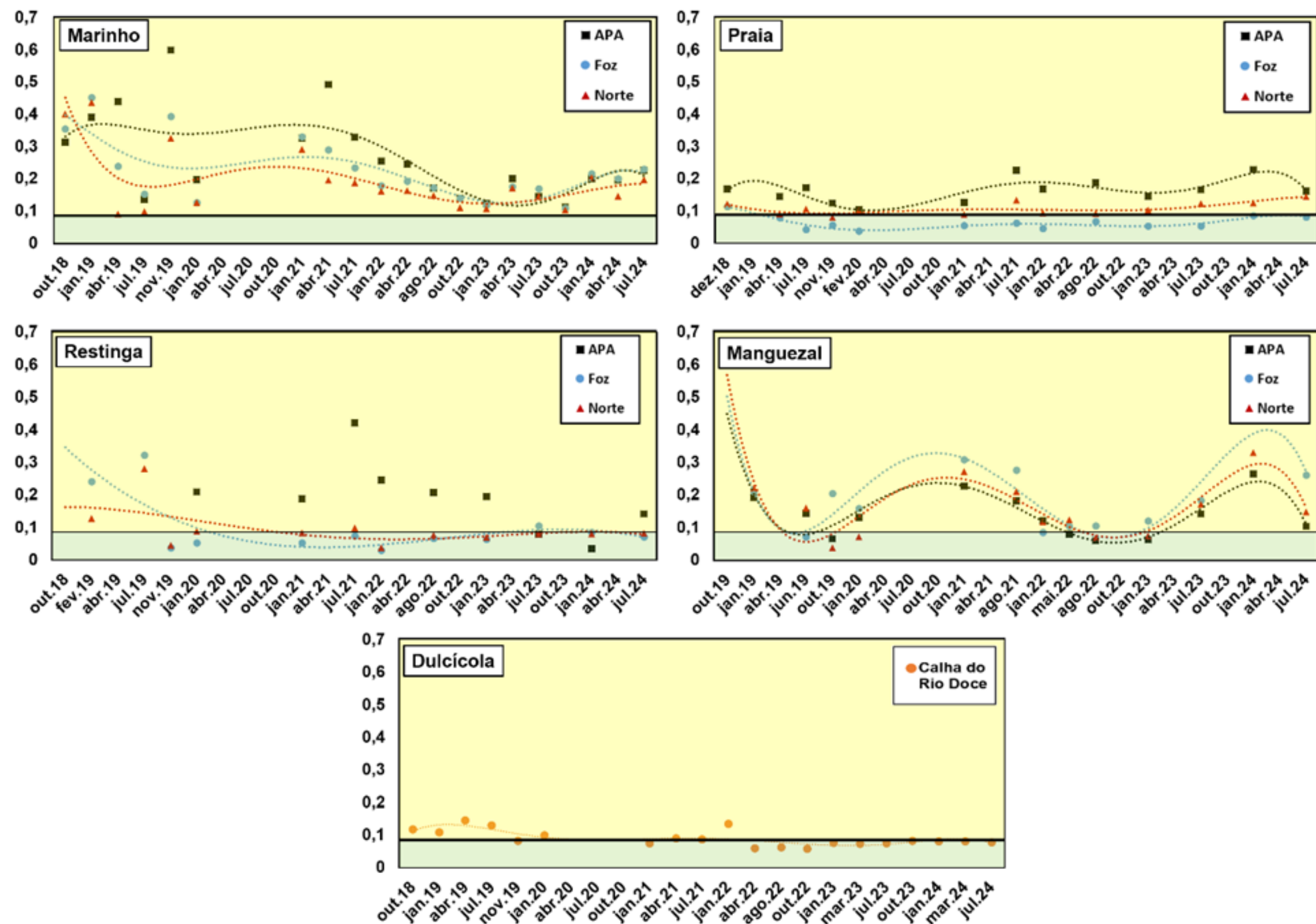
Em seguida, foram verificadas as concentrações dos principais metais em sua forma particulada presentes na coluna d'água, uma vez que podem afetar a comunidade biológica (Fest,2023). Eles estão aqui avaliados em particular por não possuírem valores de referência e devido a isso não podem ser incluídos nos cálculos do índice de qualidade da água. De forma geral, durante o Ano 6 a calha e foz do rio Doce seguiu o mesmo padrão identificado no relatório anterior (Fest, 2024), ou seja, maiores valores no período chuvoso e menores no período seco deste último ano de monitoramento. Ainda, seguindo o mesmo resultado apresentado anteriormente, não há tendências significativas de aumento ou diminuição nas concentrações dos metais particulados na calha e foz do rio Doce, evidenciando que ainda há pulsos de entrada no sistema em determinados períodos, sobretudo quando a vazão do rio está maior. No relatório anual anterior foi identificado que para o Ambiente Marinho não há padrões sazonais bem definidos (Fest, 2024) e isso também foi observado durante o Ano 6. Cabe ressaltar que apesar de não haver tendências significativas de alteração dos metais particulados para todos os setores do Ambiente Marinho, é notável uma diminuição nos anos 5 e 6, quando comparado aos maiores valores da série histórica, identificados no Ano 4 - sobretudo no período seco.

Diferentemente do índice de qualidade da água, foi possível avaliar a qualidade do sedimento para todos os ambientes monitorados no âmbito do PMBA/Fest-UFES, isto é, Dulcícola, Costeiro e Marinho, trazendo uma importante relação espacial e temporal entre eles, como já demonstrado no relatório anual anterior (Fest, 2024). Como colocado anteriormente, os seguintes metais foram usados para a caracterização desta matriz: As, Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, pois eles representam alguns dos principais metais que tiveram aumento nas concentrações no sedimento após o rompimento da barragem de Fundão (QUARESMA et al., 2021). Salienta-se que o Ferro, principal metal oriundo da barragem (ORLANDO et al., 2020) não pôde ser utilizado para a caracterização da qualidade do sedimento por não possuir valores pré-estabelecidos nas legislações globais e nacionais para amostras de sedimento, mas análises de correlação evidenciaram uma relação positiva e significativa entre os valores obtidos pelo índice e as concentrações deste metal nos distintos ambientes, podendo então utilizá-lo como um bom proxy para o impacto do MLD.

Seguindo o mesmo procedimento adotado nos últimos relatórios anuais a qualidade do sedimento (SQG-q ) foi performada a partir de metodologia idealizada por MACDONALD et al. (2004), em que os valores observados nas coletas são comparados com valores de referência e então classificados em três categorias de qualidade quanto aos prováveis efeitos adversos e toxicológicos sobre a fauna: (a) Não impactado ( $SQG-q < 0,1$ ); (b) Moderadamente impactado ( $0,1 < SQGq < 1,0$ ) e Altamente impactado ( $SQG-q > 1,0$ ). De forma geral, cada ambiente possui suas particularidades em termos espaço-temporais ao longo dos seis anos de monitoramento (Figura 35), que podem estar relacionadas com os processos hidro-meteoceanográficos e morfodinâmicos descritos acima.



Figura 35: Índices de qualidade de sedimento para os Ambientes Marinho, Costeiro (praias, restinga e manguezais) e Dulcícola (calha e foz do rio Doce), aos quais foram analisados a partir da concentração de metais presentes nas distintas campanhas e setores. Cada gráfico representa um ambiente em particular, com quadrados pretos representando o setor APA, os círculos azuis o setor Foz e os triângulos vermelhos, o setor Norte. No gráfico inferior os círculos laranjas representam os pontos localizados na calha e foz do rio Doce. As linhas pontilhadas de mesma cor representam as linhas de tendência polinomial que melhor configuraram cada setor. As distintas faixas horizontais de cor representam as categorias utilizadas para a verificação da qualidade do sedimento, segundo MacDonald et al. (2004). A faixa verde representa a categoria Não impactado ( $SQG-q < 0,1$ ) enquanto a faixa amarela equivale à categoria Moderadamente impactado ( $0,1 < SQGq < 1,0$ ). No gráfico da restinga não foi possível estabelecer uma linha de tendência significativa no setor APA por conta do baixo número de campanhas realizadas.

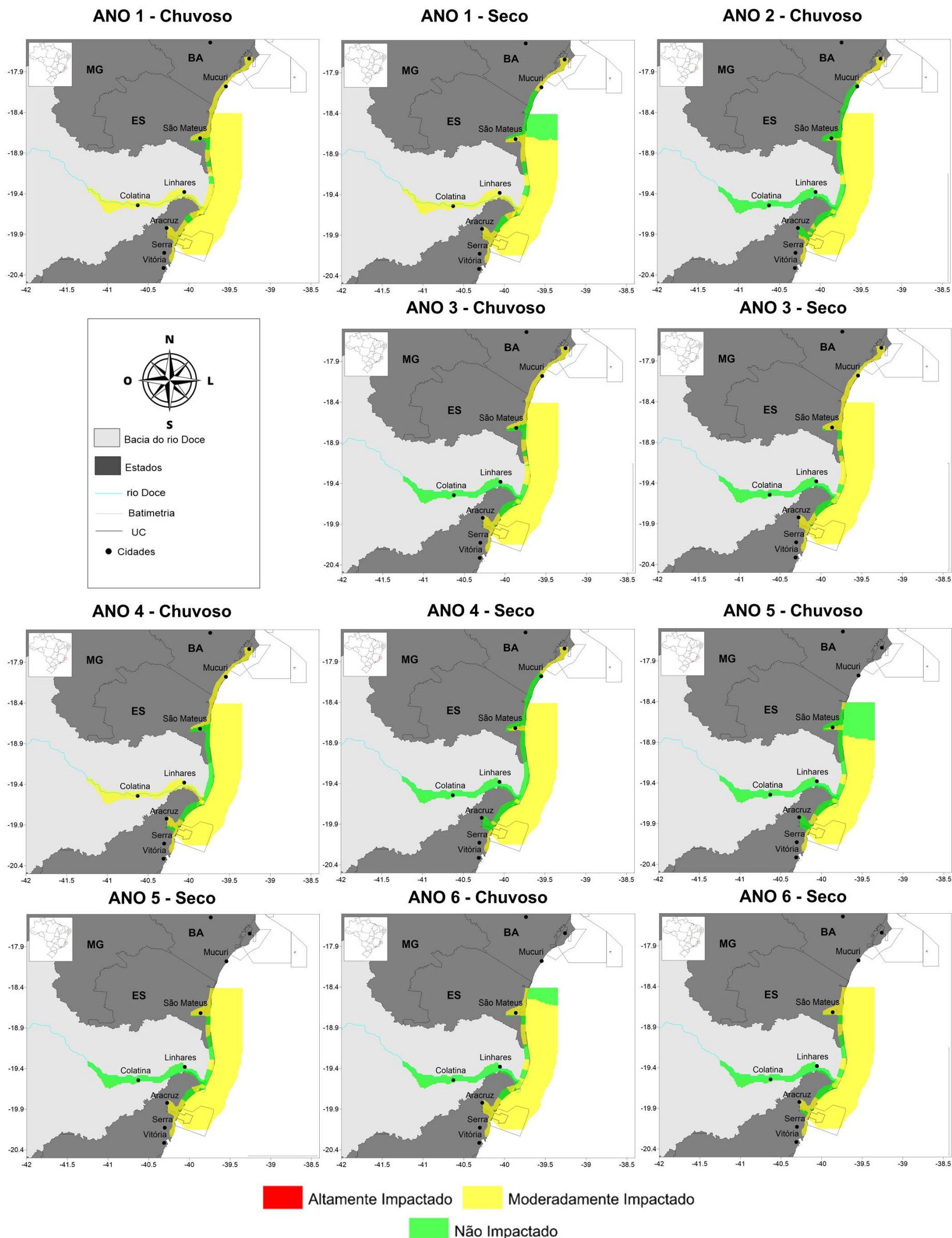


Como demonstrado anteriormente (Fest, 2024) não houve campanhas em que o sedimento foi classificado como altamente impactado para todos os ambientes e isso se repetiu durante o Ano 6 do monitoramento. Apesar de apresentar tendências significativas de melhora no estado do sedimento (com exceção do setor Norte, em que não há tendência de melhora ou piora), o Ambiente Marinho ainda apresenta flutuações temporais e isso ficou evidente durante o Ano 6, em que houve um aumento nas concentrações de metais no sedimento com relação ao ano anterior, mesmo ainda sendo classificado como moderadamente impactado.

Os resultados do Ambiente Costeiro para o Ano 6 também seguiram os mesmos padrões identificados anteriormente para os três ecossistemas analisados. Nas praias não foi possível identificar tendências temporais de melhora na qualidade do sedimento, com os setores APA e Norte apresentando sedimento moderadamente impactados, enquanto o setor Foz esteve classificado como não-impactado para este último ano. Na restinga há uma tendência significativa de melhora no estado do sedimento ao longo dos anos para o setor APA, o que não ocorre para os setores Foz e Norte, em que há uma estabilidade neste índice, sendo classificados como não impactados desde o Ano 3. Já para os manguezais é possível identificar que todos os setores ainda apresentam flutuações temporais, com os maiores valores da série histórica sendo identificados durante o período chuvoso do Ano 6 seguido de uma melhora no período seco deste mesmo período, mesmo ainda sendo classificado como moderadamente impactado para todos os setores. Por fim, o Ambiente Dulcícola foi caracterizado através da calha e foz do rio Doce e também se observou as mesmas tendências anteriormente identificadas, isto é, menores flutuações temporais e uma maior estabilidade do índice, sendo caracterizado como não-impactado ou próximo ao valor limite durante toda a série histórica, independentemente de períodos chuvosos ou secos.

Como feito para o índice de qualidade de água, a partir dos valores de qualidade de sedimento dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho foram performados mapas para uma melhor visualização espaço-temporal do comportamento, diferenciando em períodos secos e chuvosos para os 6 anos de monitoramento (Figura 36). Como exibidos para o índice de qualidade de água, nessa figura os resultados do índice de sedimento também foram caracterizados por estações para os Ambientes Dulcícola (calha e foz), Marinho e Costeiro (Restinga, Praia e Manguezal). Ainda, também foram feitas médias entre as campanhas de um mesmo período, diferindo-os entre chuvosos e secos. De forma geral é perceptível que o Ambiente Marinho como um todo ainda apresenta classificação como moderadamente impactado ao longo de todo o monitoramento, independentemente de períodos chuvosos ou secos, exceções feitas às estações de Conceição da Barra e Itaúnas, que apresentam classificação não-impactada em alguns períodos. A calha e foz do rio Doce foi classificada como moderadamente impactado no início do monitoramento e no período chuvoso do ano 4, porém desde então vem sendo classificado como não-impactado. Já para o Ambiente costeiro é perceptível que os ecossistemas de restinga e as praias apresentam principalmente classificação como sedimento não-impactado, enquanto os manguezais possuem pulsos de maior impacto ao longo do tempo.

Figura 36: Avaliação espaço-temporal do índice de sedimento (SQG-q) considerando-se os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e distinguindo os períodos de coletas em chuvosos (outubro a março) e secos (abril a setembro). Para uma melhor caracterização espacial foram usados os valores de índice para cada estação monitorada no âmbito do PMBA/Fest-UFES para os Ambientes Dulcícola (calha e foz) Marinho e Costeiro (Restinga, Praia e Restinga). Em termos temporais, foi realizada a média entre as campanhas de um mesmo período. As cores representam as categorias usadas para avaliação da qualidade do sedimento: Vermelho – Altamente impactado; Amarelo – Moderadamente impactado; Verde – Não impactado.





A partir destes resultados se mostrou necessário avaliar o estado deste metaecossistema como um todo, o que proporciona uma integração entre os ambientes. Para tanto foram realizadas análises de matriz de correlação de modo a analisar as possíveis relações entre os dados apresentados acima, isto é, dos valores dos índices de qualidade ambiental (água e sedimento) e também dos parâmetros hidro-meteoceanográficos, buscando possíveis correspondências e explicações para os resultados encontrados nos ambientes monitorados (Figura 37).

O primeiro ponto a se salientar é que a forte correlação positiva entre os parâmetros analisados na calha e foz do rio Doce, isto é, entre vazão, concentração de sedimentos suspensos, descarga de sedimentos totais, turbidez e material particulado em suspensão, evidencia os padrões sazonais típicos da região, com picos destes parâmetros durante as estações chuvosas e menores valores durante os períodos secos. Por outro lado, estes mesmos parâmetros se correlacionam negativamente com o Ambiente Marinho, sobretudo com a altura significativa de ondas e turbidez do setor Norte, realçando que conforme mais distante da foz do rio, menores serão as suas influências. Ademais, houve correlações negativas e significativas destes parâmetros supracitados com (1) o índice de qualidade da água da calha e foz do rio Doce, evidenciando que os aumentos/diminuições nas concentrações de metais, compostos orgânicos e nutrientes no sistema é dependente dos fatores hidrológicos da bacia hidrográfica; e (2) os índices de qualidade do sedimento da restinga nos setores Foz e Norte, demonstrando que possivelmente são outros fatores que levam a alterações nesse ecossistema.

Foi possível observar relações positivas e significativas entre a altura significativa de ondas e a turbidez para os setores APA, Foz e Norte do Ambiente Marinho – que também se relacionam entre si -, o que comprova que a chegada de sistemas transientes é um fator preponderante para alterações deste parâmetro. Outro ponto interessante a se salientar é a relação da altura significativa de ondas com o índice de qualidade de água da calha e foz do rio Doce, que mais uma vez pode ser explicada possivelmente pela sazonalidade deste parâmetro, que é alterado quando há uma maior chegada de sistemas transientes, principalmente em períodos secos em que há menor vazão, influenciando então nessa correlação. De forma distinta, os valores de material particulado em suspensão (MPS) do Ambiente Marinho não tiveram correlações significativas com a vazão do rio Doce (e seus parâmetros correlacionados) e com a altura significativa de ondas, destacando que não é um número fator isolado que vai alterar esse parâmetro.

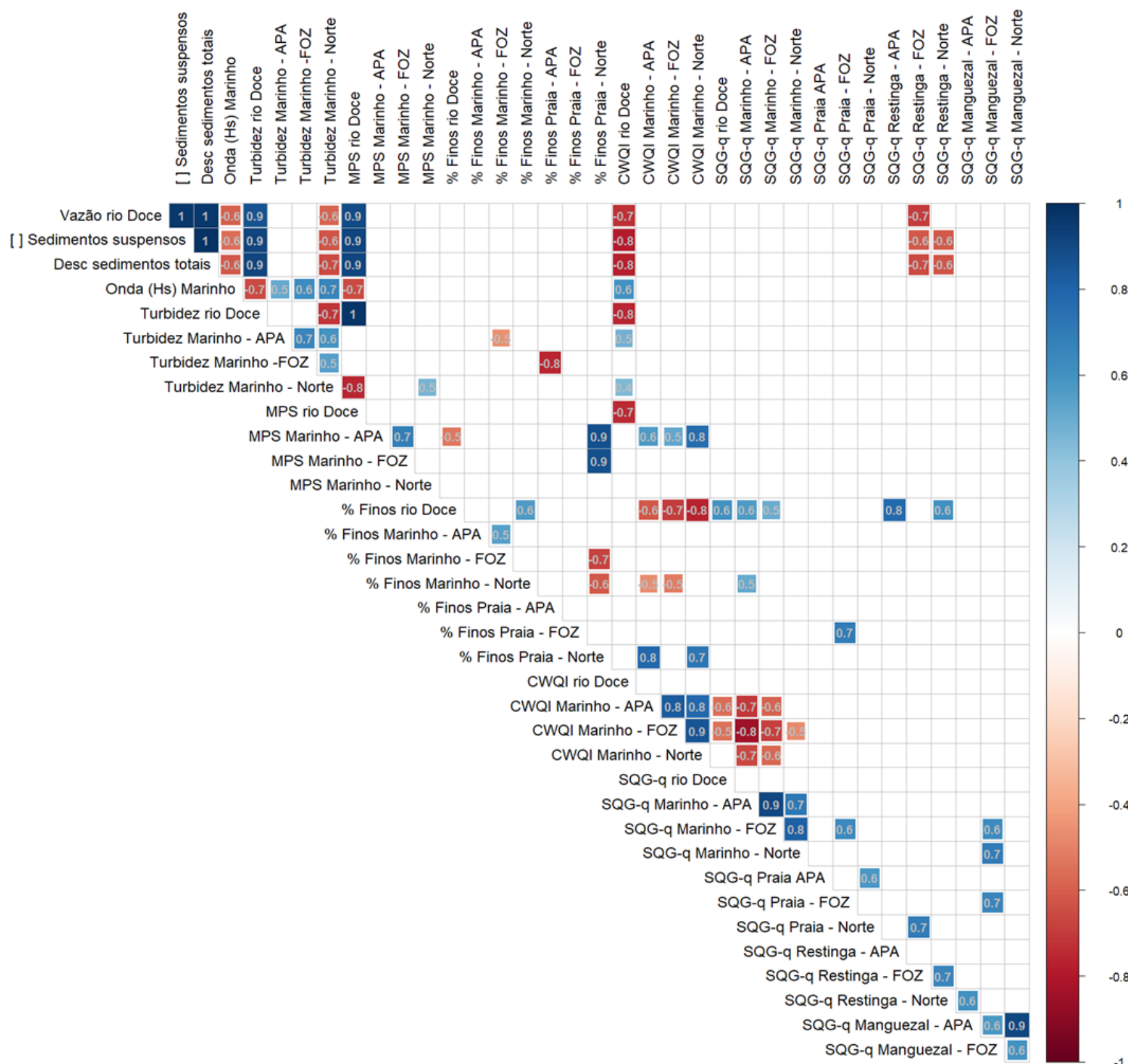
Outro ponto de destaque é a ausência de correlação significativa entre os teores de finos entre os ambientes – exceções apenas para as correlações positivas entre os valores da calha e foz do rio Doce e o setor Norte – Marinho e entre os setores APA e Foz do Ambiente Marinho –, ou seja, os processos geomorfodinâmicos de cada região são fundamentais para a deposição do silte e argila em cada ambiente. Em contrapartida, há interessantes relações entre os teores de finos da calha e foz do rio Doce com os índices de qualidade de água e sedimento, tanto para o próprio Ambiente Dulcícola como também para os Ambientes Marinho e Costeiros (Restinga), demonstrando que quanto maiores as porcentagens de silte e argila, piores serão os resultados dos índices ambientais.



Ademais, vale destacar as correlações encontradas entre os índices de qualidade e sedimento dos distintos ambientes, o que permite a identificação de processos mútuos de alteração nessas matrizes. O índice de qualidade de água da calha e foz do rio Doce não se correlacionou significativamente com os índices dos demais ambientes, evidenciando que a transição do ambiente de água doce para o de água salgada/salobra não se dá de forma equivalente e que os processos que regem o Ambiente Dulcícola não são os mesmos que os demais ambientes. Como demonstrado acima, os resultados do índice de qualidade da água da calha e foz do rio Doce são dependentes da vazão e seus respectivos parâmetros influenciados, como concentração e descarga de sedimentos, MPS e turbidez, o que não é observado para os demais ambientes, que possivelmente são regidos por processos oceanográficos e geomorfológicos. Por outro lado, o índice de qualidade do sedimento do rio Doce se correlaciona com a qualidade da água do Ambiente Marinho (setores APA e Foz), evidenciando que uma melhora na matriz sedimentar dulcícola ajuda a coluna d'água ter melhores resultados.

Salienta-se também as relações entre os índices de qualidade ambiental do Ambiente Marinho, que mostraram fortes correlações entre todos os setores e entre as matrizes de água e sedimento, indicando que os processos que atuam neste ecossistema ocorrem concomitantemente, gerando os mesmos tipos de flutuações. Ainda, as correlações negativas mostradas na Figura 37 entre a qualidade da água e do sedimento para este ambiente expõem que a melhora do estado da água (valores maiores) leva a melhoras também no estado do sedimento (menores valores). Por fim, cabe evidenciar que os índices de qualidade de sedimento não possuem muitas correlações significativas entre os ambientes, com algumas poucas exceções, sendo a mais interessante delas a relação entre as praias, manguezais e o Ambiente Marinho (setor Foz), mostrando que a proximidade a foz do rio Doce pode ter papel fundamental na qualidade ambiental nestes três ecossistemas distintos.

Figura 37: Matriz de correlação de Spearman em que foram feitas comparações entre os principais processos e parâmetros hidro-meteoceanográficos (vazão, concentração de sedimentos suspensos, descarga de sedimentos totais, turbidez, MPs e altura significativa de ondas), e índices de qualidade de água e sedimento para os ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. Correlações positivas significativas entre os parâmetros avaliados são mostrados na cor azul, enquanto correlações negativas significativas estão indicadas pela cor vermelha. As intensidades das cores são proporcionais aos coeficientes de correlação.



A seguir foi identificado o estado dos componentes bióticos, constatando que cada ambiente possui respostas distintas nos índices de diversidade biológica (ou índices de biodiversidade) ao longo dos setores e também do tempo. Em decorrência deste comportamento, foram usados os índices de biodiversidade que representam a estrutura das comunidades propostos e selecionados por cada tema, os quais permitem um melhor entendimento a respeito do estado ecológico dos ambientes.

Para o Ambiente Dulcícola foi possível identificar que a comunidade do perifíton possui variações sazonais pronunciadas, também presentes no Ano 6 do monitoramento, com tendência de aumento na riqueza de espécies e na diversidade principalmente nos períodos de seca, resultados também identificados no Material Suplementar do Tema Perifíton (MS\_AD\_Perifíton). Com relação à comunidade do fitoplâncton foi constatada uma estabilidade na riqueza taxonômica ao longo do período de monitoramento. Por outro lado, existem tendências significativas de aumento para a diversidade deste grupo com relação ao início do monitoramento, mesmo que o Ano 6 não apresente os maiores valores da série histórica, e de diminuição para a densidade de células de cianobactérias, apresentando resultados majoritariamente menores que limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/200 (MS\_AD\_Fitoplâncton). A comunidade do zooplâncton da calha e foz do rio Doce apresentou, por sua vez, estabilidade nos resultados de riqueza e diversidade, mesmo apresentando valores mais baixos no Ano 6 quando comparado a outros períodos da série histórica, o que pode indicar perdas de funções ecossistêmicas importantes, como avaliado no Material Suplementar do Tema Zooplâncton (MS\_AD\_Zooplâncton).

Com relação aos dados biológicos do Ambiente Marinho foi possível identificar que para a comunidade fitoplanctônica há uma diferenciação nos padrões de diversidade nos setores monitorado: (1) nos setores APA e Norte verificou-se uma tendência de aumento na diversidade, ainda que o período seco do Ano 6 tenha apresentado uma diminuição evidente; e (2) o setor Foz, por sua vez, apresenta uma tendência de estabilidade ao longo do tempo, porém com uma clara diminuição nos valores desde o período chuvoso do Ano 5, principalmente relacionado às porções Foz Sul e Foz Central (MS\_AM\_Fitoplâncton). Outros indicadores importantes para esse grupo são os valores de densidade total e clorofila ativa, que permitem o cálculo do Índice Ambiental do Fitoplâncton Marinho. De forma geral, esses dois indicadores apresentam tendências de melhora ao longo da série histórica para todos os setores (sobretudo a partir do Ano 3), acarretando uma diminuição de amostras sendo classificadas como Altamente impactada passando serem classificadas principalmente como Moderadamente Alterada (MS\_AM\_Fitoplâncton).

A comunidade do zooplâncton do Ambiente Marinho também apresentou padrões espaço-temporais distintos ao longo do monitoramento em seus principais indicadores (diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou e Índice de Prevalência de Indicadoras), apesar de haver tendências de estabilidade para todos eles. De forma geral, esses indicadores se diferenciaram de forma distinta pela série histórica: (1) entre os Anos 1 e 3 há claras variações sazonais, com piores condições nos períodos chuvosos; e (2) a partir do Ano 4 há menor variabilidade entre as campanhas (Fest, 2024). Avaliando somente o Ano 6, é possível identificar uma redução na diversidade e equalibilidade do zooplâncton durante o período seco quando comparado ao período chuvoso, o que pode estar relacionado a

processos oceanográficos, como energia de ondas (MS\_AM\_Zooplâncton). Por fim, para o Bentos de Fundo Inconsolidado foram identificadas diferenças entre os setores e períodos, como já observado anteriormente (Fest, 2024). Em linhas gerais, há uma tendência significativa de aumento da riqueza para o setor Norte, tendências de diminuição nos valores de diversidade para todos os setores, e tendências de diminuição nos valores de equitabilidade nos setores APA e Foz. Cabe destacar que durante o Ano 6 os valores destes indicadores bióticos da comunidade bentônica apresentaram alguns dos valores mais baixos da série histórica (MS\_AM\_Bentos de Fundo Inconsolidado).

Para o Ambiente Costeiro foram verificados índices de biodiversidade dos organismos bentônicos de praia (macrofauna e meiofauna de Praia) e as concentrações de metais na vegetação de restinga e manguezais. Para a macrofauna foram observadas tendências significativas de aumento ao longo dos anos para a riqueza (setor Foz) e diversidade (setores Foz e Norte), enquanto os valores de densidade ainda há estabilidade ao longo da série histórica. Destaca-se, em termos temporais, que ainda há maiores densidades da macrofauna no setor Foz durante o Ano 6, padrão já identificado durante o monitoramento (Fest, 2024), mesmo sendo caracterizado como um ambiente com característica mais reflexiva. Para a comunidade da meiofauna, por sua vez, foram detectadas tendências significativas de aumento na densidade para todos os setores e estabilidade para a riqueza e diversidade (exceção do setor Norte, que apresentou diminuição da diversidade). Em termos espaciais, essa comunidade também apresentou no Ano 6 os mesmos padrões anteriores, isto é, menores densidades no setor Foz e menor riqueza e diversidade no setor Norte (MS\_AC\_Praias). Para o ecossistema de restinga, como evidenciado anteriormente (Fest, 2024), não se conseguiu obter tendências claras de padrão ao longo do tempo, sem que haja diminuições ou aumentos nas concentrações dos principais metais analisados nas folhas das plantas. Dentre os pontos de destaque estão as diminuições nas concentrações de cobre e cromo, sobretudo nos setores Foz e Norte. Ademais, ainda há maiores concentrações de metais nas folhas das herbáceas em relação às arbustivas e arbóreas, sobretudo nos setores Foz e Norte.

Por fim, foi avaliada a acumulação de metais na vegetação dos ecossistemas de manguezal. Caracterizando por setor (levando em consideração as médias das distintas espécies monitoradas) foi possível identificar que para o setor APA não há tendências significativas de aumento/diminuição para os principais metais avaliados, com exceção do Chumbo, que apresenta tendência de diminuição ao longo do tempo. Para o setor Foz houve tendência nas concentrações de Zinco e Ferro, enquanto para o setor Norte há uma estabilidade para todos os metais avaliados. Ainda, como mostrado anteriormente, durante o Ano 6 o Ferro e o Manganês seguiram como os principais metais acumulados nas folhas da vegetação dos manguezais, independentemente do setor analisado, o que pode acarretar redução da atividade fotossintética, ocasionando assim danos para a saúde deste ambiente (MS\_AC\_Manguezal).

Depois dessa caracterização do estado dos componentes biológicos de cada ambiente foram analisadas as possíveis relações entre os dados bióticos e os valores dos índices de qualidade ambiental (água e sedimento) e os parâmetros hidro-meteoceanográficos, buscando o entendimento de quais são os fatores condicionantes para a modificação da estrutura ecológica deste

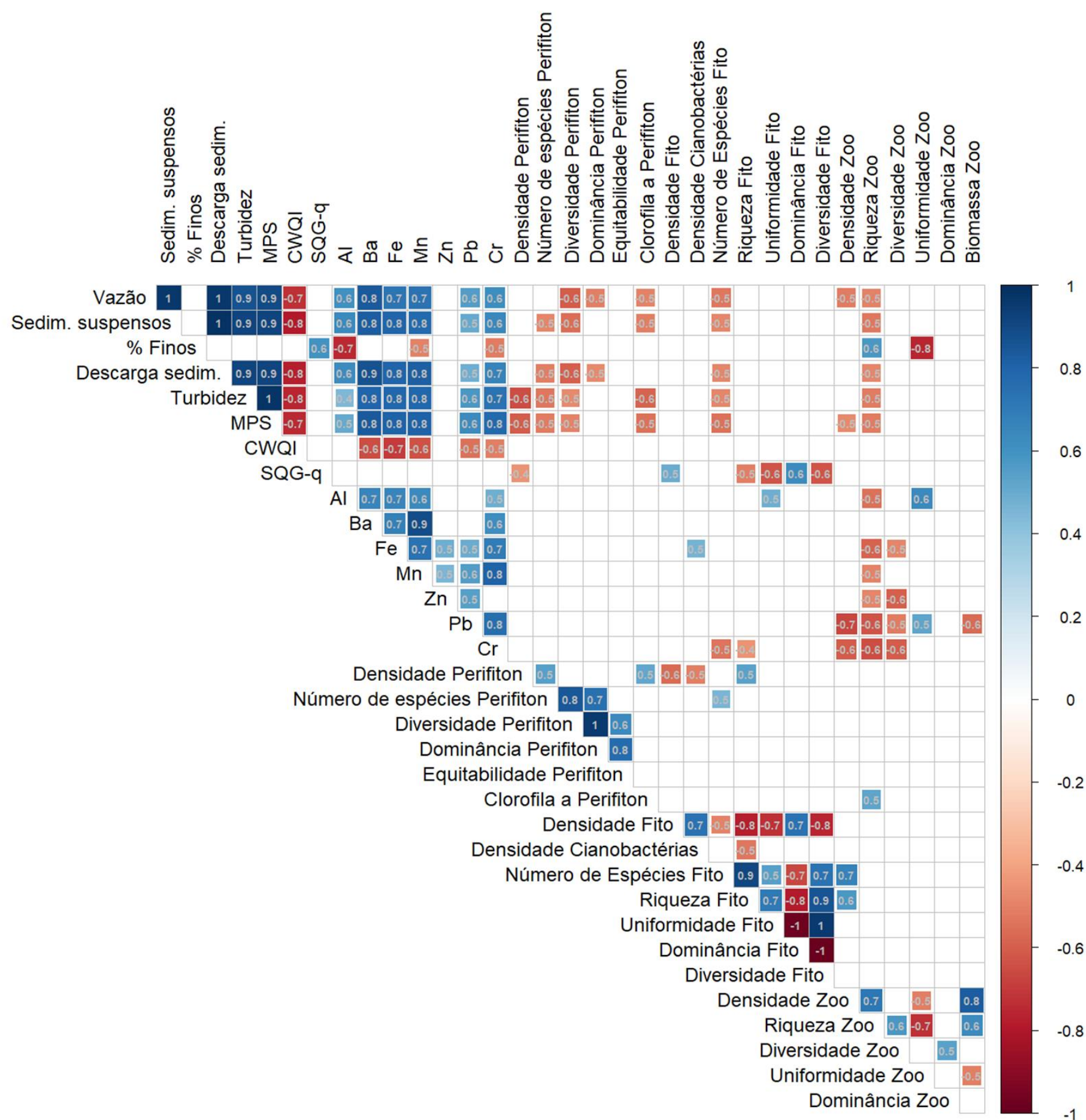


metaecossistema e consequente alteração na biodiversidade aquática da região monitorada. A Figura 38 mostra as correlações para o Ambiente Dulcícola (representado pelos pontos situados na calha e foz do rio Doce), utilizadas as principais variáveis que representam: (1) os processos hidro-meteoceanográficos atuantes neste ambiente, isto é, entre os dados de vazão, sedimentos suspensos, descarga de sedimento, turbidez e MPS; (2) os índices ambientais e os principais metais particulados; e (3) os dados biológicos do perifíton, fitoplâncton e zooplâncton, aos quais representam os níveis iniciais da cadeia trófica. Aqui não estão descritas novamente as relações entre os processos e índices por já terem sido evidenciados acima, dando um foco principal entre as relações dos mesmos com os metais particulados e com os compartimentos biológicos.

De forma geral, há uma correlação positiva encontrada entre as variáveis hidro-meteoceanográficas e as concentrações de metais particulados, que como mostrado anteriormente, também é um ponto importante a ser considerado para o estado ambiental. O índice de qualidade da água (representado pelas frações totais e dissolvidas) se correlacionou negativamente com os metais particulados, ou seja, uma piora nesse índice denota um aumento na concentração da fração particulada. Isso evidencia que independente da fração analisada, os metais possuem flutuações similares ao longo do tempo. Ressalta-se as correlações negativas entre as variáveis hidrológicas e alguns dos índices biológicos das comunidades de perifíton (principalmente número de espécies, diversidade e clorofila a), fitoplâncton (número de espécies) e zooplâncton (riqueza), que indicam o importante papel do fluxo de água e suas consequentes modificações no ambiente como um fator determinante para as modificações na biodiversidade do Ambiente Dulcícola.

Por outro lado, os índices de qualidade ambiental não se correlacionaram diretamente com as comunidades monitoradas, com exceção da relação entre a qualidade do sedimento e o fitoplâncton, denotando que as poucas alterações observadas para esses índices ao longo do tempo não são fatores decisivos para o desenvolvimento dessas comunidades. Ainda, os metais particulados não se correlacionaram com o perifíton e fitoplâncton, mas tiveram correlações negativas com os índices biológicos do zooplâncton (diversidade, densidade e riqueza). Por último, notabiliza-se a correlação entre a densidade do perifíton com os índices do fitoplâncton (negativa com densidade total e de cianobactérias; positiva com a riqueza), uma das únicas relações identificada entre as três distintas comunidades avaliadas (Figura 38).

## Calha e foz do rio Doce



Do mesmo modo, foram executadas análises de correlação para avaliação das relações entre processos e índices biológicos do Ambiente Marinho (Figura 39). Para tanto, foram avaliadas as variáveis que representam: (1) os processos hidro-meteoceanográficos atuantes neste ambiente, isto é, entre os dados de vazão da calha do rio Doce, carga de sedimentos suspensos, turbidez e MPS; (2) sedimentológicas, representado pela porcentagem no teor de finos; (3) os índices ambientais e os principais metais particulados; e (4) os dados biológicos do fitoplâncton, zooplâncton e bentos de fundo inconsolidado.

De forma distinta do observado para o Ambiente Dulcícola não foi possível verificar correlações significativas dos processos hidro-meteoceanográficos (vazão, QSS, ondas, turbidez e MPS) com os metais particulados e também com os índices biológicos para todos os setores do Ambiente Marinho, salvo exceções com os dados de altura significativa de ondas nos setores APA e Norte (Figura 39). Os teores de finos também não apresentaram correlações significativas com os componentes bióticos, até mesmo com a comunidade bentônica, que possuem íntima relação com o substrato. Ainda de forma distinta do observado na calha e foz do rio Doce, há correlações entre os índices ambientais e os bióticos, sobretudo do fitoplâncton, o que mostra a influência positiva da qualidade da água e sedimento para essa comunidade.

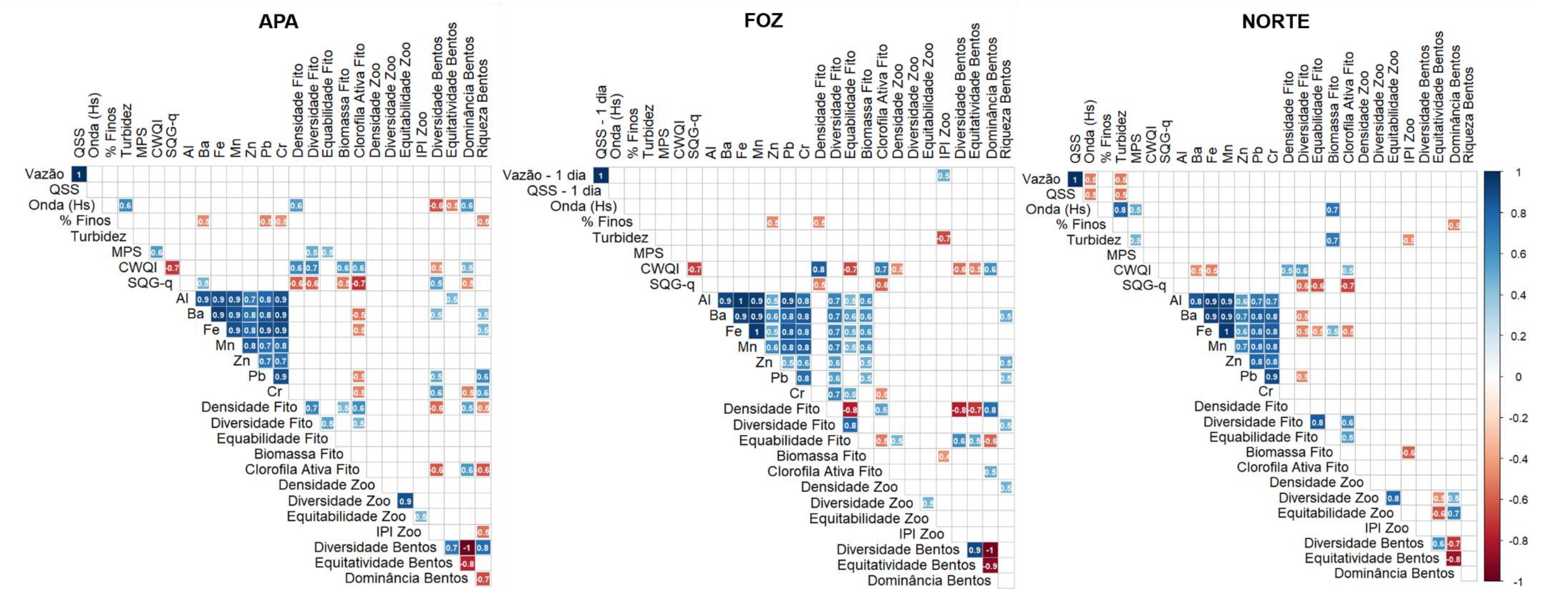
Os metais particulados tiveram correlações distintas entre os setores: na APA foram identificados correlações entre o ferro e manganês com a clorofila ativa do fito (negativas) e com a riqueza do bentos (positivas); na Foz há correlações positivas dos principais metais com os dados do fitoplâncton (diversidade, equabilidade e biomassa) e do zooplâncton (riqueza); e no Norte correlações negativas do ferro com a comunidade fitoplanctônica (diversidade, equabilidade e clorofila ativa) (Figura 39).

Por fim, as interações entre as comunidades também ocorreram de forma distinta entre os setores, o que demonstra as particularidades de cada um deles. Para o setor APA não há correlações significativas entre o zooplâncton e os demais grupos e há correlações do fitoplâncton (densidade e clorofila ativa) com a comunidade bentônica (negativas com diversidade e riqueza; positivas com dominância). No setor Foz há correlações positivas significativas entre a equabilidade do fitoplâncton com a densidade do zooplâncton e com a diversidade e equitatividade do bentos. Já o setor Norte apresenta somente correlações significativas entre a biomassa do fitoplâncton com o IPI do zooplâncton e entre o zoo (diversidade e equitatividade) e o bentos (negativas com equitatividade e positivas com dominância).



Figura 39: Gráficos de correlação de Spearman para o Ambiente Marinho divididos em APA, Foz e Norte. Foram feitas comparações entre os principais processos hidro-meteorocanográficos, índices de qualidade de água e sedimento, metais em sua forma particulada e índices biológicos das comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e bentônicas. Correlações positivas significativas entre os parâmetros avaliados são mostrados na cor azul, enquanto correlações negativas significativas estão indicadas pela cor vermelha. As intensidades das cores são proporcionais aos coeficientes de correlação.

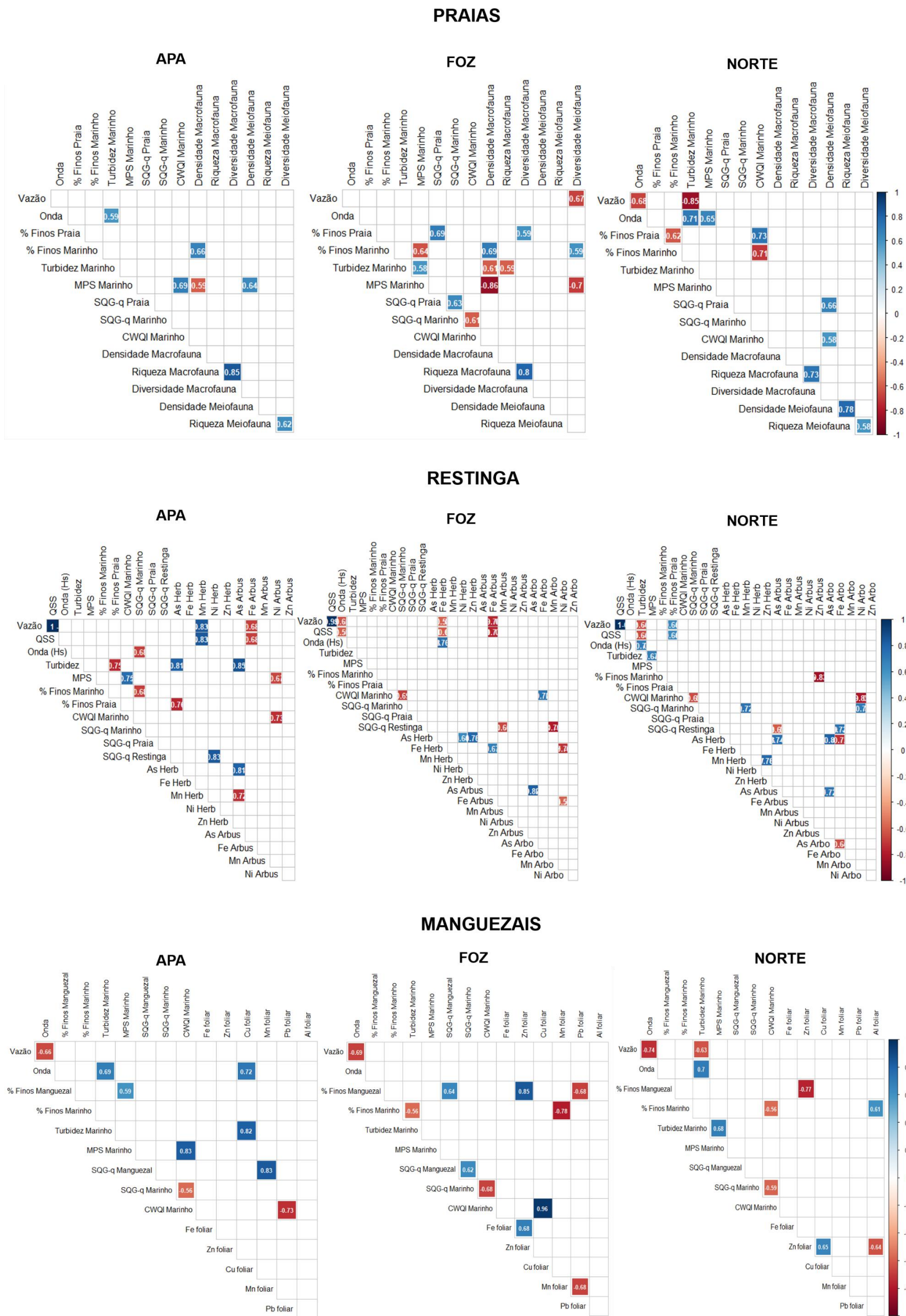
MARINHO





Para o Ambiente Costeiro foram realizadas análises de correlação para cada ecossistema em particular (praias, restinga e manguezais), usando dados hidro-meteoceanográficos dos Ambientes Dulcícola e Marinho correspondente, a fim de identificar possíveis relações entre estes ambientes com os índices/processos bióticos, que nesse caso foram os dados de macro e meiofauna no ecossistema de praias e acumulação de metais na vegetação para os ecossistemas de restinga e manguezais (Figura 40). Como já observado anteriormente, foram identificadas poucas correlações significativas entre os resultados dos processos hidro-meteoceanográficos e os dados bióticos coletados em cada um dos ecossistemas costeiros, independente do setor analisado, o que mostra que as alterações nos ambientes costeiros parecem não responder imediatamente aos processos hidro-meteoceanográficos provenientes dos Ambientes Dulcícola e Marinho (como altura significativa de ondas e vazão, por exemplo), mas que continuam a sofrer alterações crônicas por conta do estado do ambiente, como avaliados pelos diferentes Temas monitorados.

Figura 40: Gráficos de correlação de Spearman para o Ambiente Costeiro (Praias, Restinga e Manguezais) divididos em APA, Foz e Norte. Foram feitas comparações entre os principais processos hidro-meteoceanográficos que ocorrem no Ambiente Marinho, índices de qualidade de água e sedimento, e processos bióticos (comunidades bentônicas para as praias e concentração de metais na vegetação dos ecossistemas de restinga e manguezal). Correlações positivas significativas entre os parâmetros avaliados são mostrados na cor azul, enquanto correlações negativas significativas estão indicadas pela cor vermelha. As intensidades das cores são proporcionais aos coeficientes de correlação.



A presente subseção apresentou os aspectos a serem considerados na avaliação do estado ambiental monitorado pelo PMBA/Fest-UFES, levando em consideração os aspectos espaço-temporais dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e buscando uma integração entre eles. Para tanto, foi performada uma caracterização geral de parâmetros e processos hidro-meteoceanográficos que podem influenciar na qualidade ambiental tanto da coluna d'água como do sedimento e suas consequentes modificações nos índices ecológicos das comunidades monitoradas. Cabe destacar a sinergia de processos abióticos e bióticos na caracterização do estado ambiental dos compartimentos monitorados, evidenciando a complexidade de uma análise integrativa dentro de um contexto tão amplo. Essa sinergia e complexidade destacam-se quando se identifica, por exemplo, índices de qualidade de água caracterizados como bom/excelente ao longo do monitoramento e ao mesmo tempo flutuações na biodiversidade aquática, demonstrando possíveis impactos sobre as comunidades. Outro ponto de fundamental destaque é que as análises aqui mostradas demonstram os níveis de significância a partir de um n amostral ainda baixo quando comparado a séries históricas de longo prazo, sendo necessárias mais campanhas para uma melhor avaliação de tendências e respostas.

Mais pontos relacionados ao estado ambiental serão apresentados abaixo, evidenciando também a importância de se avaliar a distribuição da biodiversidade para a região, através da riqueza, diversidade beta e similaridade das comunidades de forma integrada. Todos esses aspectos em conjunto permitirão – seguindo o modelo DPSIR – um maior entendimento de quais são os impactos ocasionados pelas pressões que atuam nesse metaecossistema e consequentemente alteram a biodiversidade da região, tanto a nível de espécie quanto a nível de comunidade. Estes pontos estão discutidos nas subsequentes seções e são fundamentais para as possíveis respostas a serem dadas para os ecossistemas em questão.

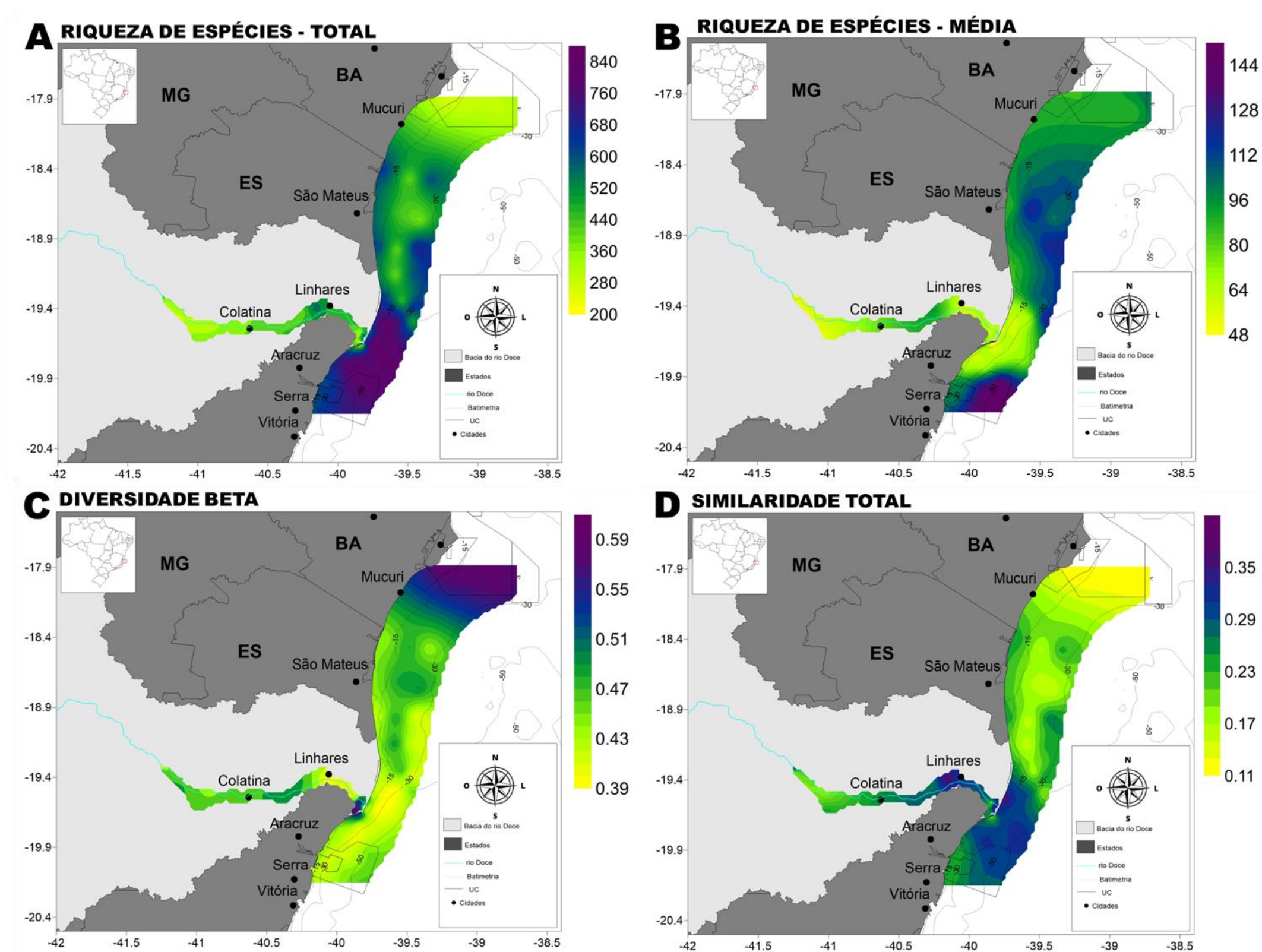
#### 6.4.4 Distribuição da biodiversidade

Para se avaliar o estado da biodiversidade aquática da porção do baixo rio Doce e regiões marinhas e costeiras adjacentes, foram calculados índices biológicos a partir das ocorrências de espécies/táxons amostrados pelos temas do Marinho e Dulcícola integrados durante o monitoramento realizado pelo PMBA/Fest-UFES. A distribuição da biodiversidade foi calculada para cada estação de amostragem, de acordo com a malha amostral específica de cada Tema do PMBA/Fest-UFES, considerando os índices de Riqueza de espécies (Total e Média), Diversidade beta e Similaridade Total. Como a análise é comparativa no tempo e no espaço, para melhor padronização dos resultados, foram utilizados dados apenas dos temas vinculados às malhas amostrais integradas dos Ambientes Dulcícola (Fitoplâncton, Perifíton, Macrófitas e Zooplâncton) e Marinho (Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton e Bentos de Fundos Inconsolidados). Os detalhes metodológicos dos índices se encontram em Material Suplementar (MS\_Síntese\_Integrativa – Distribuição da Biodiversidade).

A partir da Figura 41A é possível observar que o maior número de espécies/táxons (no mapa, as áreas em azul escuro/roxo - Riqueza Total) foi distribuída principalmente na região marinha da Foz ao Sul, correspondendo às estações de amostragem da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e em trechos isolados da região marinha, ao Norte da foz rio Doce (Figura 41A). Já quando considerada a riqueza média ao longo do período de monitoramento, tanto a região mais profunda da APA Costa das Algas, quanto o setor Norte do Ambiente Marinho se destacaram em relação aos maiores valores de riqueza (regiões em azul escuro/roxo da Figura 41B). No ambiente dulcícola, foi possível perceber duas regiões distintas de baixa riqueza de espécies: i) o trecho fluvial do rio Doce à montante de Colatina-ES - estação de amostragem de Resplendor (Figura 41B); e ii) o trecho fluvial da calha do rio Doce à jusante de Linhares-ES, incluindo as estações de amostragem no rio Doce em Linhares (E21), Regência (E22), e foz (E26 e E26F). Por fim, a região fluvial entre Colatina e Linhares caracterizou-se com a maior riqueza de táxons neste ambiente (Figura 41B). Em relação às variações nas composições dos táxons entre locais (diversidade beta), observou-se maiores valores (áreas no mapa da Figura 41C em azul escuro/roxo) em duas regiões: i) imediatamente na região marinha da Foz Central do rio Doce (Figura 41C) e ii) região do extremo Norte da área monitorada (Figura 41C). Por fim, a partir do índice de similaridade de *Jaccard* (Figura 41D), foi possível observar, em geral, baixa similaridade dos táxons ao longo do tempo, sendo destacadas apenas duas regiões de maiores valores (áreas em azul escuro/roxo no mapa da Figura 41D), sendo elas: i) estação de amostragem no trecho dulcícola próximo à Linhares e Lago Juparanã e; ii) região marinha da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, na região da foz do rio Doce e áreas costeiras próximas, indicando maior heterogeneidade na composição de espécies (áreas verde-claro da Figura 41D).



Figura 41: Mapa de distribuição dos índices de Biodiversidade ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-UFES na porção do baixo rio Doce e regiões marinhas e costeiras adjacentes. A = mapa distribuição da Riqueza Total dos táxons (número de táxons) encontrados; B = mapa da distribuição da Riqueza Média dos táxons encontrados; C = mapa de distribuição da Diversidade Beta da área de monitoramento; D = mapa de distribuição do índice de Similaridade de Jaccard. Quanto mais quentes as cores dentro de cada escala, maiores foram os valores encontrados para cada índice.



As regiões mais impactadas, localizadas próximas à foz do rio Doce, com menor riqueza de espécies e menor similaridade total, sugerem uma maior heterogeneidade na resposta das comunidades biológicas a perturbações ambientais. A riqueza de espécies mais baixa na foz do rio Doce, tanto do Ambiente Dulcícola (estações E26 e E26F), quando do Marinho (estações SD), sugere que fatores como turbidez, presença de metais e nutrientes podem afetar negativamente a biodiversidade, como será melhor compreendido nas seções seguintes.

Já a maior diversidade beta, tanto na região da Foz Central do rio Doce e na região norte indica que essas áreas podem conter diferentes comunidades biológicas ao longo do gradiente ambiental. Essas áreas de maior diversidade beta indicam uma possível substituição de espécies ao longo do tempo e do espaço, concordando com a alta riqueza total encontrada em algumas áreas. Altos valores de diversidade beta, por sua vez, podem indicar mecanismos de manutenção da diversidade regional, ou ainda ser decorrentes de alterações nas características ambientais dos locais de amostragem, as quais não permitem o estabelecimento das mesmas espécies no ambiente, levando à sua substituição (SOCOLAR et al., 2016). Similarmente aos resultados encontrados anteriormente (Fest, 2024), a região da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou um cenário mais estável para o estabelecimento dos táxons, o qual é compreendido pelas altas riquezas e similaridade e, consequentemente, uma baixa substituição dos táxons nesses locais (baixa diversidade beta).

É fundamental ressaltar que valores elevados de riqueza total e diversidade beta nem sempre indicam boa qualidade ambiental (GUTIÉRREZ-CÁNOVAS et al., 2013), uma vez que tanto fatores ecológicos quanto antropogênicos podem influenciar nos padrões de distribuição da diversidade (BONADA et al., 2005). Portanto, uma abordagem integrativa, que relacione índices de biodiversidade com parâmetros de qualidade ambiental, é essencial para compreender os fatores responsáveis pelas mudanças nas comunidades – tema a ser discutido nas próximas seções. Nesse contexto, os padrões observados reforçam a importância do monitoramento contínuo para avaliar os impactos ambientais sobre a biodiversidade e subsidiar a implementação de estratégias eficazes de conservação.

## 6.5 INDICADORES DE IMPACTOS

Para além de caracterizar o espaço químico, o principal objetivo dos índices apresentados a seguir é sintetizar e integrar a contaminação ambiental. A partir deles, o potencial ecotoxicológico dos contaminantes avaliados pelo PMBA/Fest-UFES é sintetizado em uma métrica abrangente e representativa, operando como preditores das principais respostas da ictiofauna, dos caranguejos do manguezal, do bentos de praia e das tartarugas marinhas.

No escopo do PMBA/Fest-UFES, o monitoramento de contaminantes orgânicos na água ocorreu até 2022, sendo descontinuado em maio/2022. Ainda que sejam monitorados no sedimento, especialmente no Ambiente Dulcícola, os índices apresentados neste e no relatório anterior são baseados exclusivamente em concentrações da coluna d'água. Portanto, o potencial ecotoxicológico dos contaminantes orgânicos presentes na água, juntamente com os metais dissolvidos, já foi avaliado e

descrito preteritamente (Fest, 2023) e encontram-se no material suplementar do presente documento (MS\_Síntese Integrativa – Índices de Toxicidade). Como o objetivo é analisar integralmente todos os anos do programa de monitoramento, os resultados a seguir apresentam o potencial ecotoxicológico, a nível de comunidade, apenas dos metais presentes na coluna d'água. Os índices que contemplam orgânicos calculados anteriormente, bem como passos metodológicos para o cálculo, encontram-se como informação suplementar a este documento (MS\_Síntese Integrativa – Índices de Toxicidade).

#### 6.5.1 Índice de pressão tóxica (msPAF NOEC): indicador de proteção ambiental

O índice descrito a seguir caracteriza o potencial ecotoxicológico das concentrações de metais detectadas durante o monitoramento. Está, portanto, alinhado à determinação de cadeias de impacto (Meta 3 do Plano de Trabalho) e à descrição do impacto associado às pressões ambientais e alterações do estado do ambiente monitorado no contexto DPSIR. Ainda que utilize alguns dos mesmos dados utilizados para caracterização do estado (Seção 6.4.3), os índices a seguir apresentam uma perspectiva do potencial risco de impacto associado à presença de contaminantes.

O índice msPAF (*multi-substance Potentially Affected Fraction*) foi desenvolvido para estimar a pressão tóxica exercida pela mistura de metais dissolvidos a nível de comunidade. Seu principal objetivo é sintetizar e integrar dados de contaminação ambiental, fornecendo uma métrica representativa que pode atuar como preditor para respostas biológicas em diversos organismos, como a ictiofauna, caranguejos de manguezal, bentos de praia e tartarugas marinhas. Este índice fundamenta-se em modelos de distribuições de sensibilidade de espécies (SSDs - *Species Sensitivity Distributions*), que são construídos a partir de extensos bancos de dados ecotoxicológicos, como o ECOTOX (<https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm>), ou estimados por métodos de extrapolação. As SSDs são representações estatísticas que descrevem a variação na sensibilidade de diferentes espécies a um determinado contaminante, caracterizadas por dois parâmetros principais: ponto médio (i.e., a média populacional dos valores de toxicidade) e inclinação (i.e., o desvio padrão populacional dos dados de toxicidade transformados em log10).

O trabalho de POSTHUMA et al. (2019) representou um avanço significativo ao consolidar e disponibilizar os parâmetros das SSDs baseadas em NOEC (Concentração de Efeito Não Observado) para 12.386 substâncias químicas. Estes parâmetros permitiram a construção de um modelo probabilístico específico, o msPAF NOEC, que se baseia em dados de efeitos crônicos mínimos ou inexistentes, incluindo NOEC e EC10 (Concentração que causa Efeito em 10% da população). A partir destes parâmetros, e assumindo que todos os contaminantes atuam de forma aditiva (DE ZWART & POSTHUMA, 2005), é possível calcular a pressão tóxica potencial associada a um único contaminante (PAF) ou a uma mistura de contaminantes (msPAF), utilizando o índice como indicador de proteção ambiental.

O msPAF NOEC está alinhado às práticas globais de avaliação da qualidade ambiental, operando com limites protetivos semelhantes aos valores de PNEC (*Predicted No Effect Concentration*) (Posthuma et al., 2019). Na prática, determinou-se que exposições abaixo do limite de referência (msPAF\_NOEC <

0,05) indicam que o ambiente está suficientemente protegido, significando que 95% das espécies estão resguardadas contra os efeitos adversos da contaminação por metais.

#### 6.5.1.1 Caracterização das áreas monitoradas e contribuição relativa dos metais

- Ambiente Dulcícola e Ambiente Marinho

Os resultados do índice de pressão tóxica foram sintetizados por setor dos Ambientes Dulcícola e Marinho. A setorização do Ambiente Marinho é mesma descrita na Tabela 3 do MS\_Síntese\_Integrativa. Os setores do ambiente Dulcícola consistem das seguintes estações:

- Reservatórios: incluem as estações ERA (Reservatório Aimorés) e ERM (Reservatório Mascarenhas)
- Rio: inclui as estações da calha do rio e da foz, como descrito na Tabela 4 do MS\_Síntese Integrativa.
- Lagos: inclui estações E28, E19, E20 (Lago Palmas, Nova e Juparanã, respectivamente)
- Lagoas: inclui estações E24, E27, E25 (Lagoa do Areal, Cacimbas e Laguna Monsarás, respectivamente).

Para caracterizar os ambientes com o índice msPAF de maneira consistente, foi necessário selecionar os metais mensurados tanto no ambiente dulcícola quanto no marinho. Essa padronização garante a comparabilidade dos resultados e minimiza vieses decorrentes de diferenças na disponibilidade de dados. O Ambiente Dulcícola avalia a presença e quantifica 30 metais, enquanto o marinho 15 metais. Comuns a ambos os ambientes, estão 14 metais para os quais há correspondência na base de dados fornecida em POSTHUMA et al. (2019): Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn.

Dos 16 metais exclusivamente avaliados no Ambiente Dulcícola (Gd, Ho, Pr, Dy, Er, Eu, La, L, Nd, Ce, Sm, Th, Tm, Yb, U e Sn), apenas U e Sn têm SSDs correspondentes. Os 15 metais do Ambiente Marinho possuem SSDs correspondentes, porém Ag é quantificado apenas no Ambiente Marinho e não no Dulcícola.

Ao longo dos seis anos de monitoramento conduzido pelo PMBA/Fest-UFES, o índice de pressão tóxica, indicador de risco à proteção ambiental, apresentou variações sazonais e espaciais significativas, revelando um cenário dinâmico de toxicidade associada aos metais (Figura 42).

No Ano 1, todas as áreas monitoradas exibiram uma elevada pressão tóxica tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 42). A única região com menor susceptibilidade ambiental foi o setor Abrolhos, enquanto áreas mais críticas concentraram-se na Foz e ao Norte (Ambiente Marinho), com destaque para área correspondente a Degredo no período chuvoso (Figura 42). Nesse período, os metais que mais contribuíram para o padrão observado foram Fe, Cu, Zn e Al em todos os setores (Figura 43). No Ambiente Dulcícola, houve uma discreta contribuição de Mn no setor Lagoas e Co em todos os setores (Figura 43). Já no Ambiente Marinho, a proporção de contribuição variou mais entre os setores, com predominância do Zn no Sul, Al em Abrolhos e contribuição Fe e Zn equivalente na APA (Figura 43). Já no período seco, os Ambientes Dulcícola e Marinho apresentaram perfis similares, com presença



discreta de Co em todos os setores (Figura 44). No Ambiente Marinho, destaque para presença de Hg, Ni e Pb (Figura 44).

No Ano 2, observou-se um decréscimo na pressão exercida pelos metais. No entanto, os valores permaneceram acima do limite estabelecido, indicando que as áreas ainda não estavam suficientemente protegidas da toxicidade. Setores do Ambiente Dulcícola, como Reservatórios, calha do rio Doce e setores lacustres, além da Foz Norte e do Norte (Ambiente Marinho), especialmente Degredo e Barra Seca, continuaram apresentando elevado potencial tóxico ( $msPAF > 0,6$ ). Por outro lado, Itaúnas, também ao Norte, exibiu menor potencial de toxicidade (Figura 42). Nesse ano, durante o período chuvoso, Al passou a contribuir mais para a pressão tóxica no Ambiente Dulcícola, enquanto As, Hg e Ni passaram a contribuir ainda que timidamente em todos os setores do Ambiente Marinho, reduzindo a predominância do Fe (Figura 43). Já no período seco, houve um aumento da contribuição de Cu no Ambiente Dulcícola, enquanto no Marinho, o padrão permaneceu relativamente o mesmo (Figura 44).

No Ano 3, no período chuvoso, os setores ao norte da foz apresentaram a menor pressão tóxica associada aos metais (Figura 42). Em contrapartida, as áreas mais vulneráveis incluíram os setores do Ambiente Dulcícola, devido à presença principalmente de Fe, Cu e Al, e regiões ao sul da Foz, devido à presença de Zn e Pb (Figura 43). No período seco, a toxicidade foi mais pronunciada nos setores Norte e na APA Costa das Algas, associada às concentrações de Cu, Al e Zn (Figura 44). Já no Ano 4, o maior potencial de toxicidade foi registrado nos setores do Ambiente Dulcícola, na Foz e no setor Norte durante o período chuvoso, associado majoritariamente ao Fe, Cu e Zn (Figura 43). Nas demais áreas, os valores foram mais baixos ( $msPAF < 0,2$ ). Esse padrão também se manteve no período seco (Figura 44).

No Ano 5, houve um aumento da pressão tóxica nos setores Norte durante o período chuvoso, associado aos mesmos metais predominantes, enquanto os setores dulcícolas continuaram com níveis elevados de toxicidade, como observado nos anos anteriores. No período seco, a toxicidade nos setores dulcícolas diminuiu, enquanto as áreas mais externas da plataforma continental apresentaram maior pressão tóxica. Por fim, no Ano 6, a pressão tóxica aumentou novamente em toda a área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES durante o período chuvoso, atingindo níveis próximos aos registrados no Ano 1 (Figura 42). Esse aumento esteve relacionado às concentrações de Zn, Fe, Al e Cu (Figura 43). No período seco, houve uma redução da toxicidade em trechos do Ambiente Dulcícola, especialmente no setor Lagos, bem como uma diminuição da pressão ao Norte (Figura 44).

Figura 42: Mapa com a distribuição do msPAF NOEC ao longo dos 6 anos base de monitoramento do PMBA/Fest-UFES nos ambientes dulcícola e marinho, considerando a variabilidade sazonal do índice (i.e., variabilidade entre os períodos seco e chuvoso). Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos ambientes dulcícola e marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de metais quantificadas na coluna d'água.

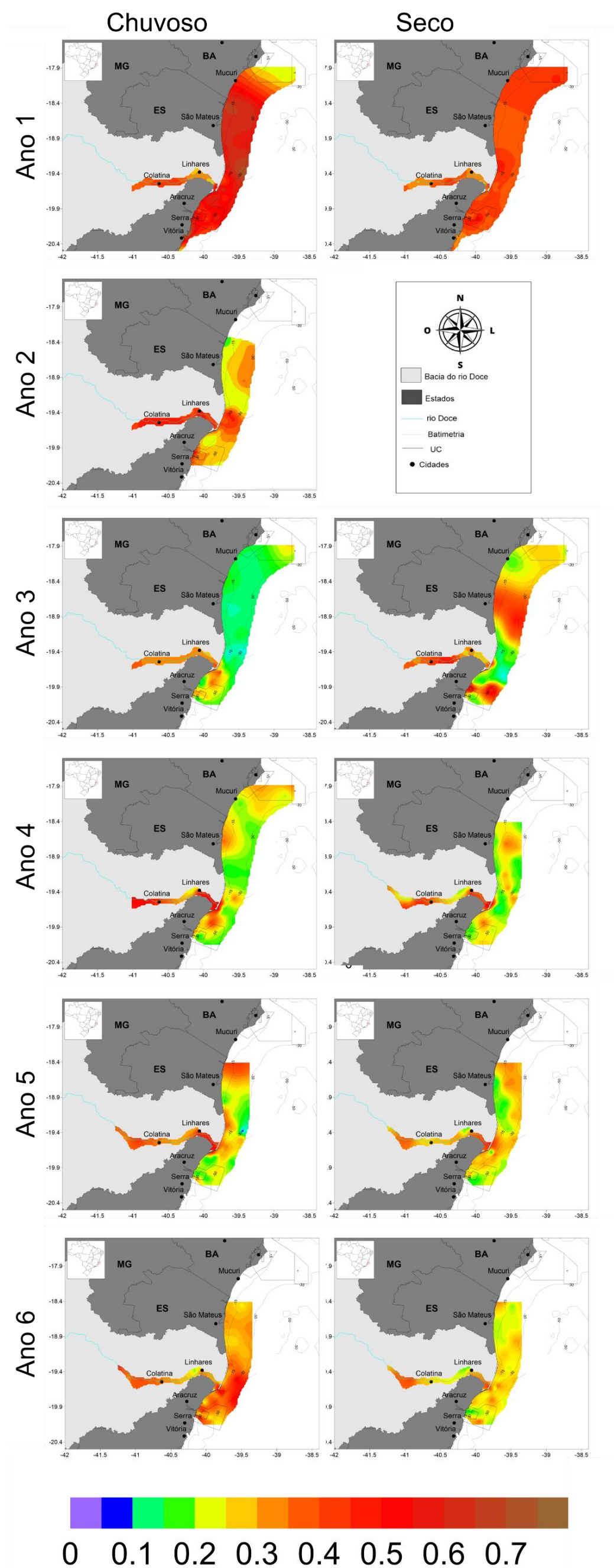


Figura 43: Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante os períodos chuvosos, nos setores dos ambientes dulcícola e marinho ao longo dos 6 anos de PMBA/Fest-UFES.

**Período chuvoso -**  
Contribuição relativa dos metais para o msPAF NOEC  
(Indicador de proteção ambiental)

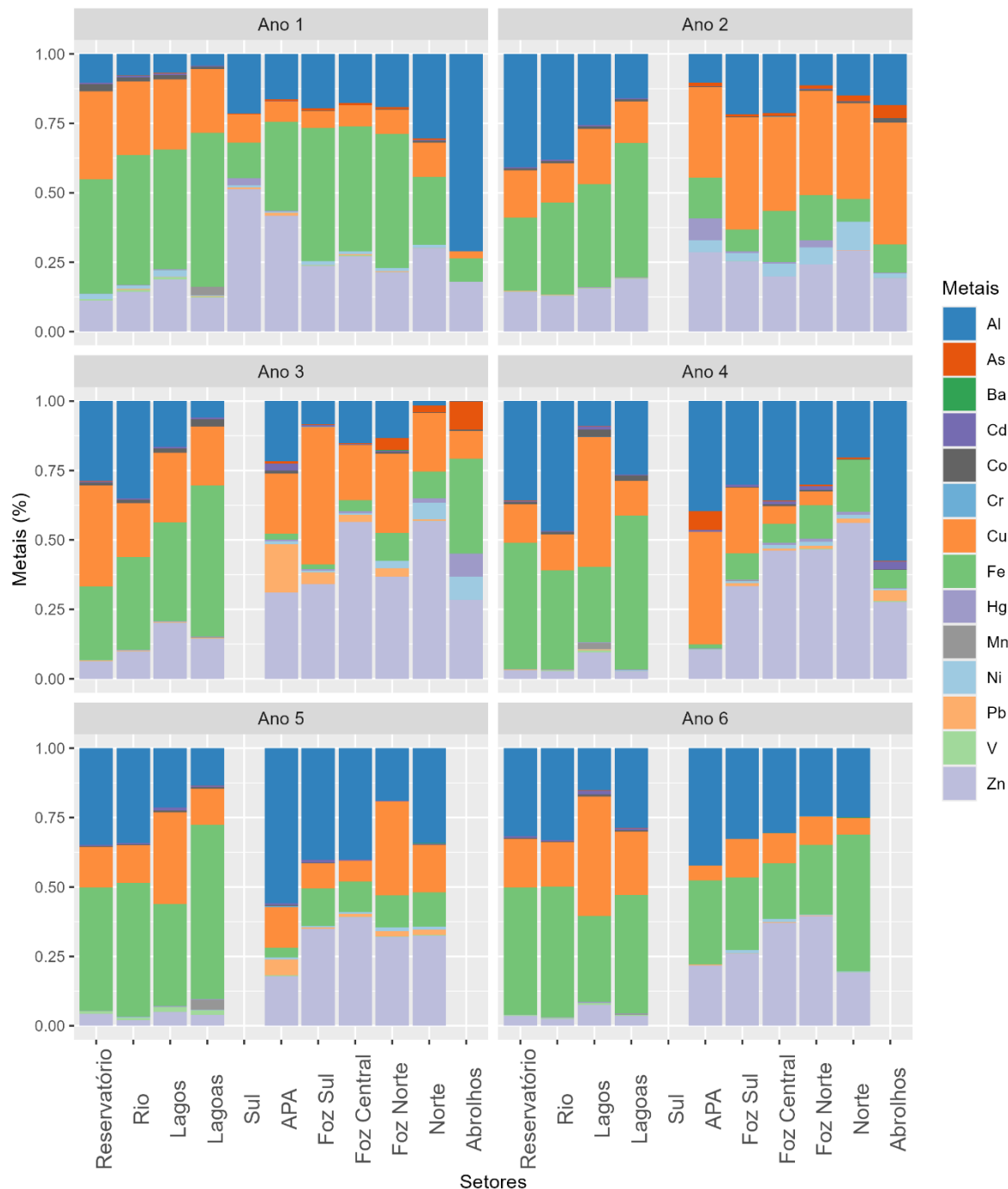
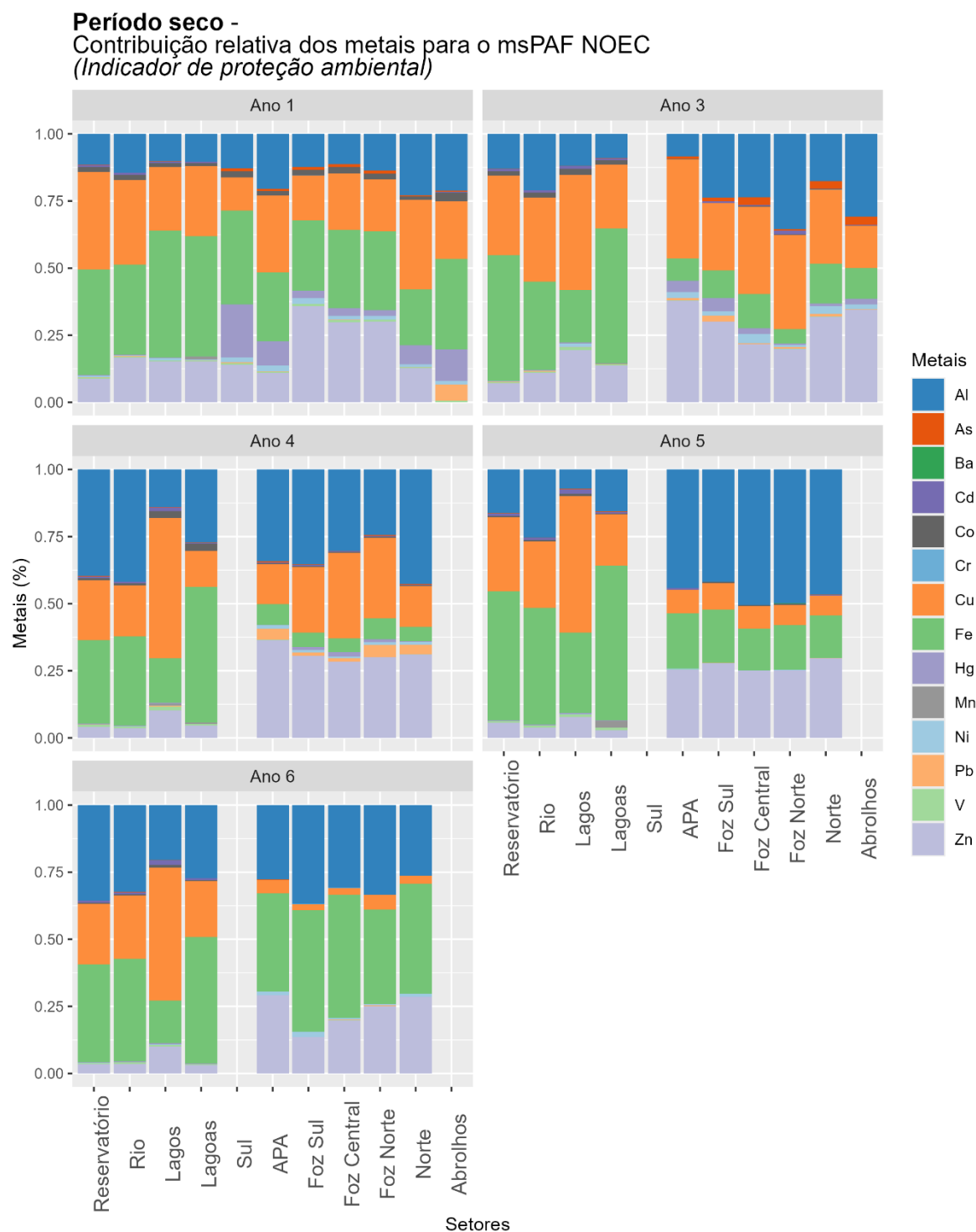


Figura 44: Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante os períodos secos, nos setores dos ambientes dulcícola e marinho ao longo dos 6 anos de PMBA/Fest-UFES.





- Ambiente Costeiro

As concentrações de metais, utilizadas para o cálculo do índice de pressão tóxica para o Ambiente Costeiro, foram quantificadas pelo tema Ecotoxicologia. Ainda que possua muitas estações e campanhas compatíveis, o tema não possui exatamente a mesma abrangência espacial que os temas do Ambiente Costeiro, realizando coletas em algumas estações com correspondência espacial com os temas Manguezal e Praias. Além disso, a quantificação de metais na água abrange um conjunto de 11 elementos (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn). Diante dessas particularidades, o índice msPAF foi calculado com o propósito de integrar os metais analisados em uma única métrica, permitindo sua inclusão como preditor em análises subsequentes. Assim, é fundamental interpretar com cautela a caracterização do Ambiente Costeiro, pois devido à natureza aditiva do índice, comparações diretas dos valores entre os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro podem não ser possíveis.

Para melhor compreender as relações entre os ambientes, apresentamos abaixo a correspondência das estações e setores do tema Ecotoxicologia (i.e., nomes das estações utilizados pelo tema Ecotoxicologia) entre ambientes:

a) Marinho - Manguezal:

- Setor APA = Compartimento A: Rio Piraquê-Açu (PAM); REVIS Santa Cruz (RSC 1 e 2);
- Setor Foz = Compartimento B: Foz de Regência (FRG);
- Setor Norte = Compartimento C: Rio Urussuquara (RUR); Rio Mariricu (RMA); Rio São Mateus (RSM).

a) Marinho - Praias:

- Setor APA = Compartimento A: Aracruz - Refúgios (ARR); Aracruz - Putiri (ARP);
- Setor Foz = Compartimento B: Doce Sul - Barra do Riacho (DSB); Doce Sul - Comboios (DSC); Doce Sul - Regência (DSR); Doce Norte - Povoação (DNP);
- Setor Norte = Compartimento C: Doce Norte - Vila Cacimbas (DNC); Doce Norte - Pontal do Ipiranga (DNPI); Doce Norte - Urussuquara (DNU); Doce Norte - Guriri (DNG)

#### Pressão tóxica do manguezal

Nos três primeiros anos do PMBA/Fest-UFES, as estações do ambiente manguezal apresentaram valores baixos do índice, frequentemente abaixo do limite de referência (msPAF < 0,05) (Figura 45). A partir do Ano 4, todas as estações passaram a apresentar valores acima desse limite, tanto no período chuvoso (Figura 46) quanto no seco (Figura 47), que estão associados predominantemente a Zn e Fe. Destacam-se as estações RSC 2 e RUR, correspondentes aos setores APA e Norte do Ambiente Marinho, respectivamente, que registraram valores superiores a 0,4, indicando um risco de vulnerabilidade de 40%. Nos Anos 5 e 6, os valores permaneceram muito acima do limite de referência, especialmente no período chuvoso, associados às concentrações de Fe, Al e Mn (Figura 46). Especificamente, as estações ao norte do estado (RUR e RMA), que apresentaram um risco de vulnerabilidade acima de 60% no Ano 6, associado principalmente à presença de Fe.

Figura 45: Gráfico de barras com os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) nas diferentes estações do manguezal amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 6 anos de PMBA/Fest-UFES. Rio Piraquê-Açu (PAM); REVIS Santa Cruz (RSC 1 e 2); Foz de Regência (FRG); Rio Urussuquara (RUR); Rio Mariricu (RMA); Rio São Mateus (RSM), Rio Caravelas (RCA).

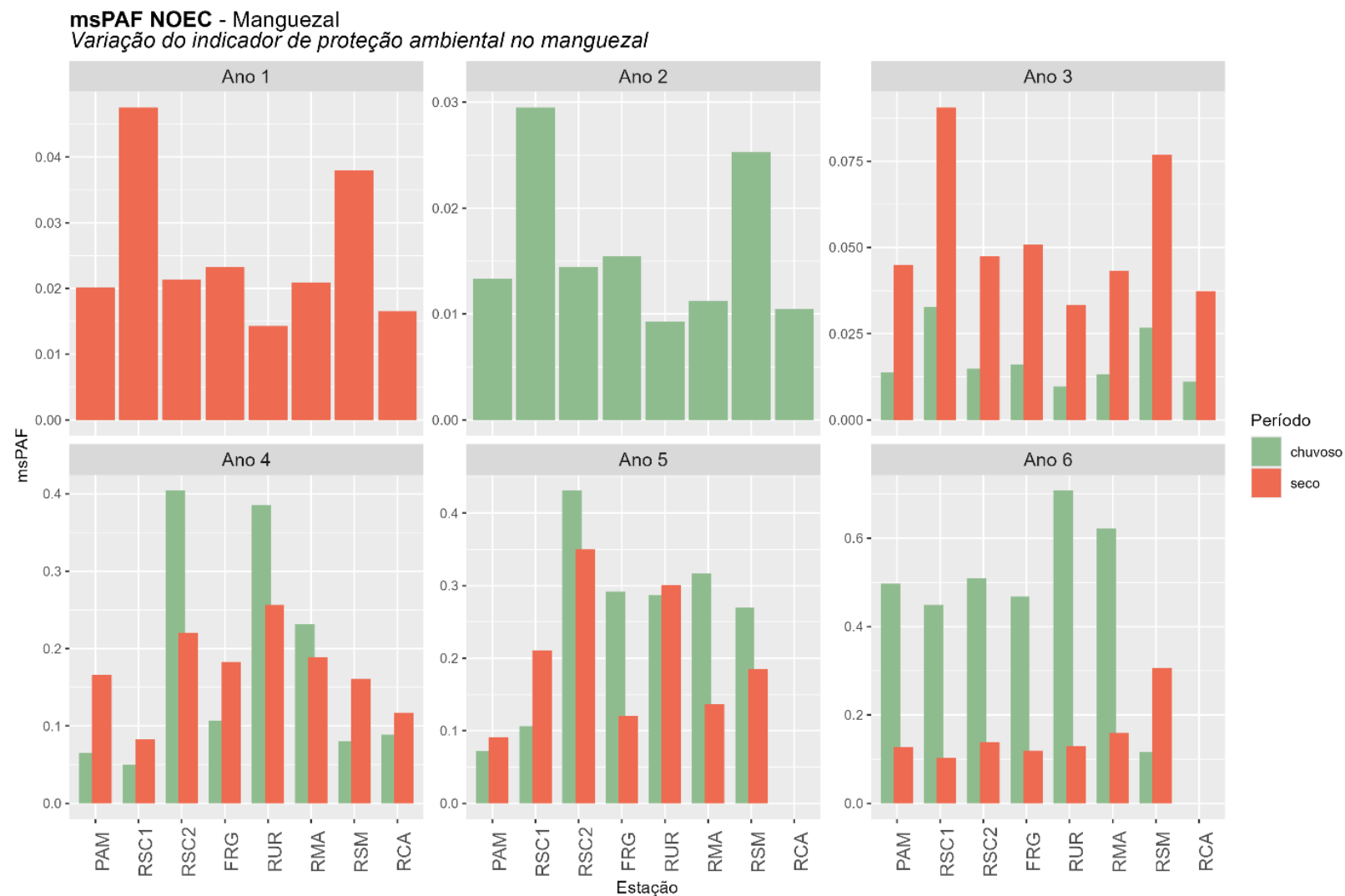


Figura 46: Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante o período chuvoso, nas diferentes estações do manguezal amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 6 anos de PMBA. Rio Piraquê-Açu (PAM); REVIS Santa Cruz (RSC 1 e 2); Foz de Regência (FRG); Rio Urussuquara (RUR); Rio Mariricu (RMA); Rio São Mateus (RSM), Rio Caravelas (RCA).

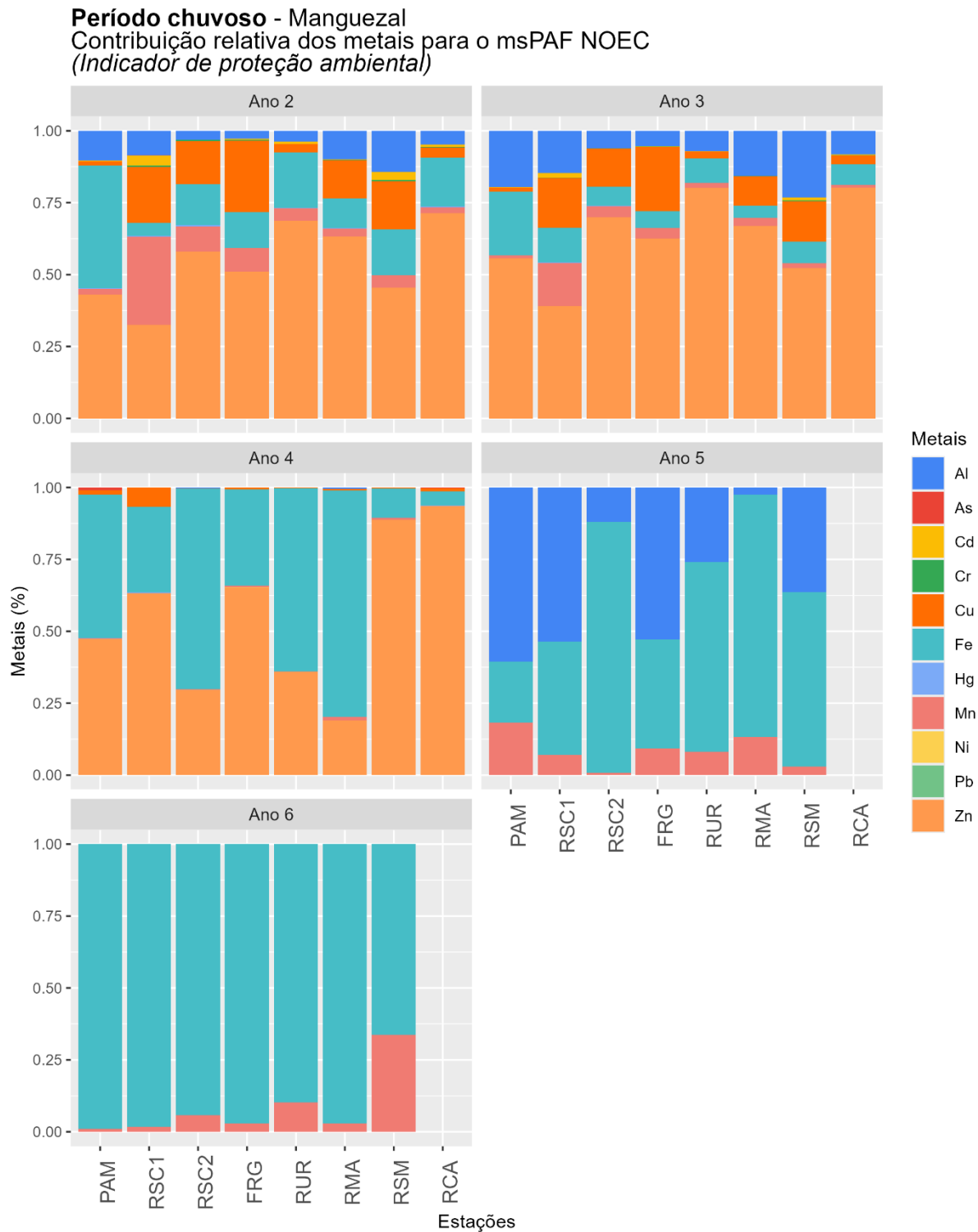
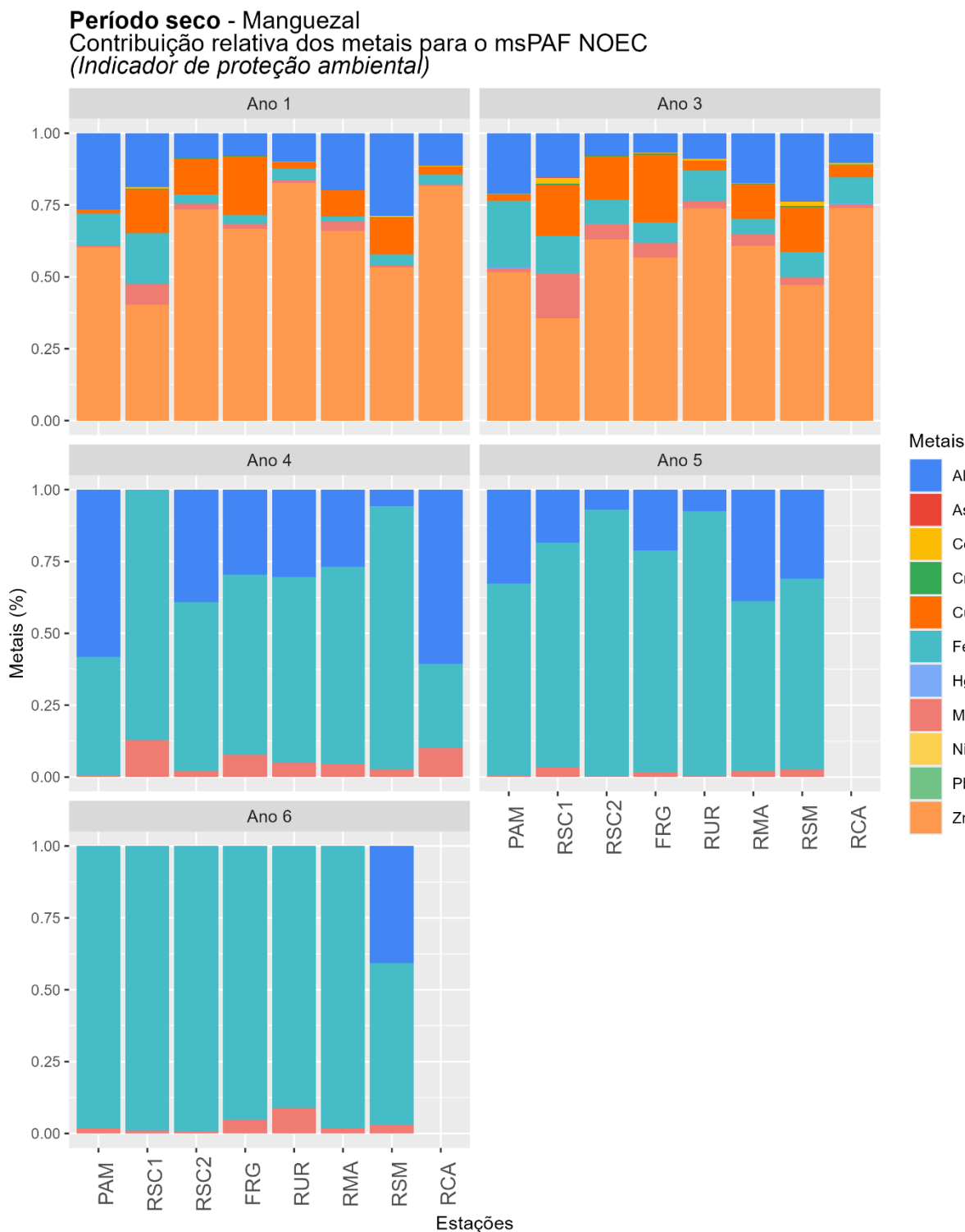


Figura 47: Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante o período seco, nas diferentes estações do manguezal amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 6 anos de PMBA/Fest-UFES. Rio Piraquê-Açu (PAM); REVIS Santa Cruz (RSC 1 e 2); Foz de Regência (FRG); Rio Urussuquara (RUR); Rio Maricuru (RMA); Rio São Mateus (RSM), Rio Caravelas (RCA)





### Pressão tóxica das praias

No primeiro ano do monitoramento (Ano 1), todas as estações apresentaram valores do índice de pressão tóxica acima do limite de referência ( $msPAF > 0,05$ ) (Figura 48), especialmente no período chuvoso (Figura 49). As estações localizadas ao sul e ao norte da foz do rio Doce, como ARP, DSB e DNG, mostraram valores de  $msPAF$  superiores a 0,4, indicando um risco de vulnerabilidade de 40%. No Ano 2, as estações no setor Foz (DNP e DNC), ou compartimento B, apresentaram valores de  $msPAF$  superiores a 0,3.

No Ano 3, o período chuvoso apresentou valores ligeiramente maiores do que o período seco (Figura 50), com o índice permanecendo abaixo de 0,3 em todos os setores, o que representa risco moderado de vulnerabilidade. Esse padrão foi mantido até o Ano 4, quando apenas uma estação no setor Foz (DNP), ou compartimento B, ficou próxima de 0,3 no período seco.

No Ano 5, houve uma redução no índice nas estações correspondentes ao setor APA, ou compartimento A (ARR e ARP), enquanto valores mais altos foram registrados nas estações do setor Norte (DNC, DNPI, DNU, DNG), ou compartimento C, durante o período chuvoso. Já no Ano 6, o período chuvoso apresentou valores mais críticos, com  $msPAF$  superior a 0,5 nas estações dos setores APA e Foz. Nas demais estações, os valores de  $msPAF$  ficaram abaixo de 0,2. No período seco, todas as estações mostraram valores de  $msPAF$  inferiores ou iguais a 0,2.

Em relação aos metais predominantes, durante o período chuvoso, no Ano 1, 2 e 3, os metais que mais contribuíram para os valores encontrados foram Fe, Zn e Cu (MS\_Síntese Integrativa\_RA2024 – Figura 19). No Ano 4, houve uma predominância de Zn sobre Fe, e uma presença discreta de As em todas as estações. No Ano 5, Al foi o metal predominante, seguido por Fe e Mn, com exceção das estações DSC, DSR e DNU, onde Mn não foi predominante. No Ano 6, Fe, Al e Mn tiveram diferentes proporções de contribuição para os valores do índice. No período seco, o padrão de predominância dos metais foi semelhante ao do período chuvoso, com uma presença menor de Mn.

Figura 48: Gráfico de barras com os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) nas diferentes estações das praias amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 6 anos de PMBA/Fest-UFES. Aracruz - Refúgios (ARR); Aracruz - Putiri (ARP); Doce Sul - Barra do Riacho (DSB); Doce Sul - Comboios (DSC); Doce Sul - Regência (DSR); Doce Norte - Povoação (DNP); Doce Norte - Vila Cacimbas (DNC); Doce Norte - Pontal do Ipiranga (DNPI); Doce Norte - Urussuquara (DNU); Doce Norte - Guriri (DNG). A estação DSB foi descontinuada a partir do Ano 2.

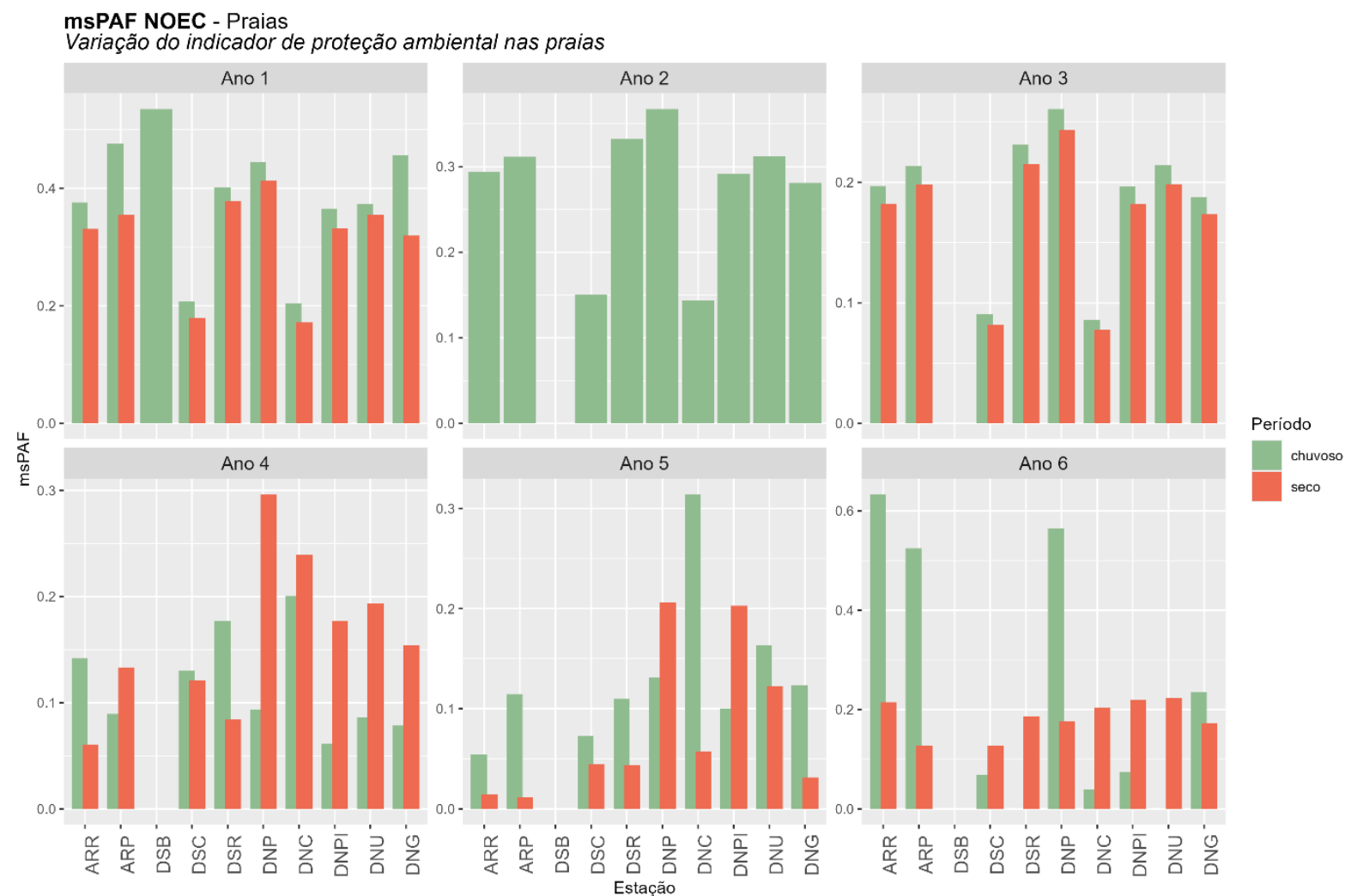


Figura 49 : Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante o período chuvoso, nas diferentes estações das praias amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 6 anos de PMBA/Fest-UFES. Aracruz - Refúgios (ARR); Aracruz - Putiri (ARP); Doce Sul - Barra do Riacho (DSB); Doce Sul - Comboios (DSC); Doce Sul - Regência (DSR); Doce Norte - Povoação (DNP); Doce Norte - Vila Cacimbas (DNC); Doce Norte - Pontal do Ipiranga (DNPI); Doce Norte - Urussuquara (DNU); Doce Norte - Guriri (DNG).

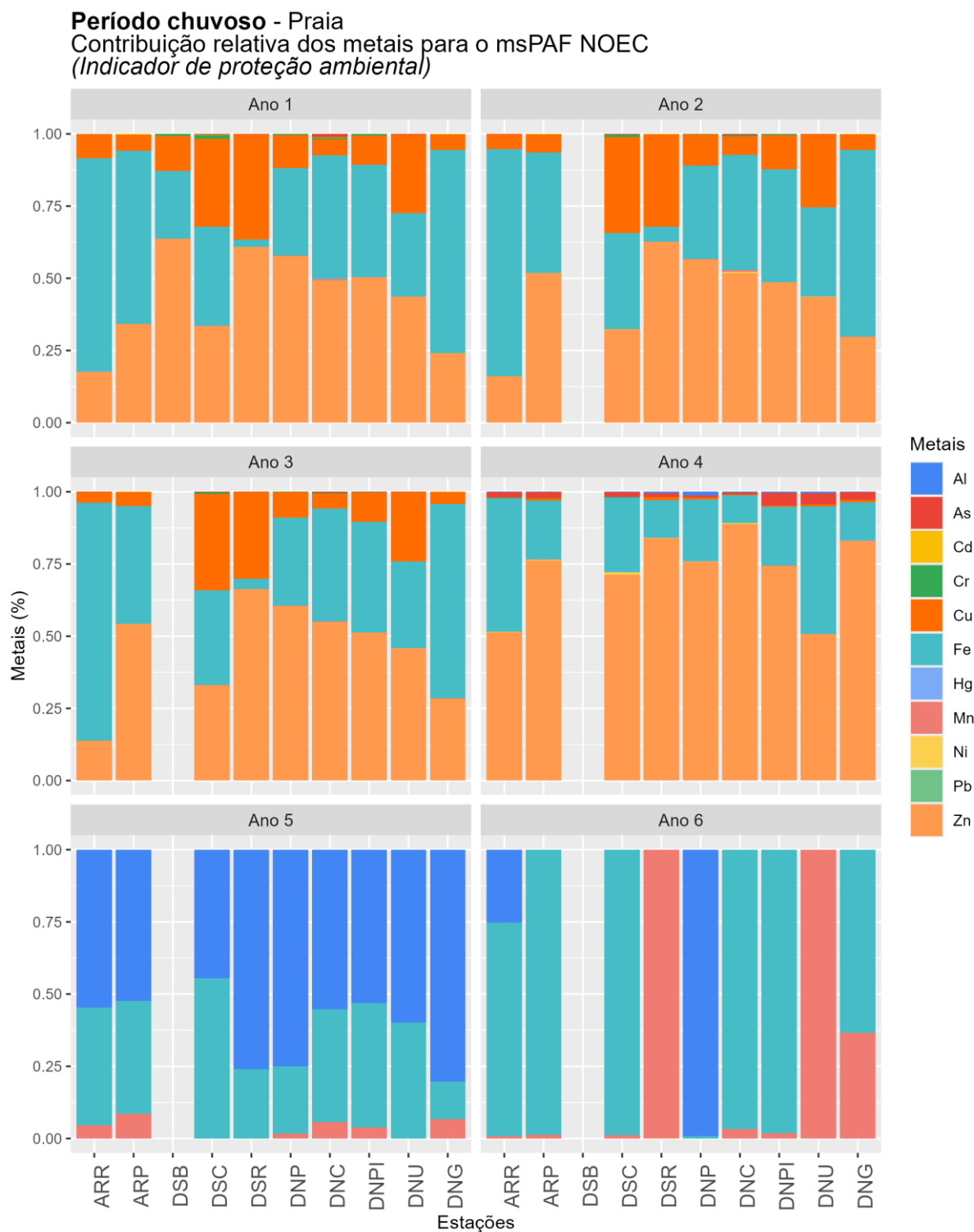
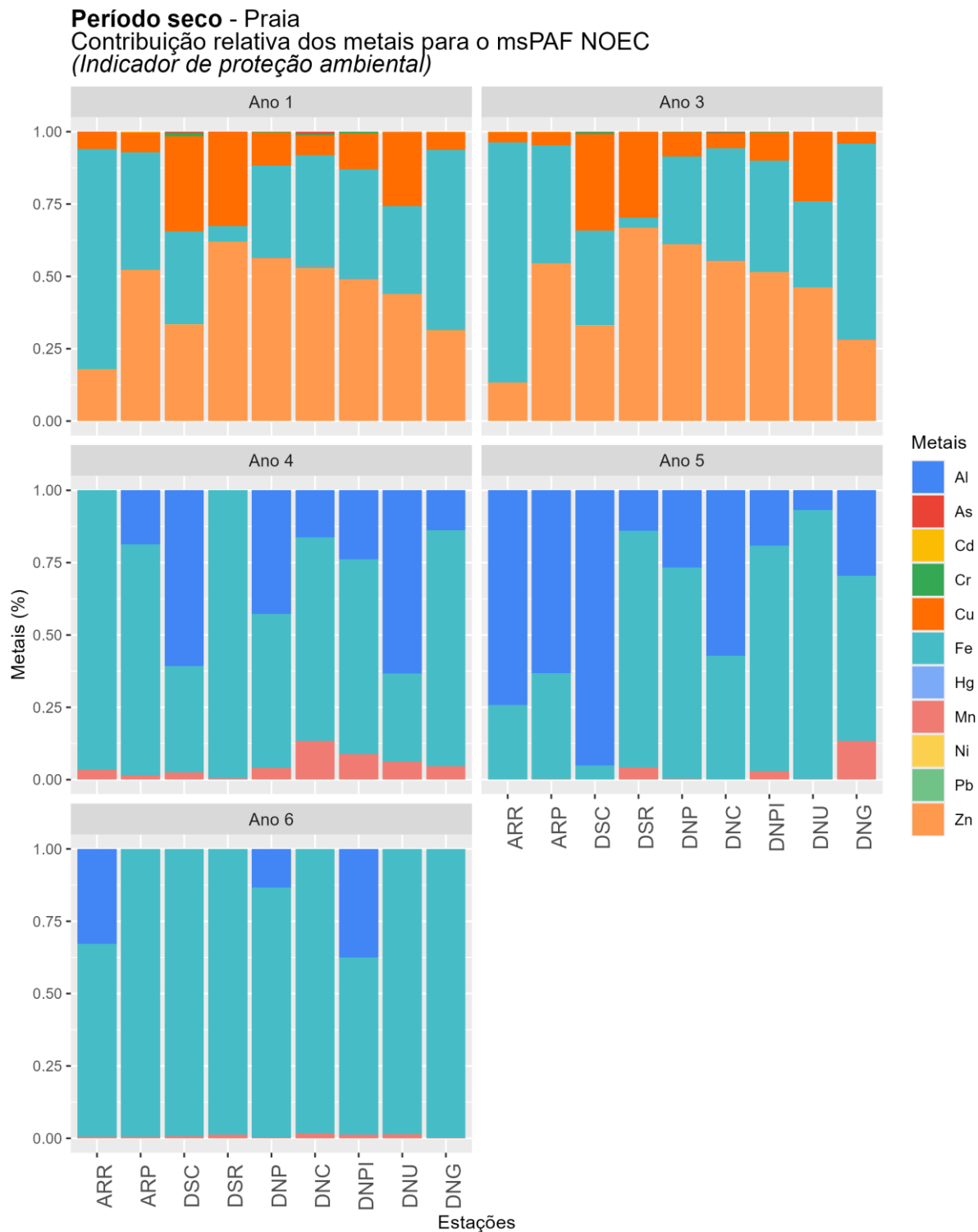


Figura 50 Proporção da contribuição dos metais para os valores do indicador de proteção ambiental (msPAF NOEC) encontrados, durante o período seco, nas diferentes estações das praias amostradas pelo tema Ecotoxicologia ao longo dos 6 anos de PMBA/Fest-UFES. Aracruz - Refúgios (ARR); Aracruz - Putiri (ARP); Doce Sul - Barra do Riacho (DSB); Doce Sul - Comboios (DSC); Doce Sul - Regência (DSR); Doce Norte - Povoação (DNP); Doce Norte - Vila Cacimbas (DNC); Doce Norte - Pontal do Ipiranga (DNPI); Doce Norte - Urussuquara (DNU); Doce Norte - Guriri (DNG).





Conclui-se que, na perspectiva de avaliação do estado, de maneira geral, a qualidade da água e sedimento dos ambientes foi caracterizada como moderada a boa (seção 6.4.3). Porém, na perspectiva de avaliação de impacto, o potencial de toxicidade indicou que há uma grande fragilidade nos ambientes, especialmente no dulcícola, devido à pressão exercida pelos metais dissolvidos detectados nas águas. Esses resultados destacam a importância da abordagem DPSIR, trazendo diferentes escalas de evidências para construção de uma avaliação ambiental robusta.

### 6.5.2 Modelos de estresse (vias de desfecho adverso)

As vias de desfecho adverso são construções conceituais que ajudam na avaliação de riscos, mostrando como a exposição a estressores ambientais leva a efeitos adversos específicos. Utilizando diagramas, elas representam as interações entre eventos biológicos em diferentes níveis de organização, desde moléculas até populações (ANKLEY et al., 2010). A implementação da estrutura conceitual das VDAs em programas de monitoramento ambiental ajuda a conectar a exposição ambiental à saúde dos organismos, permitindo que os riscos ambientais sejam avaliados de forma significativa (CARUSI et al., 2018; VAN DER OOST et al., 2020).

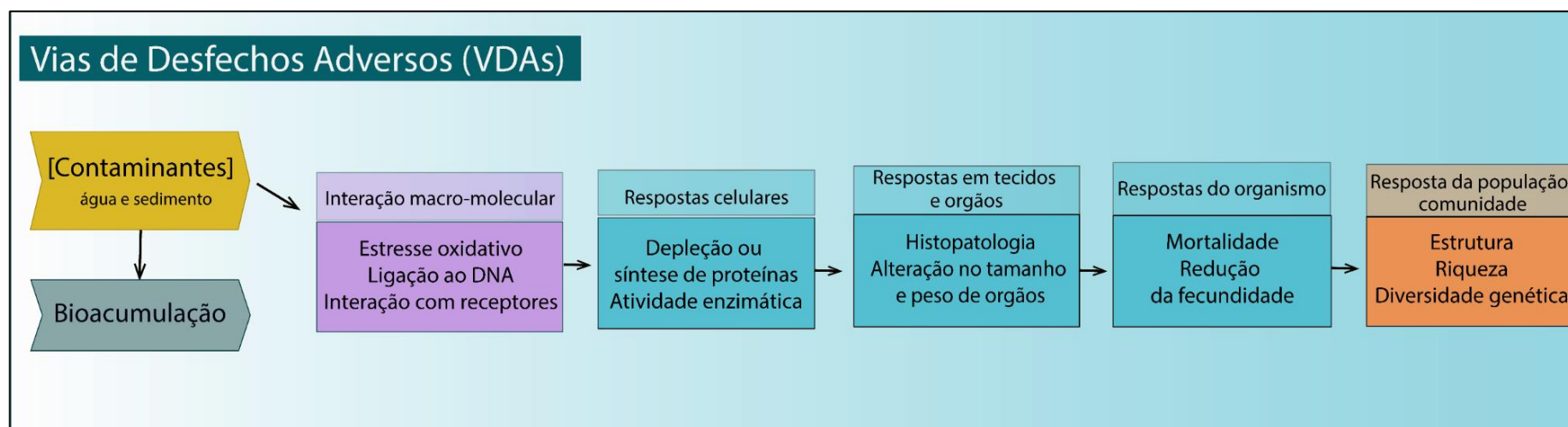
Os dados do monitoramento podem ser interpretados e organizados em termos de efeitos adversos específicos, não apenas em níveis de exposição. Isso é importante porque a relação entre exposição e efeito pode variar dependendo da espécie e de fatores extrínsecos (e.g., condições ambientais) e intrínsecos (e.g., sexo e idade do animal). Portanto, a implementação de VDAs pode ajudar a identificar etapas biológicas mais afetadas pelos contaminantes e, assim, detectar a susceptibilidade dos organismos. Consequentemente, a construção de VDAs contribui para uma melhor seleção de indicadores para programas de monitoramento ambiental e permite intervenções mais eficazes para proteger a saúde dos ecossistemas.

A construção das vias, e sua posterior quantificação, estão alinhadas às metas do Plano de Trabalho ao que concerne determinação da cadeia de impactos nos diferentes ambientes (*Meta 3*) e identificação de relações causa-efeito a partir de um modelo de estresse ambiental (*Meta 4*) (Plano de Trabalho da Nova Fase do PMBA/Fest-UFES, 2022). Vale ressaltar que as vias são pontos de partida para quantificação subsequente das relações. A sequência de eventos-chave (i.e., respostas biológicas) foi identificada a partir dos dados e resultados disponíveis do monitoramento e embasada na literatura. A plausibilidade de cada uma das vias construídas foi verificada na literatura e bases de conhecimento (<https://aopwiki.org/>).

Especificamente, o modelo conceitual (Figura 51) propõe que a exposição a contaminantes presentes na água e no sedimento pode desencadear uma série de eventos biológicos que resultam em impactos em diferentes níveis de organização biológica. Inicialmente, esses contaminantes são absorvidos pelos organismos, acumulando-se em seus tecidos (bioacumulação). No nível molecular, essa exposição pode levar a interações com macromoléculas, resultando em estresse oxidativo, ligação ao DNA e ativação ou inibição de receptores celulares. Essas alterações desencadeiam respostas celulares, incluindo a modulação da síntese de proteínas e mudanças na atividade enzimática. Com a progressão dos efeitos, ocorrem danos histológicos e alterações no tamanho e peso de órgãos, refletindo impactos nos tecidos e órgãos. Em consequência, no nível do organismo, podem ser observadas reduções na fecundidade e aumento da mortalidade. Essas respostas individuais, quando ampliadas em escala populacional, podem resultar em alterações na estrutura e dinâmica das populações e comunidades biológicas, afetando parâmetros como riqueza de espécies e diversidade genética.

Modelos conceituais das VDAs foram construídos para peixes, caranguejo do manguezal, macrofauna bêntica de praia e tartarugas marinhas e encontram-se detalhados no material suplementar (MS\_Síntese Integrativa\_RA2024 – Modelos de Estresse (Vias de Desfecho Adverso)). As vias foram inicialmente construídas para esses organismos por serem representativos dos diferentes compartimentos que o PMBA/Fest-UFES monitora. O objetivo foi apresentar vias que podem ser biologicamente plausíveis, compatíveis com os dados gerados pelos PMBA/Fest-UFES e, na medida do possível, abrangentes para os diferentes setores dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho.

Figura 51: Fluxo das Vias de Desfechos Adversos (VDAs) decorrentes da exposição a contaminantes aquáticos.



#### 6.5.2.1 Quantificação das VDAs: aplicação de modelos de equações estruturais para validação das relações estabelecidas conceitualmente

Com o objetivo de validar e aprimorar os modelos conceituais das VDAs, a força e significância das relações entre os eventos-chaves foram quantificadas através de modelos de equações estruturais. Especificamente, foi aplicado SEM particionado (*piecewise*SEM, pSEM), 3ª geração de análise de caminhos, que lida com relações multivariadas complexas de um conjunto de variáveis. Os pSEMs são ferramentas analíticas capazes de testar simultaneamente hipóteses multifacetadas, estruturadas em redes de causa e efeito como as VDAs aqui apresentadas. Isso é possível porque o efeito das variáveis de um modelo é propagado aos modelos estruturados adjacentes, permitindo assim que relações inicialmente não consideradas sejam quantificadas. Detalhamento metodológico encontra-se no material suplementar (MS\_Síntese\_Integrativa\_RA2024: Modelos de equações estruturais: quantificação e validação das relações estabelecidas conceitualmente).

O grande número de variáveis, especialmente dos biomarcadores de peixes e tartarugas, exigiu uma seleção daquelas que são aplicáveis a todos os organismos com grande disponibilidade de observações, como a peroxidação lipídica (LPO) e a metalotioneína. Além de serem numericamente representativas para peixes, caranguejo e macrofauna bêntica de praia, elas são representativas de mecanismos celulares associados às respostas em níveis superiores.

A integração dos dados seguiu um processo rigoroso de padronização. Inicialmente, cada grupo temático teve seus dados processados para garantir alinhamento espaço-temporal, criando assim uma base de dados integrada e coerente. A padronização temporal foi realizada utilizando o ano base do PMBA/Fest-UFES e períodos seco e chuvoso como referência, permitindo comparações sazonais consistentes. Para garantir correspondência espacial precisa, foram utilizados mapas para rastreamento das estações, que posteriormente foram codificadas para permitir a combinação efetiva dos diferentes conjuntos de dados. Este processo metodológico permitiu que as análises de equações estruturais apresentadas abaixo pudessem ser organizadas por setor. Dessa maneira, as relações entre a contaminação ambiental por metais e as respostas biológicas dos diversos grupos monitorados são reveladas de maneira integrada.

De modo geral, as relações conceitualmente descritas nesse e no relatório anterior, foram quantificadas através dos pSEM e apresentaram-se significativas. Entretanto, essas relações foram mais fortes e diretas no Ambiente Marinho e Costeiro quando comparadas ao Ambiente Dulcícola. Apesar do ajuste adequado das equações (i.e., Fisher's C  $p > 0,05$ ), as variáveis respostas nos setores do Ambiente Dulcícola não foram bem explicadas pelo conjunto de variáveis inseridas nos modelos. Mesmo assim, os resultados apontam que a contaminação por metais tem impactos significativos, sobre a bioacumulação, o estresse oxidativo e a estrutura das comunidades aquáticas. Além disso, os modelos destacam a importância do índice msPAF como um preditor relevante da toxicidade ambiental, modulando diferentes respostas biológicas.



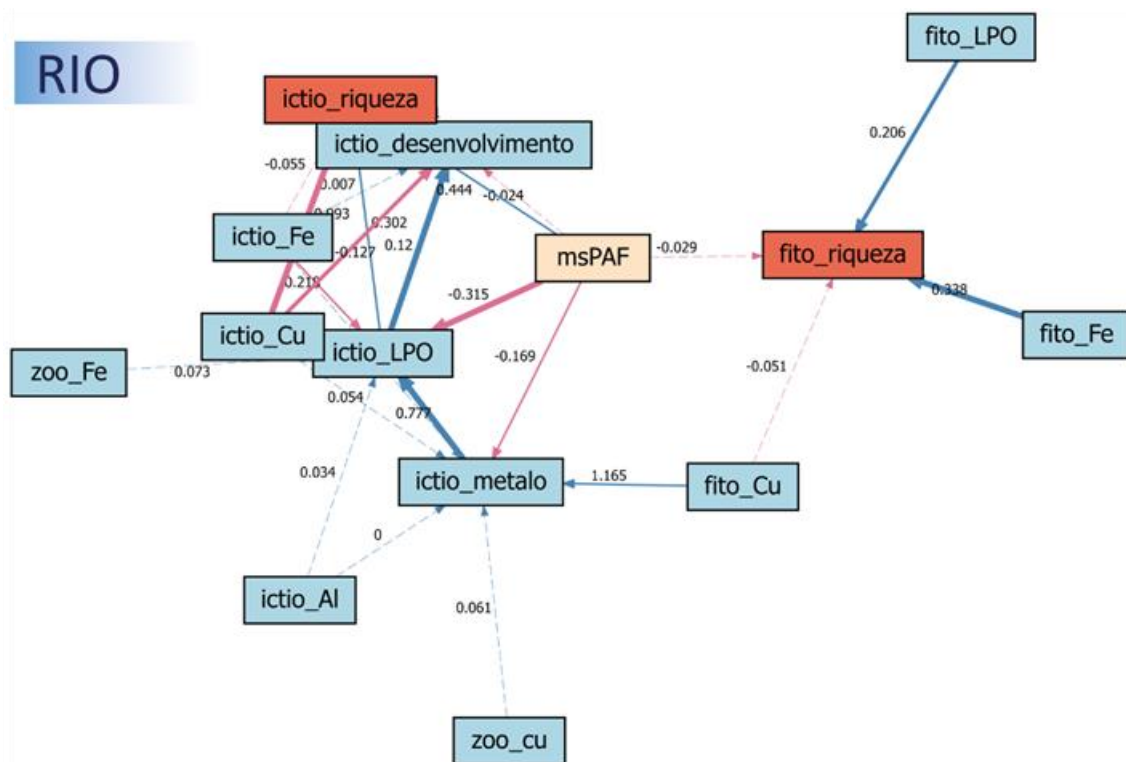
- Calha e foz do rio Doce

Na Calha do rio Doce, as defesas antioxidantes da ictiofauna (ictio\_metalto = metalotioneína) responderam, ainda que com percentual de explicação muito baixo ( $R^2 = 0,06$ ), positivamente pelo Cu bioacumulado no fitoplâncton (Figura 52). Por outro lado, níveis de metalotioneína responderam negativamente à pressão tóxica estimada pelo índice msPAF, sugerindo que em locais com maior toxicidade, as defesas podem ser reduzidas. Já os danos oxidativos (ictio\_LPO = lipoperoxidação) foram mais bem explicados pelo modelo ( $R^2 = 0,33$ ) e mostrou uma relação positiva significativa com as defesas antioxidantes (Figura 52). A concentração de ferro nos tecidos dos peixes também apresentou efeito negativo significativo ( $p < 0,05$ ) sobre os níveis de dano oxidativo, enquanto o índice de pressão tóxica esteve negativamente associado a esses danos, sugerindo possíveis mecanismos compensatórios em condições mais adversas.

O desenvolvimento adequado da ictiofauna, presumido pela relação peso/comprimento de Fulton (Froese, 2006) (ictio\_desenvolvimento = fator de condição de Fulton), apresentou explicação muito baixa ( $R^2 = 0,02$ ). Respondeu negativamente ao Cu acumulado nos tecidos dos peixes, indicando que a exposição ao metal pode comprometer o estado nutricional e fisiológico das espécies expostas. Entretanto, houve uma relação positiva com a LPO. Possivelmente, outros fatores podem estar contribuindo para condição dos peixes (Figura 52).

A riqueza da ictiofauna apresentou o maior percentual de explicação, 43%. Foi significativamente reduzida pela bioacumulação de Cu nos peixes, sugerindo que ambientes com maior contaminação tendem a apresentar menor diversidade (Figura 52). Além disso, os danos oxidativos estiveram positivamente associados à riqueza, o que pode indicar que espécies mais resistentes ao estresse oxidativo persistem nesses locais. Por fim, a riqueza fitoplanctônica (fito\_riqueza) foi positivamente influenciada pela concentração de Fe bioacumulado no fitoplâncton e pelos danos oxidativos nas células ( $R^2 = 0,13$ ).

Figura 52: Relação do índice de pressão tóxica (msPAF), bioacumulação de metais na ictiofauna, no fitoplâncton e no zooplâncton, com níveis de metalotioneína (ictio\_metalto), lipoperoxidação (ictio\_LPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (ictio\_desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna na calha e foz do rio Doce (i.e., setor Rio no tema Ecotoxicologia) do Ambiente Dulcícola. A relação entre a lipoperoxidação do fitoplâncton (fito\_LPO) e a bioacumulação de ferro (fito\_Fe) com a riqueza do fitoplâncton (fito\_riqueza) é apresentada; ictio\_Al, ictio\_Cu, ictio\_Fe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes, respectivamente; zoo\_Fe: bioacumulação de ferro no zooplâncton. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.



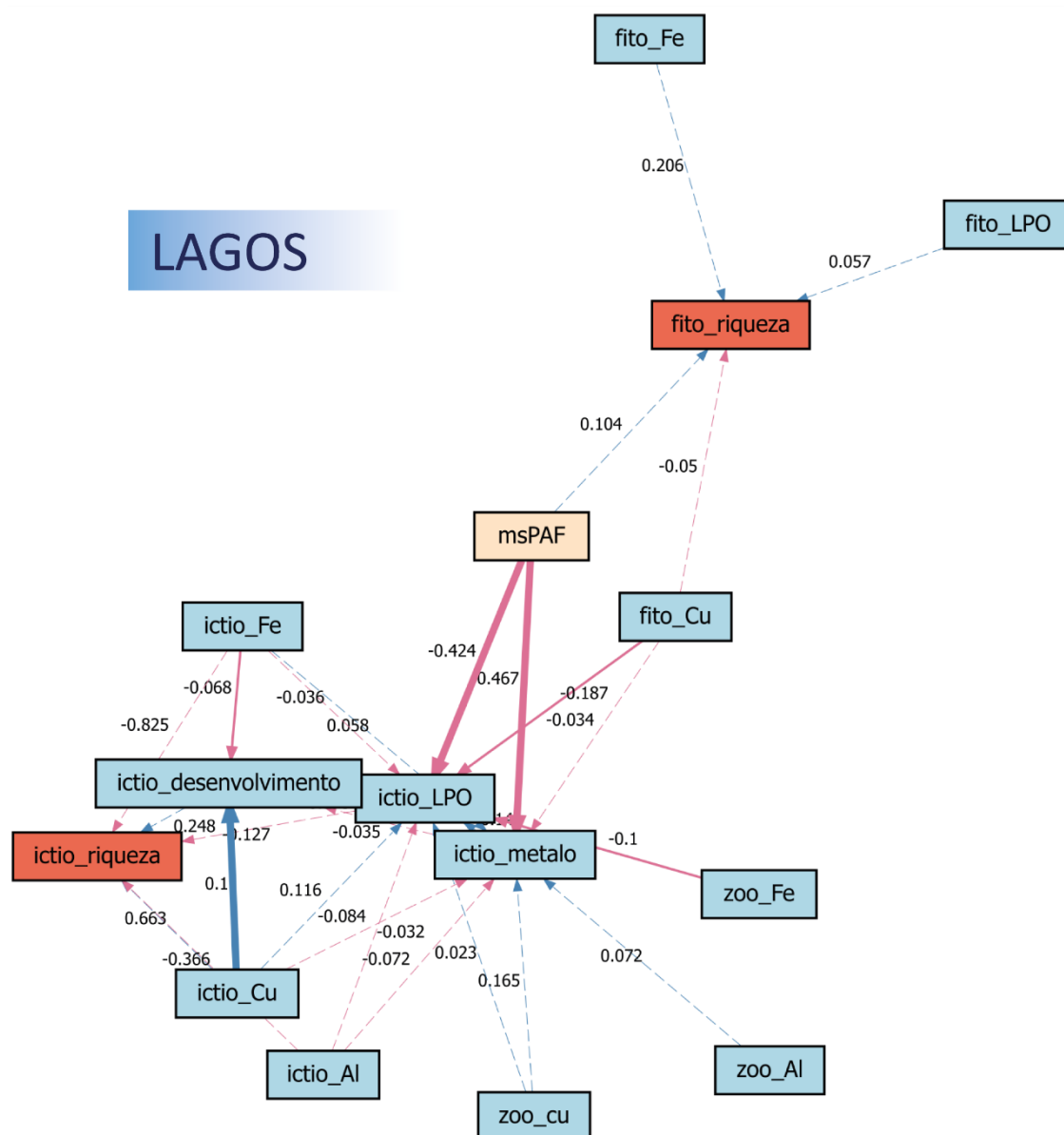
- Lagos

O setor lacustre do Ambiente Dulcícola é representado aqui pelas estações dos lagos como descrito acima. As estações das lagoas não possuem correspondência espaço-temporal entre os temas, visto que a ictiofauna não é amostrada nesse setor. As defesas antioxidantes da ictiofauna responderam apenas negativamente ao índice de pressão tóxica (Figura 53), coma explicação do modelo razoável ( $R^2 = 0,24$ ). Já os danos oxidativos foram mais bem explicados pelo modelo ( $R^2 = 0,33$ ), apresentando uma relação negativa significativa com o Fe e Cu bioacumulado no zooplâncton e fitoplâncton, respectivamente, bem como ao índice de pressão tóxica. (Figura 53).

O desenvolvimento da ictiofauna teve uma explicação muito baixa ( $R^2 = 0,02$ ) e respondeu negativamente à concentração de Fe nos tecidos dos peixes, embora tenha apresentado uma relação positiva com os danos oxidativos e com o Cu acumulado nos peixes (Figura 53). A riqueza da ictiofauna apresentou um percentual de explicação de 17% porém não apresentou relação significativa com

nenhum dos preditores. Por fim, a riqueza fitoplanctônica também não apresentou relações significativas com as variáveis preditores do modelo, com baixa explicação ( $R^2 = 0,06$ ).

Figura 53: Relação do índice de pressão tóxica (msPAF), bioacumulação de metais na ictiofauna, no fitoplâncton e no zooplâncton, com níveis de metalotioneína (ictio\_metalto), lipoperoxidação (ictio\_LPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (ictio\_desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna nos lagos do Ambiente Dulcícola. A relação entre a lipoperoxidação do fitoplâncton (fito\_LPO) e a bioacumulação de ferro (fito\_Fe) com a riqueza do fitoplâncton (fito\_riqueza) é apresentada; ictio\_Al, ictio\_Cu, ictio\_Fe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes, respectivamente; zoo\_Fe: bioacumulação de ferro no zooplâncton. Setas pontilhadas indicam relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.



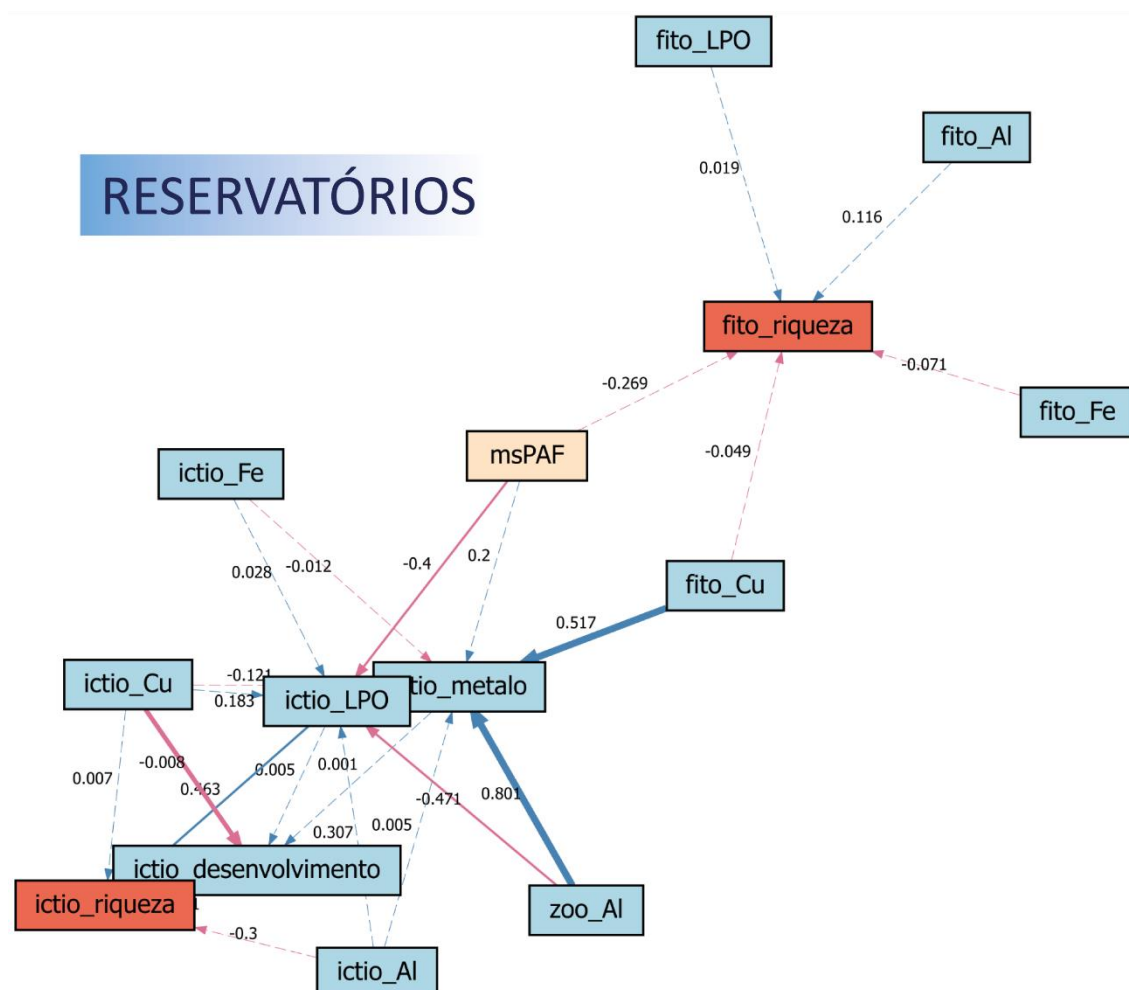
- Reservatórios

As defesas antioxidantes da ictiofauna apresentaram um percentual de explicação moderado ( $R^2 = 0,26$ ), sendo significativa e positivamente influenciadas pelo Cu bioacumulado no fitoplâncton e pelo Al no zooplâncton (Figura 54).. Já os danos oxidativos foram explicados pelo modelo em 31% e mostraram uma relação positiva significativa com as defesas antioxidantes. O índice de pressão tóxica e o Al bioacumulado no zooplâncton esteve negativamente associado a esses danos, sugerindo possíveis mecanismos compensatórios (Figura 54).

O desenvolvimento adequado da ictiofauna apresentou um percentual de explicação razoável ( $R^2 = 0,29$ ). Assim como no setor Calha do rio Doce, essa resposta esteve negativamente associada ao Cu acumulado nos tecidos dos peixes, indicando que a exposição ao metal pode comprometer o crescimento dos indivíduos.). A riqueza da ictiofauna também foi razoavelmente explicada ( $R^2 = 0,31$ ), apresentando relações significativas apenas com os danos oxidativos. Por fim, a riqueza fitoplanctônica foi pouco explicada pelo modelo ( $R^2 = 0,09$ ), também sem apresentar relações significativas com as variáveis analisadas (Figura 54).



Figura 54: Relação do índice de pressão tóxica (msPAF), bioacumulação de metais na ictiofauna, no fitoplâncton e no zooplâncton, com níveis de metalotioneína (ictio\_metalto), lipoperoxidação (ictio\_LPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (ictio\_desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna nos reservatórios do Ambiente Dulcícola. A relação entre a lipoperoxidação do fitoplâncton (fito\_LPO) e a bioacumulação de alumínio (fito\_Al) com a riqueza do fitoplâncton (fito\_riqueza) é apresentada; ictio\_Al, ictio\_Cu, ictio\_Fe: bioacumulação de alumínio, cobre e ferro em peixes, respectivamente; zoo\_Fe, zoo\_Al: bioacumulação de ferro e alumínio no zooplâncton, respectivamente. Setas pontilhadas indicam relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.



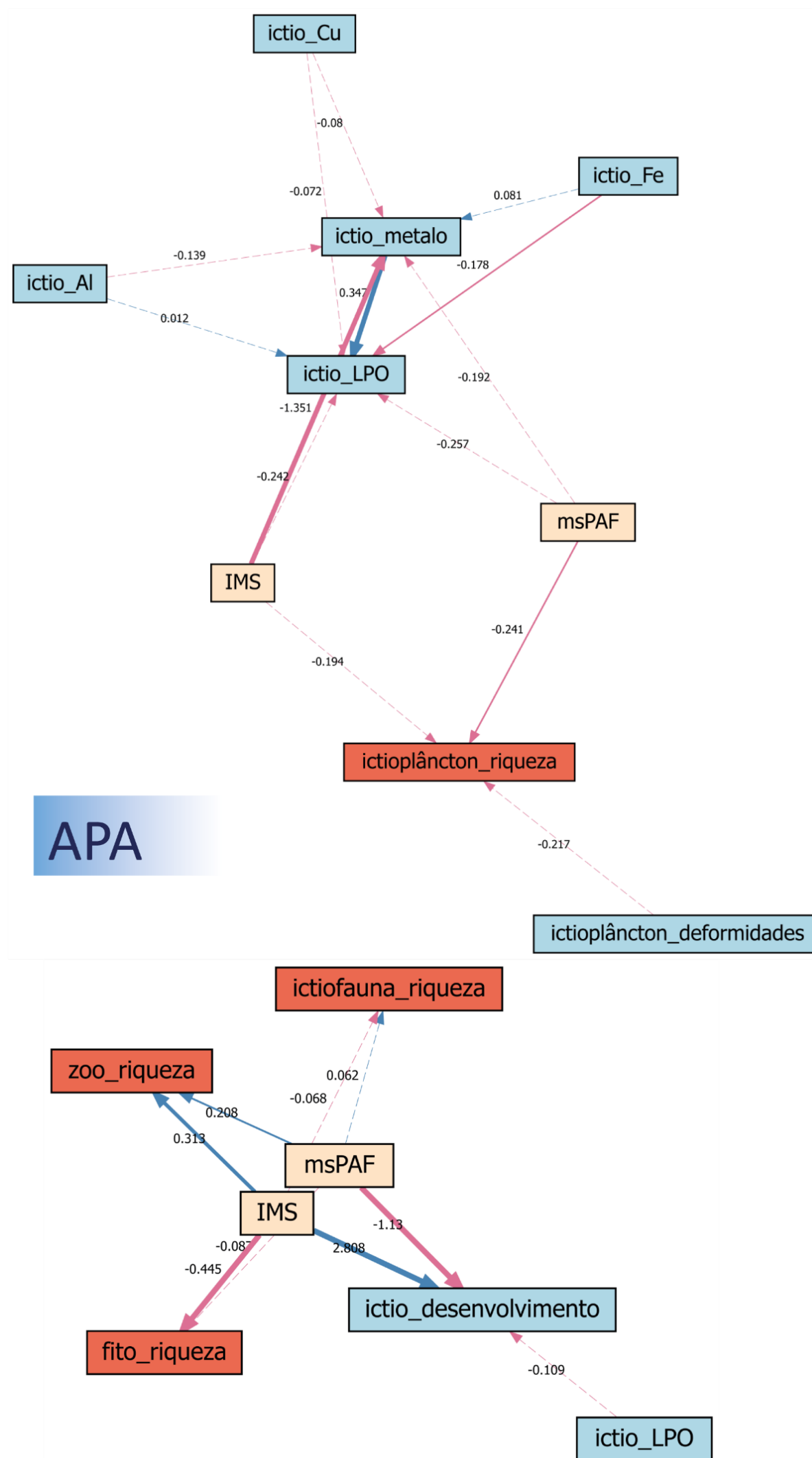
- APA Costa das Algas

### Ictiofauna

No setor APA Costa das Algas, as respostas da ictiofauna estiveram correlacionadas significativamente aos índices de pressão tóxica (msPAF) e ao sinal do rejeito (IMS) (Figura 55). As defesas antioxidantes (ictio\_metal = metalotioneína) responderam negativamente ao IMS ( $R^2 = 0,23$ ), indicando que a presença do rejeito reduz as defesas celulares. Os danos oxidativos estiveram associados positivamente aos níveis de metalotioneína e negativamente com o Fe bioacumulado nos tecidos ( $R^2 = 0,32$ ). O desenvolvimento adequado dos indivíduos da ictiofauna, estimado pela relação peso/comprimento (i.e., fator de condição de Fulton), teve sua variabilidade explicada em 11%. Correlacionou-se negativamente ao índice de pressão tóxica e negativamente ao IMS, sugerindo que a concentração de metais na água tem maior potencial deletério para o crescimento dos indivíduos (Figura 55).

A riqueza do fitoplâncton apresentou relação significativa e negativa com o IMS ( $R^2 = 0,14$ ), enquanto a riqueza do zooplâncton foi influenciada positivamente pelo msPAF e IMS ( $R^2 = 0,11$ ) (Figura 55). A riqueza do ictioplâncton teve sua variabilidade explicada em 13% e esteve associada negativamente ao msPAF. Por fim, a riqueza da ictiofauna não apresentou relação significativa com nenhum preditor ( $R^2 = 0,05$ ). É preciso destacar que nesse setor as correspondências espaço-temporais entre os temas Ictiofauna e Ecotoxicologia foram insuficientes ( $N_{amostral} < 5$ ) para estabelecer relações robustas em níveis superiores nos modelos de equações estruturais. Consequentemente, para respostas da riqueza do fitoplâncton, zooplâncton e ictiofauna só foi possível estabelecer relações com os índices.

Figura 55: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e do sinal do rejeito (IMS), bioacumulação de metais na ictiofauna, com níveis de metalotioneína (ictio\_metalto), lipoperoxidação (ictio\_LPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (ictio\_desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna no setor APA Costa das Algas (Ambiente Marinho). Apresentada também a relação entre os índices e a riqueza do fitoplâncton, zooplâncton e ictioplâncton (fito\_riqueza, zoo\_riqueza, ictioplâncton\_riqueza, respectivamente); ictioplâncton\_deformidades: densidade de deformidades do ictioplâncton. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.

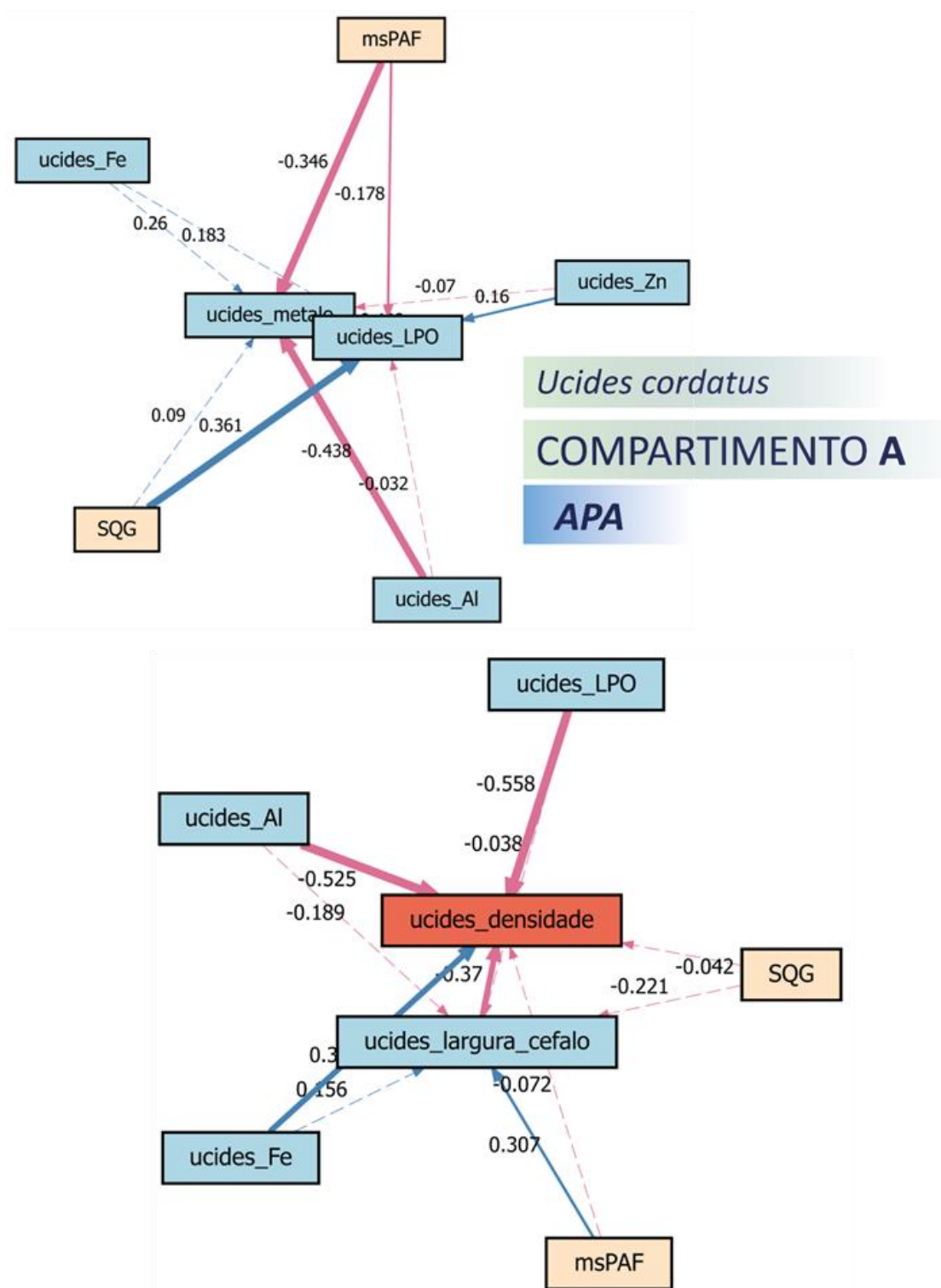


### *Ucides cordatus*

As respostas dos indivíduos da espécie *Ucides cordatus* responderam significativamente à contaminação dos manguezais correspondentes ao setor APA Costa das Algas (Figura 56). As defesas antioxidantes (*ucides\_metal* = metalotioneína) estiveram negativamente relacionadas à bioacumulação de Al e ao índice de pressão tóxica, com elevada explicação ( $R^2 = 0,34$ ). Indicando a maior vulnerabilidade, pode reduzir a proteção celular. Por outro lado, os danos oxidativos (*ucides\_LPO* = lipoperoxidação) correlacionaram-se negativamente à pressão tóxica e positivamente com a qualidade do sedimento (SQG) e bioacumulação de Zn ( $R^2 = 0,46$ ).

A largura do cefalotórax dos indivíduos foi a resposta com menor explicação do modelo ( $R^2 = 0,13$ ) respondendo significativamente apenas ao índice de pressão tóxica de maneira positiva. Entretanto, foi um preditor importante da densidade populacional de *Ucides cordatus*: quanto maior a largura, menor a densidade. Com 47% da sua variabilidade explicada, a densidade também respondeu negativamente aos níveis de LPO e bioacumulação de Al, e positivamente à bioacumulação de Fe (Figura 56).

Figura 56: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e de qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais nos tecidos do caranguejo do mangue, *Ucides cordatus*, com seus níveis de metalotioneína (ucides\_metal), lipoperoxidação (ucides\_LPO), largura do cefalotórax dos indivíduos e densidade populacional (ucides\_densidade) nas estações do compartimento A correspondentes ao setor APA Costa das Algas; ucides\_Al, ucides\_Fe, ucides\_Zn: bioacumulação de alumínio, ferro e zinco, respectivamente. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.

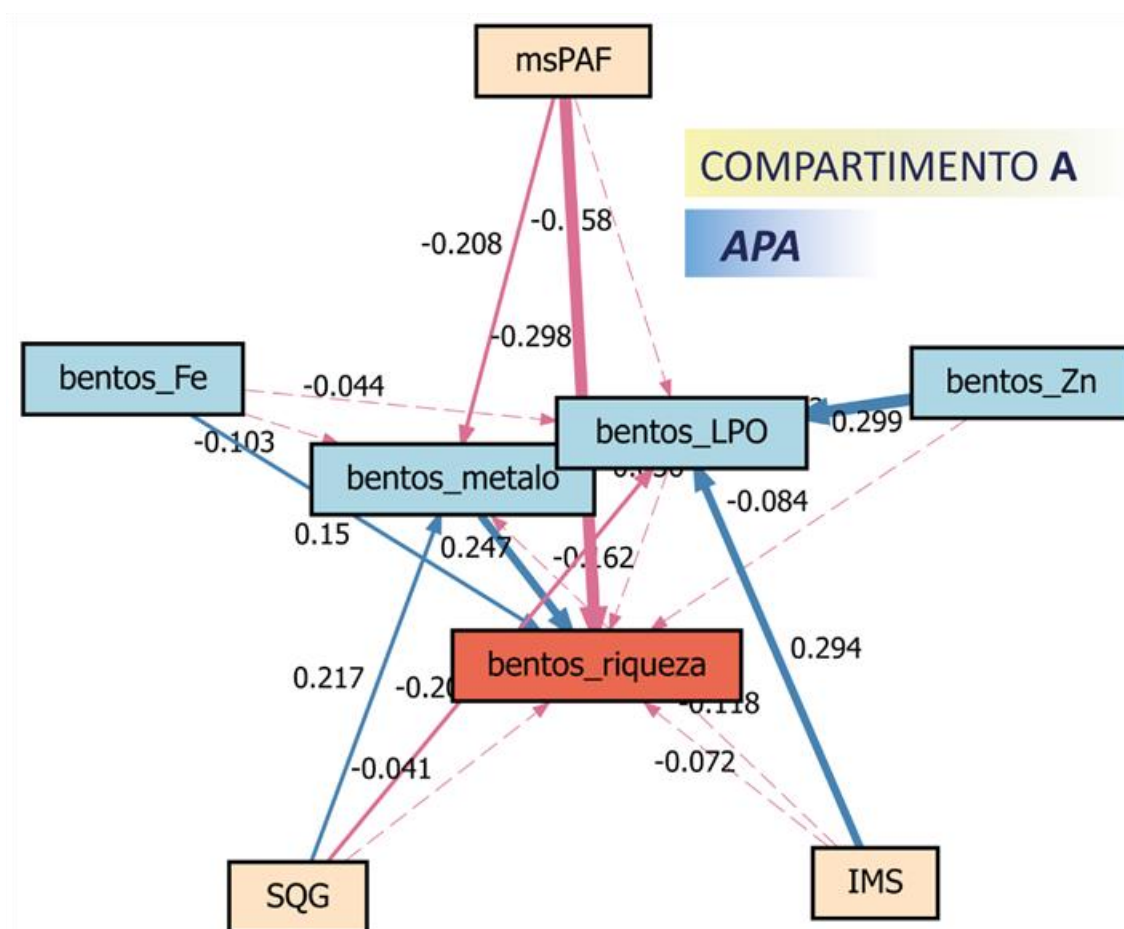




### Bentos de praia

Com sua variabilidade explicada apenas em 8%, as defesas antioxidantes (bentos\_metalto = metalotioneína) estiveram negativamente relacionadas à pressão tóxica e à qualidade de sedimento, sugerindo que a vulnerabilidade do ambiente seja indicada na água ou sedimento, reduz a proteção celular (Figura 57). Danos oxidativos (bentos\_LPO = lipoperoxidação) estiveram positivamente associados ao sinal do rejeito (IMS) e à bioacumulação do Zn, i.e, danos celulares tendem a ocorrer com a maior intensidade do sinal do rejeito e maior bioacumulação de Zn. Por outro lado, a LPO esteve negativamente associada à qualidade do sedimento. Esse padrão contraditório com o SQG sugere que o impacto da contaminação nos organismos bentônicos é complexo e não-linear e deve ser continuamente monitorado para melhor compreensão. Por fim, a riqueza do bentos de praia esteve negativamente relacionada à pressão tóxica e positivamente às defesas antioxidantes e Fe bioacumulado.

Figura 57 Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF), do sinal do rejeito (IMS) e qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais no bentos de praia, com níveis de metalotioneína (bentos\_metalto), lipoperoxidação (bentos\_LPO) e riqueza da macrofauna bêntica de praia nas estações do compartimento A, correspondentes ao setor APA Costa das Algas. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.

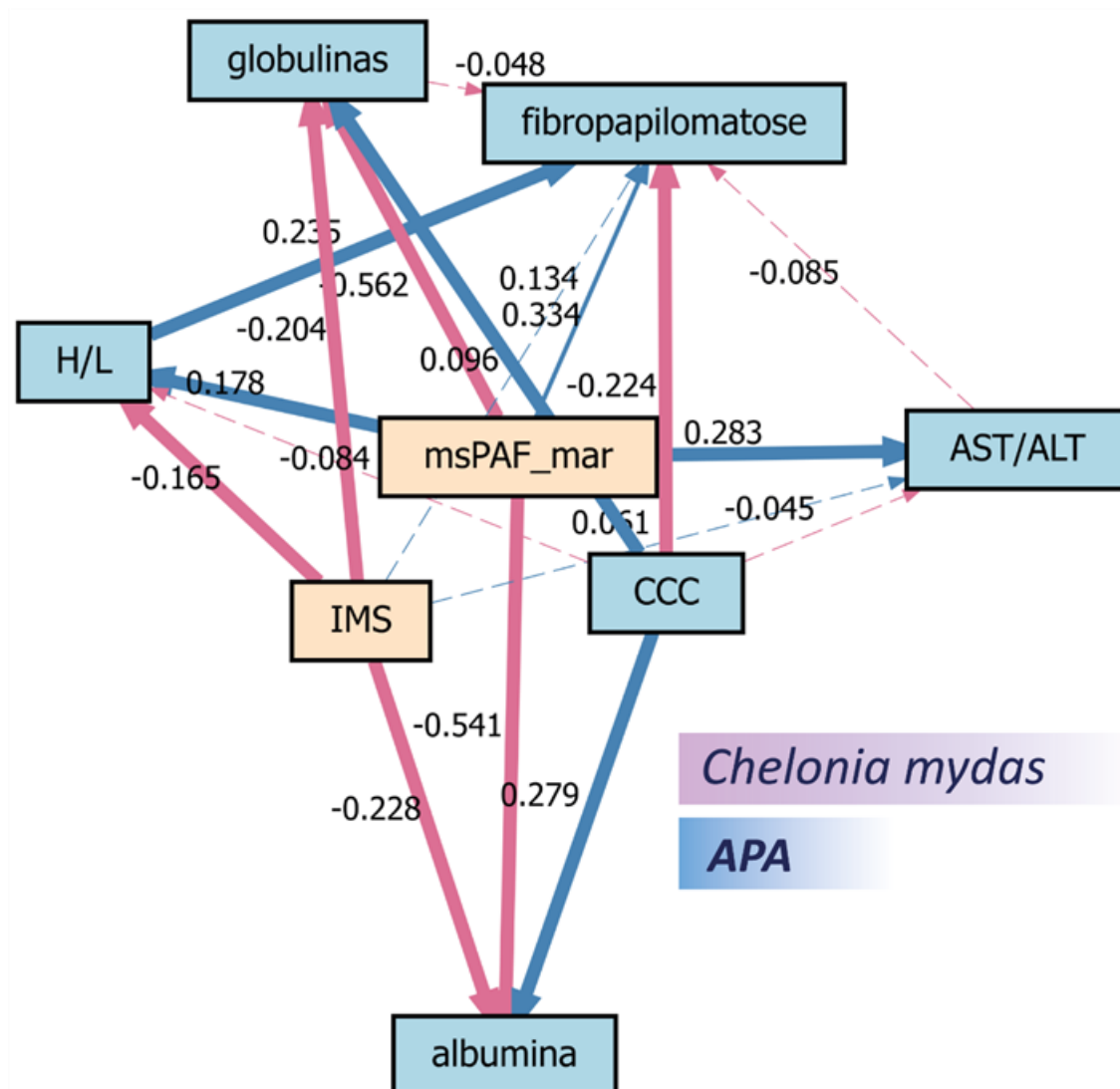


### *Chelonia mydas*

A complexidade de respostas das tartarugas marinhas exigiu a redução e seleção de parâmetros representativos da saúde dos indivíduos. Especificamente, a razão heterófilo/linfócito (H/L), métrica obtida da série branca está relacionada a imunidade inata e adaptativa, podendo refletir exposição crônica a estresse (POLO-CAVIA et al., 2010). A razão entre aspartato aminotransferase (AST) e alanina aminotransferase (ALT), i.e., AST/ALT, é um indicador de estresse e danos no fígado. Albumina é utilizada também como marcador da saúde do fígado, além de apontar para um estado de saúde comprometido, inflamação, ou de exposição a toxinas hepáticas (Soeters, et al. 2019). Globulinas são um grupo de proteínas do sangue, com importante papel imunológico. Por fim, a fibropapilomatose são tumores, que podem se manifestar interna ou externamente, comprometem a visão, locomoção, alimentação e em última análise a capacidade de sobreviver no ambiente (ROSSI et al., 2016; SHAVER et al., 2019). O comprimento da carapaça (CCC) foi incluída como importante preditor das respostas por ser considerado um *proxy* da idade dos indivíduos (STACY et al., 2023).

As razões H/L e AST/ALT foram as respostas com menor explicação, com coeficientes de determinação de 9% e 8%, respectivamente (Figura 58). H/L esteve correlacionada positivamente com a pressão tóxica do Ambiente Marinho (msPAF\_mar) e negativamente com o sinal do rejeito (IMS). Já a razão AST/ALT esteve associada apenas com a pressão tóxica. A albumina ( $R^2 = 33\%$ ) e globulinas ( $R^2 = 39\%$ ) estiveram correlacionadas positivamente com CCC, sugerindo que os níveis desse marcador dependem do tamanho do indivíduo. Adicionalmente, esses marcadores também responderam negativamente ao sinal do rejeito e à pressão tóxica, indicando um potencial comprometimento da saúde em áreas de maior vulnerabilidade. Por fim, a fibropapilomatose, ainda que tenha sido pouco explicada ( $R^2 = 0,15$ ), apresentou relação negativa com CCC, sugerindo que a incidência dos tumores diminui com o tamanho ou idade do indivíduo. Além disso, fibropapilomatose esteve positivamente relacionada à pressão tóxica e à razão H/L. Os tumores, que podem se manifestar interna ou externamente, comprometem a visão, locomoção, alimentação e em última análise a capacidade de sobreviver no ambiente (ROSSI et al., 2016; SHAVER et al., 2019). A contaminação nas áreas de desova e forrageamento podem vulnerabilizar ainda mais esses organismos, contribuindo para alterações das condições de saúde, incluindo maior incidência de tumores. Consequentemente, o desenvolvimento apropriado, reprodução e redução da variabilidade genética da população, como apontado pelo Tema (MS\_AM\_Tartarugas).

Figura 58: Relação entre os índices de pressão tóxica do ambiente marinho (msPAF\_mar), do comprimento da carapaça (CCC) com os biomarcadores de saúde (H/L: razão heterófilo/linfócito, AST/ALT: razão aspartato aminotransferase/alanina aminotransferase, albumina, globulinas e fibropapilomatose) dos indivíduos da espécie dos indivíduos da espécie *Chelonia mydas* amostrados na Foz do rio Piraquê-Açu que correspondem ao setor APA Costa das Algas. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.



- Foz do rio Doce

### Ictiofauna

As defesas antioxidantes (ictio\_metalto = metalotioneína) na ictiofauna apresentou apenas correlação significativa e negativa com o Cu bioacumulado no setor Foz (ictio\_metalto,  $R^2 = 0,05$ ) (Figura 59). Já os danos celulares oxidativos nos peixes foram significativamente influenciados pelo índice de pressão tóxica (msPAF) e com bioacumulação de Al e Fe, tendo sua variabilidade explicada em 58% (ictio\_LPO,

$R^2 = 0,58$ ). A bioacumulação de Al correlacionou-se positivamente com LPO, enquanto o Fe bioacumulado apresentou relação negativa. As defesas antioxidantes também mostraram correlação positiva com os danos oxidativos.

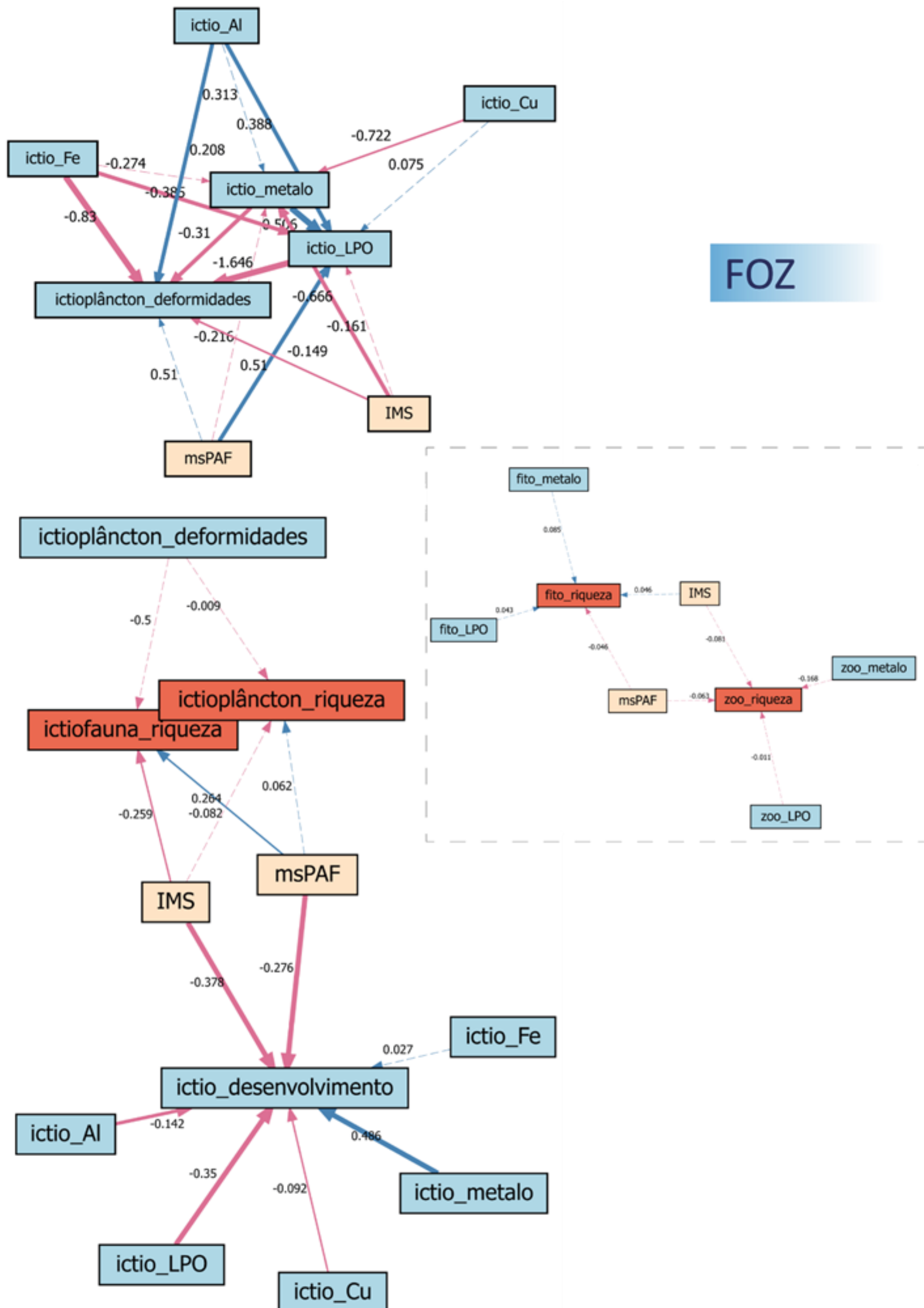
O desenvolvimento da ictiofauna esteve significativamente relacionado a diversas variáveis (ictio\_desenvolvimento,  $R^2 = 0,41$ ) (Figura 59), indicando que o crescimento adequado da ictiofauna depende de múltiplos fatores. Especificamente, a presença do rejeito (IMS), pressão tóxica, danos oxidativos e bioacumulação de Al e Cu influenciam negativamente o desenvolvimento da ictiofauna. Em contrapartida, níveis elevados de defesa antioxidante correlacionaram-se positivamente com este parâmetro. Portanto, a presença intensa do MLD (representada pelo IMS), bem como maior vulnerabilidade ambiental, levou a um prejuízo no crescimento adequado da ictiofauna.

As deformidades no ictioplâncton correlacionaram-se negativamente com o sinal do rejeito e positivamente com a bioacumulação de Al nos peixes ( $R^2 = 0,61$ ). O Fe bioacumulado apresentou relação negativa com estas deformidades, similar ao padrão observado para LPO (Figura 59), reforçando a hipótese de um mecanismo adaptativo em resposta à exposição prolongada.

A riqueza de espécies (ictio\_riqueza,  $R^2 = 0,30$ ) apresentou relação negativa com o sinal do rejeito no sedimento e, paradoxalmente, positiva com o índice de pressão tóxica na água (msPAF), revelando uma dinâmica complexa entre a resposta da comunidade e diferentes tipos de contaminação ambiental. Foi relatada menor riqueza de espécies da ictiofauna no rio Doce, comparativamente aos estuários de Piraquê-Açu (setor APA) e São Mateus (setor Norte) (MS\_AM\_Ictiofauna e Carcinofauna). A partir do modelo apresentado na Figura 59 pode-se inferir que a intensidade do sinal do rejeito (IMS) no setor Foz pode ter uma influência importante para redução da diversidade.

Nenhuma variável esteve significativamente relacionada à riqueza do fitoplâncton e do zooplâncton, como consta na Figura 59.

Figura 59: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e do sinal do rejeito (IMS), bioacumulação de metais na ictiofauna, com níveis de metalotioneína (ictio\_metalto), lipoperoxidação (ictio\_LPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (ictio\_desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e com a riqueza da ictiofauna no setor Foz do rio Doce (Ambiente Marinho). Relação dos índices, da bioacumulação de metais e lipoperoxidação com a densidade de deformidades do ictioplâncton (ictioplâncton\_deformidades) Apresentada também a relação entre as respostas biológicas (metalotioneína e LPO) e a riqueza do fitoplâncton, zooplâncton (fito\_riqueza, zoo\_riqueza, ictioplâncton\_riqueza, respectivamente); ictio\_Al, ictio\_Cu, ictio\_Fe: bioacumulação de alumínio, ferro e cobre em peixes. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.





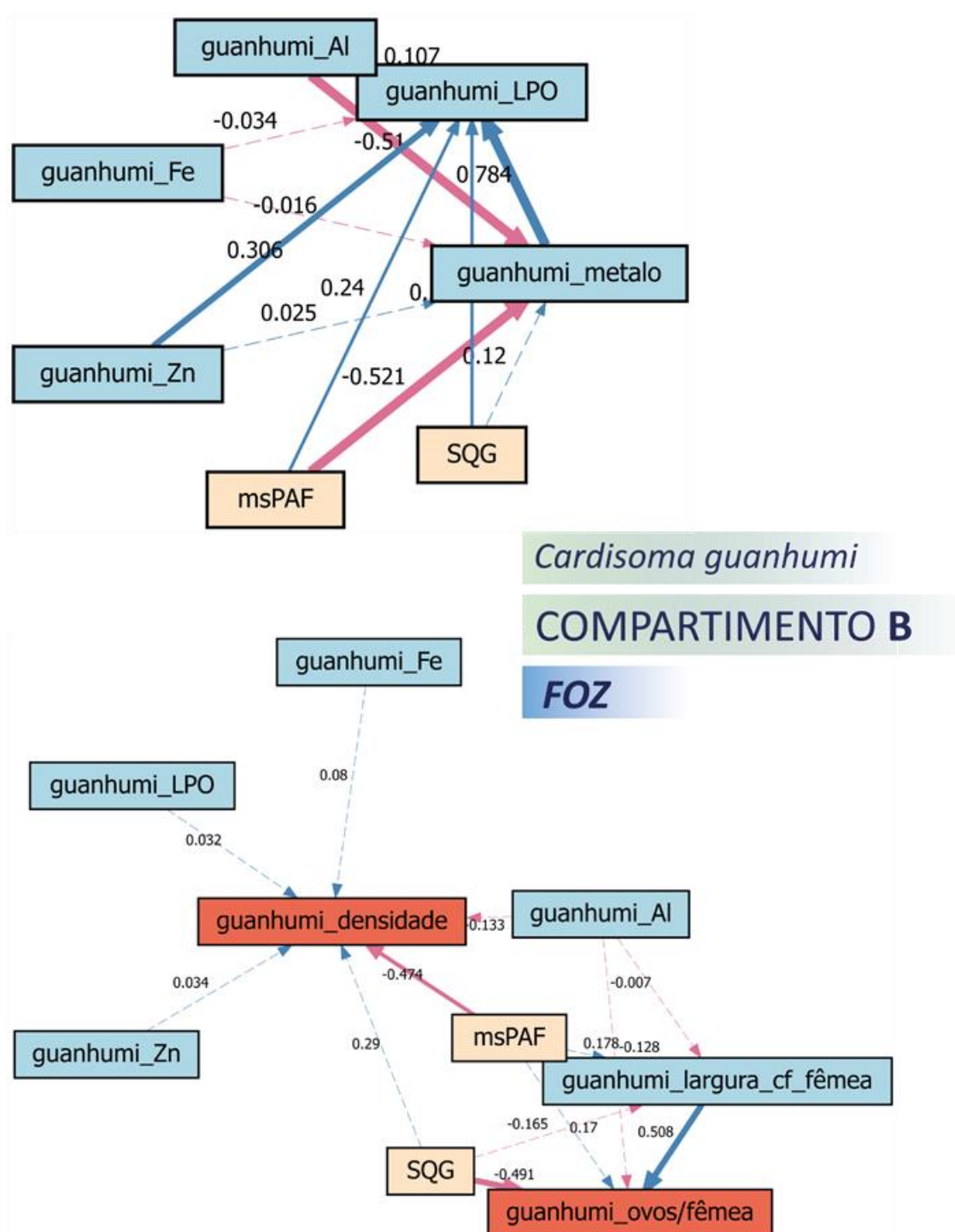
### *Cardisoma ganhum*

A construção de modelos robustos, relacionando os efeitos da contaminação nas áreas de manguezal correspondentes ao setor Foz com respostas biológicas em diferentes níveis de organização, só foi possível para a espécie *Cardisoma ganhum*, visto que respostas de biomarcadores e fecundidade do *Ucides cordatus* estão restritas aos setores APA Costa das Algas e Norte. Os modelos reúnem dados abióticos aos dados dos temas Ecotoxicologia e Manguezal de modo a descrever padrões relevantes para o entendimento do sistema.

As defesas antioxidantes (*ganhum\_metal*) da espécie foram significativa e negativamente afetadas pela bioacumulação de Al e pela pressão tóxica exercida pelos metais no manguezal, explicando 39% da variabilidade dessa resposta (Figura 60). Já os danos oxidativos estiveram positivamente relacionados aos índices de qualidade do sedimento (SQG) e pressão tóxica e à bioacumulação de Zn, tendo sua variabilidade fortemente explicada ( $R^2 = 0,48$ ). Portanto, os pSEM apontaram que em locais com alta vulnerabilidade, onde ambos os índices e a bioacumulação foram maiores, as defesas estavam baixas e os danos maiores.

As respostas de interesse regulatório, representativas de níveis de organização superiores, estiveram também associadas aos índices de qualidade e pressão tóxica. Especificamente, a densidade de espécies esteve negativamente associada ao índice de pressão, indicando que em áreas mais vulneráveis, menor a densidade de *Cardisoma ganhum* ( $R^2 = 0,11$ ) (Figura 60). Similarmente, quanto pior a qualidade do sedimento (i.e., maior SQG), menor o número de ovos por fêmea, ou seja, menor a fecundidade ( $R^2 = 0,42$ ). Além disso, a largura da carapaça das fêmeas também influenciou positivamente a fecundidade, apesar de não responder significativamente a nenhuma variável ( $R^2 = 0,05$ ).

Figura 60: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e de qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais nos tecidos dos caranguejos da espécie *Cardisoma guanhumi*, com seus níveis de metalotioneína (guanhumi\_metalto), lipoperoxidação (guanhumi\_LPO), densidade populacional (guanhumi\_densidade), largura do cefalotórax das fêmeas da espécie e número de ovos/fêmea nas estações do compartimento B correspondentes ao setor Foz do rio Doce; guanhumi\_Al, guanhumi\_Fe, guanhumi\_Zn: bioacumulação de alumínio, ferro e zinco, respectivamente. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.

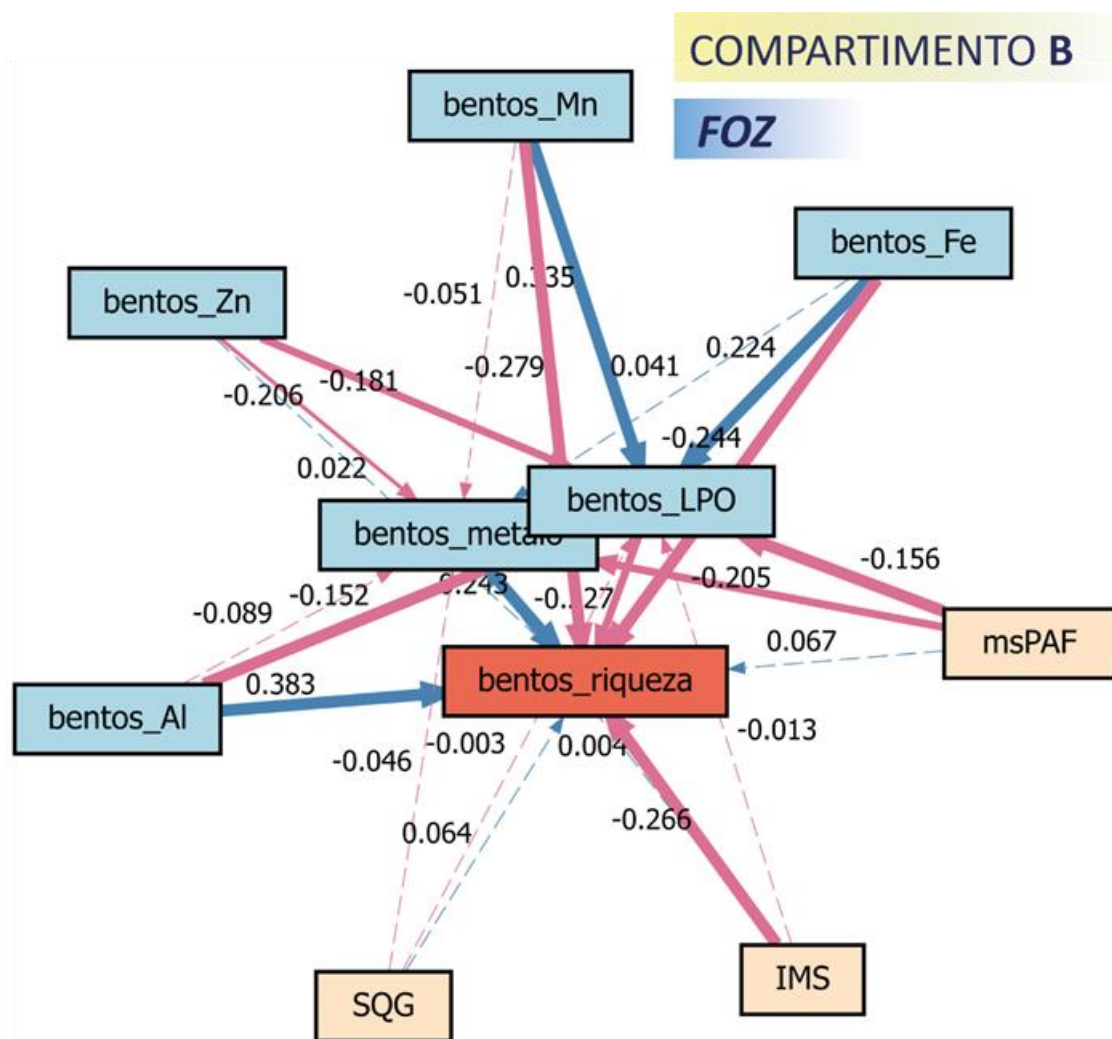


### Bentos de praia

Destaca-se a influência dos índices nas respostas biológicas, bem como a relevância dos metais bioacumulados (Figura 61). A metalotioneína (bentos\_metal) apresentou correlação negativa com a pressão tóxica e com a bioacumulação de Zn. Apesar da baixa explicação ( $R^2 = 0,08$ ), sugere-se que altas concentrações de Zn nos indivíduos em áreas mais desprotegidas reduzem as defesas antioxidantes. Os danos oxidativos responderam a diversos metais bioacumulados, à metalotioneína e ao índice de pressão tóxica, tendo sua variabilidade explicada em 39% ( $R^2 = 0,39$ ). O Fe e Mn bioacumulado, bem como a metalotioneína apresentaram uma relação positiva com a LPO, enquanto o Zn, Al e msPAF uma relação negativa.

Com 43% de sua variabilidade explicada, a riqueza de espécies da comunidade bentos de praia esteve fortemente relacionada à presença do rejeito (IMS), à bioacumulação e aos biomarcadores. Dessas relações, destaca-se especialmente a correlação negativa com o IMS, indicando que onde há maior sinal do rejeito, menor a riqueza da macrofauna bêntica. Adicionalmente, maiores níveis de danos oxidativos estão forte e negativamente influenciando a riqueza, enquanto maiores níveis de metalotioneína influenciam positivamente (Figura 61).

Figura 61: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF), do sinal do rejeito (IMS) e qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais no bentos de praia, com níveis de metalotioneína (bentos\_metal), lipoperoxidação (bentos\_LPO) e riqueza da macrofauna bêntica de praia nas estações do compartimento B, correspondentes ao setor Foz do rio Doce. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.



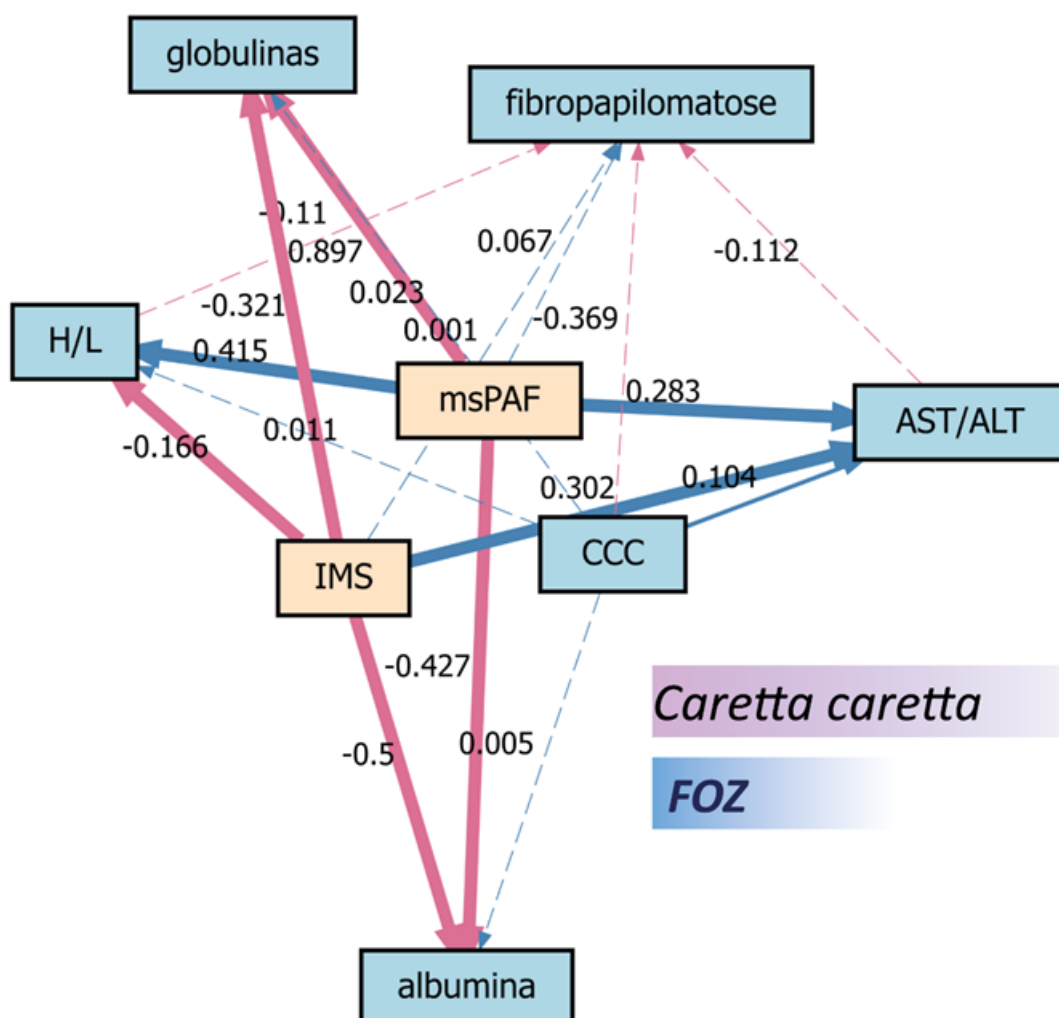
### Caretta caretta

Assim como observado para os outros grupos, para indivíduos da espécie *Caretta caretta* amostradas no setor Foz, os índices foram preditores importantes para as principais variáveis de saúde (Figura 62). Globulinas, albumina e razão heterófilos/linfócitos (H/L) estiveram negativamente correlacionadas com o sinal da presença do rejeito (IMS), enquanto AST/ALT respondeu positivamente. A relação das globulinas com a contaminação teve um alto percentual de explicação ( $R^2 = 0,56$ ).

Foi sugerido que o comprimento da carapaça (CCC) pode ser um importante preditor de muitos marcadores de saúde por ser um *proxy* da idade dos indivíduos (STACY et al., 2023), entretanto para indivíduos da espécie *Caretta caretta*, o CCC não foi um preditor relevante, relacionado apenas a razão AST/ALT. Isso sugere que a presença de metais, de fato, exerce um efeito na saúde das tartarugas,

reduzindo a capacidade de sobrevivência da população. O que pode explicar a redução do tamanho populacional efetivo ao longo dos anos, levando a uma maior vulnerabilidade genética da população no setor Foz em relação à área o controle (BA) (Material Suplementar do Tema Tartarugas - MS\_AM\_Tartarugas).

Figura 62: Relação entre os índices de pressão tóxica do ambiente marinho (msPAF\_mar), do comprimento da carapaça (CCC) com os biomarcadores de saúde (H/L: razão heterófilo/linfócito, AST/ALT: razão aspartato aminotransferase/alanina aminotransferase, albumina, globulinas e fibropapilomatose) dos indivíduos da espécie dos indivíduos da espécie *Caretta caretta* amostrados na Foz do rio Doce que correspondem ao setor Foz. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.





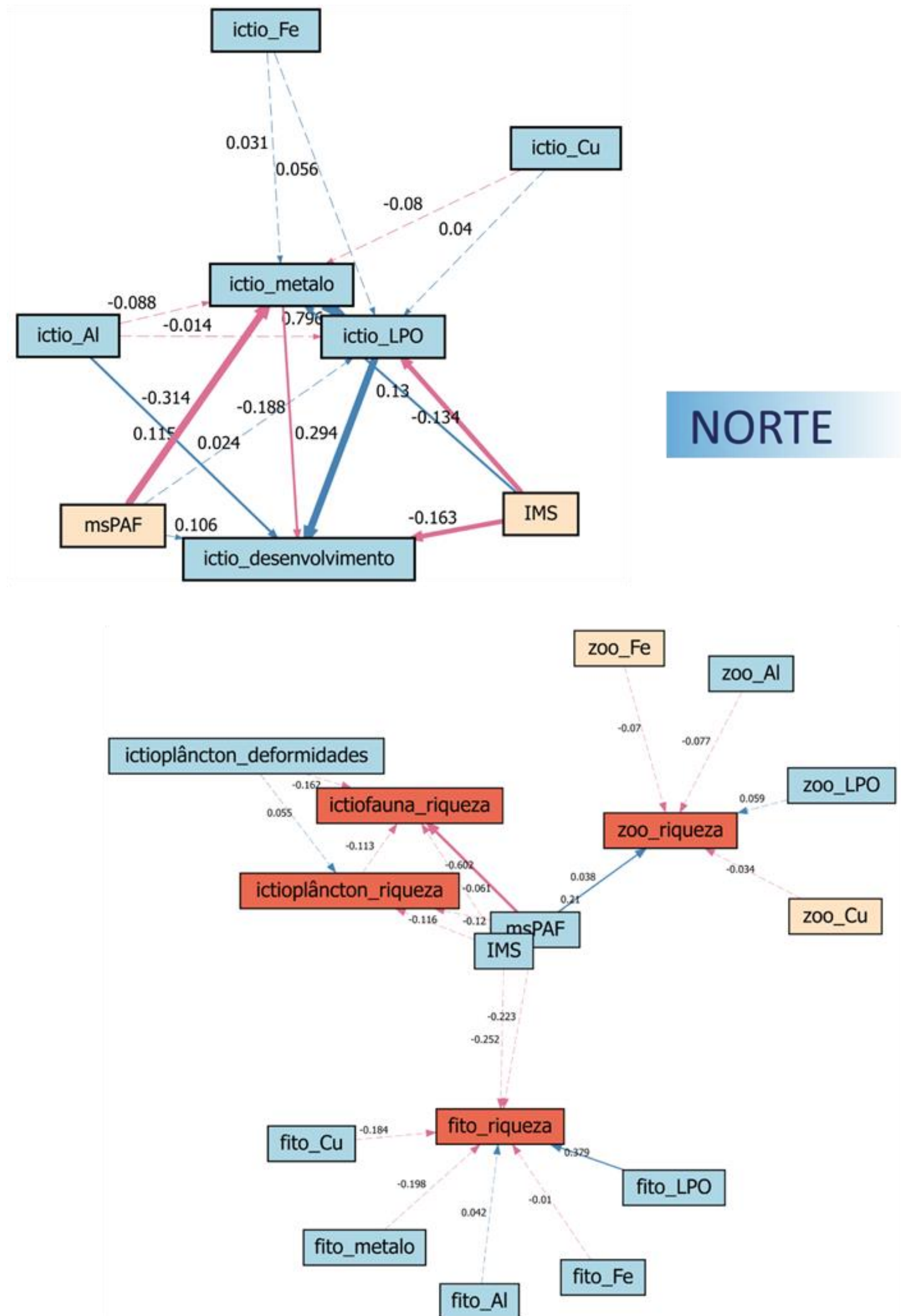
- Norte

### Ictiofauna

As defesas antioxidantes (ictio\_metalto = metalotioneína) ( $R^2 = 0,13$ ) esteve negativamente relacionada à pressão tóxica e positivamente ao sinal do rejeito (IMS) (Figura 63), indicando uma relação complexa dessa resposta com contaminação do sedimento e água (Figura 63). Os danos oxidativos (ictio\_LPO) esteve negativamente relacionado ao sinal do rejeito e positivamente à metalotioneína, tendo sua variabilidade explicada em 54%. O desenvolvimento adequado da ictiofauna (ictio\_desenvolvimento) ( $R^2 = 0,17$ ) esteve negativamente correlacionado ao sinal do rejeito, o que sugere que a presença do rejeito compromete o crescimento dos peixes. Entretanto, a bioacumulação de Al e os níveis de danos influenciaram positivamente o desenvolvimento da ictiofauna. Possivelmente, ocorrem mecanismos compensatórios não contemplados nos modelos, que reduzem a toxicidade do Al e os danos celulares, impedem que relações diretas se estabeleçam.

A riqueza da ictiofauna, com 20% de sua variabilidade explicada, teve relação negativa com o msPAF, sugerindo que a pressão tóxica exercida pelos metais reduz a diversidade (Figura 63). A riqueza do ictioplâncton não respondeu significativamente a nenhuma variável ( $R^2 = 0,01$ ), já a riqueza do fitoplâncton e do zooplâncton correlacionou-se positivamente com a danos oxidativos e msPAF, respectivamente. Novamente, a possibilidade de mecanismos que reduzem efeitos negativos da contaminação, devem ser investigadas.

Figura 63: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e do sinal do rejeito (IMS), bioacumulação de metais na ictiofauna, com níveis de metalotioneína (ictio\_metalto), lipoperoxidação (ictio\_LPO), desenvolvimento adequado da ictiofauna (ictio\_desenvolvimento, i.e., relação peso/comprimento = fator de condição de Fulton) e deformidades do ictioplâncton com a riqueza da ictiofauna no setor Norte (Ambiente Marinho). Relação dos índices e a densidade de deformidades do ictioplâncton (ictioplâncton\_deformidades) com a riqueza do ictioplâncton. Apresentada também a relação entre as respostas biológicas (metalotioneína e LPO) e a riqueza do fitoplâncton, zooplâncton (fito\_riqueza, zoo\_riqueza, ictioplâncton\_riqueza, respectivamente); ictio\_Al, ictio\_Cu, ictio\_Fe: bioacumulação de alumínio, ferro e cobre em peixes. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.

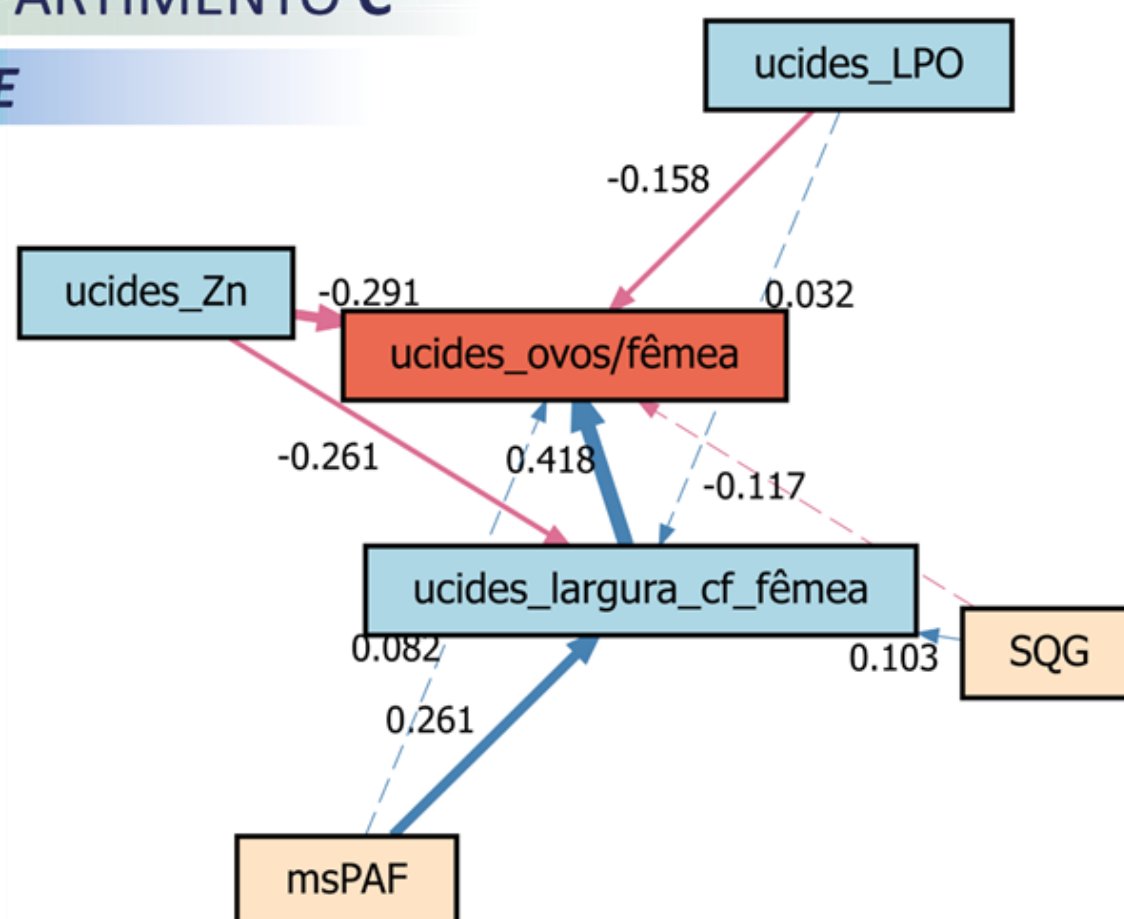
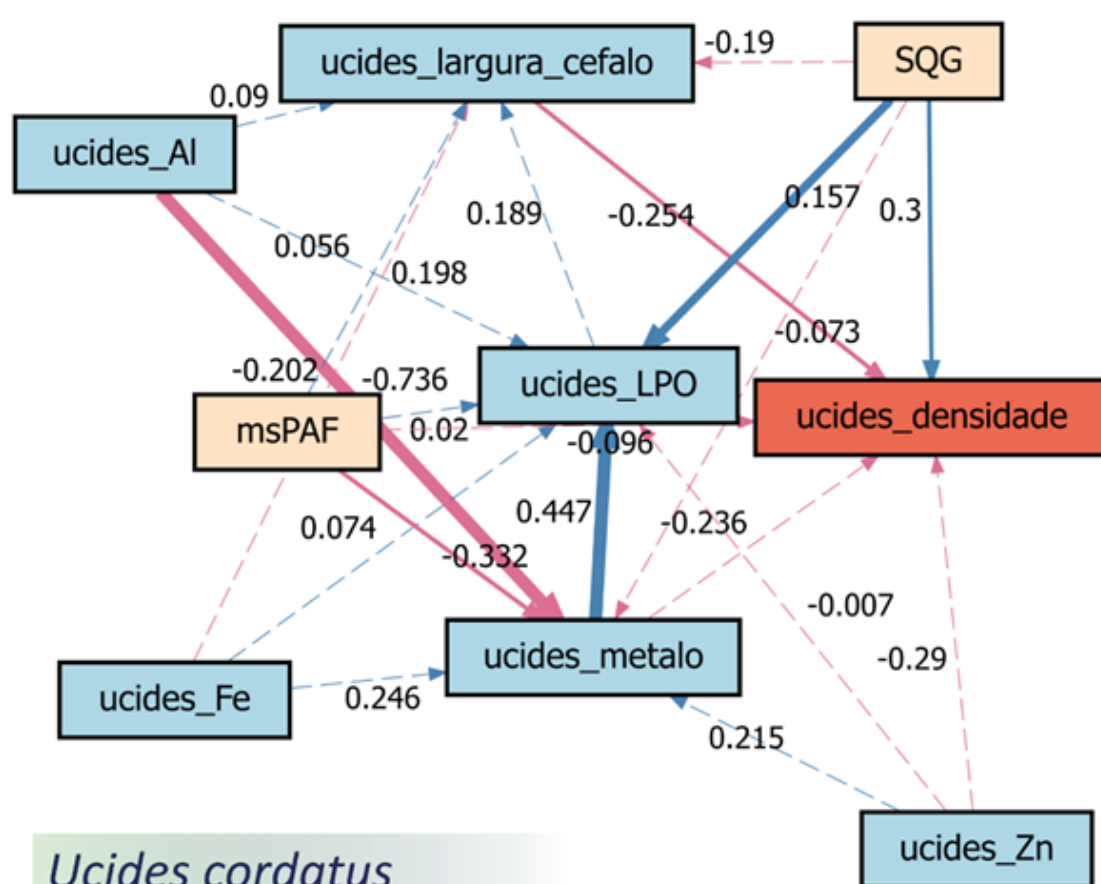


### *Ucides cordatus*

As defesas antioxidantes, com 26% da variabilidade explicada, estiveram relacionadas negativamente com bioacumulação de Al e à pressão tóxica do manguezal, assim como observado no setor APA (Figura 64). Os danos oxidativos apresentaram elevada explicação de 57%, respondendo positivamente ao índice de qualidade do sedimento, ou seja, quanto maior o SQG (i.e., pior qualidade do sedimento), maiores os níveis de danos oxidativos. A largura do cefalotórax não respondeu significativamente a nenhuma variável ( $R^2 = 0.06$ ), porém foi um preditor relevante da densidade de *Ucides cordatus* no setor Norte ( $R^2 = 0,25$ ), influenciando essa resposta negativamente. Além disso, a densidade também respondeu positivamente ao SQG, i.e., onde a qualidade do sedimento é pior, quanto maior a densidade.

O número de ovos por fêmea de *Ucides cordatus* foi forte e negativamente associada aos danos oxidativos e bioacumulação de Zn (Figura 64). Além disso, essa medida foi também correlacionada positivamente à largura do cefalotórax das fêmeas, tendo 46% de sua variabilidade explicada. Já a largura do cefalotórax esteve positivamente relacionada ao msPAF e negativamente à bioacumulação de Zn.

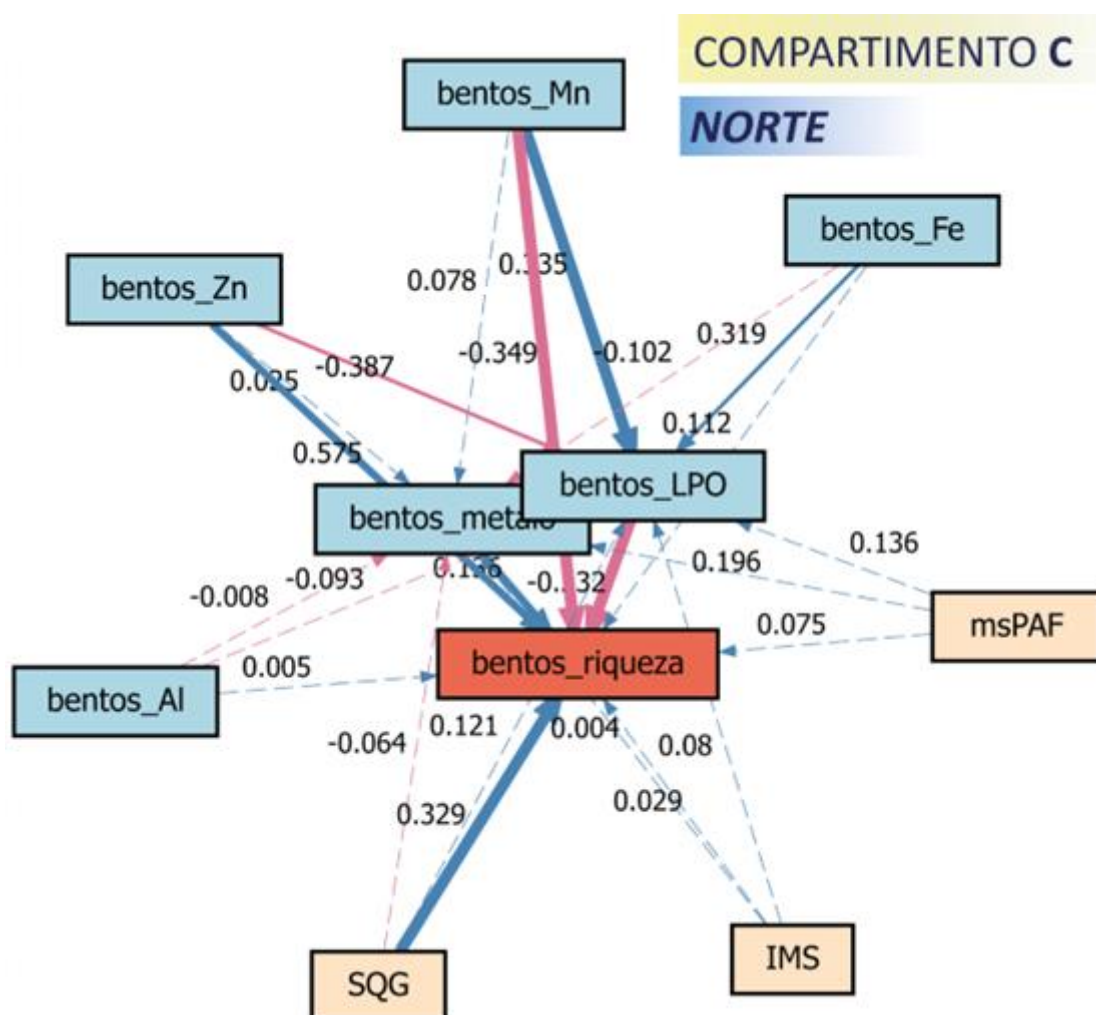
Figura 64: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF) e de qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais nos tecidos do caranguejo do mangue, *Ucides cordatus*, com seus níveis de metalotioneína (ucides\_metal), lipoperoxidação (ucides\_LPO), largura do cefalotórax dos indivíduos e densidade populacional (ucides\_densidade) nas estações do compartimento C correspondentes ao setor Norte. Apresentados também relações entre os índices e respostas celulares com a largura do cefalotórax das fêmeas da espécie e número de ovos/fêmea; ucides\_Al, ucides\_Fe, ucides\_Zn: bioacumulação de alumínio, ferro e zinco, respectivamente. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.



#### Bentos de praia

As defesas antioxidantes não apresentaram relação significativa com nenhum preditor ( $R^2 = 0,03$ ) (Figura 65). Os danos oxidativos ( $R^2 = 0,25$ ) estiveram positivamente relacionados à bioacumulação de Mn e Fe, i.e., quanto maior a bioacumulação, maiores os níveis de LPO. A riqueza da macrofauna bêntica de praia esteve negativamente associada aos níveis de LPO e de bioacumulação de Mn, indicando uma redução da riqueza relacionada a maiores danos celulares e maiores concentrações de Mn nos tecidos. Além disso, a riqueza esteve positivamente correlacionada às defesas antioxidantes, qualidade do sedimento e bioacumulação de Zn (Figura 65).

Figura 65: Relação dos índices de pressão tóxica (msPAF), do sinal do rejeito (IMS) e qualidade do sedimento (SQG), bioacumulação de metais no bentos de praia, com níveis de metalotioneína (bentos\_metalto), lipoperoxidação (bentos\_LPO) e riqueza da macrofauna bêntica de praia nas estações do compartimento C, correspondentes ao setor Norte. Setas pontilhadas indica relações não significativas ( $p > 0,05$ ), setas contínuas indicam relações significativas ( $p < 0,05$ ). Setas vermelhas indicam relações negativas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a diminuir. Enquanto as setas azuis indicam relações positivas, i.e., quando uma variável aumenta, outra tende a aumentar.



De maneira geral, os índices do sinal do rejeito (IMS), pressão tóxica dos metais (msPAF) e qualidade do sedimento (SQG-q) influenciaram significativamente as respostas biológicas em níveis celular, individual e de comunidade. As defesas antioxidantes apresentaram correlação positiva e forte com os níveis de danos oxidativos em todas as espécies e setores. A bioacumulação de Fe, Al e Cu em diferentes compartimentos também mostrou associação com diversos biomarcadores e indicadores. Entretanto, houve uma variação na intensidade e significância das relações de acordo com setor e espécie, indicando que apesar de conceitualmente conhecidas, essas relações são quantitativamente dinâmicas e devem ser continuamente exploradas.

Na calha do rio Doce, a relação entre defesas antioxidantes e a bioacumulação de cobre no fitoplâncton indica que os organismos tentam compensar o estresse oxidativo gerado por metais. No entanto, a



redução das defesas antioxidantes frente a altos índices de toxicidade (msPAF) sugere que a exposição prolongada compromete mecanismos celulares essenciais. Esse efeito também foi evidenciado nos danos oxidativos, que apresentaram relação negativa com a pressão tóxica, possivelmente devido a mecanismos compensatórios fisiológicos. A redução na riqueza da ictiofauna em função da bioacumulação de Cu reforça a hipótese de que a contaminação afeta não apenas a saúde dos indivíduos, mas também a estrutura da comunidade.

Nos lagos, o efeito negativo da bioacumulação de alumínio na ictiofauna evidencia que diferentes metais apresentam toxicidades específicas, afetando organismos de formas distintas. A riqueza fitoplanctônica foi positivamente influenciada pelo ferro, sugerindo que este metal pode desempenhar um papel dual, tanto como elemento essencial quanto como fator de distúrbio ecológico. Nos tributários, a influência do cobre e ferro bioacumulados sobre as defesas antioxidantes e danos oxidativos confirma que a contaminação impacta a homeostase celular dos organismos aquáticos. A relação negativa entre o desenvolvimento da ictiofauna e a bioacumulação de Cu destaca o risco desses metais para a fisiologia dos peixes, possivelmente comprometendo sua taxa de crescimento e sobrevivência a longo prazo.

Nas áreas correspondentes ao setor APA Costa das Algas, a redução das defesas antioxidantes frente à presença do MLD confirma que a exposição a contaminantes compromete a capacidade de resposta ao estresse oxidativo. As relações negativas entre os índices de pressão tóxica e o desenvolvimento da ictiofauna reforçam que a toxicidade da água é um fator crítico para a saúde das espécies. A associação negativa entre a riqueza fitoplanctônica e o IMS sugere que os rejeitos impactam a estrutura basal da cadeia alimentar, com consequências potenciais para todo o ecossistema.

Para *Ucides cordatus*, a redução das defesas antioxidantes devido à contaminação por alumínio e à pressão tóxica reforça a vulnerabilidade desse crustáceo a metais pesados. A correlação negativa entre a densidade populacional e os níveis de danos oxidativos aponta para possíveis impactos na dinâmica populacional da espécie, podendo comprometer sua sustentabilidade a longo prazo.

No bentos de praia, a associação positiva entre danos oxidativos e o sinal do rejeito (IMS) indica que a exposição aos rejeitos é um fator de estresse significativo para os organismos bentônicos. A redução da riqueza do bentos em resposta à pressão tóxica confirma que a biodiversidade é impactada negativamente pela contaminação.

Por fim, em *Chelonia mydas*, as alterações nos biomarcadores hematológicos e bioquímicos, incluindo a razão H/L e os níveis de albumina e globulinas, reforçam que tartarugas marinhas são bioindicadores sensíveis de estresse ambiental. A associação entre a fibropapilomatose e a contaminação sugere que fatores ambientais podem exacerbar doenças emergentes, com consequências para a conservação da espécie.

#### 6.5.2.2 Cetáceos e Aves

Embora não tenha sido possível integrar quantitativamente aos outros temas e estabelecer VDAs, devido às diferenças espaço-temporais das respostas, o impacto da contaminação por metais e MLD observado em diferentes compartimentos também se reflete nos cetáceos da região (MS\_AM\_Cetáceos). Assim como nos peixes e invertebrados, os botos-cinza (*Sotalia guianensis*) e as toninhas (*Pontoporia blainvillei*) apresentaram alterações fisiológicas associadas à bioacumulação de contaminantes, com destaque para Hg e PCBs. No Setor Foz do rio Doce, onde a pressão tóxica do MLD foi mais intensa, a mortalidade dessas espécies aumentou, possivelmente devido ao efeito combinado da redução na qualidade da água e da bioacumulação de substâncias tóxicas ao longo da cadeia alimentar.

A relação negativa entre os índices de pressão tóxica e a saúde das espécies observada nos peixes e crustáceos também é evidenciada nos cetáceos, que dependem dessas comunidades para alimentação. A contaminação por metais, associada ao estresse oxidativo e a doenças infecciosas, compromete a homeostase celular dos organismos aquáticos, o que pode explicar a maior vulnerabilidade dos botos e toninhas a processos patológicos. Esse padrão é consistente com a redução das defesas antioxidantes observada em *Ucides cordatus* e *Chelonia mydas*, reforçando que os impactos da contaminação se manifestam em diferentes grupos taxonômicos e em diversos níveis biológicos.

Similarmente, a contaminação observada nas aves marinhas (MS\_AM\_Aves Marinhas\_RA2024) na foz do rio Doce e em Abrolhos reflete um impacto ecotoxicológico que se estende a diferentes níveis da cadeia alimentar. Assim como a bioacumulação de metais compromete a homeostase celular e a biodiversidade em peixes e invertebrados, a presença de elementos-traço em presas consumidas pelas aves sugere um efeito cumulativo que pode levar à biomagnificação. A estabilidade na dieta e nas áreas de forrageio das aves, apesar das mudanças ambientais, reforça a hipótese de uma armadilha ecológica, onde a exposição prolongada a contaminantes pode impactar sua saúde e dinâmica populacional. Esse padrão também é evidente em *Chelonia mydas*, cuja relação entre fibropapilomatose e contaminação ambiental sugere que os efeitos do MLD podem se manifestar em múltiplos táxons, exigindo um monitoramento contínuo para avaliar as repercussões a longo prazo na fauna marinha.

### 6.5.3 Modelos preditivos da dispersão larval - conexão entre os manguezais e o Ambiente Marinho

A contaminação química em ambientes costeiros representa uma ameaça significativa para a biodiversidade marinha, afetando não apenas as espécies presentes, mas também os processos ecológicos essenciais para a manutenção da resiliência dos ecossistemas. Muitas espécies marinhas, tanto de invertebrados como de peixes, incluindo espécies bentônicas e demersais, têm parte de seu ciclo larval no ambiente pelágico. O ciclo larval pelágico é crucial para as espécies bentônicas, pois facilita a dispersão, a conectividade entre as populações e a colonização de novos *habitat*, todos vitais para a dinâmica populacional e a estrutura do ecossistema. *Ucides cordatus*, entre os caranguejos que habitam o manguezal, é uma espécie de interesse comercial e, como as demais, altamente dependente do processo de dispersão costeira para assegurar diversidade genética entre populações nos diferentes estuários. Seus ovos e larvas são liberados no estuário para completar seu ciclo de vida. Dependendo do seu estágio larval, as condições de baixa salinidade no estuário são letais, ficando as etapas finais da fase zoea extremamente dependentes de sua exportação para a zona costeira (DIELLE & SIMITH, 2006). Ao final do período larval (chamado de PLD), uma larva sobrevivente completa seu ciclo retornando ao seu local de origem ou assenta em outros ambientes localizados em ambientes favoráveis. Mesmo considerando o incrível poder de diluição do oceano, e a alta mortalidade natural desta fase, uma vasta literatura demonstra os riscos da presença de poluentes para a sobrevivência e subsequente recrutamento nas populações afetadas (GOVE et al., 2019; ALMEDA et al., 2013). Estudos demonstraram que a toxicidade dos dispersantes químicos pode comprometer o desenvolvimento, sobrevivência larval e efeitos semi letais, impactando diretamente a dinâmica populacional e a conectividade genética (ANGER, 2001; ALMEIDA et al., 2016).

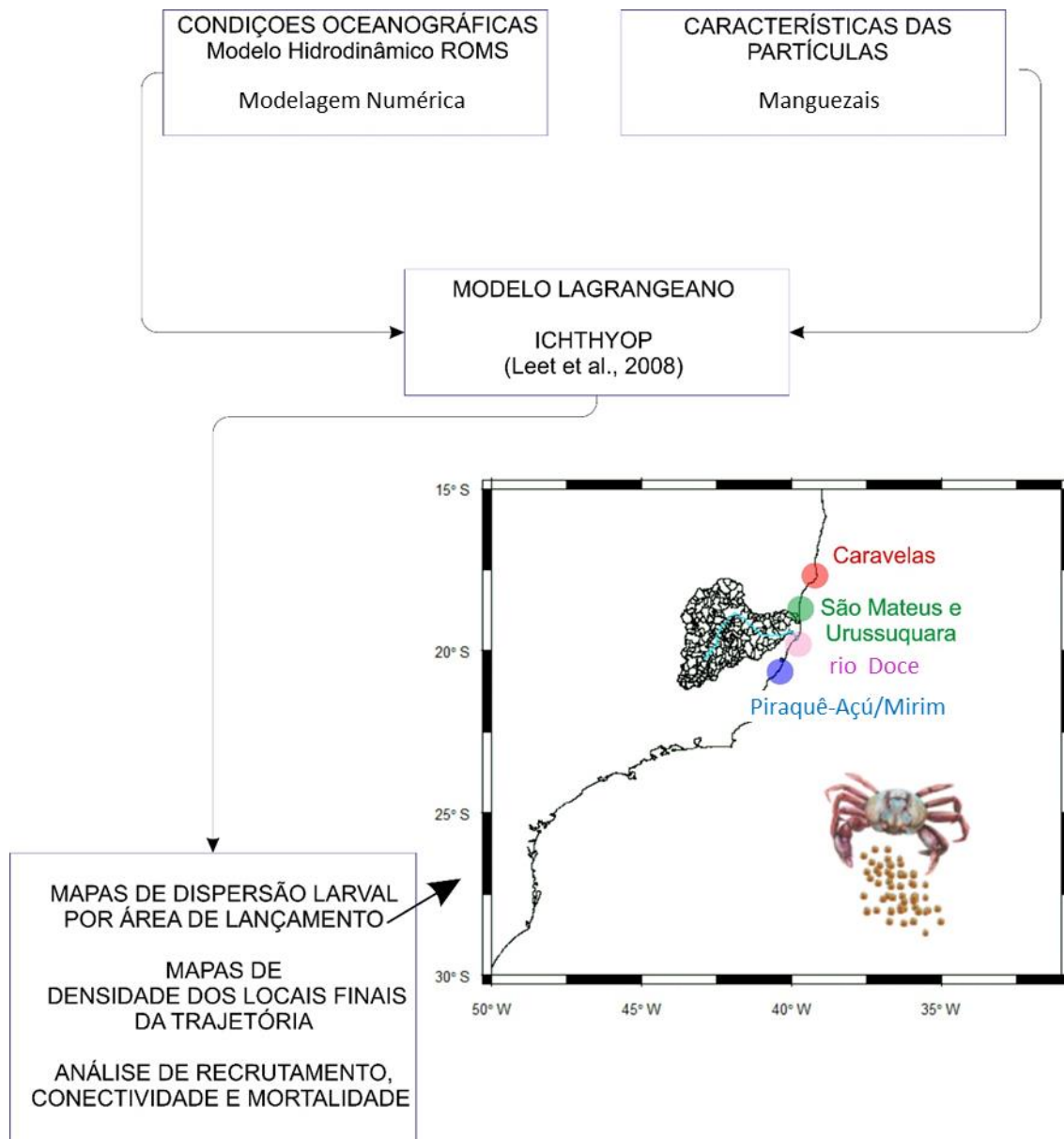
Os caranguejos, como o *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi* (LATREILLE, 1828), desempenham um papel fundamental na manutenção da saúde dos manguezais e na dinâmica costeira, sendo definidos como engenheiros do ecossistema. Estas espécies apresentam uma estratégia reprodutiva que envolve dispersão larval e posterior retorno de megalopas aos estuários após desenvolvimento em águas costeiras (SIMITH & DIELE, 2008), se apresentando como um excelente modelo para simular a exposição a poluentes sobre esta espécie costeira durante sua trajetória na fase pelágica marinha, inferida a partir de sua trajetória de dispersão. É importante destacar que o tipo de estuário, como reportado em Tognella et al (2021) resulta em maior tempo de residência das larvas no sistema estuarino, tornando-as mais susceptíveis aos contaminantes na coluna d'água.

Além do aporte de MLD carregado pelo rio para o mar, a zona costeira do rio Doce e adjacências ainda apresenta depósitos submersos de sedimentos contendo metais relacionados ao rompimento da barragem de Fundão que sofrem constante re-suspensão, o que pode ter consequências em longo prazo à biodiversidade. Nesse sentido, a dispersão destas larvas e a contaminação persistente de metais nas zonas costeiras são processos interligados e devem ser tratados numa abordagem multidisciplinar para desenvolver estratégias sustentáveis para proteger e preservar a biodiversidade e a subsistência das comunidades tradicionais.

Dessa forma, com o objetivo de mapear a dispersão larval do caranguejo *Ucides cordatus* e analisar a sua mortalidade, conectividade e possível exposição a sedimentos oriundos do rio Doce durante as fases iniciais da espécie de trajetória marinha/pelágica, dados sobre as condições oceânicas (obtidos junto ao Tema Modelagem Numérica; vide MS\_AM\_Modelagem Numérica para os detalhes metodológicos sobre o modelo de dispersão utilizado) e o comportamento reprodutivo da espécie (Monitoramento do Tema Manguezal), ou seja, produzidos no âmbito do PMBA/Fest-UFES, foram integrados numa modelagem de dinâmica de dispersão pelágica. Os dados foram simulados no modelo lagrangeano Ichthyop (LETT et al., 2008) em quatro áreas de manguezais: (I) Caravelas; (II) São Mateus; (III) rio Doce e (IV) Piraquê Açu/Mirim, sendo que destas, apenas as últimas três ainda são monitoradas no âmbito do PMBA/Fest-UFES (mapa da Figura 66). As dispersões foram simuladas para os meses de desova do *U. cordatus* (janeiro a abril), durante os anos de 2022 e 2024. O período larval considerado foi de 30 dias, com desova sempre depois da lua cheia e nova de acordo com SIMITH & DIELE (2008) e DIELE (2000). Para as análises utilizou-se a mortalidade por variação de temperatura, e para a conectividade e recrutamento usou-se a análise de densidade de kernel. Os mapas de áreas de ocorrência de manguezais entre Caravelas e o estado do Rio de Janeiro foram obtidos do Global Mangrove Watch (GMW) disponível no UNEP-WCMC/Copernicus e atualizado até 2020.

Para determinar o possível impacto de efeito deletérios relacionados ao MLD na conectividade entre as áreas, além dos modelos biofísicos e modelagem de dispersão larval, uma camada de impacto gerada a partir de dados coletados na área monitorada atualmente pelo PMBA/Fest-UFES foi sobreposta à dispersão para verificar o grau de contato com a área de exposição à contaminação durante as trajetórias estimadas. Detalhes da análise podem ser visualizados no fluxograma da Figura 66 no tópico 7 do MS\_Síntese Integrativa\_RA2024.

Figura 66: Fluxograma apresentando as etapas da modelagem de dispersão larval do caranguejo *Ucides cordatus*. A imagem mostra a aquisição dos dados das condições oceanográficas (Tema Modelagem Numérica) e as características das partículas (Tema Manguezais). Esses dados foram simulados no modelo lagrangeano Ichthyop (LETT et al., 2008) em quatro áreas de manguezais (mapa na figura) para os meses de desova do *U. cordatus* (janeiro, fevereiro, março e abril).



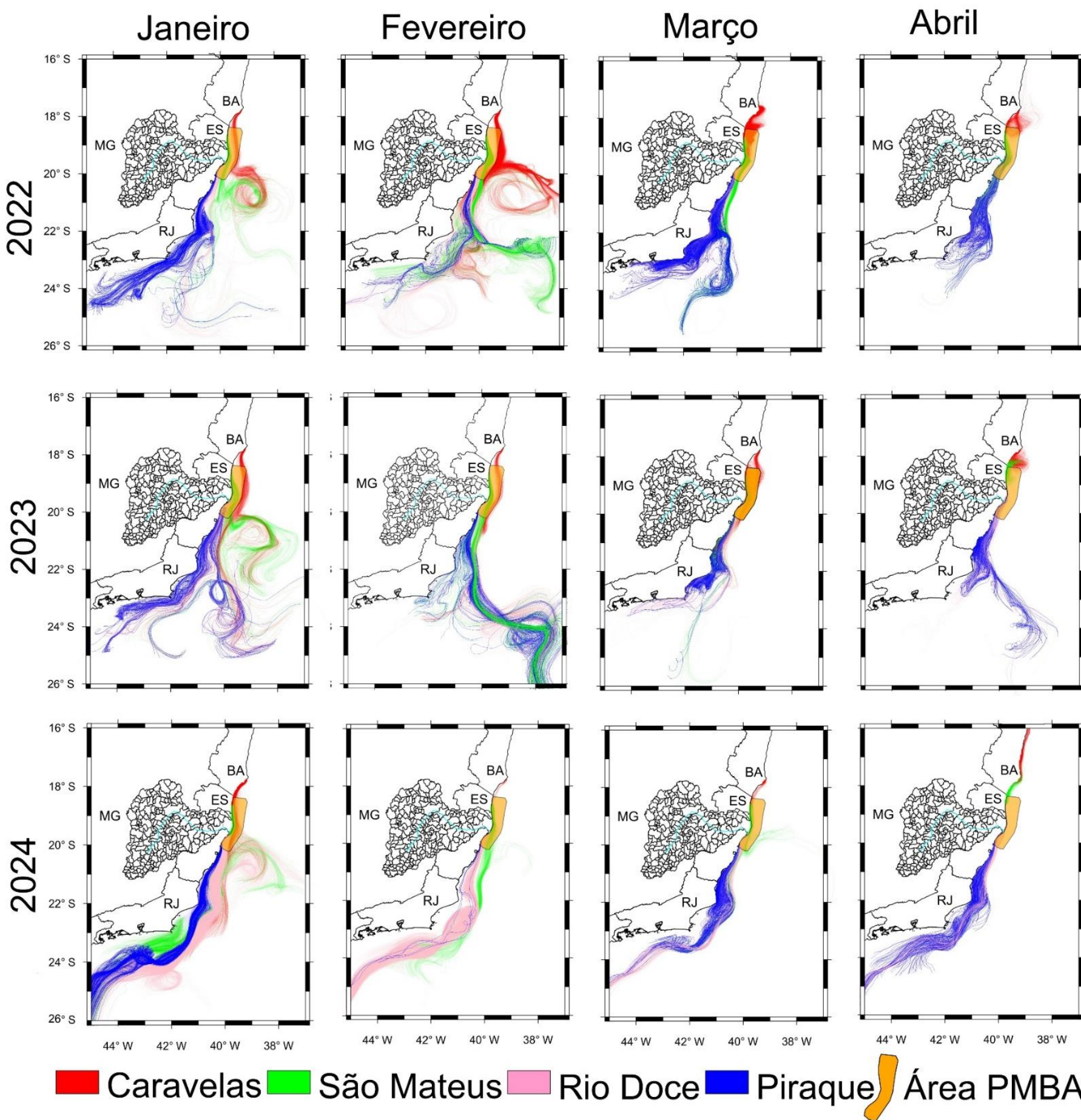
Os resultados mostram que a desova de *U. cordatus* nas regiões de Caravelas, São Mateus, rio Doce e Piraquê Açu/Mirim flui para sul durante os meses de janeiro a março de 2022, 2023 e 2024 (Figura 67 e Figura 68), e em alguns momentos parte das larvas são transportadas para leste. Durante todos os anos, durante o mês de abril, a desova nas áreas do rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim fluem para sul, enquanto a desova em São Mateus tende a escoar para o norte e para o leste, enquanto Caravelas apresenta um padrão de dispersão larval local.

Esses resultados demonstram que a dispersão larval na região é influenciada por padrões de circulação complexos e dinâmicos. Nos meses de janeiro a março, a dispersão está intimamente ligada ao padrão de transporte da Corrente do Brasil prevalecente durante o período de desova, estando condicionada



pela tensão de cisalhamento preponderante de nordeste que atua na região, e sua interação com o relevo local e perfil praiar. Por outro lado, em abril, a dispersão de São Mateus e Caravelas são também influenciadas pelos ventos alísios de sudeste, que impulsionam a corrente superficial para o norte.

Figura 67: Padrões de dispersão larval do caranguejo *Ucides cordatus* para os meses de janeiro, fevereiro, março e abril para os anos de 2022, 2023 e 2024 sobreposto com a malha amostral do PMBA/Fest-UFES (laranja claro). As cores vermelho, verde, rosa e azul representam desovas para as áreas de Caravelas, São Mateus, rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim, respectivamente.



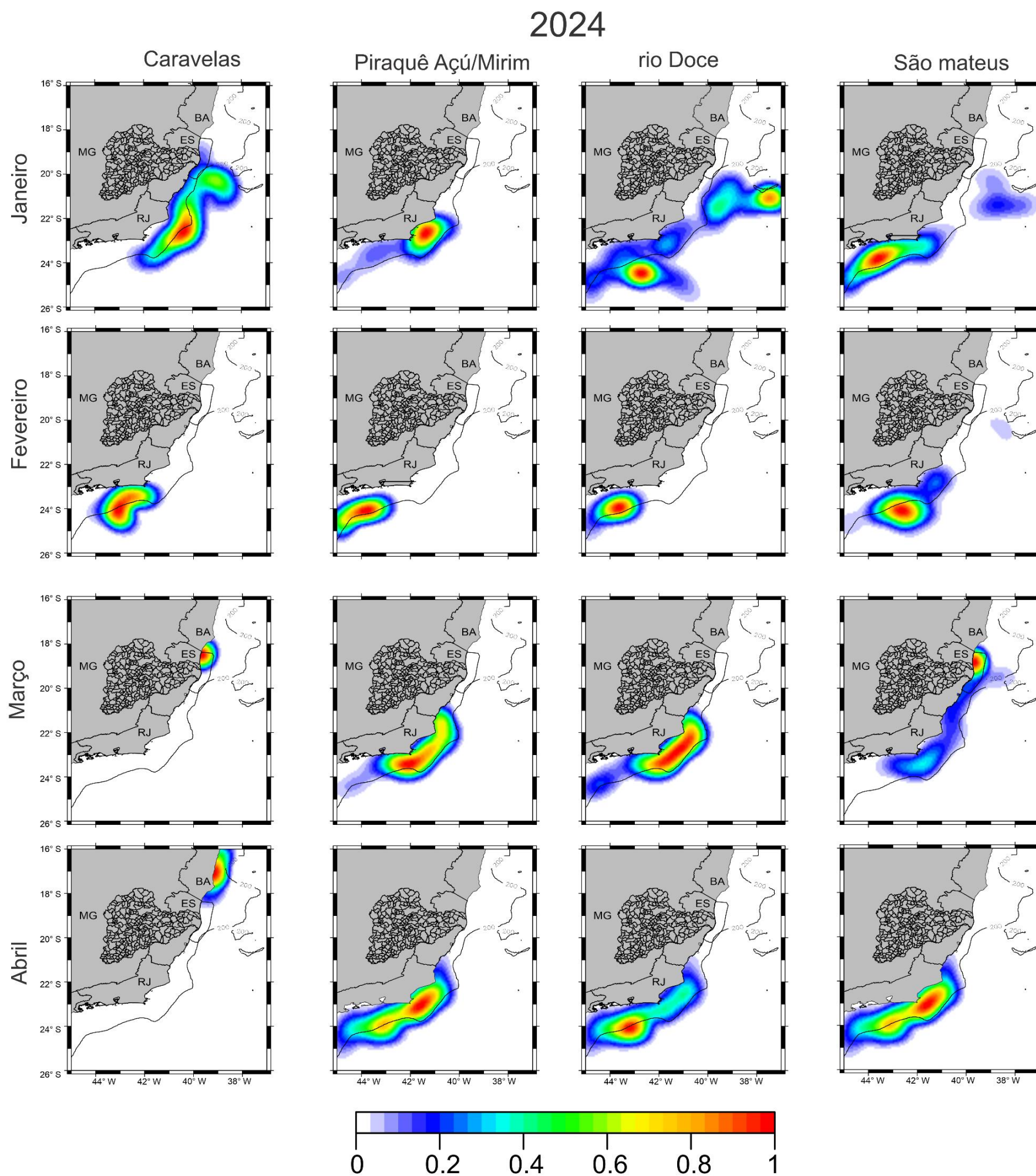
Os gráficos das posições finais das larvas de *Ucides cordatus* revelam os padrões de distribuição e conectividade entre as áreas de lançamento e recrutamento ao longo dos meses analisados (Figura 45), o qual será melhor detalhado ao longo da seção. De forma geral, os modelos destacam a interação entre os estuários ao longo da linha de costa, assim como a capacidade dos novos recrutas estarem em contato com o MLD durante seu desenvolvimento, sendo crucial para a sustentabilidade das populações desta espécie. Ressalta-se que o recurso é extraído para subsistência das comunidades locais e, por meio de mecanismos legais, tem seu manejo definido de forma a manter a capacidade de suporte do mesmo. O sinergismo com a contaminação pode ocasionar depleção destas populações, resultando em perda do recurso econômico (SPINASSE & TOGNELLA, 2024). Na região de Caravelas, observa-se que, durante os meses de janeiro e fevereiro, as larvas tendem a se deslocar em direção ao sul, recrutando principalmente nos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro. Por outro lado, nos meses de março e abril, verifica-se uma mudança nesse padrão, com uma maior probabilidade de autorecrutamento local e recrutamento concentrado na região de São Mateus.

A região de São Mateus apresenta um padrão semelhante ao de Caravelas, com maior probabilidade de recrutamento nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo entre janeiro e fevereiro, seguido por um período de autorecrutamento em março e abril. No entanto, durante esses últimos meses, março e abril, nota-se uma variabilidade interanual significativa, influenciada principalmente pelas condições de circulação oceânica. Em alguns anos, parte das larvas é transportada para o sul, atingindo novamente o Espírito Santo e o Rio de Janeiro. As coortes monitoradas no compartimento C registram, desde 2020, domínio nas menores classes de tamanho de carapaça, indicando diminuição de indivíduos nas classes em estágios iniciais de reprodução e de maturidade. Estas populações encontram-se em florestas de manguezal mais contaminadas e são mais vulneráveis aos contaminantes tanto no sedimento quanto nas folhas do mangue (MS\_AC\_Manguezal). Além disso, os dados de fecundidade das fêmeas coletadas no rio São Mateus apresentam declínio desde 2019, quando comparadas com os dados pretéritos (PORTO, 2016), indicando perda da capacidade de manutenção da capacidade de suporte do estoque pesqueiro (MS\_AC\_Manguezal).

A partir dos resultados das simulações de dispersão larval, destaca-se que as desovas registradas nos rios Doce e Piraquê Açu/Mirim atuam como possíveis fontes para as populações de *U. cordatus* nos manguezais do Rio de Janeiro e do sul do Espírito Santo. O elevado fluxo gênico e baixa estruturação populacional já foram encontrados em estudo genético para a espécie em questão, atribuídos à conectividade larval mediada pelas correntes oceânicas costeiras, com destaque para o papel da Corrente do Brasil (BRITO et al., 2018).



Figura 68: Padrões de densidade de kernel das posições finais das larvas do caranguejeiro *Ucides cordatus* para os meses de janeiro, fevereiro, março e abril para o ano de 2024 sobreposto com a malha amostral do PMBA/Fest-UFES, demonstrando os locais potenciais de possível recrutamento. Note que a probabilidade de assentamento é calculada em relação às larvas remanescentes após o processo de advecção desconsiderando as que morreram por variação de temperatura e as que saíram do domínio.

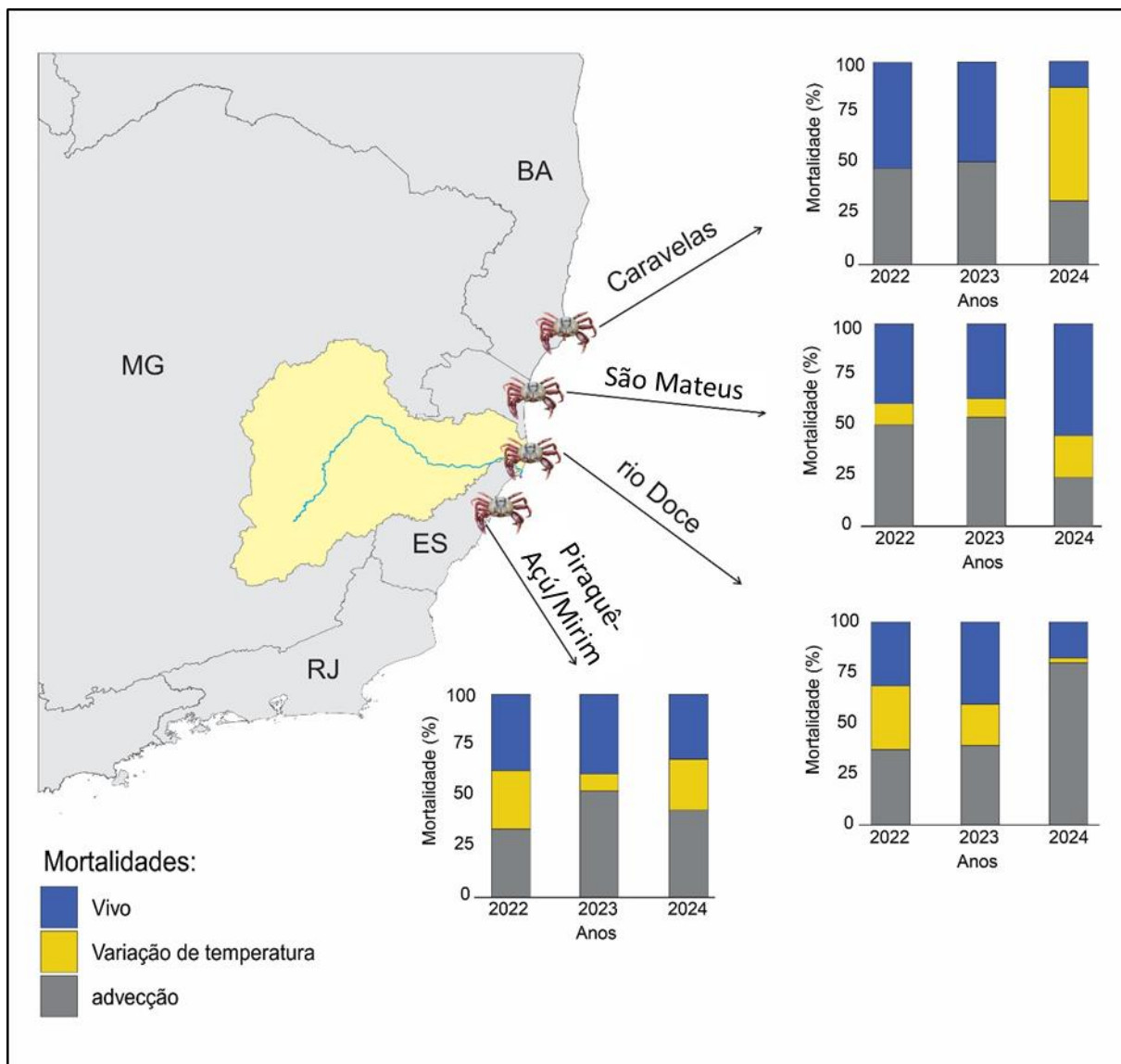


Em relação à mortalidade das larvas, observa-se que, nas quatro regiões estudadas, há uma forte pressão ambiental atuando sobre a sobrevivência larval. Os principais fatores responsáveis por essa pressão incluem a oscilação de temperatura, em especial a exposição a temperaturas letais, e a circulação oceânica, que pode conduzir as larvas para regiões desfavoráveis ao recrutamento. A taxa média de sobrevivência geral das larvas, considerando estes fatores de mortalidade, foi de aproximadamente 30% (Figura 69).

Dentre os anos analisados, o ano de 2024 destacou-se pelas taxas de sobrevivência particularmente baixas nas regiões de Caravelas e rio Doce. Em Caravelas, a taxa de sobrevivência foi de 9,47%, enquanto no rio Doce foi de 16,8%, representando os valores mais reduzidos do período estudado. Os resultados sugerem que condições ambientais adversas, possivelmente associadas a anomalias térmicas ou padrões de circulação oceânica atípicos, impactaram drasticamente a viabilidade larval nessas regiões.

Além das mortalidades causadas por variações ambientais, como temperatura e circulação oceânica, analisou-se o tempo de exposição das larvas sobreviventes a áreas cuja pressão toxicológica foi relevante durante os anos analisados (Figura 42). Embora não seja possível quantificar diretamente a mortalidade causada por contaminantes nessa estratégia de modelagem, o conhecimento do grau de exposição das larvas a ambientes potencialmente poluídos permite levantar questões sobre possíveis reduções nos estoques populacionais dependentes deste aporte larval, com mortalidade direta ou indireta gerada por um fitness reduzido devido a efeitos subletais. Esses efeitos podem ser particularmente críticos em regiões sumidouros, distantes da área monitorada, onde os estoques de *Ucides cordatus* podem estar sob ameaça devido à exposição prolongada a poluentes. A estrutura das populações nos estuários monitorados registrou alteração na distribuição de frequência por classes de tamanho definidos como imaturos (juvenis), reprodutivos (adultos e adultos em tamanho comercial). Caravelas destacava-se como a população com maior densidade em indivíduos comerciais e este comportamento foi alterado a partir de chuvoso (20/21). No período seco de 2019, os estuários dos compartimentos C, B e A registravam predomínio nas classes de tamanho juvenis. São Mateus só retorna à condição de predomínio de indivíduos nas classes adultos em chuvoso 20/21 (MS\_AC\_Manguezal).

Figura 69: Taxas de mortalidade pela variação de temperatura e circulação oceânica das larvas do caranguejo *Ucides cordatus* para os anos de 2022, 2023 e 2024. Demonstrando como a variabilidade ambiental influencia na sobrevivência das larvas.



As análises demonstraram que as larvas provenientes das desovas em São Mateus e rio Doce são as que apresentam maior contato com áreas de potencial toxicológico, especialmente durante as desovas de março. Nesse período, grande parte das larvas permanece entre 6 e 15 dias na região com pressão toxicológica (Figura 70a e Figura 70b). Por outro lado, as larvas originadas das desovas no rio Doce e Piraquê tendem a permanecer, em sua maioria (50%), em um intervalo de 2 a 6 dias nessa mesma região (Figura 70c e Figura 70d). No entanto, uma fração significativa dessas larvas pode permanecer por períodos mais longos, entre 8 e 12 dias, com alguns *outliers* indicando exposições superiores a 20 dias.

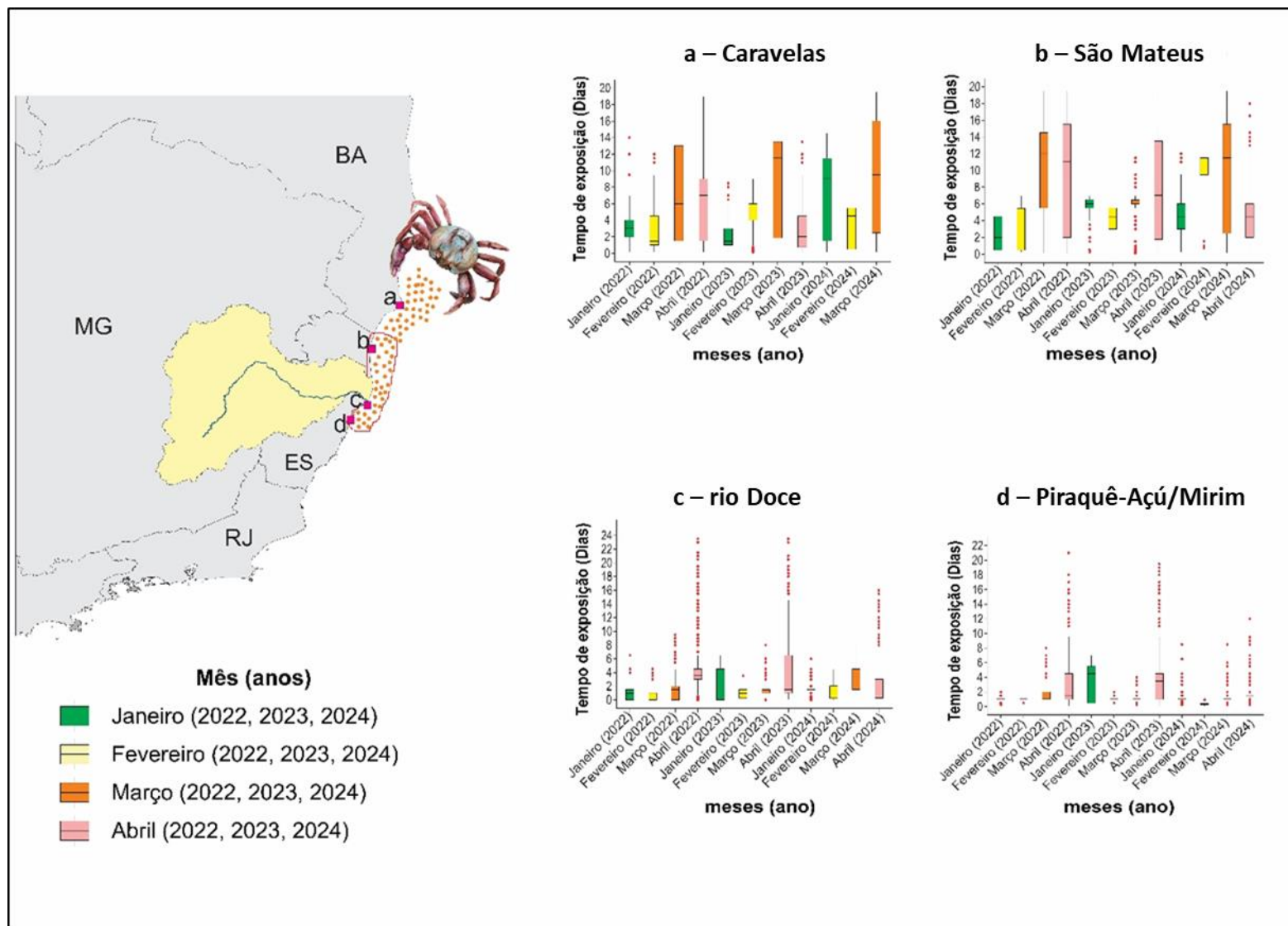
É plausível inferir que exposição por tempo prolongado possa trazer efeitos deletérios, tanto letais como subletais, como redução na taxa de crescimento, comprometimento fisiológico ou diminuição da capacidade de assentamento, o que pode impactar negativamente a dinâmica populacional da espécie.



a longo prazo. Esses resultados destacam a necessidade de investigações mais aprofundadas sobre os efeitos da poluição no ciclo de vida de *Ucides cordatus*, bem como a implementação de medidas de monitoramento e mitigação em áreas críticas para a conservação da espécie. Os estudos populacionais desta espécie durante o monitoramento (vide relatórios anteriores e atuais MS\_AC\_Manguezal) e com base em dados pretéritos em alguns dos estuários estudados (LIMA et al. 2023; SPINASSE-BROMENSCHENKEL & TOGNELLA, 2020) confirmam estes padrões e auxiliarão no estabelecimento de áreas prioritárias para intervenções, sendo mantido o monitoramento da estrutura da população nestas áreas tanto em composição populacional quanto na diversidade genética.

Esses achados reforçam a relevância dessas áreas como berçários críticos para a manutenção das populações de *Ucides cordatus* na região.

Figura 70: Análise do tempo de exposição das larvas do caranguejo *Ucides cordatus* ao ambiente com potencial tóxico.



A análise de conectividade entre as regiões de manguezais revela uma forte dependência das áreas do sul (Rio de Janeiro e sul do Espírito Santo) em relação às regiões do norte para o recrutamento de larvas de *Ucides cordatus*. Os resultados demonstram padrões distintos de conectividade, com contribuições variáveis das diferentes áreas de desova.

A região de Caravelas destaca-se como uma importante fonte de recrutamento para os manguezais de São Mateus, Piraquê Açú/Mirim e São João da Barra (RJ), contribuindo com aproximadamente 60% das larvas sobreviventes, principalmente entre os meses de janeiro e fevereiro. Além disso, Caravelas apresenta taxas significativas de autorecrutamento, como observado em abril de 2024, quando 33% das larvas recrutaram no próprio manguezal de Caravelas. Embora em menor proporção, as larvas desovadas em Caravelas também recrutam eventualmente no rio Doce e no Rio de Janeiro. No entanto, o principal destino das larvas de Caravelas é São Mateus, que recebe, em média, cerca de 60% das larvas sobreviventes ao longo dos três anos analisados. O estuário do rio Caravelas possui domínio de marés devido à baixa vazão do rio Caravelas, nos períodos secos as correntes de enchente e vazante são simétricas (PEREIRA et al., 2010), o que pode explicar o autorecrutamento observado em 2024.

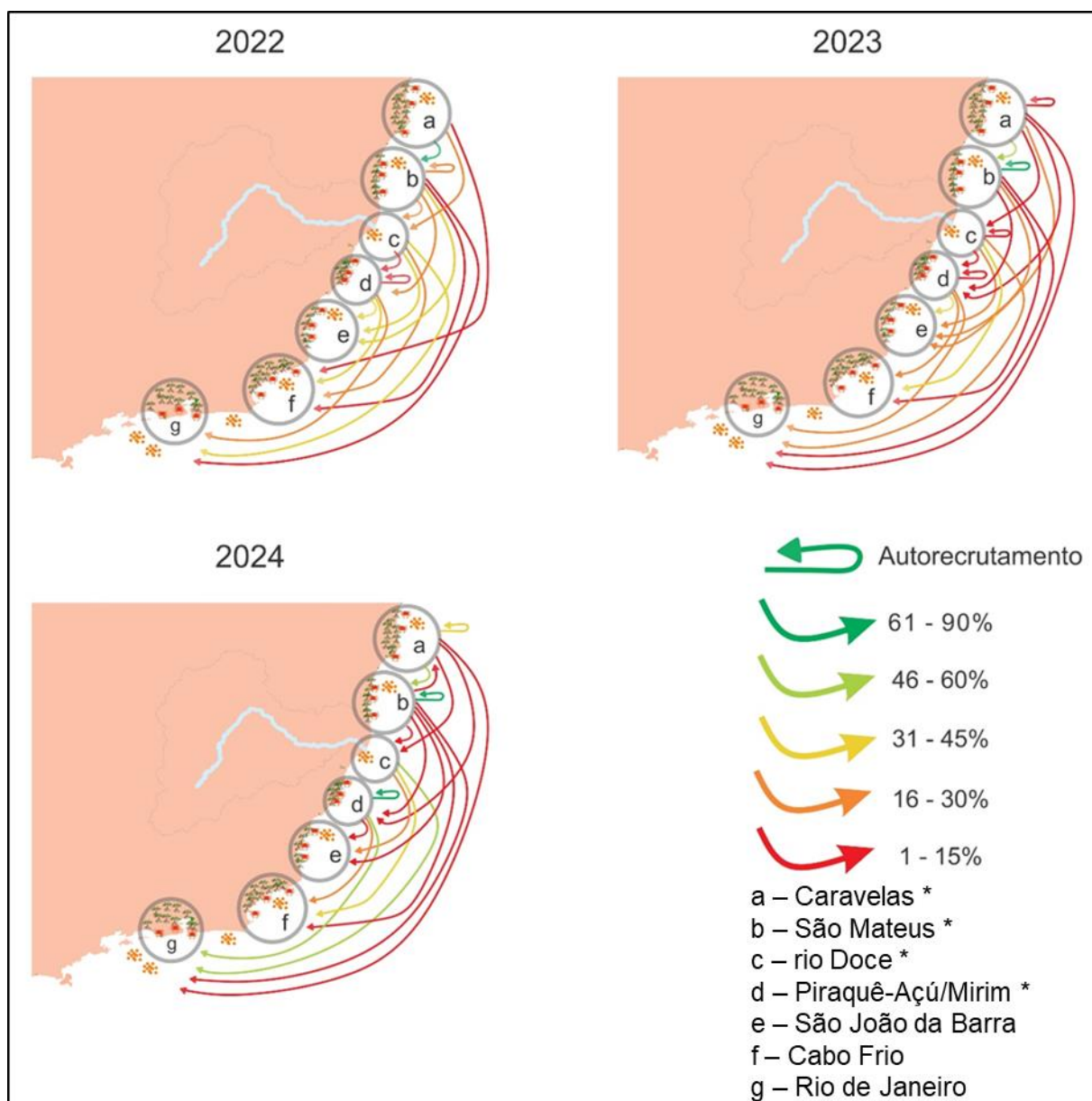
Por sua vez, São Mateus apresenta uma alta taxa de autorecrutamento, com uma média de 48% das larvas sobreviventes recrutando no próprio manguezal. Além disso, São Mateus atua como fonte de larvas para os manguezais do Rio de Janeiro e Piraquê. As correntes de enchente são superiores às de vazante somente nas marés de sizígia, podendo naquela situação contribuir com a exportação de larvas para a zona costeira (TOGNELLA et al., 2021). Em anos específicos, como em 2022, 16,5% das larvas recrutaram no rio Doce, enquanto em 2024, 5% recrutaram em Caravelas, evidenciando uma conectividade variável ao longo do tempo.

As desovas no rio Doce desempenham um papel relevante no recrutamento dos manguezais do Rio de Janeiro e Piraquê Açú/Mirim. No entanto, ao contrário de outras regiões, o rio Doce não apresentou taxas significativas de autorecrutamento, indicando que as larvas desovadas nessa área tendem a se dispersar para outras regiões. A explicação disto é que a espécie *Ucides cordatus* foi introduzida no rio Doce após 2015 (MS\_AC\_Manguezal) e após 2021 está ocorrendo um declínio no recrutamento da população nesta área (MS\_AC\_Manguezal). Já as desovas em Piraquê recrutam predominantemente nos manguezais do Rio de Janeiro, mas também apresentam taxas consideráveis de autorecrutamento, com uma média de 8% ao longo dos anos analisados. O estuário dos rios Piraquê Açú/Mirim é classificado como dominado por marés e a velocidade da maré vazante é superior àquela de enchente tanto no período chuvoso quanto seco (TOGNELLA et al., 2021), bem como a configuração da plataforma continental e seus terraços de abrasão contribuem para o funcionamento deste sistema como um exportador de larvas para as demais regiões ao sul do Estado.

Esses resultados destacam a complexidade da dinâmica de conectividade entre os manguezais e a importância das regiões do norte como fontes de recrutamento para as áreas do sul. A dependência observada reforça a necessidade de estratégias de conservação que considerem a conectividade entre essas regiões, garantindo a manutenção dos fluxos larvares e a sustentabilidade das populações de *Ucides cordatus* em escala regional.

Nota-se nas Figura 67 e Figura 68 que, durante a dispersão larval do *U. cordatus* e *C. guanhumi* a partir das quatro regiões de manguezais, as larvas são expostas ao ambiente impactado. Esses resultados mostram também que as larvas de todos os locais interagem com condições de contaminação pelo MLD (Figura 71). Diante desse cenário, torna-se fundamental a continuidade do monitoramento nas áreas de manguezais estudadas, principalmente naquelas monitoradas pelo PMBA/Fest-UFES, bem como da região marinha adjacente. Além disso, os resultados demonstram a necessidade de continuidade de monitoramento e análise da estrutura populacional de caranguejos, para observar possíveis efeitos dessa exposição que possam ter levado a falhas ou diminuição de taxas recrutamento que possam ser associadas a efeitos de impactos sofridos durante a fase larval via contato com o MLD.

Figura 71: Análise de conectividade entre os manguezais desde Caravelas até o estado do Rio de Janeiro para os anos de 2022, 2023 e 2024. A cor das setas está relacionada à porcentagem de larvas que chegam numa região (flecha) saindo de uma das 4 regiões fonte (início da seta destacado com \* na legenda).



O modelo fontes e sumidouros de meta-populações parece adequado para as espécies de caranguejos devido à natureza fragmentada dos *habitat* (manguezais) nesta costa e as pressões sofridas com consequente perda de qualidade ambiental. Neste cenário, é plausível que áreas de maior qualidade atuem como fontes e que existam áreas sumidouro com dependência de aporte externo. Esta dependência pode variar no tempo, com fontes e sumidouros se alternando em estados evidentes ou latentes. Em um curto período de observação do campo, a natureza de sumidouro potencial de uma população local existente pode não se manifestar em um estado de equilíbrio de uma população regional persistente. Essa natureza de sumidouro latente pode se tornar aparente somente por meio de um evento distinto, como foi o caso do impacto do desastre via MLD. Estudos que permitam análise da conectividade demográfica, através do monitoramento da estrutura da população e dinâmica de coortes, bem como estudos genéticos, acoplados aos estudos de dispersão larval são necessários em longo prazo para avaliar a dinâmica intra-habitat-manchas (demografia desde o assentamento da larva, passando pelo crescimento individual, sobrevivência e reprodução, até a morte) e os processos de dispersão larval inter-habitat-patch (BURGESS et al., 2014; PINEDA et al., 2007; SWEARER et al., 2019).

Vale destacar que a população do rio Doce, onde não há área de manguezal desenvolvida, se estabeleceu pós desastre, como possível consequência da mudança na linha de costa o que possivelmente permitiu a entrada de uma coorte em 2016, de acordo com resultados do monitoramento populacional de *U. cordatus* realizado pelo Tema Manguezal (PMBA/Fest-UFES). Em anos subsequentes o monitoramento da demografia desta população evidenciou a presença de coorte única, o que caracteriza a área como sumidouro evidente, ou seja, altamente dependente de aportes externos.

Na área do PMBA/Fest-UFES a conectividade varia espacialmente e sazonalmente, com padrões de auto recrutamento e de conectividade em distancias maiores. A passagem por áreas impactadas pelo MLD segundo análises neste relatório, sugere possível redução da sobrevivência das larvas e consequências para as estruturas das populações em seus fragmentos. Tanto os padrões de conectividade larval como a demografia da fase pós assentamento são essenciais na compreensão dos impactos e dos efeitos de medidas de conservação e restauração aplicadas.

#### **6.5.4 Táxons indicadores de limites ecológicos - TITAN**

Esta seção apresenta os resultados atualizados da avaliação dos impactos do MLD sobre as comunidades aquáticas, com base nas análises do TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis – Baker & King, 2010). As análises incluíram dados ao longo dos seis anos de monitoramento (setembro de 2018 a setembro de 2024). A avaliação dos impactos do TITAN está alinhada à Meta 4 do Plano de Trabalho da Nova Estrutura Integrativa do PMBA/Fest-UFES (Figura 24). Para identificar os limites ambientais críticos à biodiversidade aquática, foram realizadas análises correlacionais entre variáveis preditoras - como indicadores da presença de material oriundo da barragem de Fundão e variáveis ambientais relacionadas à qualidade da água - e a densidade das espécies em diferentes comunidades biológicas (Dulcícola, Marinha e Costeira) ao longo do período de amostragem do PMBA/Fest-UFES.



O TITAN é uma análise correlacional de múltiplas espécies de uma comunidade, que associa a densidade de cada espécie a gradientes ambientais testados, incluindo concentrações de metais particulados e dissolvidos. Essa abordagem identifica tendências de aumento (z+) ou redução (z-) nas densidades das espécies e determina pontos de mudança, considerados limites ambientais críticos, onde múltiplos táxons respondem simultaneamente a variações ambientais. Dessa forma, o TITAN permitiu avaliar a sincronia das respostas das comunidades biológicas às variações ambientais, evidenciando limites ecológicos por meio de mudanças simultâneas nas abundâncias dos táxons. A partir das análises de TITAN realizadas com cada comunidade biológica, ambientes e setores amostrados, sumarizou-se em gráficos os impactos dos metais particulados/pseudototais, dissolvidos/biodisponíveis, das variáveis físico-químicas da água e das variáveis relacionadas aos nutrientes da água sobre as comunidades aquáticas dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro monitorados pelo PMBA/Fest-UFES. A metodologia detalhada encontra-se no Material Suplementar (MS\_Síntese Integrativa - Táxons Indicadores de Limites Ecológicos).

O aumento da série temporal de dados melhorou o entendimento de novas relações entre os diferentes compartimentos físico-químicos e biológicos pelas análises de TITAN, como será evidenciado nos resultados a seguir. De modo geral, pode-se identificar diferenças marcantes entre os ambientes (Dulcícola, Marinho e Costeiro) e padrões de impacto dos metais particulados/pseudototais sobre os Ambientes (Figura 72). Em geral, o Ambiente Dulcícola apresentou uma maior dispersão na proporção de espécies alteradas, especialmente nas reduções (caixas vermelhas), indicando um impacto mais variável dos metais nesse ambiente. Algumas comunidades biológicas parecem ser mais sensíveis nesse contexto, principalmente o Perífiton, Macrófitas Aquáticas e Ictiofauna (Figura 73).

A partir das generalizações apresentadas na Figura 72, é possível observar maiores efeitos negativos dos metais (redução de densidade dos táxons) sobre a biodiversidade dos setores analisados. Metais particulados ligados ao MLD, especialmente o Al, Fe, e Mn, apresentam maior dispersão e frequência de caixas acima do limiar de 10%, sugerindo um impacto biológico significativo desses metais sobre os setores analisados. Os efeitos desses metais nos setores variaram significativamente, sendo os efeitos mais pronunciados sobre a biodiversidade observados nos setores marinhos/costeiros APA, Foz Central e Foz Norte. Por outro lado, efeitos significativamente positivos dos metais particulados/pseudototais foram observados principalmente nos setores Calha do rio Doce (Dulcícola) e Norte (Marinho e Costeiro).

Resultados significativos e positivos (aumentos nas abundâncias de pelo menos 10% das espécies/táxons) foram observados principalmente para o Ictioplâncton de água doce e a comunidade de Macrofauna de Praia (Figura 73) e pontualmente, para as Macrófitas aquáticas (para os metais Al, Ni) e Carcinofauna Marinha (para os metais As e Mn). O aumento das densidades do Ictioplâncton com os aumentos das concentrações dos metais pode ser explicado pelo período de reprodução da Ictiofauna coincidir com os períodos de maior vazão do rio Doce, o que leva a um aumento nas densidades de ovos e larvas de peixes, mas também parece estar causando mortalidade dos adultos (vide Figura 77 para maiores detalhes). No entanto, esse aumento, não significa maior recrutamento,

visto com a comunidade de Ictiofauna adulta apresentou reduções significativas de suas densidades com o aumento de determinados metais e com o aumento da Vazão do rio Doce (Figura 73 e Figura 77, respectivamente).

No caso das macrófitas aquáticas, tal comunidade é reconhecida como bioacumuladoras de metais e outros contaminantes, sendo frequentemente utilizada em processos ecológicas e industriais de purificação da água (SALATI et al., 2003; JÚNIOR et al., 2007). Por outro lado, os aumentos das densidades da Macrofauna de Praia indicam possíveis táxons tolerantes aos metais, uma vez que esta comunidade também foi negativamente impactada pelos metais Al, As, Cr, Fe e Mn.

Além da Macrofauna de Praia, destacam-se ainda os maiores efeitos negativos dos metais sobre a Meiofauna de Praia, Ictiofauna (Dulcícola e Marinho), e Perífiton (Dulcícola) e pontualmente, para o Fitoplâncton dulcícola em relação ao Ba, Bentos Marinho em relação ao Fe, e das Macrófitas em relação às concentrações de Manganês. Apenas para o Cu não houve alterações negativas acima de 10% sobre as comunidades avaliadas (veja Figura 73 para mais detalhes). Especificamente em relação aos metais Al e Fe, resultados similares de efeitos negativos sobre os indivíduos foram encontrados a partir dos índices de toxicidade (seção 6.5.1 – Índice de Pressão Tóxica), o que indica que possíveis efeitos a nível de indivíduo estão sendo replicados a níveis populacionais e de comunidades em diferentes setores monitorados pelo PMBA/Fest-UFES, mas, destacando-se aqui os setores fluviais do Ambiente Dulcícola e os setores marinhos APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central do rio Doce e Norte.

Figura 72: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas pseudototais - Ambiente Costeiro e particulados considerando os diferentes setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1.5$ , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha pontilhada horizontal (limiar de 10%) sugere um ponto crítico de alteração na biodiversidade. Ambientes ou grupos biológicos que ultrapassam essa linha têm uma proporção relevante de espécies impactadas. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro; Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

### Titan - Metais Particulados/Pseudototais

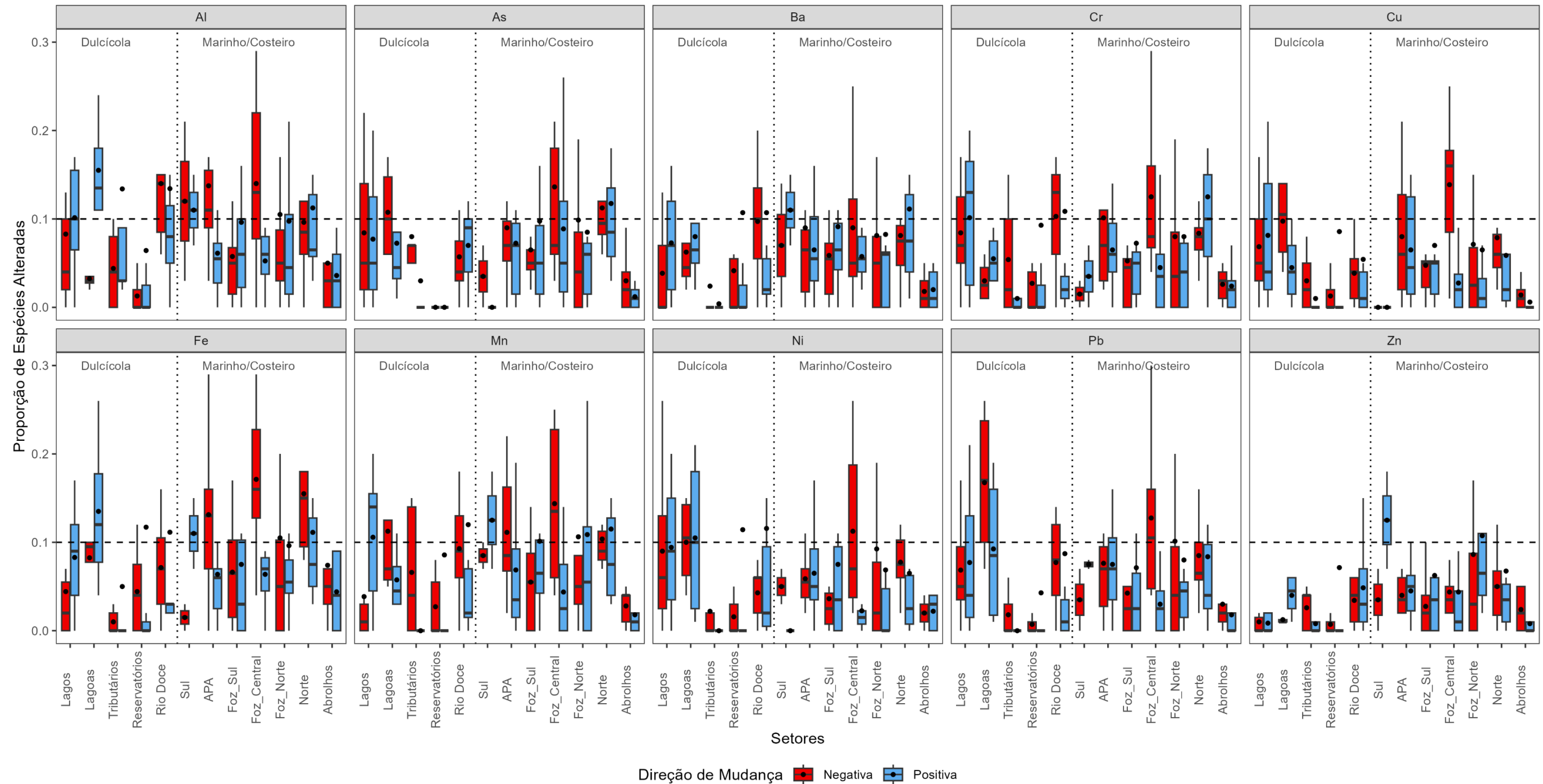
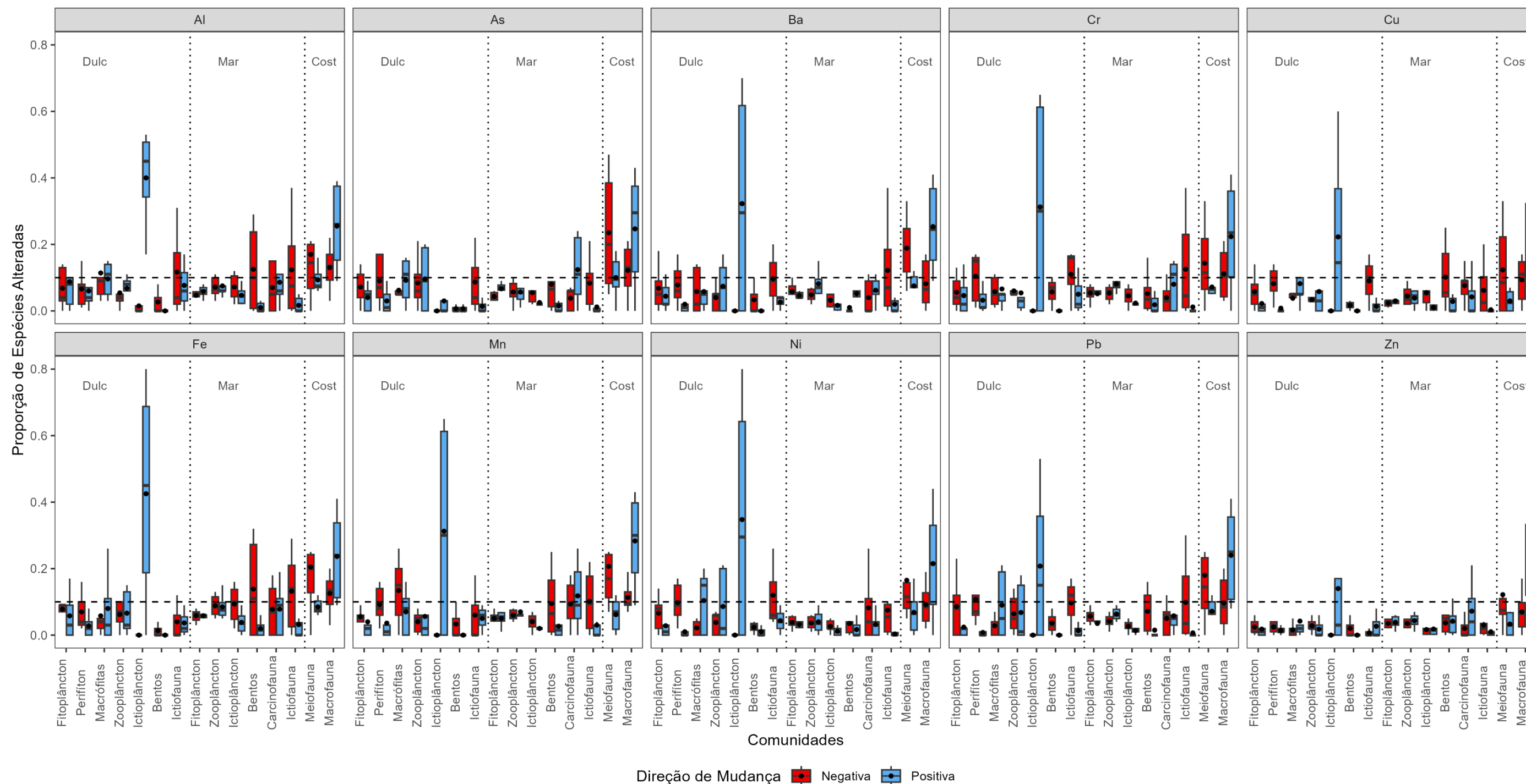


Figura 73: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas pseudototais – costeiro; e particulados considerando as diferentes comunidades biológicas amostradas nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro a partir das análises de TITAN. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1,5$ , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro.

### Titan - Metais Particulados/Pseudototais



Os impactos dos metais dissolvidos/biodisponíveis foram mais significativos nos Lagos e Lagoas do Ambiente Dulcícola e os setores Foz Norte e Norte dos Ambientes Marinho e Costeiro, sendo os metais As, Ba, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn os principais responsáveis por tais alterações (Figura 74). Importante destacar que nos setores Lagos e Lagoas, os aumentos das concentrações das frações dissolvidas de Ba e Zn impactaram negativa e significativamente (mais de 10% de alteração das espécies reduzidas simultaneamente) as comunidades do Fitoplâncton, Perifíton e Zooplâncton (Figura 75). Além disso, o Fitoplâncton Dulcícola foi negativamente impactado pelos metais Cu e Mn; e o Perifíton, por Cu, Ni e Pb. A Meiofauna de Praia também apresentou reduções significativas de táxons em relação aos metais biodisponíveis, sendo reduções significativas observadas para Al, Ba, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn (Figura 75). Ainda, ambas comunidades de peixes dos Ambientes Dulcícola e Marinho foram similarmente impactadas negativamente pelos metais dissolvidos As, Cr e Pb (Figura 75), reforçando os efeitos negativos desses contaminantes sobre tais organismos.

Embora os metais biodisponíveis causaram apenas efeitos negativos sobre a Meiofauna de Praia (Figura 75), para a Macrofauna, observou-se efeitos positivos e negativos sobre os diferentes táxons dessa comunidade para Al, Ba, Mn, e efeitos apenas positivos de Cr, Fe, Ni, Pb e Zn (Figura 75), resultado similar ao encontrado para as frações pseudototais (Figura 72). Importante destacar que os táxons da Macrofauna de Praia que aumentaram suas densidades na presença das frações pseudototais foram muito variáveis, destacando-se como mais frequentes entre os setores apenas as famílias Spionidae (Annelida, Polychaeta), Magelonidae Cunningham & Ramage, 1888 (Annelida, Polychaeta), o que dificulta a identificação de táxons tolerantes. Diferentemente, diversos táxons foram concomitantemente impactos negativamente pelos metais nos diferentes setores analisados. Entre eles, destacaram-se como mais frequentes os táxons *Hesionura* cf. *variодentata* (Phyllodocidae, Annelida), *Excirolana braziliensis* Richardson, 1912 (Isopoda, Cirolanidae) *Hemipoda simplex* (Grube, 1857; Annelida, Polychaeta), Oligochaeta (Annelida), *Saccocirrus pussicus* Marcus, 1948 (Annelida, Polychaeta). Tais resultados estão em concordância com os resultados do Tema Bentos de Praia (Fest, 2024 – Ambiente Costeiro – Praias).

Por outro lado, embora a Meiofauna de Praia inclua uma pequena comunidade aquática composta por indivíduos jovens ou de tamanhos inferiores que a Macrofauna, aumentos nas concentrações de diversos metais (pseudototais – Figura 73 ou biodisponíveis – Figura 75) sempre foram correlacionados com reduções de uma porção significativa de seus táxons. Entre os táxons indicadores dessas reduções, foram frequentes muitos crustáceos, como nauplios (fase larval), Copepoda (microcrustáceos comuns do Zooplâncton) e Ostracoda.

Similarmente aos resultados para os metais particulados/pseudototais, os metais dissolvidos/biodisponíveis causaram aumentos significativos nas densidades das Macrófitas Aquáticas e do Ictioplâncton, principalmente no setor Lagos do Ambiente Dulcícola (vide Figura 74 e Figura 75 para comparações). Os efeitos positivos das frações dissolvidas de Al, As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn sobre as Macrófitas Aquáticas ressaltam novamente a capacidade desses organismos de absorver tais



contaminantes da água. A cadeia de impactos indiretos desse aumento de biomassa de Macrófitas nos Lagos pode ser melhor visualizada na Seção 6.5.6 deste relatório sobre os modelos quantitativos das relações ecossistêmicas, os quais incluem reduções da Clorofila-*a*, o que influencia diretamente na redução do Zooplâncton (Figura 85– seção 6.5.6). Ainda, no caso dos metais Cu, Ni, Pb e Zn, tais aumentos podem ter contribuído para as reduções expressivas do Perifíton nesses locais (Figura 75), uma vez que tal comunidade, composta pela associação de diversos microrganismos que crescem sobre os substratos presentes nos ambientes aquáticos, incluindo as próprias macrófitas (EWART-SMITH & KING, 2012; BURLIGA & SCHWARZBOLD, 2013). Alguns pesquisadores relataram a influência negativa das macrófitas sobre o Perifíton, a exemplo, competição por recursos, produção de substâncias alelopáticas e redução da disponibilidade de luz devido ao sombreamento exercido por essas plantas (ERHARD & GROSS, 2006).

Figura 74: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas biodisponíveis – Ambiente Costeiro; e dissolvidas - considerando os diferentes setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1,5$ , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha pontilhada horizontal (limiar de 10%) sugere um ponto crítico de alteração na biodiversidade. Ambientes ou grupos biológicos que ultrapassam essa linha têm uma proporção relevante de espécies impactadas. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro; Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

### Titan - Metais Dissolvidos/Biodisponíveis

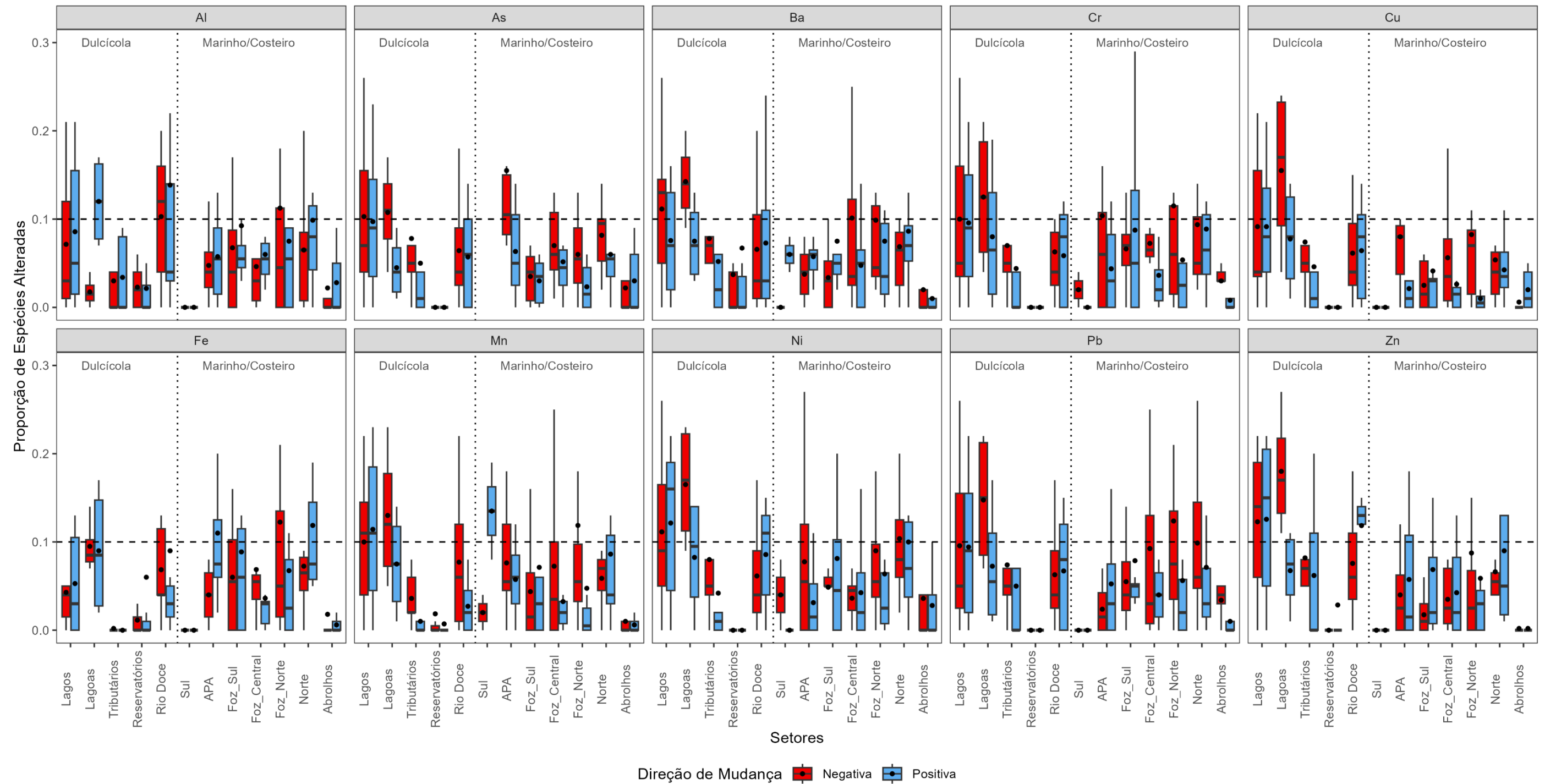
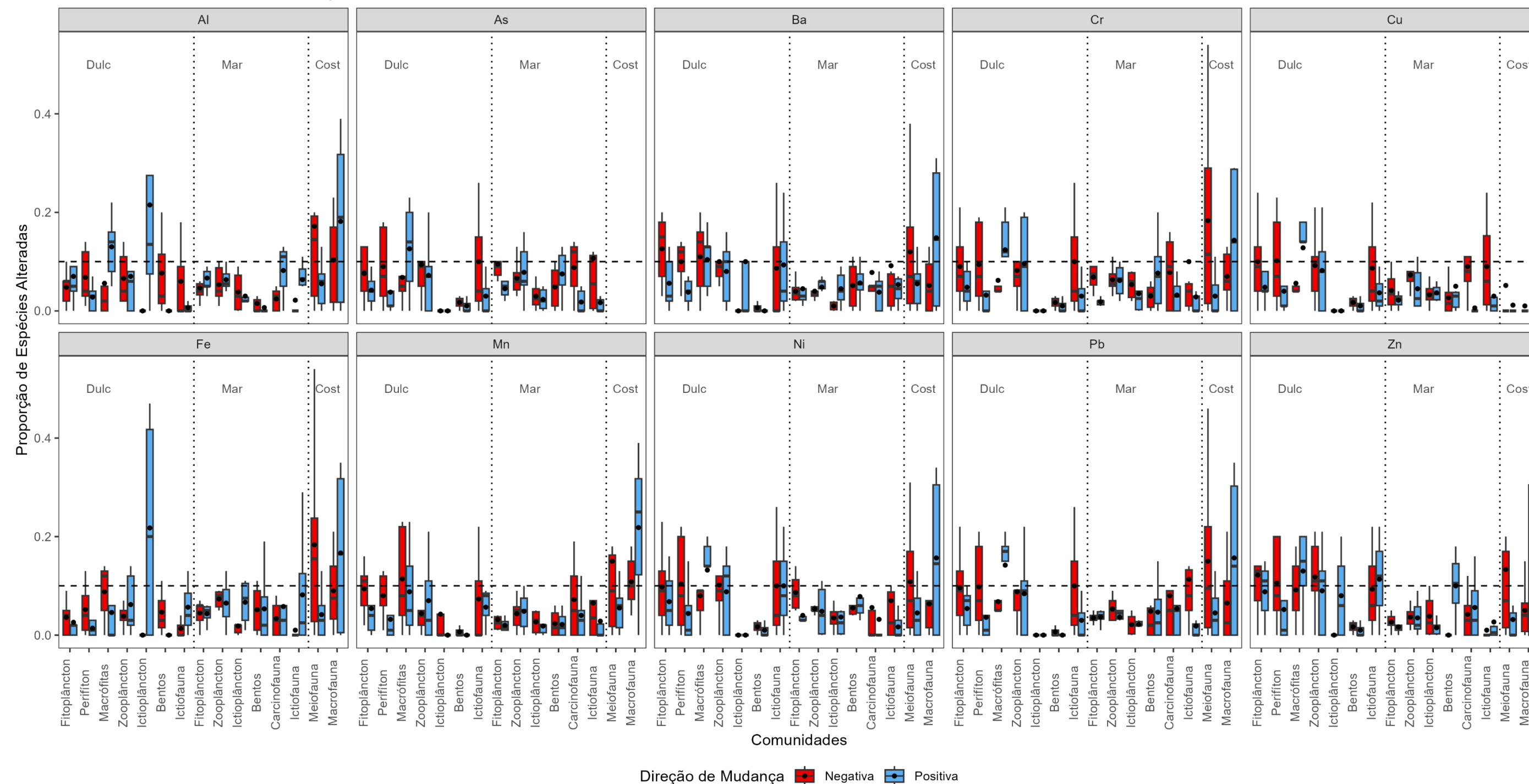


Figura 75: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas biodisponíveis – Ambiente Costeiro; e dissolvidas - considerando as diferentes comunidades biológicas amostradas nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro a partir das análises de TITAN. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1.5$ , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro.

### Titan - Metais Dissolvidos/Biodisponíveis



As variáveis físico-químicas da água que exerceram maiores efeitos negativos sobre os ambientes e comunidades foram Turbidez, Lama, Fluorescência e Silício dissolvido, sendo, com exceção da turbidez, os efeitos majoritariamente sobre os setores e comunidades marinhas (Figura 76 e Figura 77). A Turbidez impactou as densidades do Fitoplâncton e Perifíton dulcícolas, Zooplâncton e Bentos marinhos, Ictiofauna (Dulcícola e Marinho) dos setores Lagoas, Reservatórios, rio Doce, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central e Norte. Já as variáveis Lama, Fluorescência e Silício dissolvido causaram impactos simultâneos nos setores APA, Foz Central/Foz Norte e Norte (barras vermelhas da Figura 76). Os picos de impactos de Silício Dissolvido e a Fluorescência nos setores APA, Foz Central/Foz Norte e Norte, promoveram as maiores quedas nas densidades das comunidades marinhas do Zooplâncton, Ictioplâncton e Bentos de Fundos Inconsolidados, enquanto maiores porcentagens de Lama impactaram principalmente o Bentos (tanto Marinho quanto de Praia – Figura 77).

Os impactos negativos generalizados da Turbidez, assim como das porcentagens de Lama sobre diversas comunidades e setores vêm se consolidando ao longo do monitoramento pelos Temas do PMBA/Fest-UFES e concordam com os resultados encontrados no relatório anterior (RA2023 – Fest, 2024), os quais relacionam tais variáveis ao MLD oriundo tanto do rio Doce quanto de eventos de ressuspensão de sedimentos do banco lamoso adjacente à sua Foz (Fest, 2024 - MS\_AM\_Modelagem). Já os impactos negativos da Fluorescência e do Silício dissolvido em diversos setores marinhos foram identificados apenas no presente estudo, o que pode estar relacionado ao aumento do banco de dados ecológicos da área monitorada. Nos ambientes marinhos, a fluorescência é uma variável relacionada ao “esverdeamento” das águas, promovido pela atividade fotossintética das algas. Por outro lado, estudos mostram que maiores concentrações de silício dissolvido podem estar relacionadas ao MLD, constituindo uma porção significativa da lama (FGV, 2021). Portanto, futuras investigações das fontes de tais variáveis para os ambientes marinhos devem ser realizadas, a fim de se entender melhor os efeitos dessas variáveis sobre as comunidades biológicas.

Como esperado, a Salinidade e o OD foram as variáveis relacionadas aos aumentos das densidades de táxons marinhos (principalmente do Zooplâncton, Bentos e Carcinofauna) nos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central, Foz Norte e Norte, enquanto que a Clorofila-a determinou aumentos das densidades do Perifíton e Ictiofauna nos setores dulcícolas Lagoas e rio Doce, respectivamente (barras azuis das Figura 76 e Figura 77). Similarmente aos metais, as Macrófitas Aquáticas também apresentaram aumentos das densidades de múltiplos táxons com o aumento da Condutividade Elétrica e Silicatos nas Lagoas e da Turbidez tanto em Lagos, quanto nas Lagoas (vide Figura 76 e Figura 77 para comparações).

Figura 76: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelas variáveis físico-químicas da água considerando os diferentes setores amostrados nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1,5$ , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola e Marinho/Costeiro; Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

### Titan - Físico-químicos da Água

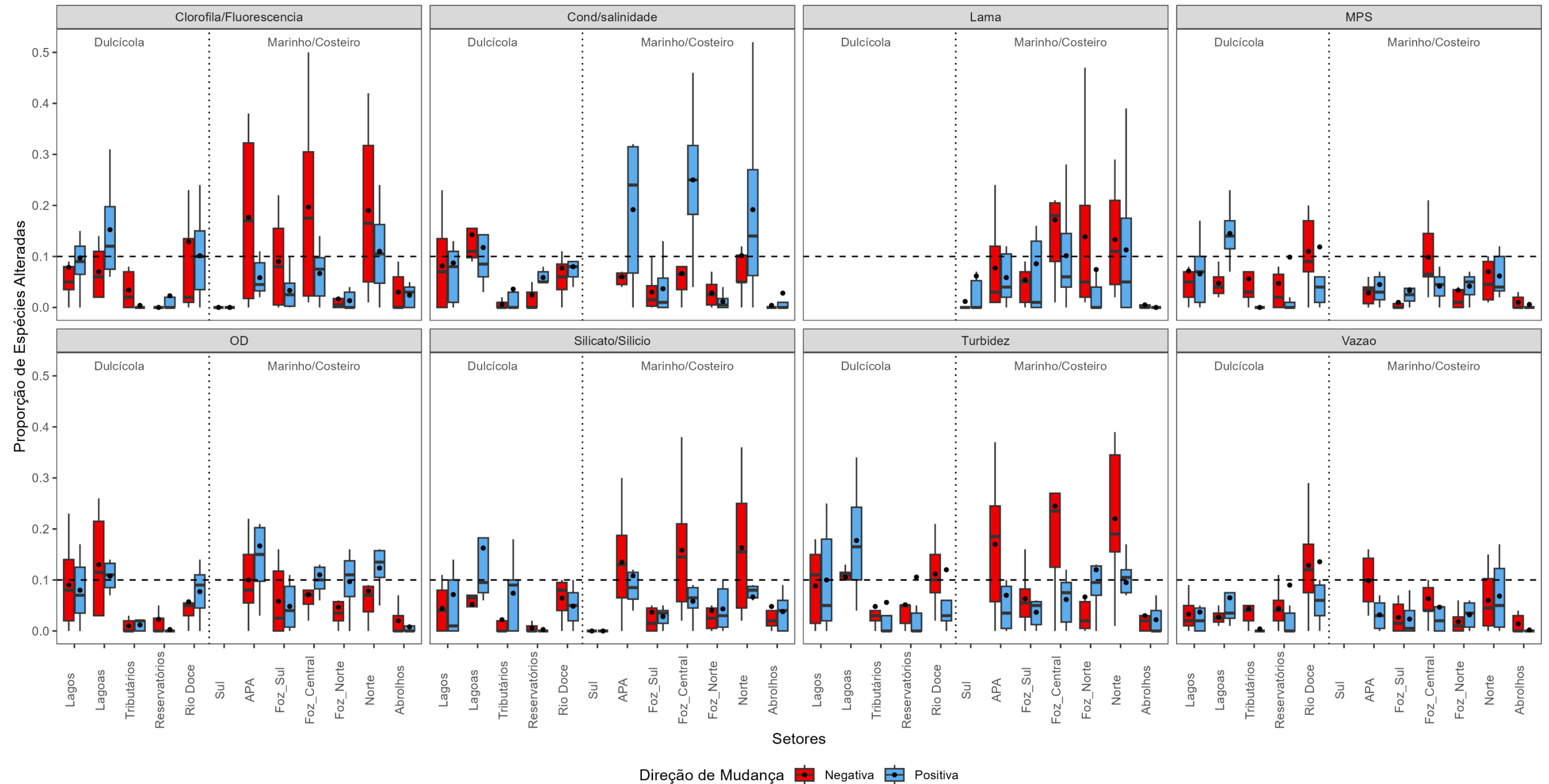
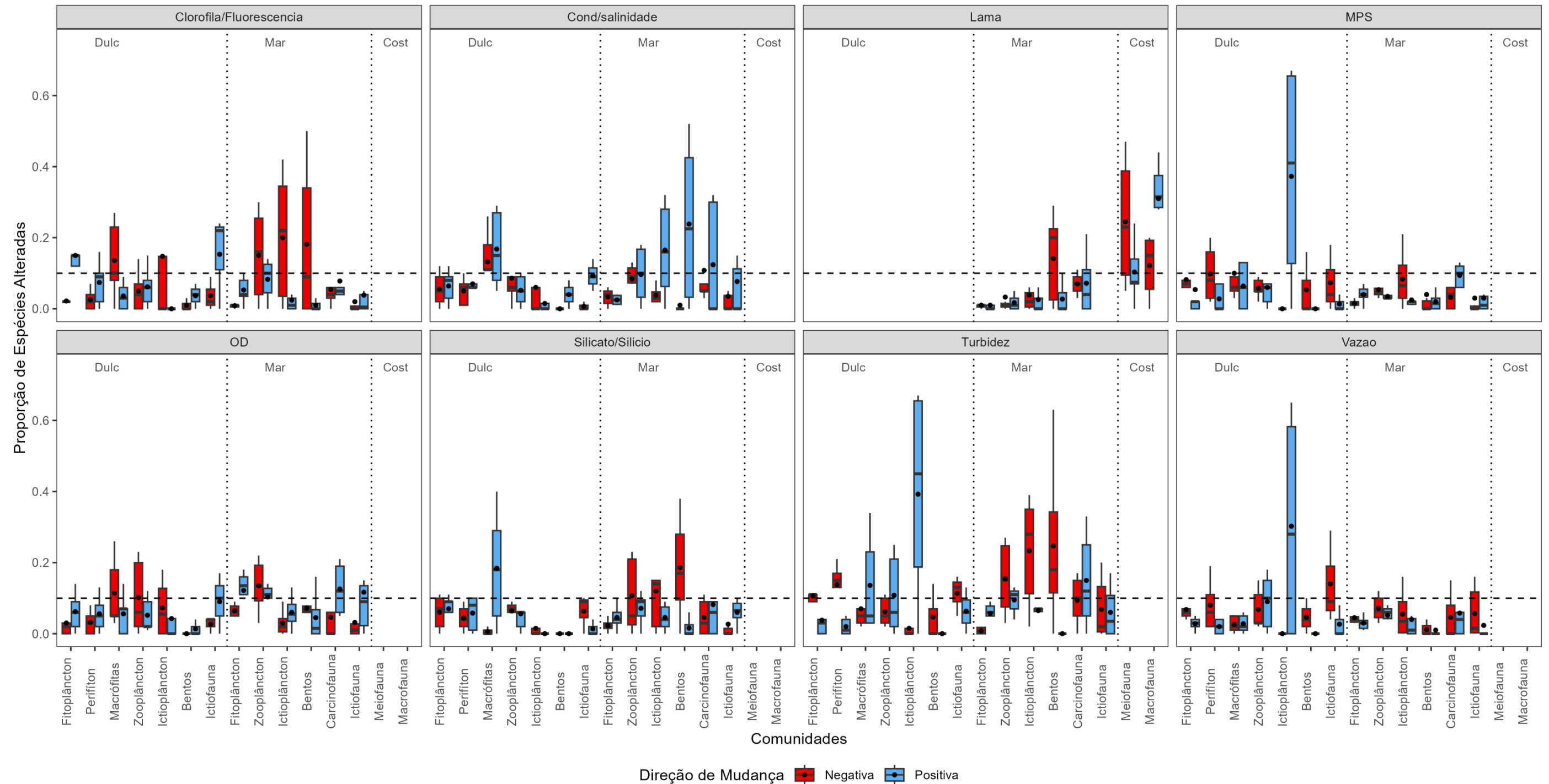




Figura 77: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelas variáveis físico-químicas da água considerando as diferentes comunidades biológicas amostradas nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1,5$ , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola, Marinho e Costeiro.

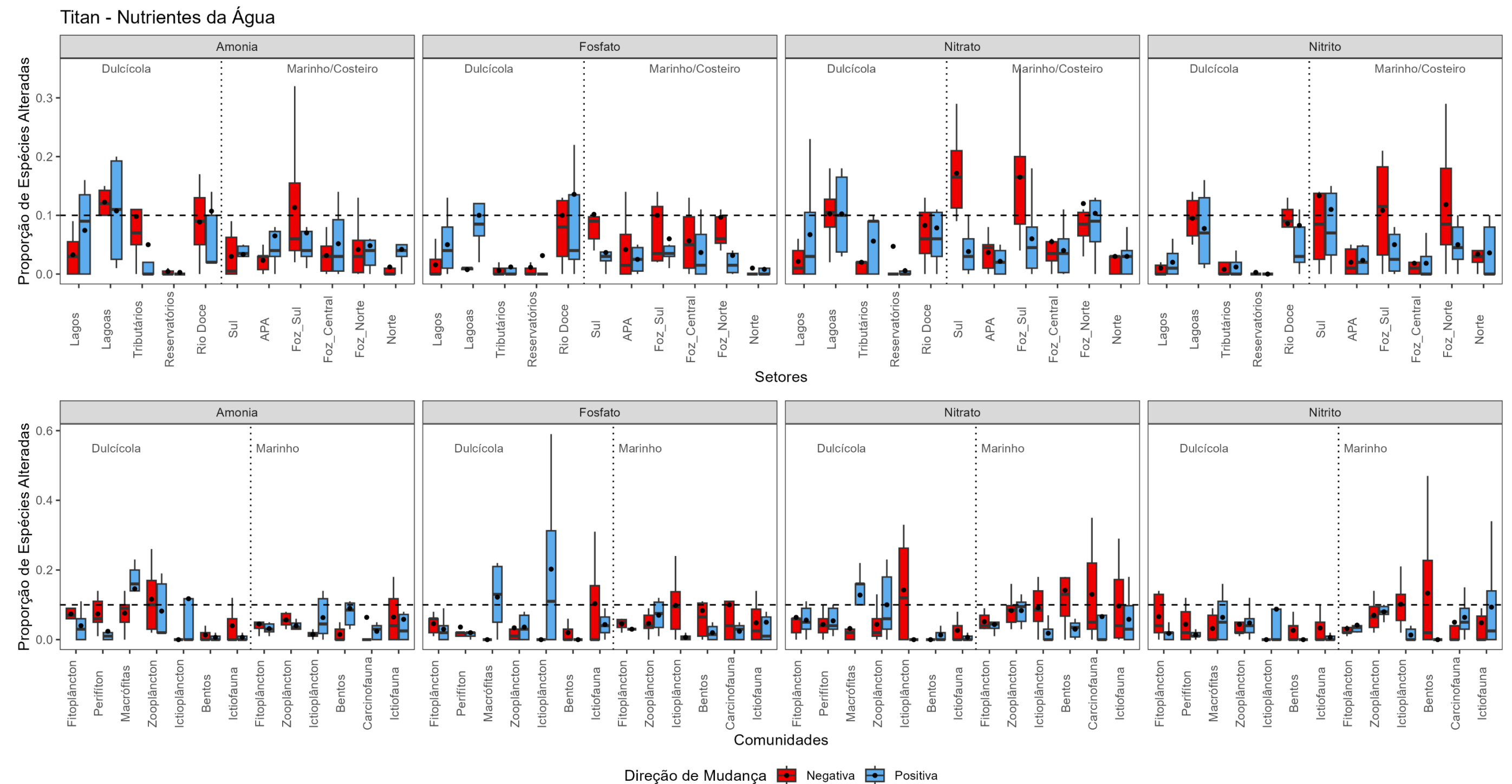
### Titan - Físico-químicos da Água



A análise de TITAN para a avaliação de impactos das concentrações de nutrientes dissolvidos da água sobre a biodiversidade aquática demonstrou efeitos positivos e negativos similares entre os diferentes setores e comunidades dulcícolas analisados (Figura 78). Por exemplo, impactos negativos da Amônia foram identificados nos setores dulcícolas Lagoas e Tributários, com as reduções significativas das densidades dos táxons de Zooplâncton (barras vermelhas da Figura 78, enquanto impactos positivos sobre as Lagoas e o rio Doce foram observados a partir dos aumentos nas densidades das Macrófitas Aquáticas e do Ictioplâncton, respectivamente (barras azuis da Figura 78). Similarmente, o Nitrato impactou o setor Lagoas negativamente com reduções das densidades do Fitoplâncton (vide resultados no MS\_Síntese\_Integrativa – Táxons Indicadores de Limites Ecológicos), e positivamente, com aumentos das densidades do Zooplâncton e Macrófitas Aquáticas (Figura 78).

Por outro lado, em geral, os nutrientes tenderam a causar mais efeitos negativos que positivos sobre os setores e comunidades marinhos, sendo os setores Sul, Foz Sul e Foz Norte mais fortemente impactados por todos os nutrientes dissolvidos analisados. Nesses locais, Ictioplâncton, Bentos e Carcionafauna foram as comunidades que apresentaram maiores reduções nas densidades de seus táxons com o aumento da concentração, principalmente de Fósforo, Nitrato e Nitrito (barras vermelhas da Figura 78).

Figura 78: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos nutrientes da água considerando as diferentes comunidades biológicas e setores amostrados nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1,5$ , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. As caixas vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 10% dos táxons em cada comunidade. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest-UFES: Dulcícola e Marinho/Costeiro. Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.



Até este ponto, as interpretações da análise de TITAN, para fins de generalizações foram realizadas a partir das médias dos valores entre setores ou comunidades. Para sintetizar todas as possíveis alterações significativas (positivas ou negativas) que cada variável exerceu sobre as comunidades em cada setor monitorado, tais informações foram sumarizadas em gráficos que se encontram em material suplementar (vide resultados no MS\_Síntese Integrativa – Táxons Indicadores de Limites Ecológicos). A partir da análise da Figura 79A, é possível concluir que as respostas das comunidades dos diferentes setores analisados aos Metais Particulados/Pseudototais foram muito variáveis. Ou seja, enquanto uma gama de táxons (principalmente do Ictioplâncton dulcícola e da Macrofauna de Praia) apresentaram aumentos de suas densidades correlacionadas aos aumentos nas concentrações dos metais particulados (setas azuis da Figura 79A), outros tiveram suas densidades reduzidas (setas vermelhas da Figura 79A).

Entre as comunidades que mais apresentaram reduções nas densidades de múltiplos táxons na presença dos particulados/pseudototais destacaram-se no Ambiente Dulcícola, o Perifíton e a Ictiofauna e nos ambientes Marinho e Costeiro, o Bentos de Fundo Inconsolidado e a Meiofauna de Praia. Ainda, é possível observar que os efeitos negativos dos particulados mais significativos sobre as comunidades ocorreram nos setores Lagoas (Dulcícola), APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central, Foz Norte e Norte. Tais resultados foram um pouco distintos dos encontrados no ano anterior (Fest, 2024), revelando uma piora das condições ambientais, principalmente da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e das Lagoas em relação aos metais particulados/pseudototais (vide Figura 79A para mais detalhes). Por outro lado, houve uma predominância na participação dos metais dissolvidos/biodisponíveis (Figura 79B) promovendo reduções em múltiplas comunidades tanto de Lagos e Lagoas (entre elas, Fitoplâncton, Perifíton, Zooplâncton e Ictiofauna), quanto daquelas vinculadas à Foz Norte do rio Doce (entre elas, Ictiofauna e Meiofauna de Praia).

Lama, Silício dissolvido, Fluorescência e Turbidez (Figura 79C) foram variáveis relacionadas com reduções nas abundâncias de um número significativo de táxons marinhos, principalmente nos setores marinhos APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central do rio Doce e região Norte, além dos trechos fluviais do rio Doce, sendo Perifíton, Zooplâncton marinho, Bentos de Fundo Inconsolidado e Ictiofauna marinha, as comunidades mais impactadas nessas regiões (setas vermelhas da Figura 79C). Por fim, os nutrientes (Figura 79D) promoveram impactos majoritariamente negativos nos setores Sul e Foz Sul do rio Doce, relacionados às reduções nas densidades de um número significativo (>10%) de táxons das comunidades marinhas Bentos de Fundo Inconsolidado, Ictioplâncton, Carcinofauna e Ictiofauna desses locais (setas vermelhas da Figura 79D). Já os efeitos positivos dos nutrientes (setas azuis da Figura 79D) foram observados sobre os setores dulcícolas Lagoas e rio Doce, sendo principalmente relacionados aos aumentos nas densidades de múltiplos táxons de Macrófitas, Zooplâncton e Ictioplâncton.

Similarmente aos resultados anteriores (Fest, 2024), a comunidade marinha Bentos de Fundos Inconsolidados apresentou reduções nas densidades de um número significativo de táxons correlacionadas a aumentos nas concentrações de metais particulados (Al, Cu, Fe e Mn), assim como das variáveis físico-químicas relacionadas ao MLD, Turbidez, Lama e Silício, reforçando seu papel

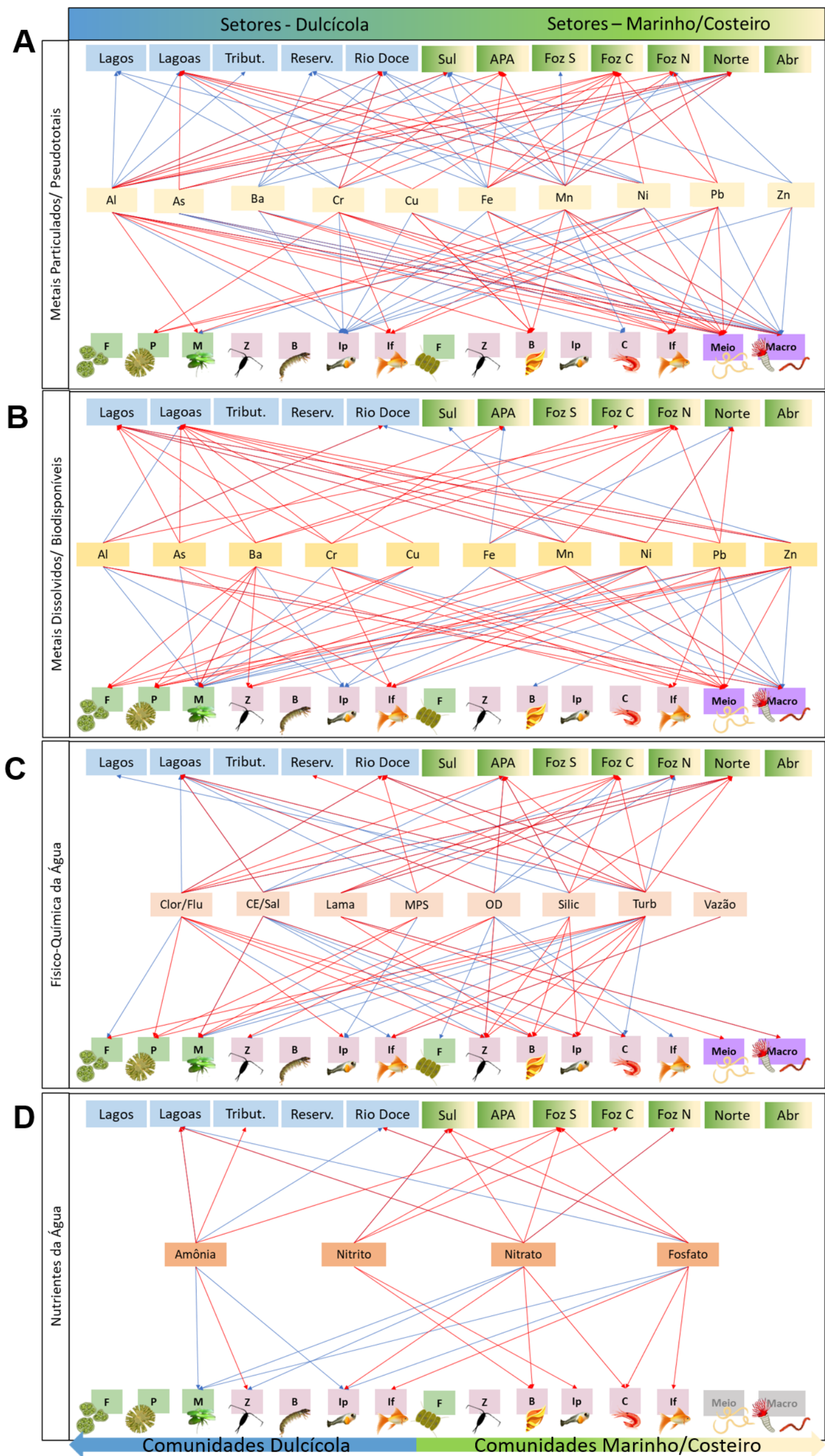
como bioindicadores ambientais. Tais resultados, nesse relatório, são reforçados pelos achados para a comunidade Meiofauna de Praia, a qual possui hábitos similares ao Bentos Marinho. Por serem majoritariamente sedentários, os organismos da comunidade bentônica costumam ser considerados bons indicadores da qualidade ambiental pois refletem as mudanças do ambiente em que vivem, devido à sua pouca mobilidade (WÜRDIG et al., 2007). Além disso, já é bem conhecida a capacidade de filtração e bioacumulação de metais pelas espécies de moluscos (e.g., MARIGÓMEZ et al., 2002; GUPTA & SINGH, 2011; NIGARIGA et al., 2023), o que pode ter contribuído para os efeitos negativos tardios encontrados para a comunidade bentônica, para os ambientes monitorados (principalmente, Marinho e Costeiro).

Uma preocupação ainda maior emerge dos impactos negativos dos metais particulados (Al, Cr, Ba, Fe, Mn e Pb) e dissolvidos (Al, As, Ba e Pb) e das variáveis Turbidez e Silício observados sobre a Ictiofauna, tanto do Ambiente Dulcícola, quanto Marinho, o que reforça a abrangência dos efeitos do MLD sobre toda a região afetada. Além disso, os efeitos deletérios desses metais pesados sobre a Ictiofauna observados nas análises ecotoxicológicas ao longo de todo o Ambiente Dulcícola (Figura 52 à Figura 54) e nas comunidades de peixes da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (Figura 55), Foz do rio Doce (Figura 59) e região Norte (Figura 63) reforçam a preocupação sobre o consumo desses indivíduos pela população humana.

Ainda, como evidenciado pelos resultados da análise de TITAN, ressalta-se a piora das comunidades biológicas na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, em relação ao relatório anterior (RA2023 - Síntese Integrativa - Fest, 2024), a qual foi correlacionada principalmente, às maiores concentrações de metais particulados, turbidez e silício dissolvidos. Apesar da impossibilidade de integração dos dados de Fundos Recifais aos resultados da análise de TITAN, resultados similares foram encontrados pelo tema, principalmente nas estações de amostragem na área rasa da APA Costa das Algas/Revis Santa Cruz (MS\_AM\_Fundos\_Recifais).



Figura 79: Sumarização das relações encontradas pela análise de TITAN considerando os gradientes das variáveis ambientais que causaram alterações na abundância de pelo menos 10% dos táxons nas comunidades e setores amostrados. As setas azuis indicam alterações positivas (aumentos das densidades) e as setas vermelhas indicam alterações negativas (reduções nas densidades). Quadros A e B: síntese dos resultados do TITAN realizado com as frações particuladas e dissolvidas (Ambientes Dulcícola e Marinho/ pseudototais e biodisponíveis (Costeiro) dos metais Al, As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn; Quadro C: síntese dos resultados do TITAN realizado com as variáveis físico-químicas da água (Clor/Flu = Clorofila-a/ Fluorescência; CE/Sal = condutividade elétrica/salinidade; Silic = Silicatos/Silício Dissolvido; Turb = Turbidez). Quadro D: síntese dos resultados do TITAN para os nutrientes da água. Siglas das comunidades: F = Fitoplâncton, P = Perifiton; M = Macrófitas; Z = Zooplâncton; B = Macroinvertebrados Bentônicos; Ip = Ictioplâncton; If = Ictiofauna; C = Carcinofauna. Meio = Meiofauna; Macro = Macrofauna.



A análise dos impactos dos metais particulados/pseudototais e dissolvidos/biodisponíveis sobre os diferentes ambientes (Dulcícola, Marinho e Costeiro) revelou padrões distintos de alteração da biodiversidade, destacando tanto efeitos negativos quanto positivos sobre os organismos avaliados, sendo que o Ambiente Dulcícola apresentou maior dispersão na proporção de espécies alteradas, especialmente em reduções, sugerindo impacto mais variável. Comunidades como Perifíton, Macrófitas Aquáticas e Ictiofauna foram as mais sensíveis. Já para o Ambiente Marinho, os metais Al, Fe e Mn, associados ao MLD, demonstraram impacto biológico significativo, especialmente nos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central e Foz Norte.

Os efeitos positivos dos metais foram observados nos setores Calha do rio Doce (Dulcícola) e Norte (Marinho e Costeiro), associados a aumentos nas densidades de Ictioplâncton dulcícola e Macrofauna de Praia, respectivamente, e devem ser analisados com cautela, uma vez que no primeiro caso tais aumentos estão associados com os períodos reprodutivos da Ictiofauna, enquanto que, para a Macrofauna de Praia, tais aumentos podem estar relacionados aos padrões de distribuição agregados de tal comunidade. Já os aumentos significativos registrados para algumas comunidades específicas, como Macrófitas Aquáticas (Al, Ni) e Carcinofauna Marinha (As, Mn), podem sugerir maior tolerância ou adaptação a certos metais.

O impacto dos metais particulados/pseudototais foi mais evidente em setores marinhos/costeiros, enquanto os metais dissolvidos/biodisponíveis tiveram maior efeito em setores dulcícolas. Houve resposta ecológica mista, com algumas comunidades sendo beneficiadas pelo aumento da concentração de certos metais, enquanto outras sofreram reduções significativas em densidade. Variáveis ambientais como Turbidez, Lama, Fluorescência e Silício dissolvido apresentaram padrões de impacto similares aos metais, reforçando sua influência na biodiversidade aquática. Os resultados são consistentes com estudos anteriores e indicam a necessidade de investigação adicional sobre o papel dos nutrientes e outras variáveis físico-químicas na dinâmica ecológica da região monitorada.

Os resultados da análise de TITAN reforçam a ideia de que as comunidades aquáticas estão se alterando tanto temporal quanto espacialmente, uma vez que se observou simultaneamente aumentos nas abundâncias de algumas espécies e redução de outras em relação aos gradientes ambientais testados. Tal dinâmica foi relatada para praticamente todas as comunidades aquáticas amostradas no âmbito do PMBA/Fest-UFES desde o RA2023, onde em geral, notou-se um acréscimo de espécies mais tolerantes ou invasoras em detrimento de espécies mais sensíveis ou nativas (principalmente para comunidades como a Ictiofauna). Dessa forma, espécies sensíveis, com limites ecológicos muito estreitos, podem não sobreviver, enquanto espécies tolerantes, com limites ecológicos mais amplos tendem a aumentar suas densidades ou predominar, alterando as composições das comunidades (BAKER & KING, 2010). Portanto, as correlações positivas encontradas para a análise de TITAN devem ser interpretadas com cautela, pois podem estar relacionadas a esse aumento nas abundâncias de espécies mais resistentes às condições ambientais impostas. Por isso, novas abordagens do TITAN com enfoque tanto nas identidades das espécies, nas estruturas tróficas, como na dinâmica temporal das comunidades deverão ser realizadas futuramente para a verificação de tendências de recuperação/resiliência das comunidades aquáticas estudadas como forma de se acessar o status de

conservação na área abrangida pelo PMBA/Fest-UFES e que foi impactada pelo rompimento da barragem de Fundão.

Além disso, impactos em cadeia são esperados, uma vez que diversas comunidades primárias têm sido alteradas negativamente. Por exemplo, o Perifiton foi uma das comunidades mais negativamente impactada pelo aumento de metais (particulados e dissolvidos), turbidez e MPS. Tal comunidade apresenta grande importância a nível ecossistêmico, sendo um dos principais produtores primários devido à maior proporção de algas e, portanto, fonte abundante de energia para invertebrados, além de servir como habitat para diversos organismos (STEVENSON, 1996; FERRAGUT et al., 2010). Dessa forma, os impactos do MLD em sua estrutura podem causar impactos em outros níveis da cadeia trófica, alterando o funcionamento ecossistêmico.

Do ponto de vista ecológico, o conhecimento dos limites ambientais críticos das espécies pode auxiliar na avaliação das mudanças antrópicas sobre os ecossistemas naturais, principalmente porque áreas impactadas, como as encontradas na região de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, podem representar condições ambientais distintas daquelas experienciadas pelas espécies ao longo dos seus períodos evolutivos (SILVA et al., 2024). Conhecer os limites ambientais críticos das espécies pode auxiliar nas detecções dos pontos de mudança antes que eles se tornem irreversíveis, facilitando possíveis intervenções, como o estabelecimento de medidas compensatórias e mitigatórias (HUGGETT, 2005; BAKER & KING, 2010; KING & BAKER, 2014), visando a conservação da biodiversidade.

#### **6.5.5 Variabilidade e estabilidade das comunidades biológicas**

Para identificar possíveis áreas mais impactadas pelo MLD na biodiversidade, foi analisada a estabilidade das comunidades biológicas por meio de métricas que sintetizam sua variabilidade temporal e espacial nas diferentes estações amostrais do PMBA/Fest-UFES. Essas análises estão relacionadas à Meta 3 do Plano de Trabalho de Nova Estrutura Integrativa para o PMBA/Fest-UFES, 2022 (Figura 24). Diferentemente das análises correlacionais do TITAN, a avaliação da estabilidade baseia-se nas flutuações sincrônicas das abundâncias das espécies ao longo do tempo e do espaço, sem atribuir previamente o efeito de variáveis ambientais sobre essas variações.

Partiu-se do pressuposto de que a estabilidade local é mantida quando as espécies apresentam flutuações independentes ao longo do tempo e, espacialmente, quando suas variações ocorrem de forma compensatória (covariação negativa). Esse fenômeno pode ser resultado da heterogeneidade das respostas das espécies às pressões ambientais, possivelmente mediadas por interações competitivas (GONZALEZ & LOREAU, 2009; HALLETT et al., 2017). Em outras palavras, quando as flutuações ambientais são fracas, as dinâmicas comunitárias tendem a ser mais influenciadas pelas interações entre espécies, reduzindo a sincronia. No entanto, quando há um forte controle ambiental, as condições ambientais sincronizam as dinâmicas populacionais, aumentando a sincronia da

comunidade. Esse efeito, conforme mencionado anteriormente, pode reduzir a estabilidade e elevar a vulnerabilidade ecossistêmica.

Dessa forma, a estabilidade das comunidades foi avaliada com base nas variações das abundâncias dos táxons ao longo do tempo e entre as estações amostrais, resultando em um valor único para cada local. Esse valor resume as flutuações sincrônicas e assincrônicas dos táxons em nível local e temporal. Assim, quando diferentes espécies se substituem ao longo do tempo em determinado local, mantendo a densidade total relativamente constante, os valores de estabilidade são elevados. Em contrapartida, quando essa substituição não ocorre, ou quando as variações das espécies são predominantemente síncronas no tempo e no espaço, os picos de alta e baixa densidade resultam em menores valores de estabilidade.

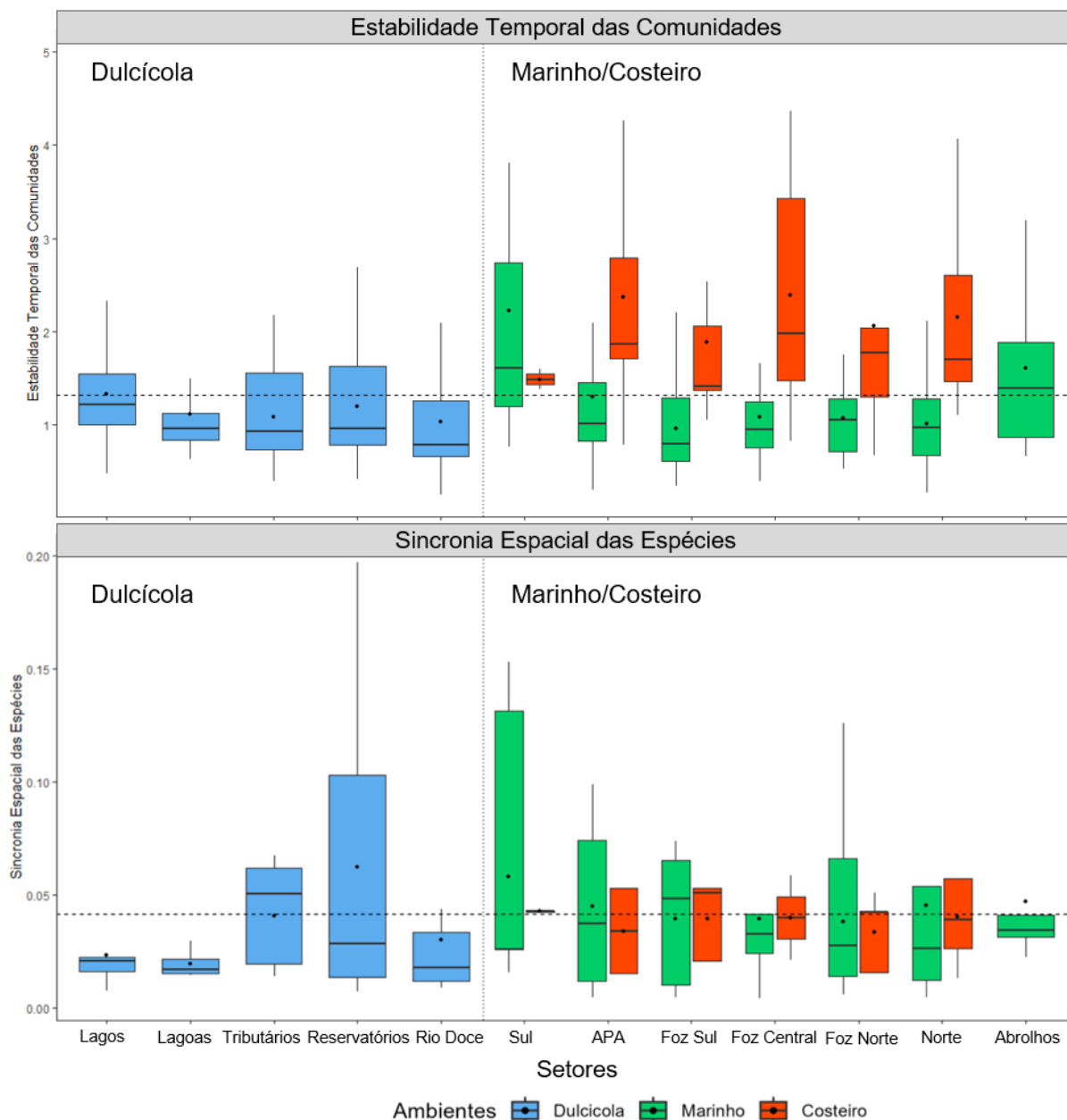
Os maiores valores de estabilidade, considerando as médias dos valores das comunidades entre os setores, foram observados, em geral, para o Ambiente Costeiro (Figura 80, quadro superior) a qual foi influenciada principalmente pelas comunidades costeiras da Carcinofauna de Manguezal e Restinga (Figura 81). Os setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho tiveram valores similares de estabilidade e inferiores ao Costeiro, sendo que apenas para Lagos, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Abrolhos tiveram médias de estabilidade acima da média global (Figura 80, quadro superior).

Os valores médios de sincronia espacial das espécies foram muito similares entre os três ambientes (Dulcícola, Marinho e Costeiro), com maiores variações ocorrendo entre os diferentes setores de cada ambiente (Figura 80, quadro inferior). Os menores valores de sincronia média foram encontrados nos setores Lagos e Lagoas do Ambiente Dulcícola (estando estes bem abaixo da média global), enquanto Tributários, Reservatórios e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz obtiveram as médias mais altas, acima da média global.

.



Figura 80: Boxplot da dispersão dos valores de estabilidade e sincronia médias das comunidades amostradas considerando os principais setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1,5$ , enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha tracejada horizontal representa a estabilidade média total obtida no estudo. APA = APA Costa das Algas e regiões marinhas e costeiras adjacentes.





A estabilidade das comunidades especificamente variou consideravelmente entre os setores e Ambientes (Figura 81). Considerando a variação média de cada comunidade dentro de cada setor, em geral, maiores valores de estabilidade foram observados para a Ictiofauna e Macrófitas no Ambiente Dulcícola, Fitoplâncton no Ambiente Marinho (especialmente no Sul, APA e Abrolhos), Restinga (Foz Norte e Norte), Carcinofauna e Meiofauna de Praia no Ambiente Costeiro (Figura 80). Além disso, os setores Lagos, Tributários (Ambiente Dulcícola); Sul, APA e Abrolhos (Marinho/Costeiro) apresentaram valores de estabilidade acima da média global para a maioria das comunidades amostradas quando comparado aos demais setores desses ambientes (Figura 81). Por outro lado, menores valores de estabilidade foram observados, em geral, para as comunidades: Fitoplâncton, Perifíton, Zooplâncton e Ictiofauna no Ambiente Dulcícola; Ictioplâncton, Bentos de Fundo Inconsolidado, Carcinofauna, Ictiofauna e Peixes Recifais no Ambiente Marinho; e Macrofauna de Praia no Ambiente Costeiro (Figura 80). Importante destacar algumas limitações dos resultados causadas, principalmente pelo  $n$  amostral, por exemplo, o setor Reservatório (do Ambiente Dulcícola) que foi incluído a partir de 2022 na malha amostral do PMBA/Fest-UFES, assim como alguns pontos amostrais do Ambiente Marinho que foram descontinuados ao longo do tempo (por exemplo, Guarapari e Vitória - setor Sul, entre outros).

Em relação aos resultados da sincronia por comunidades e setores, em geral, as comunidades dos setores dulcícolas apresentaram menores valores (Figura 82), sendo que apenas o Ictioplâncton (ovos e larvas de peixes) apresentou maiores sincronias entre as espécies, o que é esperado para o grupo, uma vez que muitas espécies de peixes apresentam seus períodos reprodutivos durante os meses chuvosos (geralmente, de outubro à março). Já para as comunidades do Ambiente Marinho, os maiores valores de sincronia foram observados para o Bentos de Fundo Inconsolidado, Carcinofauna, Ictioplâncton (principalmente nos setores associados à Foz do rio Doce), Ictiofauna e Peixes Recifais (Figura 82). Por fim, os maiores valores de sincronia para o Ambiente Costeiro foram observados para a Meiofauna de Praia (Figura 82).

Figura 81: Boxplot da dispersão dos valores de estabilidade das diferentes comunidades amostradas considerando os principais setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1,5$ , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha tracejada horizontal representa a estabilidade média total obtida no estudo. APA = APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes.

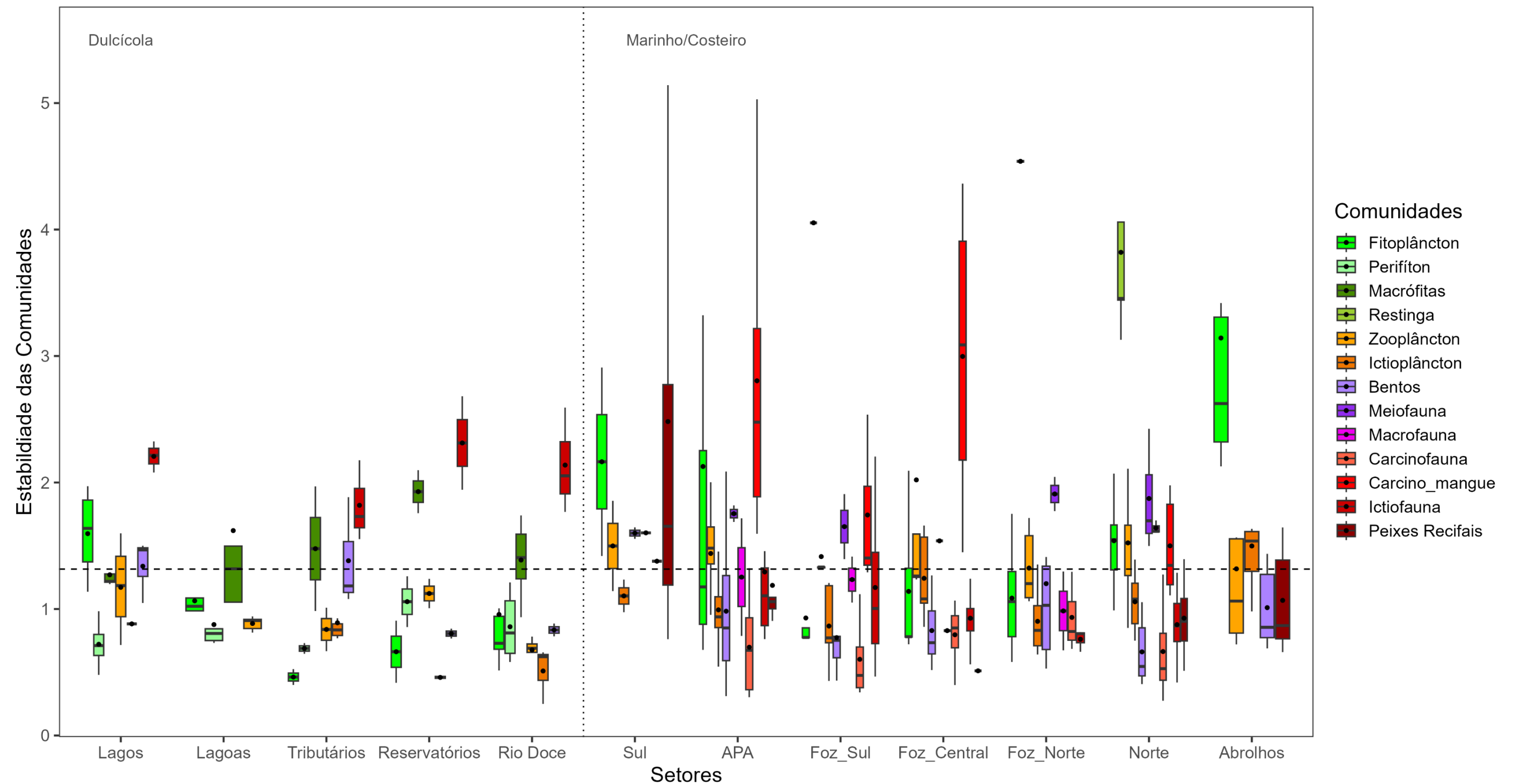
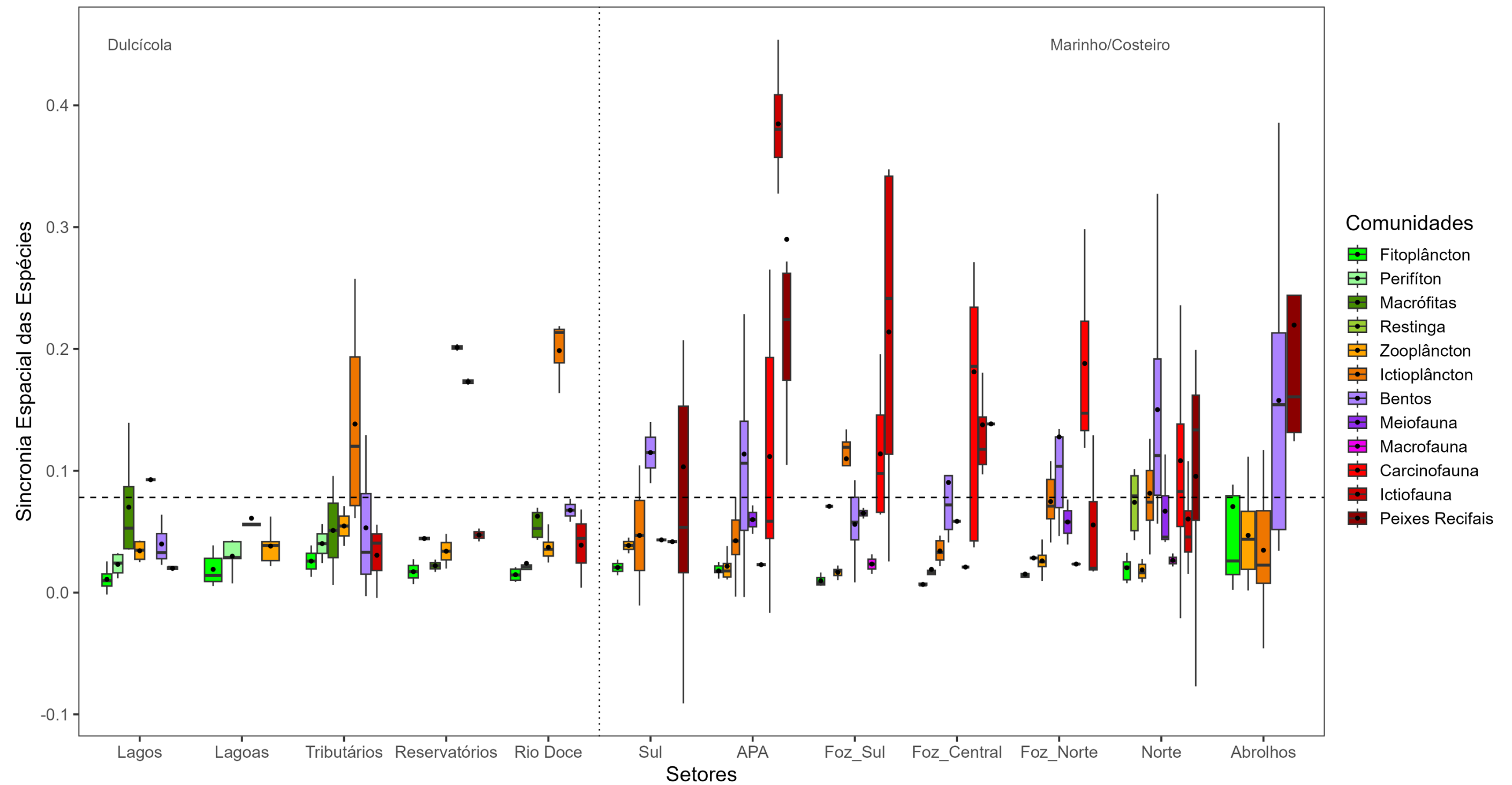


Figura 82: Boxplot da dispersão dos valores de sincronia das diferentes comunidades amostradas considerando os principais setores dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0,25 e 0,75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis  $\pm 1,5$ , enquanto os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias. A linha tracejada horizontal representa a estabilidade média total obtida no estudo. APA = APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes.

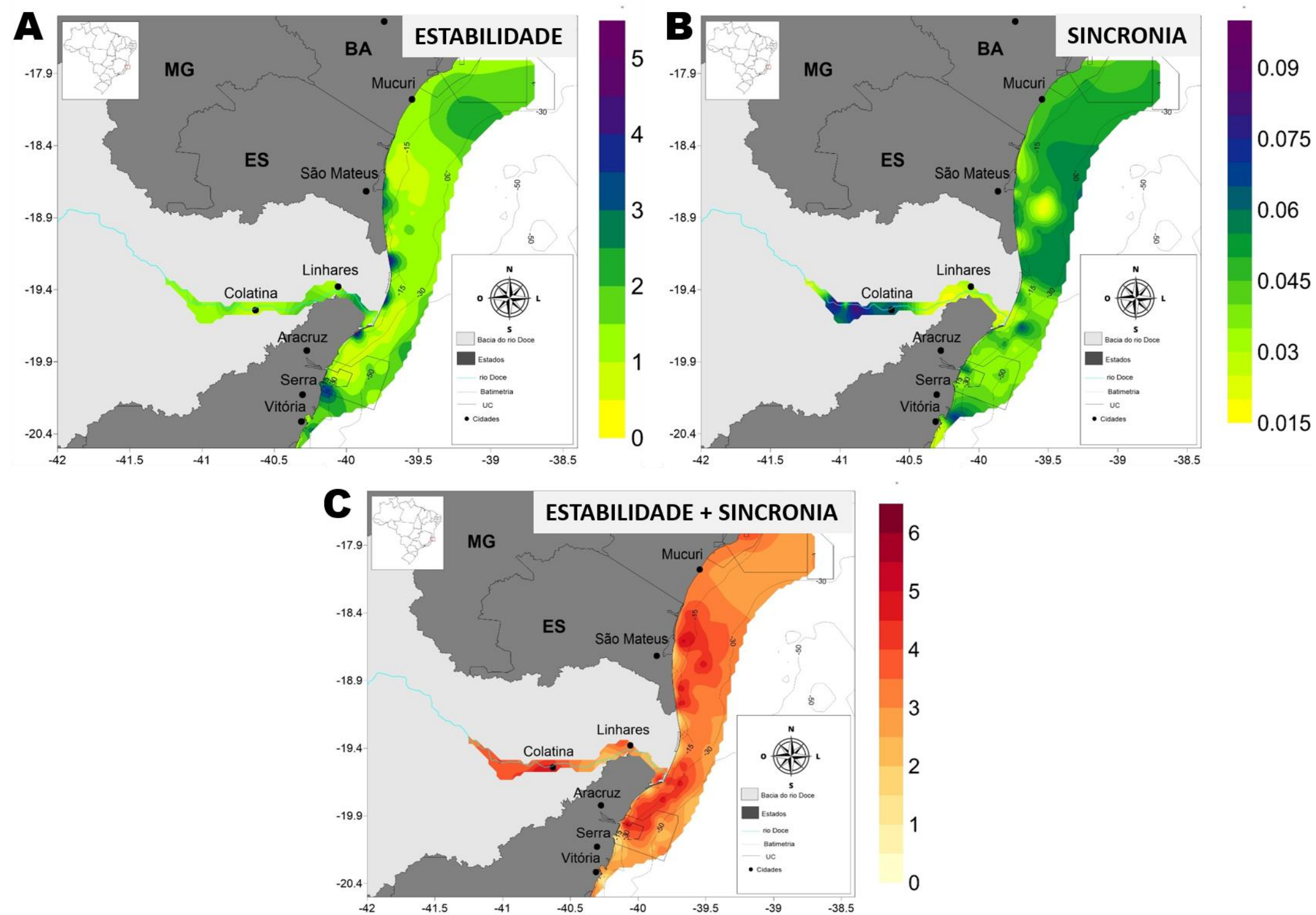


Os resultados da estabilidade e sincronia média das comunidades de cada local/setor estão sumarizados nos mapas da Figura 83, a partir da qual é possível observar diversas áreas de baixa/alta estabilidade. Baixos valores de estabilidade média das comunidades (valores menores que 1) foram observados em várias regiões do Ambiente Marinho, incluindo a Foz do rio Doce, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e região Norte, compreendendo as áreas costeiras de Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas (áreas em amarelo/verde claro da Figura 83A). Por outro lado, alta estabilidade foi encontrada para regiões do setor Sul (Vitória e Guarapari - apesar das amostragens das comunidades terem sido descontinuadas ao final do Ano 1 (2019), o que poderia alterar tais resultados), em regiões costeiras no Norte (relacionadas às áreas de amostragem da Restinga) e para as estações de amostragem mais distantes do continente, incluindo o Parque Nacional de Abrolhos (áreas verdes e azuis/roxas da Figura 83A). Já para os valores médios de sincronia (Figura 83B), comunidades com maiores valores (ou seja, comunidades mais vulneráveis às alterações ambientais), foram observadas no trecho fluvial a montante de Colatina-ES, região que inclui parte da calha do rio Doce, os tributários rios Guandu e Manhauçu e os reservatórios de Aimorés e Mascarenhas; e na região Sul marinha próxima à Vitória-ES (áreas azul/roxas da Figura 83B). Valores intermediários de sincronia foram encontrados ao longo de toda a região Norte marinha (áreas verde-escuros da Figura 83B). Por fim, comunidades menos síncronas foram observadas ao longo do trecho fluvial do baixo rio Doce (incluindo estações amostrais dulcícolas ao longo da calha principal e na sua foz), até sua Foz no Ambiente Marinho e na região da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (áreas verde-claros da Figura 83B).

As condições de baixa estabilidade média das comunidades encontradas no setor marinho Foz Central, é condizente com a complexidade de interações presentes por essa área, a qual representa uma região de transição entre os Ambientes Dulcícola e Marinho, provavelmente, com a presença de espécies dos dois ambientes. Nesse sentido, a alta substituição de espécies encontrada na Figura 41C explica uma possível dinâmica compensatória ocorrendo nessa região, mantendo as densidades totais das comunidades constantes ao longo do tempo.

A partir da análise combinada dos resultados de estabilidade e sincronia espacial das comunidades, foram geradas notas (0 a 8) para cada estação de amostragem de acordo com os valores observados. Quanto maior a nota atribuída a determinado local, mais crítico foi o resultado das análises (i.e, menor estabilidade e maior sincronia), representando um maior risco à biodiversidade aquática (nesse caso, recebendo uma coloração de alerta, entre laranja e vermelho). Nesse sentido, o mapa síntese na Figura 83C sumariza as pontuações de risco associado aos resultados de sincronia e estabilidade, a partir do qual foi possível observar que as piores notas foram atribuídas às áreas do Ambiente Dulcícola e aos setores marinhos mais próximos à região costeira, principalmente ao longo da Foz do rio Doce (se estendendo para o sul, incluindo a região rasa da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, e para o norte) e ao Norte do Ambiente Marinho (áreas vermelhas da Figura 83C).

Figura 83: Mapa de distribuição dos valores de estabilidade (A) e sincronia (B) médias das comunidades de cada estação de amostragem monitorada pelo PMBA/Fest-UFES. Como a estabilidade é uma medida de variabilidade que leva em consideração a relação da densidade totais de determinada comunidade em relação ao desvio-padrão das densidades em cada período amostral, quanto menor o valor da estabilidade, maior foi a variação nos valores de densidade total ao longo do tempo. Por outro lado, maiores valores de estabilidade (indicado principalmente pelas cores do azul ao roxo), indicam locais em que deve ter ocorrido fortes dinâmicas compensatórias das populações de espécies, mantendo a densidade total similar ao longo do tempo. As áreas destacadas em verde, indicam condições intermediárias. Já o mapa Inferior (C: ESTABILIDADE + SINCRONIA) apresenta a distribuição dos valores combinados das análises de estabilidade e sincronia espacial média das comunidades de cada estação de amostragem monitorada pelo PMBA/Fest-UFES, sendo os valores da escala são resultados da padronização realizada a partir da atribuição de notas sobre os valores observados. Nesse sentido, quanto maior o valor (cores mais vermelhas), menor estabilidade e maior sincronia das espécies foi observado no local, indicando comunidades mais vulneráveis às alterações ambientais.





Os resultados das análises de estabilidade e sincronia reforçam aqueles obtidos pela análise de TITAN (vide seção 6.5.4 deste relatório) e indicam que as comunidades estudadas estão respondendo de maneira negativa às condições ambientais da região marinha associada à Foz do rio Doce, especialmente na Foz Central. Além disso, as baixas estabilidades encontradas para a Carcinofauna e a Ictiofauna marinhas sugerem um impacto significativo diante de possíveis alterações ambientais, corroborando os declínios esperados pelas análises de previsão de cenários da seção 6.6.2.

Por outro lado, a alta estabilidade observada para a Carcinofauna do Manguezal pode ser explicada pelo fato de que as análises foram realizadas considerando apenas as variações nas densidades das espécies *Cardisoma guanhumi* e *Ucides cordatus*, que fazem parte do monitoramento realizado pelo Tema do PMBA/Fest-UFES. De maneira similar, a elevada estabilidade das espécies da Restinga pode estar associada à baixa variabilidade dessa comunidade, uma vez que a maioria das espécies encontradas pertence ao estrato arbóreo. Como essas espécies possuem crescimento lento, uma janela temporal amostral maior seria necessária para que alterações estruturais fossem detectadas. Esses resultados estão em concordância com OLIVEIRA et al. (2021b), que, ao estudar a distribuição da restinga ao longo da costa brasileira, identificaram que a heterogeneidade do terreno exerce maior influência sobre essa comunidade do que as alterações antrópicas.

Uma série de evidências provenientes de estudos experimentais demonstram que a perda de biodiversidade compromete e desestabiliza o funcionamento ecossistêmico (HECTOR et al., 2010; CARDINALE et al., 2012; TILMAN et al., 2014). Nesse contexto, os resultados combinados da análise de estabilidade e sincronia espacial das comunidades reforçam a necessidade de investigações mais detalhadas, pois sugerem uma possível perda de táxons que não estão sendo substituídos ao longo do tempo. Além disso, indicam uma alta sincronia temporal e espacial entre os táxons presentes nesses locais, ou seja, aumentos e reduções simultâneas nas populações, o que, como já mencionado, pode reduzir a estabilidade média da comunidade ao longo do tempo.

De maneira geral, os setores dulcícolas (Lagos, Lagoas, Tributários, Reservatórios e Calha do rio Doce) apresentaram valores baixos de sincronia espacial das espécies, com a maioria das comunidades situadas abaixo da linha tracejada (média de sincronia do estudo - Figura 82). Isso sugere que as flutuações populacionais nesses ambientes são menos sincronizadas espacialmente, indicando uma maior resiliência ecológica. Especificamente, as comunidades de Fitoplâncton, Perifíton e Zooplâncton nos ambientes dulcícolas apresentaram valores geralmente baixos de sincronia, sugerindo que essas comunidades respondem de maneira mais heterogênea às variações ambientais entre os setores.

Por outro lado, os setores marinhos e costeiros (Sul, APA, Foz Sul, Foz Central, Foz Norte, Norte e Abrolhos) exibiram valores mais altos de sincronia, especialmente para as comunidades de Peixes Recifais (vermelho) e Macrofauna de Praia (laranja). Esses resultados indicam que as populações dessas comunidades respondem de forma semelhante às variações ambientais nesses setores, tornando-se mais vulneráveis a perturbações ambientais que podem impactá-las de maneira simultânea e intensa.

Do ponto de vista ecológico, populações espacialmente sincrônicas apresentam um risco maior de extirpação ou extinção regionais (SCHINDLER et al., 2015), pois a raridade simultânea reduz o efeito resgate populacional promovido pela dispersão (EARN et al., 1998; HEINO, 1998). Assim, a sincronia na abundância de espécies locais pode ser um indicador crucial da estabilidade e persistência das comunidades ao longo do tempo e do espaço (GOUHIER et al., 2010). Por outro lado, a estabilidade local é favorecida quando as espécies flutuam independentemente e, especialmente, suas densidades covariam negativamente, fenômeno frequentemente denominado de dinâmicas compensatórias. Essas dinâmicas podem ser resultado da heterogeneidade das respostas das espécies às forças ambientais, possivelmente mediadas por interações competitivas (GONZALEZ & LOREAU, 2009; HALLETT et al., 2017).

Dessa forma, setores com alta sincronia podem indicar maior vulnerabilidade a impactos ambientais, pois as flutuações afetam as espécies de forma conjunta. Em contrapartida, setores com baixa sincronia tendem a ser mais resilientes, uma vez que há uma compensação nas flutuações populacionais entre diferentes áreas. Por fim, observa-se que as comunidades marinhas apresentam maior sincronia em comparação às dulcícolas, possivelmente devido à influência mais homogênea de fatores ambientais comuns, como temperatura e correntes oceânicas.

A relevância da análise de estabilidade e sincronia se evidencia pelo fato de terem sido observadas reduções nesses valores em múltiplas comunidades de uma mesma região, especialmente nas áreas mais próximas à Foz do rio Doce. Esse achado sugere que essas comunidades estiveram sujeitas a intensas variações ambientais, aumentando a susceptibilidade à perda de biodiversidade. Segundo WANG & LOREAU (2014), a dispersão das espécies é um fator essencial para manter a estabilidade ecossistêmica, seja diretamente, por meio de efeitos espaciais médios, ou indiretamente, pela manutenção de uma maior diversidade de espécies. No entanto, a destruição e fragmentação de *habitat* — dois dos principais impulsionadores da extinção de espécies — podem aumentar a variabilidade dos ecossistemas (WANG & LOREAU, 2014), reduzindo sua estabilidade e, conseqüentemente, sua resiliência frente a distúrbios ambientais (FAHRIG, 2003; FOLEY et al., 2005).

#### **6.5.6 Modelos quantitativos das relações ecossistêmicas nos Ambientes Dulcícola e Marinho**

A abordagem de causalidade entre múltiplas variáveis, utilizada para compreender as relações entre os aspectos físicos, químicos e biológicos nos ambientes Dulcícola e Marinho, revelou a complexidade destes ambientes, já expressa nas seções anteriores, através do encadeamento de relações entre múltiplas variáveis, do acoplamento entre diferentes matrizes (sedimento e água), da resposta da biodiversidade às múltiplas forças e, principalmente, das muitas interações que ocorrem dentro de cada ecossistema. Foi utilizada a Modelagem de Equações Estruturais com o objetivo de identificar relações causais entre os componentes bióticos e abióticos, conforme descrito no Material Suplementar (MS\_Síntese\_Integrativa - Modelos de Equações Estruturais). Nesta perspectiva, foi estabelecido um modelo conceitual composto pelas relações entre os componentes dos ecossistemas estudados, que posteriormente é confrontado com os dados do Programa de Monitoramento da Biodiversidade

Aquática. Especificamente, foi aplicado SEM particionado (piecewiseSEM, pSEM), 3ª geração de análise de caminhos que lida com relações multivariadas complexas de um conjunto de variáveis. Os pSEMs são ferramentas analíticas capazes de testar simultaneamente hipóteses multifacetadas, estruturadas em redes de causa e efeito como em uma perspectiva ecossistêmica, ligando os vários níveis tróficos com as variáveis abióticas, incluindo os indicadores do MLD. Os conjuntos de dados que permitiram usar essa abordagem foram os temas Ambientes Dulcícola e Marinho pertencentes à malha amostral integrada. Tal estratégia foi pensada com vistas a melhorar a qualidade da análise e evitar que os resultados fossem questionados por tratar de relações indiretas entre os diferentes compartimentos abióticos/bióticos, deixando os modelos mais robustos, e com melhores ajustes. Dessa forma, para esta análise se considerou, de fato, o maior conjunto de dados amostrados coincidentemente nas mesmas escalas espaciais (estações) e temporais (coletas).

A análise no Ambiente Dulcícola foi realizada separadamente para os sistemas lóticos e lênticos/lacustres por causa de especificidades no funcionamento: os sistemas lóticos dependem muito de forçantes alóctones, enquanto nos sistemas lênticos, processos autóctones possuem grande importância no funcionamento destes sistemas. A análise do Ambiente Marinho foi realizada separadamente em três setores, previamente definidos em função de diferenças nas condições hidro-meteoceanográficas que promovem variação nos padrões de circulação e conectividade e, por conseguinte, causam diferenças na biodiversidade. Assim, as análises foram realizadas nas regiões da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz do rio Doce (Foz) e setor Norte.

Os dados utilizados para operacionalização do modelo conceitual no Ambiente Dulcícola foram: vazão do rio Doce, metais na água (dissolvido e particulados), limnológicos, riqueza de espécies de produtores primários (Fitoplâncton, Perifíton e Macrófitas) e riqueza de espécies de Zooplâncton. Para operacionalização do modelo conceitual no Ambiente Marinho, foram utilizados os seguintes dados: vazão, altura significativa de onda, turbidez, metais particulados e dissolvidos (os quais foram sumarizados a partir de Análises de Componentes Principais – PCAs -, e utilizados nos modelos como **Comp.1** e **Comp.2**, correspondendo aos eixos 1 e 2 respectivamente das PCAs realizadas em cada setor), nutrientes, condições ambientais, riqueza de espécies de Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton e Bentos de Fundo Inconsolidado.

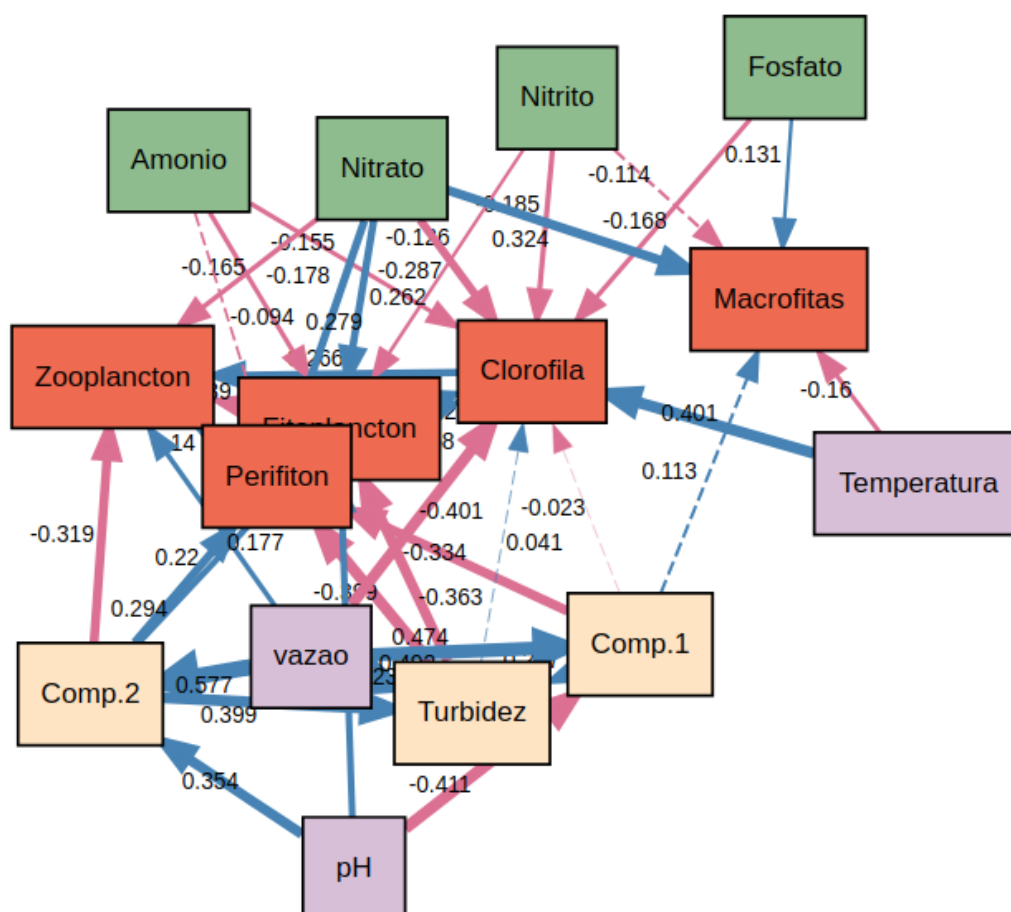
Foi possível registrar múltiplas relações entre os componentes abióticos e bióticos que representavam os modelos conceituais de funcionamento dos ambientes e de dispersão do material oriundo do rompimento da barragem de Fundão (todos os modelos apresentaram qui-quadrado com  $p$ -valor  $> 0,05$ ; e, portanto, apresentaram bons ajustes). Além disso, a riqueza de espécies (uma das formas de mensurar a biodiversidade) depende das variações das condições e recursos, corroborando com a perspectiva ecossistêmica de funcionamento integrado entre os componentes ecossistêmicos.

As relações encontradas nas Figura 84 à Figura 88 entre as variáveis físico-químicas (retângulos roxos), variáveis relacionadas ao MLD (retângulos amarelos), nutrientes (retângulos verdes) e comunidades biológicas (retângulos laranja) foram complexas em todos os setores avaliados nos Ambientes Dulcícola e Marinho, sendo possível identificar diversos efeitos em cadeia.

De maneira mais significativa, a vazão influenciou positivamente os dois grupos de metais (i.e., Comp.1: Cr\_p, Al\_p, V\_p, Cu\_p, Zn\_p, Mn\_p, Ni\_p, Co\_d, Cr\_d, Al\_d, Cu\_d, Pb\_d e As\_d; e Comp.2: Co\_p, Cr\_p, Pb\_p, Ba\_p, Mn\_p, Co\_d, Cr\_d, Cu\_d, Zn\_d, Pb\_d e As\_d), enquanto o pH correlacionou-se positivamente com os metais do Comp.2 e negativamente com os metais do Comp.1 (Figura 84). Ambos os grupos de metais, por sua vez, contribuíram para o aumento da turbidez ( $R^2 = 0,77$ ), levando a reduções significativas nas riquezas das comunidades biológicas. Reduções na riqueza do Perifíton foram relacionadas com maiores valores de turbidez e dos metais do Comp.1. Já a riqueza de Fitoplâncton foi negativamente influenciada por maiores valores de turbidez e positivamente pelos metais do Comp.2. Os metais do Comp.2, por sua vez, causaram reduções na riqueza do Zooplâncton, tanto de maneira direta, quanto indireta a partir dos efeitos positivos sobre o Fitoplâncton.

Entre os nutrientes, destacou-se os efeitos negativos do íon Amônio e do Nitrito e positivos do Nitrato sobre os produtores primários (Figura 84). O Nitrato ainda foi correlacionado a reduções na Clorofila-a (indicador de produtividade primária) e na riqueza do Zooplâncton. Como esperado, aumentos na Clorofila-a ( $R^2 = 0,51$ ) foram correlacionados aos períodos mais quentes (maior temperatura), levando a aumentos no Fitoplâncton. Entretanto, aumentos concomitantes da vazão do rio Doce, principalmente nos períodos de maiores precipitações sobre o continente, podem ter levado ao aumento dos nutrientes da água, os quais, em conjunto foram capazes de promover reduções significativas na produtividade primária do sistema.

Figura 84: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais nas regiões fluviais. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam a sumarização dos eixos 1 e 2 (Comp.1 e Comp.2, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (\_d) e particulados (\_p). **Comp.1:** Cr\_p, Al\_p, V\_p, Cu\_p, Zn\_p, Mn\_p, Ni\_p, Co\_d, Cr\_d, Al\_d, Cu\_d, Pb\_d e As\_d; **Comp.2:** Co\_p, Cr\_p, Pb\_p, Ba\_p, Mn\_p, Co\_d, Cr\_d, Cu\_d, Zn\_d, Pb\_d e As\_d.



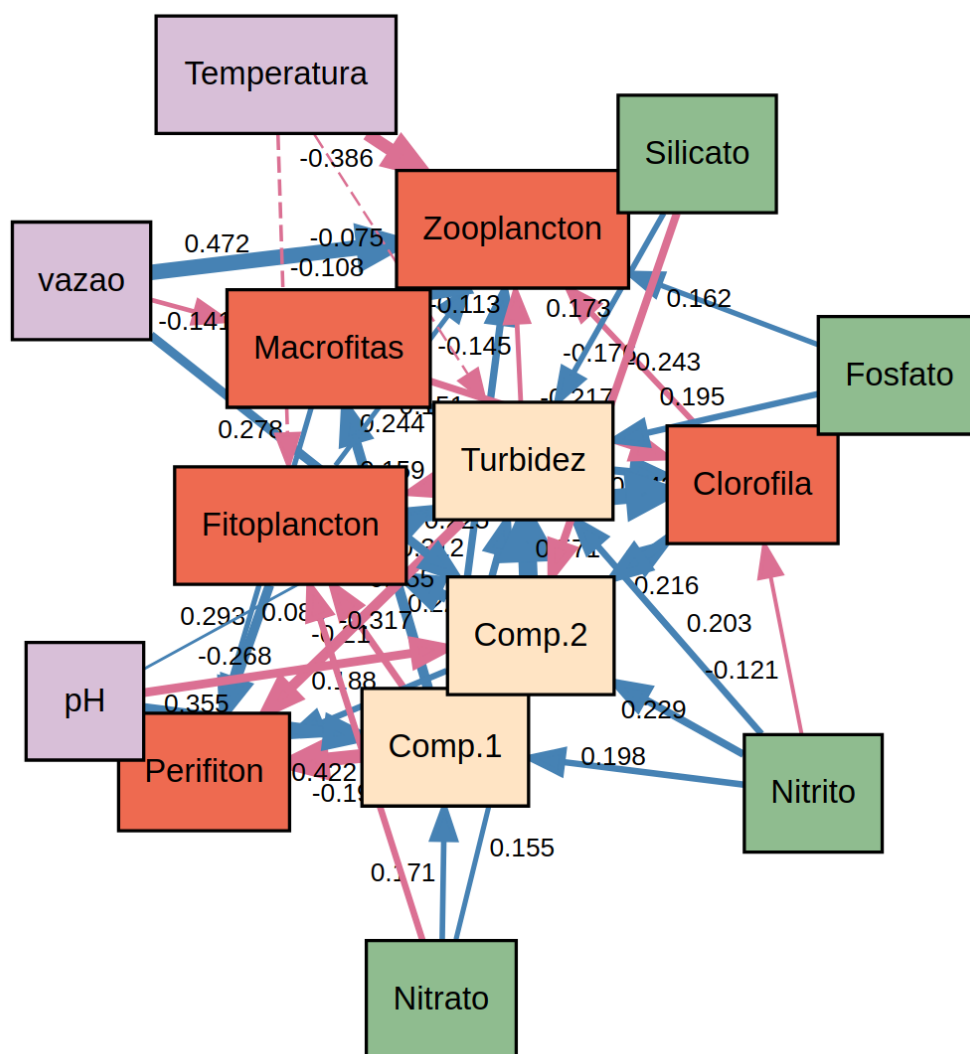
No setor lacustre do Ambiente Dulcícola, a vazão exerceu um menor efeito sobre as concentrações de metais, influenciando positivamente apenas o Comp.2 (Fe\_p, Al\_p, V\_p, Zn\_p, Ba\_p, Mn\_p, Fe\_d, Al\_d e Mn\_d), mas teve uma forte influência positiva sobre a riqueza de Zooplâncton (Figura 85). Similarmente ao encontrado para o setor fluvial, o aumento da turbidez nos ambientes lacustres foi influenciado pelos aumentos dos metais dos Comp.1 (composto pelos metais: Co\_p, Pb\_p, Co\_d, Cr\_d, Cu\_d e Pb\_d) e Comp.2 (Figura 85), determinando 59% da sua variabilidade. Já os efeitos da Turbidez, e indiretamente, dos metais, sobre as comunidades biológicas foram predominantemente negativos, reduzindo as riquezas de todas as comunidades avaliadas (Perifíton, Fitoplâncton, Macrófitas e Zooplâncton).

Diferentemente do observado para o setor fluvial, as frações nitrogenadas NO<sub>2</sub> e NO<sub>3</sub> também apresentaram forte associação com os metais e turbidez da água. Uma vez que metais e turbidez exerceram influências negativas sobre as comunidades e os nutrientes, influências positivas, é difícil



estabelecer um padrão de relações causais entre os nutrientes da água (Nitrito, Nitrato e Fósforo) e as comunidades biológicas.

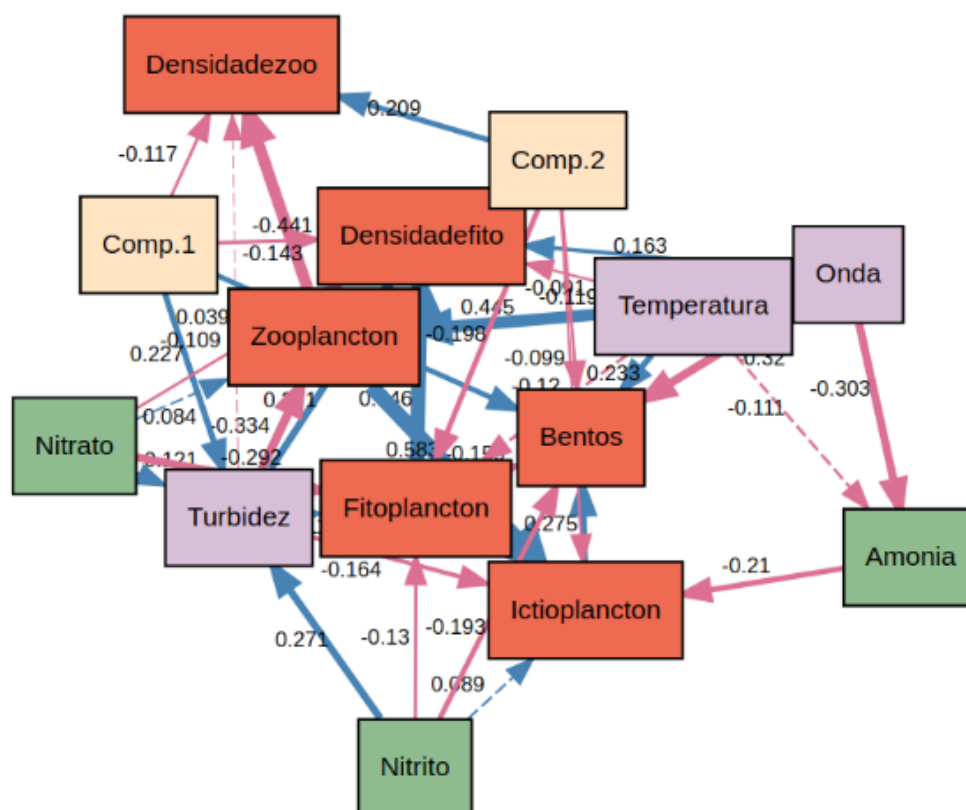
Figura 85: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais na região lacustre (setores Lagos e Lagoas combinados). Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam a sumarização dos eixos 1 e 2 (Comp.1 e Comp.2, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (\_d) e particulados (\_p). **Comp.1:**Co\_p, Pb\_p, Co\_d, Cr\_d, Cu\_d e Pb\_d; **Comp.2:** Fe\_p, Al\_p, V\_p, Zn\_p, Ba\_p, Mn\_p, Fe\_d, Al\_d e Mn\_d



Na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, os metais (sintetizados nos Comp.1 e Comp.2) exerceram menores influências sobre as comunidades biológicas quando comparado com as demais variáveis físico-químicas e nutrientes da água (Figura 86). Variações do Comp.2 (composto principalmente pelos metais dissolvidos Co\_d, Cr\_d, V\_d, Cu\_d e Ni\_d), Nitrito (NO<sub>2</sub>) e Nitrato (NO<sub>3</sub>) estiveram negativamente associada com a riqueza de espécies de Fitoplâncton, explicando 17% da variação dos dados (Figura 86), que por sua vez, contribui para a variabilidade da riqueza de Bentos de Fundo Inconsolidado. A densidade de Fitoplâncton esteve associada positivamente com altura significativa de

onda e riqueza de espécies de Fitoplâncton e negativamente com Comp.1 (composto principalmente, por metais particulados Fe<sub>p</sub>, Cr<sub>p</sub>, Al<sub>p</sub>, Cu<sub>p</sub>, Zn<sub>p</sub>, Ba<sub>p</sub>, Mn<sub>p</sub>, Ni<sub>p</sub> e Fe<sub>d</sub>). Temperatura e NO<sub>3</sub> apresentaram uma associação positiva com a riqueza de espécies de Zooplâncton, a qual foi negativamente associada com a turbidez na água. A turbidez na água e a Comp.2 influenciaram negativamente a riqueza de espécies de Ictioplâncton, enquanto a riqueza de espécies de Zooplâncton apresentou uma relação positiva. A riqueza de espécies da comunidade Bentônica esteve negativamente associada a Comp.2, NO<sub>2</sub> e altura significativa de onda, e positivamente com temperatura, riqueza de espécies de Fitoplâncton e Zooplâncton.

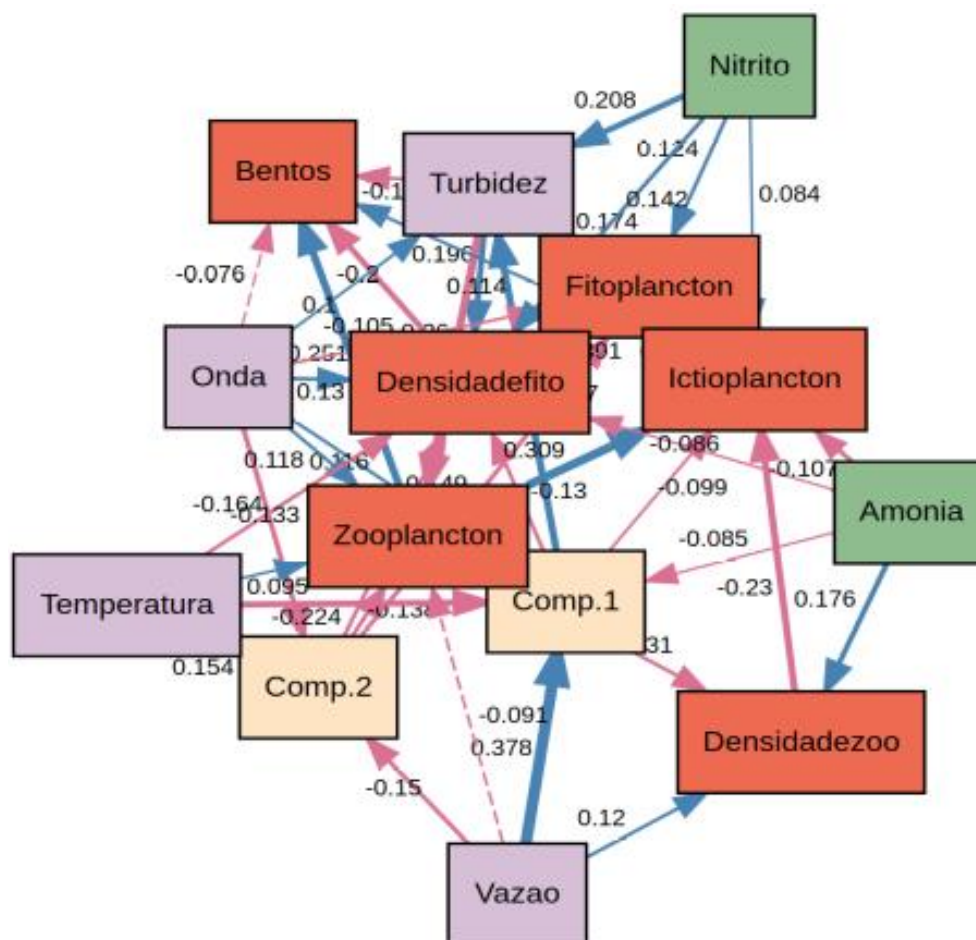
Figura 86: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos, sendo estas diferenciadas entre a riqueza de cada comunidade quando não explicitado, ou densidade, quando explicitado; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam a sumarização dos eixos 1 e 2 (Comp.1 e Comp.2, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (\_d) e particulados (\_p). **Comp.1:** Fe<sub>p</sub>, Cr<sub>p</sub>, Al<sub>p</sub>, Cu<sub>p</sub>, Zn<sub>p</sub>, Ba<sub>p</sub>, Mn<sub>p</sub>, Ni<sub>p</sub> e Fe<sub>d</sub>; **Comp.2:** Co<sub>d</sub>, Cr<sub>d</sub>, V<sub>d</sub>, Cu<sub>d</sub> e Ni<sub>d</sub>.



No setor Foz, assim como nos outros setores, foi observado um bom ajuste do modelo. Contudo, as variáveis respostas individuais apresentaram baixo nível de explicação. A variação da vazão e altura significativa de ondas foram responsáveis pela variação do Comp.1 (metais particulados: Fe<sub>p</sub>, Al<sub>p</sub>, Cu<sub>p</sub>, Zn<sub>p</sub>, Pb<sub>p</sub>, Ba<sub>p</sub>, Mn<sub>p</sub> e Ni<sub>p</sub>) e Comp.2 (metais dissolvidos: Co<sub>d</sub>, Cr<sub>d</sub>, V<sub>d</sub>, Ni<sub>d</sub>, Zn<sub>d</sub> e Mn<sub>d</sub>) (Figura 87). Neste setor, a variação dos metais dissolvido (representado pelo Comp.2), com

altura significativa de onda, contribuíram negativamente para a variação da riqueza de espécies de Fitoplâncton. As variações de NO<sub>2</sub>, altura significativa de onda e turbidez contribuíram positivamente para a densidade de Fitoplâncton, enquanto a variação de temperatura, metais particulados e dissolvidos contribuíram negativamente. A riqueza de espécies de Ictioplâncton esteve associada às variações na densidade e riqueza de espécies de Zooplâncton e metais particulados na água, com um coeficiente de determinação de R<sup>2</sup> 0,24. A riqueza de espécies de Fitoplâncton e Zooplâncton contribuíram positivamente para a variação da riqueza de espécies de Bentos Inconsolidado, enquanto turbidez e altura significativa de onda contribuíram negativamente.

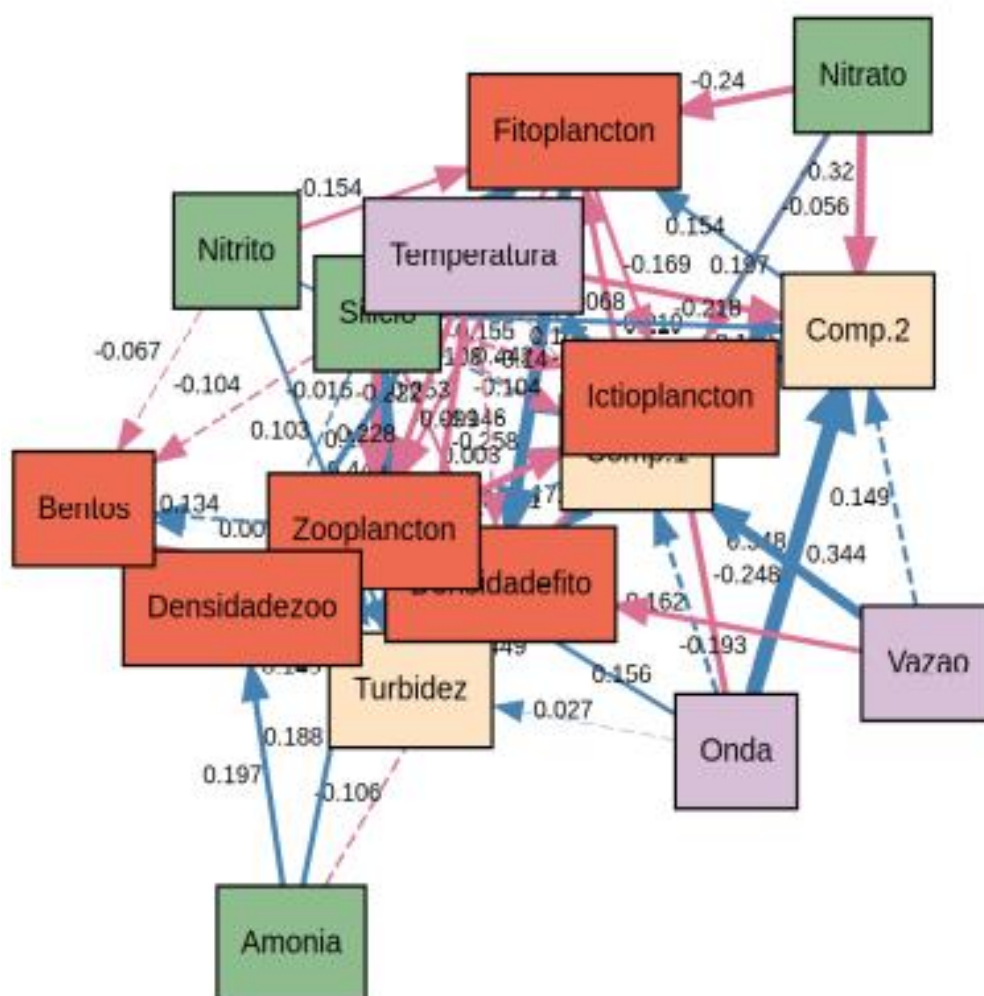
Figura 87: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais no setor Foz do rio Doce. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos, sendo estas diferenciadas entre a riqueza de cada comunidade quando não explicitado, ou densidade, quando explicitado; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam a sumarização dos eixos 1 e 2 (Comp.1 e Comp.2, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (\_d) e particulados (\_p). **Comp.1:** Fe\_p, Al\_p, Cu\_p, Zn\_p, Pb\_p, Ba\_p, Mn\_p e Ni\_p; **Comp.2:** Co\_d, Cr\_d, V\_d, Ni\_d, Zn\_d e Mn\_d.



No setor Norte, onda e vazão foram determinantes na variação do Comp.1 (metais particulados: Fe\_p, Cr\_p, Al\_p, Cu\_p, Zn\_p, Pb\_p, Ba\_p, Mn\_p e Ni\_p) e Comp.2 (metais dissolvidos: Co\_d, Cr\_d, Cu\_d, V\_d, Ni\_d, Zn\_d Mn\_d e Ni\_d) sugerindo que processos meteoceanográficos e entrada de água

contribuem para a presença destes metais (Figura 88). A Turbidez foi influenciada pelo Si, Nitrito, altura significativa de onda e variação de metais particulados (Comp.1), indicando que sedimentos e processos biogeoquímicos e físicos determinam as variações desta variável neste setor ( $R^2 = 0,43$ ). A comunidade biológica foi responsiva às variações dos aspectos físicos e químicos. A riqueza de espécies do Fitoplâncton foi negativamente afetada pelos metais particulados do Comp.1, e pelas maiores concentrações de Nitrito e Nitrato, mas positivamente por Si e Comp.2 (metais dissolvidos) ( $R^2 = 0,28$ ). A densidade de Fitoplâncton aumentou com a Turbidez e a riqueza de espécies de Fitoplâncton, mas diminuiu com vazão e Si. A riqueza de Zooplâncton diminuiu com Temperatura, Turbidez e Si, mas aumentou com onda e Amônia ( $R^2 = 0,38$ ). Já a densidade de Zooplâncton foi positivamente associada à Temperatura e Amônia ( $R^2 = 0,20$ ). A riqueza de espécies de Ictioplâncton esteve associada negativamente com altura significativa de Onda, Turbidez e metais particulados (Comp.1) ( $R^2 = 0,34$ ). Por fim, a riqueza de espécies de Bentos de Fundo Inconsolidado esteve negativamente associada à Turbidez, mas positivamente associada à densidade de Fitoplâncton e riqueza de espécies de Zooplâncton.

Figura 88: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais no setor Norte. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos, sendo estas diferenciadas entre a riqueza de cada comunidade quando não explicitado, ou densidade, quando explicitado; caixas roxas: representam as variáveis físicas; caixas verdes: representam as variáveis químicas e nutrientes da água; caixas amarelo claro: representam a sumarização dos eixos 1 e 2 (Comp.1 e Comp.2, respectivamente) das Análises de Componentes Principais (PCAs) realizadas com as concentrações dos metais dissolvidos (\_d) e particulados (\_p). **Comp. 1:** Fe\_p, Cr\_p, Al\_p, Cu\_p, Zn\_p, Pb\_p, Ba\_p, Mn\_p e Ni\_p; **Comp.2:** Co\_d, Cr\_d, Cu\_d, V\_d, Ni\_d, Zn\_d Mn\_d e Ni\_d.



Os Modelos de Equações Estruturais no presente relatório apresentaram bons ajustes, como um reflexo do aumento do banco de dados gerado pelo monitoramento da Biodiversidade Aquática realizado pelo PMBA/Fest-UFES. Em síntese, os resultados evidenciam a complexidade das interações ecológicas e os impactos ambientais decorrentes da dispersão do MLD pelos Ambientes Dulcícola e Marinho. O aumento da turbidez, impulsionado pela presença de metais, foi um dos principais fatores responsáveis pela redução da biodiversidade nos diferentes setores analisados, principalmente no sistema fluvial do rio Doce (Ambiente Dulcícola) e no setor Foz (Ambiente Marinho).



A vazão do rio Doce exerceu um papel central no funcionamento dos sistemas dulcícolas, influenciando positivamente a concentração de metais dissolvidos e particulados, que, por sua vez, contribuíram para o aumento da turbidez, reduzindo significativamente a riqueza das comunidades biológicas. Por outro lado, no Ambiente Marinho, as variações na riqueza e densidade das comunidades biológicas foram variáveis entre os diferentes setores analisados. Na APA Costa das Algas, por exemplo, as influências dos metais sobre as comunidades biológicas foram menores em comparação com as variáveis físico-químicas e nutrientes da água, mas ainda importantes para explicar as variações de densidade e riqueza das comunidades. Já no setor Foz, vazão e altura significativa das ondas influenciaram a variação dos metais, com impactos negativos sobre a riqueza de Fitoplâncton e Ictioplâncton. Por fim, no setor Norte, os processos meteoc oceanográficos e a entrada de água foram determinantes na dispersão dos metais, e a turbidez foi associada a fatores físicos e biogeoquímicos. As comunidades biológicas responderam a essas variações, com destaque para os efeitos negativos dos metais particulados e do nitrito sobre o Fitoplâncton e da turbidez sobre o Ictioplâncton e Bentos de Fundo Inconsolidado.

## 6.6 RESPOSTAS: SUBSÍDIOS PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS

### 6.6.1 Simulação e projeção de cenários

#### 6.6.1.1 Simulação e Projeção de cenários (2024 e 2025)

No relatório anterior (Fest, 2024), assim como nas seções acima, foram analisados os efeitos do rompimento da barragem de Fundão sobre os ecossistemas aquáticos, considerando os impactos na biodiversidade e nos estados ambientais. Os indicadores de impacto foram caracterizados considerando os principais componentes dos três ambientes monitorados, abrangendo níveis biológicos de indivíduos, espécies e comunidades. O estudo foi e está sendo direcionado pelo modelo DPSIR, que destaca a necessidade de respostas frente às alterações ambientais observadas. Tais respostas podem incluir ações de mitigação, recuperação, restauração ou adaptação, visando reduzir pressões e promover a resiliência ecológica (VAN ELI et al., 2022). No entanto, reconhece-se a influência de pressões naturais, como as dinâmicas hidro-meteoc oceanográficas, que, embora exógenas ao rompimento, interagem com ele e contribuem para flutuações no estado ambiental. Em casos de eventos extremos, essas pressões podem ser complexas e, por vezes, não passíveis de mitigação direta, exigindo respostas que considerem tanto medidas de gestão quanto as consequências inevitáveis dessas pressões (MAXIM et al., 2009; ATKINS et al., 2011).

Com o objetivo de proporcionar uma compreensão detalhada da variabilidade intrínseca dos ecossistemas analisados e de apoiar a tomada de decisões em resposta ao contexto do DPSIR, foi realizada uma avaliação do comportamento das comunidades aquáticas em função de diferentes cenários relacionados às dinâmicas hidro-meteoc oceanográficas. Essa avaliação visou identificar as características críticas que influenciam o funcionamento e a resiliência dos sistemas aquáticos, considerando sua interação com o MLD. Para isso, foi construído um modelo aditivo generalizado

dinâmico (Dynamic Generalized Additive Model – DGAM; CLARK & WELLS, 2023) para averiguar as interações entre a variabilidade temporal da riqueza das comunidades aquáticas presentes na porção capixaba da bacia do rio Doce e região costeira e marinha adjacentes, junto com diferentes variáveis preditoras. A partir das observações, foram simuladas séries temporais futuras para prever como a riqueza das comunidades aquáticas poderia variar sob diferentes cenários, incluindo aqueles impactados pela presença do MLD. Essas previsões podem auxiliar na compreensão de potenciais alterações na biodiversidade a longo prazo.

O DGAM estabelece uma conexão entre os preditores extraídos de modelos aditivos generalizados (Generalized Additive Models – GAM; HASTIE, 1992) e um componente dinâmico latente de uma série temporal, adotando uma abordagem bayesiana para modelar a incerteza e as relações temporais. Esse modelo identifica uma distribuição de probabilidade conjunta, abrangendo tanto as variáveis observáveis quanto as não observáveis, em um contexto estatístico robusto (GELMAN et al., 2017; CLARK & WELLS, 2023). Outras informações detalhadas sobre a metodologia podem ser encontradas no Material Suplementar (MS\_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários).

Foram definidos quatro cenários distintos para a simulação dos impactos, sendo eles: 1 – um cenário de estabilidade, no qual o sistema aquático mantém sua dinâmica sem alterações (C1); 2 – um cenário de secas prolongadas (C\_SECAS), aplicado exclusivamente ao Ambiente Dulcícola; 3 – um cenário de eventos hidrológicos extremos (C\_HIDRO); e 4 – um cenário de eventos meteoceanográficos extremos (C\_METEO), aplicado apenas aos ambientes Costeiro e Marinho. Para a projeção de Cenários, foi considerada toda a série histórica do monitoramento realizado pelo PMBA/Fest-UFES até o momento das análises (DGAM), abrangendo o período de 2018 a 2023. No entanto, os dados referentes ao intervalo entre o período chuvoso de 2022 e o período seco de 2023 foram usados como espelho para o cenário de Continuidade C1, por se tratarem da série mais recente e próxima dos anos projetados (2024 e 2025). A escolha desse intervalo como base se justifica pela maior similaridade esperada entre os dados reais mais recentes e os valores projetados, refletindo as condições ambientais que antecede as projeções de cenários. Além disso, a zona de previsão foi limitada a dois anos, visando evitar maior complexidade nos modelos e, conseqüentemente, ajustes inadequados que poderiam surgir devido à alta incerteza associada a previsões mais longas e complexas. Após a execução dos modelos, os coeficientes das séries temporais simuladas foram comparados com a série temporal de 2022-2023 para avaliar se houve um declínio no coeficiente, indicando um enfraquecimento do padrão de variação de riqueza, ou um aumento no coeficiente, sugerindo uma melhora nas condições das comunidades.

Em concordância com o aplicado para a avaliação de forma integrada pelo PMBA/Fest-UFES, os modelos foram gerados de acordo com as distintas comunidades de cada ambiente e para a espacialização em setores seguindo o já descrito na 6.5.1.

#### 6.6.1.2 Resultados da simulação e Projeção de cenários (2024 e 2025)

Os resultados apresentados a seguir são sintetizados na Figura 89, que mostra as relações de aumento, declínio ou estabilidade da riqueza entre os diferentes cenários analisados. Todas as figuras e tabelas provenientes das análises de cenários encontram-se disponíveis em Material Suplementar (MS\_Síntese Integrativa\_RA2024 – simulação e projeção de cenários), proporcionando uma visão mais aprofundada dos padrões e tendências observados ao longo das séries temporais.

Para cada comunidade e setor em cada Ambiente, variáveis preditoras foram selecionadas separadamente. Em todos os modelos, destacaram-se concentrações de metais associados ao MLD. **Ambiente Dulcícola:** metais totais: (Ba, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, V, Zn), dissolvidos (Ba, Co, Cu, Fe, Mn, Nd, Ni, Pb, V) e particulados (Al, As, Ba, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn); variáveis físico-químicas: alcalinidade total, amônio, clorofila *a*, condutividade elétrica, nitrito, nitrato, nitrogênio total, ORP, salinidade, silicato, transparência, turbidez e vazão do rio Doce. **Ambiente Marinho:** metais totais (Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V), dissolvidos (Ag, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb) e particulados (Ba, Cd, Co, Cu, Ni, Hg); variáveis físico-químicas: altura significativa da onda, areia, CaCO<sub>3</sub>, cascalho, fosfato, fósforo total, matéria orgânica do sedimento, MPS, nitrato, nitrito, ortofosfato, oxigênio dissolvido, pressão, silício, temperatura, turbidez e vazão do rio Doce. **Ambiente Costeiro – Praias:** metais pseudototais (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Zn); variáveis físico-químicas: areia, assimetria e diâmetro médio do sedimento, cascalho, lama, teor de Carbonato de Cálcio e de minerais pesados (Tabela 6 - MS\_Síntese Integrativa\_RA2024).

Os modelos GAM não apresentaram bom ajuste para a seleção do *best model* e, portanto, não foram utilizados para projeção de cenários. Com os ajustes dos modelos DGAM, identificaram-se cenários sem ajuste em relação aos valores de CPRS/DPRS. **Ambiente Dulcícola:** C\_SECAS, Macroinvertebrados Bentônicos no setor Fluvial; C\_HIDRO, Perifíton nas Lagoas e Ictioplâncton, Perifíton e Zooplâncton no setor Fluvial. **Ambiente Marinho:** C\_HIDRO, Carcinofauna e Zooplâncton na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Ictioplâncton no setor Norte; C\_METEO: Zooplâncton na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Ictiofauna na Foz Central e Ictioplâncton no Norte. Não houve ajuste nos valores de  $\hat{R}$  para os três cenários de Ictioplâncton na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, e para C\_HIDRO no Ictioplâncton da Foz Central e Ictiofauna do Norte. **Ambiente Costeiro – Praias:** todos os modelos apresentaram ajuste adequado. Alguns modelos apresentaram valores de CPRS/DPRS entre 100 e 150, indicando ajuste conflitante e exigindo interpretação cautelosa.

Para o Ambiente Dulcícola, observou-se variação nos padrões de riqueza ao longo do tempo entre os três cenários simulados. **Setor Lagos:** maior taxa de declínio nos cenários C1 e C\_SECAS (67% dos modelos) (Figura 89a.2, Figura 89a.5). **Sistema Fluvial** (calha do rio Doce e Tributários): maior declínio em C1 (71%) (Figura 89a.3). **Setor Lagoas:** todos os cenários indicaram declínio em 50% dos modelos (Figura 89a.1, Figura 89a.4, Figura 89a.7). Considerando os efeitos mais acentuados (diferença entre coeficientes observados e simulados), o cenário C\_HIDRO apresentou os maiores declínios, especialmente em Lagos e Lagoas, afetando negativamente três comunidades em cada setor. No

sistema fluvial, C1 e C\_SECAS demonstraram declínios mais intensos para duas comunidades em cada cenário, com C\_HIDRO impactando principalmente a Ictiofauna (Figura 45 - MS\_Síntese Integrativa\_RA2024 – Simulação e projeção de cenários).

No Ambiente Dulcícola, os declínios observados em C1 para a maioria das comunidades nos três setores (Figura 89a.1, Figura 89a.2, Figura 89a.3) mostraram estabilidade nas tendências das séries, com padrões negativos e positivos se mantendo. Isso sugere que, apesar de aparentes melhoras, o impacto prolongado associado ao desbalanço sazonal (especialmente no período chuvoso) ainda favorece mais a perda do que a recuperação de espécies. Os únicos casos de mudança de tendência positiva para negativa foram nas Macrófitas (setor Lagoas e região fluvial), confirmando o declínio de riqueza dessa comunidade. As comunidades que apresentaram aumento na variação de riqueza em C1 — Fitoplâncton (todos os setores), Zooplâncton (sistemas lênticos) e Macroinvertebrados Bentônicos (sistema Fluvial) — podem indicar maior resistência frente a impactos futuros. Contudo, essas interpretações exigem cautela. A inclusão de novas áreas amostrais no Novo Ciclo de Monitoramento PMBA/Fest-UFES (2022) se estendeu para todas as comunidades, no entanto, pode ter influenciado especificamente, o aumento da riqueza do Fitoplâncton.

No cenário de C\_SECAS, observam-se declínios em todos os setores do Ambiente Dulcícola (Figura 89a.4–Figura 89a.6), exceto para Fitoplâncton e Zooplâncton (todos os setores) e Ictioplâncton no sistema fluvial. Nos sistemas lênticos (Lagos e Lagoas), os declínios em Ictiofauna, Ictioplâncton e Perifíton podem estar relacionados à persistência do MLD, que acumula metais devido ao baixo fluxo de água, gerando estresse contínuo nas comunidades (DUNCAN et al., 2018; ZORZAL-ALMEIDA & FERNANDES, 2022). No sistema Fluvial, os declínios em Ictiofauna, Macrófitas e Perifíton divergem da tendência de aumento de riqueza no período seco (MS\_Síntese Integrativa). Impactos indiretos do MLD podem intensificar essas respostas em cenários extremos. Para a Ictiofauna, o declínio pode resultar da redução de espécies nativas, influenciada por espécies exóticas (KENNARD et al., 2005; CUCHEROUSSET & OLDEN, 2012). Nas Macrófitas, o acúmulo de metais nas raízes, devido à sedimentação em períodos secos, é um fator agravante (GUNES, 2021). O Perifíton pode responder negativamente tanto por efeitos imediatos em grupos autotróficos durante secas (FALASCO et al., 2019), quanto pela correlação com a riqueza de macrófitas. Assim, o cenário C\_SECAS evidencia uma possível reação em cascata dos impactos ambientais entre comunidades.

O C\_HIDRO afeta de forma diferencial as comunidades em diferentes setores (Figura 89a.7–Figura 89a.9). No setor Lagos, o impacto negativo foi mais intenso para Ictiofauna e Fitoplâncton, e no setor Lagoas, para Macrófitas e Zooplâncton. Esses efeitos podem indicar a sensibilidade das comunidades a vazões extremas, associadas à destruição física das comunidades e aumento de poluentes e sedimentos em suspensão, exacerbado pela presença do MLD. No caso da Ictioplâncton no setor Lagos, o aumento pode estar relacionado ao período de desova, quando a maior ocorrência é identificada durante o período chuvoso.

Para o Ambiente Marinho, o cenário C1 causou os maiores declínios nos setores Foz Norte e Foz Sul, com destaque para o C\_METEO, que teve grande impacto em ambos os setores, especialmente no Foz Sul (80%) e Foz Norte (75%). O cenário C1 afetou 13 comunidades no total, com forte declínio na Foz Sul, Foz Norte e Norte. O C\_METEO afetou 11 comunidades, enquanto o C\_HIDRO, com menor número de declínios (10 comunidades) ainda causou impacto significativo, especialmente na Foz Norte. Esses resultados indicam que os setores adjacentes à foz do rio Doce demonstraram maior sensibilidade às mudanças projetadas, e ajustes adicionais são necessários para o Ambiente Marinho, considerando a grande quantidade de modelos não ajustados. A ampliação da série temporal observada pode ajudar na identificação de tendências para a construção dos cenários projetados.

Não há um padrão claro de aumento ou declínio nos três cenários para todos os setores, com exceção da Carcinofauna, que apresentou declínio em todos os setores, e do Fitoplâncton, que teve declínio em todos os modelos ajustados para C\_METEO e C\_HIDRO. Para os Bentos de Fundo Inconsolidado, houve aumento na maioria dos modelos, exceto no setor Norte em C\_METEO, onde o coeficiente permaneceu constante. Para APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, foi observado um declínio com ajuste de modelo com alto valor de CPRS/DPRS, o que exige cautela. A redução de riqueza da Carcinofauna nas regiões da foz do rio Doce é consistente com a série temporal observada. No Fitoplâncton, os declínios concentraram-se nos setores da foz do rio Doce, intensificando os impactos já identificados para essa comunidade. O aumento nos Bentos de Fundo Inconsolidado sugere uma possível resistência ao impacto, mas em alguns setores ainda há perda de riqueza.

O C1 apresenta variação nos padrões de riqueza, com exceção da Carcinofauna, Bentos de Fundo Inconsolidado e Ictioplâncton, que declinam em todos os modelos. A Ictiofauna mostra aumento na Foz Norte e declínio na Foz Central e Foz Sul, o Fitoplâncton aumenta na Foz Central e Foz Norte, enquanto o Zooplâncton tem aumento na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul e Foz Norte, e declínio na Foz Central e Foz Norte. Para a Ictiofauna, a variação pode refletir a composição das espécies em diferentes setores. O declínio no Fitoplâncton nas Foz Norte e Sul sugere impactos contínuos nessas áreas, enquanto o aumento no Norte indica recuperação. O declínio na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz contradiz a melhora observada ao longo do monitoramento, mas a variação do coeficiente no C1 sugere um impacto residual, indicando uma possível recuperação gradual.

Para o Zooplâncton, observa-se uma aparente melhora a partir do Ano 4, o que pode estar relacionado ao aumento da riqueza em diversos setores, especialmente no setor Norte no cenário C1. No entanto, o declínio projetado para a Foz Norte sugere que o impacto tende a persistir nas áreas mais próximas à pluma do rio Doce, que se desloca para o norte devido às variações nas correntes, principalmente durante o período seco. Além disso, os aumentos nos coeficientes das séries atuais observadas indicam efeitos negativos prolongados da pluma de rejeito, refletindo possíveis impactos a longo prazo na comunidade zooplanctônica. O estágio de conservação dessa comunidade ainda está distante dos valores observados antes do rompimento da barragem, conforme indicado pelos dados do monitoramento. Em relação ao Ictioplâncton, os declínios observados em todos os setores podem ser atribuídos aos efeitos negativos do MLD (Material Ligado ao Desastre), que tem causado alterações



morfológicas nas larvas de peixe e uma maior densidade de ovos não viáveis, resultando em maior mortalidade e redução da riqueza e densidade do Ictioplâncton na região.

No cenário C\_METEO, o setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou declínios para Carcinofauna e Bentos de Fundo Inconsolidado. Nos setores da foz do rio Doce, os impactos sobre Ictioplâncton e Zooplâncton variaram, com declínios em alguns modelos e aumentos em outros. No setor Norte, observou-se declínio apenas para Carcinofauna e Ictiofauna, enquanto houve aumento para Zooplâncton. O aumento da energia das ondas, associada à ressuspensão do MLD, parece estar diretamente ligado aos declínios nas comunidades, especialmente em setores próximos à pluma do rio Doce. O aumento observado para Ictioplâncton na Foz Central pode estar relacionado à proximidade com o Ambiente Dulcícola, com a chegada de larvas, mas também à influência do MLD. Para o Zooplâncton, apesar dos aumentos, os coeficientes da série temporal permanecem negativos, indicando que a recuperação pode ser superficial e há uma perda de riqueza. O aumento pode ser devido a uma mudança na composição das espécies, com maior presença de formas resistentes ao impacto do MLD. Além disso, o declínio na Foz Sul precisa ser analisado considerando fatores adicionais, como a deriva litorânea e a direção do vento, que influenciam o comportamento do MLD. Por fim, ajustes adicionais nos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz Norte seriam necessários para melhor compreender os padrões de variação, mas esses setores não apresentaram ajuste adequado devido aos altos valores de CPRS/DPRS.

No cenário C\_HIDRO, a Ictiofauna na Foz Central apresenta aumento, possivelmente relacionado ao transporte de espécies do rio Doce para o Ambiente Marinho próximo à foz, mas o declínio subsequente na série temporal pode indicar impactos negativos após o evento. Na Foz Norte, o aumento observado pode ser temporário devido à curta duração do evento, com recuperação posterior da comunidade. Para o Zooplâncton, o declínio na Foz Central pode estar ligado aos baixos valores de biodiversidade observados em períodos de alta vazão. Nos demais subsetores da foz, a variação do padrão de riqueza de Ictioplâncton e Zooplâncton pode ser influenciada pela dispersão do MLD e sedimentos, com o material geralmente indo para o sul, mas redirecionado para o norte devido a fatores como ventos e sistemas transientes. A combinação desses fatores, juntamente com a alta vazão, pode ter impactado negativamente a Foz Norte. A direção dos ventos é crucial para o transporte do material, influenciando a dispersão do MLD e afetando as comunidades. No entanto, as interpretações são complexas, pois o setor Foz Sul apresenta resultados inconclusivos e alguns setores, como APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz Norte, não tiveram ajuste adequado para as comunidades de Ictioplâncton e Zooplâncton.

No Ambiente Costeiro, as variações na riqueza da Macrofauna bentônica de praias nos cenários projetados mostraram diferentes padrões. No C1, a maioria dos compartimentos apresentou declínio, exceto o Compartimento B. Nos cenários C\_METEO e C\_HIDRO, os compartimentos A e B tiveram aumento, enquanto os compartimentos B' e C apresentaram declínio. O C\_METEO foi o cenário com os maiores declínios entre os compartimentos, enquanto o C1 mostrou maior declínio nos Compartimentos A e B, e o C\_HIDRO afetou principalmente a Meiofauna no Compartimento C. As

variações nos declínios dos Compartimentos B' e C diferem em intensidade, com o Compartimento C mudando de correlação positiva para negativa, enquanto o Compartimento B' manteve correlações positivas.

O compartimento B demonstra um padrão distinto, saindo de uma correlação negativa (observado) para correlações positivas em C\_METEO e C\_HIDRO. E, mesmo que o C1 permaneça com uma correlação negativa, há aumento no coeficiente (Tabela 16 - MS\_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários). O Compartimento A é o único que varia em termos de declínio e aumento entre os cenários, com apenas C1 demonstrando um declínio (Figura 89c.1). Para a Meiofauna bentônica de praias, todos os cenários de todos os compartimentos demonstraram declínio no padrão de variação de riqueza (Figura 89c.1 até Figura 89c.12). Apesar deste padrão se manter entre todos os compartimentos nesta comunidade, o Compartimento A é o único que demonstra uma variação na correlação entre a série observada, saindo de uma correlação positiva para negativa em C\_METEO e C\_HIDRO.

Os declínios observados nos compartimentos B' e C, tanto para a Macrofauna quanto para a Meiofauna bentônica, podem refletir o aumento das concentrações de lama originadas do rio Doce. Esses declínios estão ligados aos eventos hidro-meteoceanográficos, com maior aporte de lama durante o período chuvoso e maior energia das ondas no período seco, o que intensifica a mobilização e o transporte de material em direção às praias. Os cenários simulados amplificaram esses efeitos, resultando em um declínio mais acentuado para a Macrofauna, especialmente no Compartimento C. Por outro lado, o Compartimento B, sem presença significativa de lama, demonstrou aumento na riqueza de Macrofauna nos cenários observados. Já no Compartimento A, a lama do MLD está presente, mas não é a principal influência, contribuindo de maneira menos intensa para a variação na riqueza.

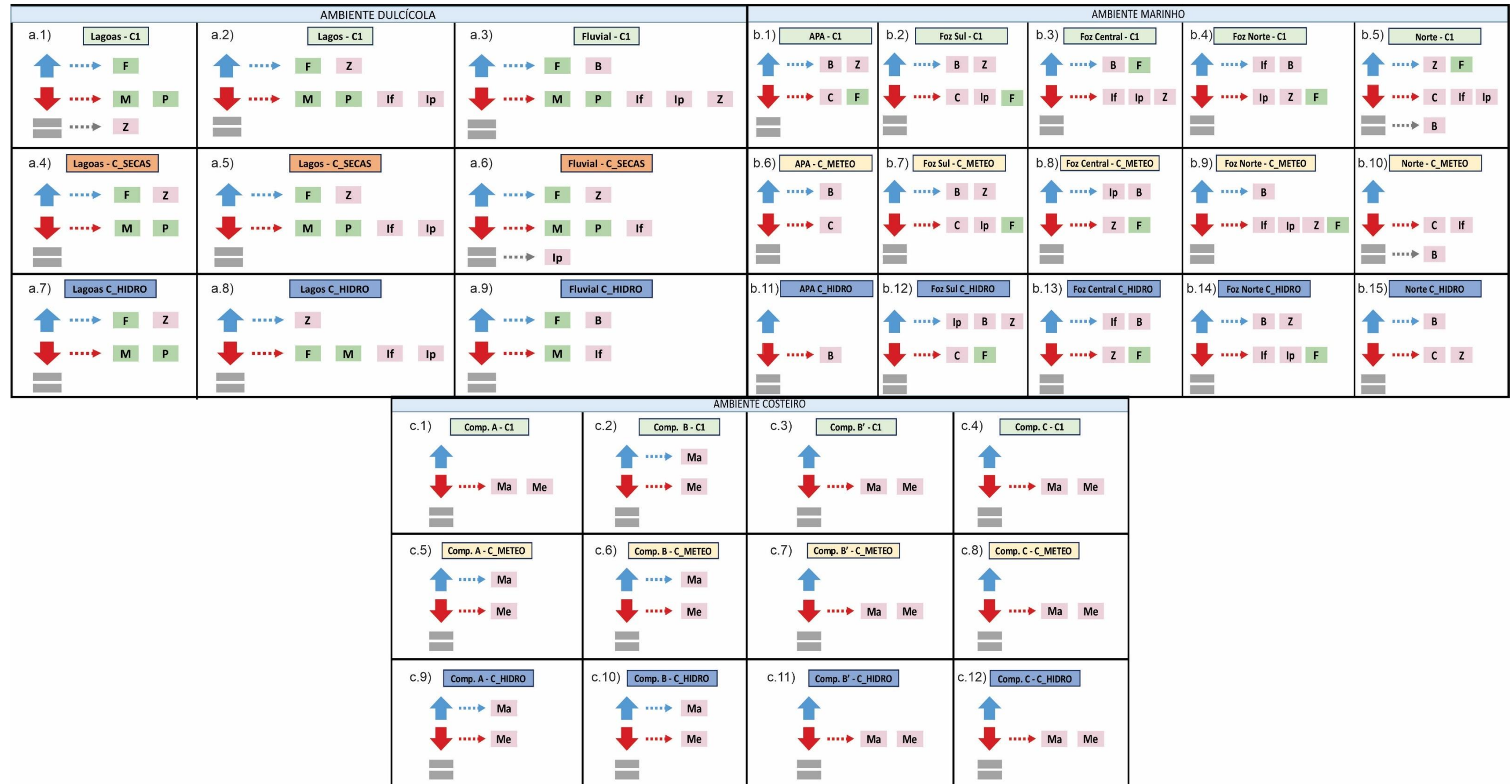
Na Macrofauna, o declínio observado no Compartimento C é evidente em todos os cenários, com a correlação do coeficiente mudando de positiva para negativa. O Compartimento B' também apresenta perda de riqueza, relacionada ao aumento de lama e Chumbo (Pb), com maior impacto no cenário C\_METEO. Para a Meiofauna, os Compartimentos B' e C têm as menores riquezas, indicando declínio. No Compartimento A, as correlações negativas da riqueza (Fe, As, Al, Mn) podem ser agravadas pelas condições hidrológicas e meteoceanográficas nos cenários C\_HIDRO e C\_METEO, indicando um declínio acentuado. No entanto, há uma tendência de estabilização da riqueza no final do monitoramento, sugerindo que a presença de espécies mais tolerantes pode estar ajudando a manter a correlação positiva nos cenários de continuidade.

De maneira geral, as comunidades de Macrófitas (nos setores Lagoas e Lagos), Ictiofauna do setor Fluvial (Ambiente Dulcícola), Carcinofauna da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e do setor Norte (C\_METEO e C\_HIDRO), Fitoplâncton da Foz Norte (C\_METEO) e Ictioplâncton da Foz Sul e do setor Norte (C\_METEO) apresentaram variações de riqueza com valores iguais ou inferiores a zero em determinados períodos dos cenários simulados. Isso evidencia a necessidade de considerar a resiliência das populações dessas comunidades. A resiliência pode ser entendida como a capacidade de adaptação contínua das comunidades, mesmo quando estas permanecem dentro de limites críticos

(BERKES & ROSS, 2013), ou como o retorno parcial ao equilíbrio pré-perturbação, já que os sistemas estão em constante mudança (HOLLING, 1973; FOLKE et al., 2010; BERKES & ROSS, 2013). Nos ambientes aquáticos, a resiliência depende de fatores como a frequência e intensidade das perturbações, além das características do ecossistema (NECKER et al., 2021). Quando os cenários C\_HIDRO e C\_METEO provocam declínios no padrão de riqueza, esses eventos extremos podem reduzir a resiliência das comunidades. Isso ocorre, pois, a resiliência depende não só do retorno a condições ambientais favoráveis, mas também da presença de 1) espécies vindas de áreas circunvizinhas, como ecótonos e afluentes (GOTELLI, 2007; LEIBOULD et al., 2004), e 2) de espécies dormentes que retornam à comunidade por meio da eclosão de ovos em repouso.

Nos cenários projetados, a riqueza das comunidades esteve relacionada tanto ao MLD quanto a outras variáveis ambientais, como nutrientes e aspectos físico-químicos, que juntas influenciam a distribuição da riqueza ao longo do tempo. Isso destaca a complexidade dos modelos gerados e as dificuldades interpretativas necessárias para definir os padrões de riqueza nos diferentes cenários. A zona de previsão, influenciada pela série temporal observada, reflete as flutuações observadas nas campanhas e as variações sazonais, como as entre períodos secos e chuvosos. Mesmo com o impacto geralmente negativo do MLD, a dinâmica ecossistêmica é multifacetada, e nem sempre os padrões observados são completamente capturados pelos modelos. Para melhorar a robustez dos modelos, é necessário aumentar a série temporal, algo que será feito ao longo dos anos, além de reduzir o intervalo entre as coletas para melhorar a modelagem da dinâmica temporal da riqueza e das variáveis preditoras. Identificar as variáveis mais representativas também contribuirá para aumentar a precisão dos modelos. Esses esforços já estão sendo feitos com a integração entre ambientes, componentes bióticos e abióticos, usando a abordagem DPSIR, que ajuda a entender os impactos do rompimento da barragem nas comunidades do Ambiente Dulcícola, Marinho e Costeiro, proporcionando informações para ações de resposta.

Figura 89: Síntese das relações de aumento, declínio ou estabilidade do padrão de variação de riqueza entre as séries temporais observadas e as projetadas para cada cenário, comunidade, setor e ambiente avaliado. As setas azuis verticais indicam uma relação de aumento do padrão de variação, setas vermelhas verticais indicam uma relação de declínio do padrão de variação, sinal de igual indica estabilidade do padrão de variação. Setas horizontais indicam as comunidades afetadas pelos diferentes padrões de variação de riqueza. Siglas das comunidades: F = Fitoplâncton, P = Perifíton, M = Macrófitas, Z = Zooplâncton; B = Macroinvertebrados bentônicos (Ambiente Dulcícola) e Bentos de Fundo Inconsolidado (Ambiente Marinho), Ip = Ictioplâncton, If = Ictiofauna, C = Carcinofauna, Ma = Macrofauna bentônica de praias, Me = Meiofauna bentônica de praia. Caixas verdes = comunidades de flora (algas e plantas), caixas rosas = comunidades de fauna.



### 6.6.1.3 Validação da simulação de Projeção de cenários

Os modelos de projeção vistos anteriormente foram utilizados para prever possíveis cenários para os setores com base em dados históricos e variáveis. Esses modelos, no entanto, estão sujeitos a incertezas, pois dependem de pressupostos e podem não capturar todas as complexidades do ambiente real. A validação dos modelos, por sua vez, é o processo que verifica se as previsões feitas pelos modelos correspondem aos dados reais observados, permitindo avaliar a precisão e ajustar os parâmetros do modelo. A principal diferença entre projeção e validação é que a projeção busca antecipar o futuro, enquanto a validação verifica a precisão dessas previsões. Em conjunto, ambos os processos são essenciais para garantir que os modelos sejam eficazes e confiáveis.

Dessa forma, levando em consideração os modelos apresentados para o presente relatório, a validação dos resultados de projeções de cenários foi realizada exclusivamente para o cenário de continuidade C1, que gera previsões para um cenário de estabilidade, no qual o sistema aquático mantém sua dinâmica sem alterações para os anos de 2024 e 2025. Isso se deve ao fato de que a ocorrência de eventos extremos para os cenários C\_SECAS, C\_HIDRO e C\_METEO foram simulados para o início de 2025, permitindo assim a avaliação apenas dos resultados do cenário C1 para Ano 6 do PMBA (outubro de 2023 – setembro de 2024).

Assim, a validação foi realizada para avaliar a precisão dos modelos, comparando as previsões simuladas com os dados reais observados. Para isso, utilizamos novamente o DGAM (Dynamic Generalized Additive Model; CLARK & WELLS, 2023), gerando novos modelos com os mesmos conjuntos de variáveis selecionadas com base em modelos GAM (Generalized Additive Model; HASTIE, 1992). No entanto, ao invés de utilizar os dados simulados para a série temporal de outubro de 2023 a setembro de 2024, substituímos esses dados pelos dados reais observados para o mesmo período. Com isso, foram gerados novos modelos, mantendo a mesma métrica de avaliação utilizada anteriormente. Ainda, as séries temporais previstas foram comparadas com as séries contendo os valores reais, permitindo uma análise mais precisa da eficácia dos modelos e uma verificação da sua capacidade de previsão.

Além disso, foi calculado o intervalo de confiança e o erro absoluto para avaliar a precisão e a confiabilidade das previsões. Para o intervalo de confiança (IC) foi utilizado o nível de 95% de probabilidade de que o intervalo contenha valores reais da riqueza de cada comunidade em relação ao que foi projetado para 2024 (O'BRIEN & YI, 2016). A Média do Erro Absoluto (MAE) (MYTTENAERE et al., 2015), métrica amplamente utilizada para medir o desempenho de modelos preditivos foi empregada para avaliar a precisão de modelos representando a média das diferenças absolutas entre os valores previstos os valores reais, fornecendo uma medida clara de quão próximas, em média, as previsões estão dos valores reais. Também foi calculado o valor da Média do Erro Absoluto Percentual (MAPE), medida que calcula a média das diferenças absolutas entre os valores previstos e observados, em termos percentuais (MYTTENAERE et al., 2019).



#### 6.6.1.4 Resultados da Validação da simulação de Projeção de cenários

De acordo com o que foi apresentado anteriormente, para cada comunidade e setor de cada Ambiente, variáveis preditoras foram selecionadas separadamente, destacando-se as concentrações de metais associados ao rejeito. Em alguns modelos, foi necessário suprimir determinadas variáveis devido à presença de valores significativamente discrepantes (outliers) na série temporal mais recente (Ano 6), em comparação com os dados anteriores (2018-2023). Embora essas variáveis tenham sido previamente selecionadas como preditoras da riqueza para as comunidades, os valores atípicos das últimas séries influenciaram negativamente as previsões, o que motivou a remoção. Nos modelos aplicados ao Ambiente Marinho, isso ocorreu nos seguintes conjuntos: no setor Foz Central, para as comunidades de Ictiofauna e Ictioplâncton, foram suprimidas, respectivamente, as variáveis Profundidade e Prata (Ag total); no setor Foz Norte, para a comunidade de Ictiofauna, as variáveis removidas foram Profundidade e Bário (Ba total). Para o Ambiente Costeiro, no Compartimento C, a variável Estanho (Sn pseudototal) foi retirada para a comunidade de Meiofauna.

Os modelos com os menores valores de MAPE foram considerados bons para previsões, uma vez que indica maior precisão e melhor desempenho em comparação com os demais modelos avaliados. Dessa forma, para o Ambiente Dulcícola (Figura 90), os modelos que apresentaram os menores valores de MAPE foram os seguintes: no setor Fluvial, as comunidades Ictioplâncton (22%), Perifíton (27%) e Zooplâncton (25%) se sobressaíram, com o Nitrato como variável preditora comum. No setor Lagoas, destacaram-se as comunidades Macrófitas (30%) e Perifíton (20%), com as variáveis preditoras cobre (Cu dissolvido e total), e Vanádio (V dissolvido e particulado) em comum. Já no setor Lagos, as comunidades Ictiofauna (6%), Ictioplâncton (15%) e Macrófitas (17%) se destacaram, tendo em comum nos modelos a variável alumínio (Al particulado). Dessa forma, observa-se que os setores apresentam diferentes conjuntos de variáveis preditoras, sem sobreposição entre eles. O Nitrato, no setor Fluvial, evidencia sua importância para as comunidades planctônicas, enquanto para os setores Lagoas e Lagos, a presença dos metais cobre, vanádio e alumínio sugere maior sensibilidade dessas comunidades aos metais.

O nitrogênio, especialmente na forma de nitrato, é um nutriente essencial que desempenha um papel fundamental no crescimento do Fitoplâncton, base da cadeia trófica em ambientes aquáticos. A disponibilidade de nitrato pode influenciar diretamente a produtividade primária, afetando a biomassa e a composição das comunidades fitoplanctônicas (LARSON & PASSY, 2012). Consequentemente, essa influência se estende aos níveis tróficos superiores, incluindo o Zooplâncton, que se alimenta do Fitoplâncton, e o Ictioplâncton, que depende do Zooplâncton como fonte alimentar em suas fases iniciais de desenvolvimento. Assim, variações na concentração de nitrato podem desencadear efeitos em cascata, impactando a estrutura e a dinâmica das comunidades aquáticas (MONTUELLE et al., 2010). Já o cobre, variável preditora comum para as comunidades de Macrófitas e Perifíton no setor Lagoas, desempenha um papel essencial em diversos processos metabólicos dos organismos, especialmente nas plantas. Contudo, em concentrações elevadas, pode se tornar tóxico, afetando diretamente a taxa fotossintética e, consequentemente, o crescimento (DEMIREZEN & AKSOY, 2024). Ainda, na série temporal projetada para essas duas últimas comunidades, a riqueza de espécies de

ambas apresentou uma relação positiva, com variações similares (aumento ou decréscimo) ao longo dos meses. Isso sugere que essas comunidades podem ser impactadas de maneira semelhante por essa variável. No setor Lagos, destaca-se o alumínio, metal que impacta o metabolismo de organismos aquáticos quando em altas concentrações. Ao contrário do setor Lagoas, a riqueza de espécies da comunidade de Macrófitas do setor Lagos apresentou uma relação negativa, com variações opostas (aumento) ao longo dos meses.

No Ambiente Marinho, os modelos que apresentaram os menores valores de MAPE (Figura 91 e Figura 92) foram os seguintes: no setor APA, as comunidades de Fitoplâncton (33%), Ictioplâncton (34%) e Zooplâncton (10%) se destacaram, com o alumínio (Al total) e Nitrito comuns a dois desses modelos e Pressão comum a todos; no setor Foz Sul, as comunidades Carcinofauna (10%), Fitoplâncton (15%) e Zooplâncton (13%) se destacaram, com as variáveis Turbidez e Cádmio (Cd total) como preditoras comuns para dois modelos; na Foz Central, as comunidades Carcinofauna (19%), Fitoplâncton (14%) e Zooplâncton (15%) se sobressaíram, com a variável temperatura como preditora comum também para dois desses modelos; já na Foz Norte, as comunidades Fitoplâncton (28%), Ictioplâncton (34%) e Zooplâncton (20%) apresentaram os melhores resultados, com a variável Nitrato atuando como preditor para dois modelos; por fim, no Norte, novamente, as comunidades Fitoplâncton (26%), Ictioplâncton (35%) e Zooplâncton (16%) se sobressaíram, com a Pressão e Vanádio (V total) como preditoras comuns entre dois modelos. Dessa forma, observa-se que os diferentes setores marinhos possuem diferentes conjuntos de variáveis preditoras, algumas em comum, mas a maioria não. Essas variações destacam a complexidade das interações ambientais nos diferentes setores marinhos, evidenciando como distintos fatores influenciam as comunidades em cada região.

Os modelos para o Fitoplâncton e Zooplâncton apresentaram os menores valores de MAPE em todos os setores do Ambiente Marinho, evidenciando um bom desempenho nas previsões para essas comunidades. Isso indica que as estimativas estão bem próximas dos valores reais, com alta precisão preditiva. O baixo MAPE também sugere que o modelo consegue capturar de forma eficaz as relações entre as variáveis ambientais e a riqueza de espécies, demonstrando que o modelo é robusto e capaz de generalizar, fornecendo previsões confiáveis. O Fitoplâncton e Zooplâncton são consideradas comunidades descritoras para os ambientes aquáticos, assim, mostra a relevância do bom desempenho dos modelos para ambas. Especificamente, o Zooplâncton como consumidores primários, transfere energia para toda a fauna, incluindo peixes, aves aquáticas e mamíferos (AL-IMARAH et al. 2018), e por apresentarem uma área de superfície muito grande (razão superfície/volume), são mais propensos a acumular ativamente metais pesados em seus corpos e consequentemente transferir para os demais níveis tróficos (SEVERINI et al. 2009; ACHARY et al. 2020). Paralelo aos metais, como é corroborado por diversos estudos, as variáveis físico-químicas interferem diretamente no desenvolvimento dessa comunidade, como exemplo a temperatura, que influencia nas taxas de respiração desses organismos, com implicações importantes para sua fisiologia, metabolismo e sobrevivência em cenários de aquecimento global (HEINE et al., 2019).

Para o Ambiente Costeiro, apenas o Bentos de Praia foi avaliado (Macrofauna e Meiofauna), e assim, independente dos valores de MAPE, toda a comunidade foi considerada para comparações (Figura 93

e Figura 93). No Compartimento A, a Macrofauna obteve o valor de MAPE de 32%, enquanto a Meiofauna de 14%, destacando como variável comum entre os dois modelos o arsênio (As pseudototal). Para o Compartimento B, a Macrofauna obteve o valor de MAPE de 31% e a Meiofauna de 17%, não apresentando nenhuma variável em comum para os dois modelos. Para o Compartimento B', a Macrofauna obteve o valor de MAPE de 31% e a Meiofauna de 23%, e também não apresentaram nenhuma variável em comum. Já o Compartimento C, a Macrofauna obteve o valor de MAPE de 35% e a Meiofauna de 20%, tendo como variável comum entre os dois modelos o zinco (Zn pseudototal).

Nos modelos do Ambiente Costeiro, assim como para os demais ambientes avaliados, os metais foram importantes preditores. Especificamente, os metais arsênio e o zinco foram importantes para a Macrofauna e Meiofauna. O Bentos de praia desempenha importante papel nas comunidades aquáticas, sendo responsável pela aeração de sedimentos, regeneração de nutrientes e da matéria orgânica, além de atuarem diretamente na produção de biomassa na superfície do assoalho marinho (DEFEO & MCLACHLAN, 2005). Dessa forma, o acúmulo de metais nessa comunidade pode comprometer esses processos ecológicos essenciais, afetando a qualidade do habitat, a dinâmica e saúde dos organismos, interferindo na capacidade de realizar funções críticas, o que impacta negativamente toda a cadeia trófica local e a saúde do ecossistema (BORJA et al., 2011).

De modo geral, os modelos mostraram um bom desempenho nas previsões para o cenário C1, evidenciando baixos valores de MAPE para a maioria dos modelos, o que indica alta precisão nas estimativas. O MAPE, como métrica de avaliação, sugere que as previsões geradas estão muito próximas dos valores observados, refletindo a capacidade dos modelos em capturar as relações entre os dados. Além disso, o uso do intervalo de confiança proporcionou uma avaliação adicional da incerteza associada às previsões, garantindo que os resultados apresentados sejam robustos e confiáveis. Em conjunto, esses indicadores demonstram que os modelos têm um bom poder preditivo, fornecendo estimativas com um nível controlado de variação, o que é fundamental para a aplicação em cenários reais e a tomada de decisões.

#### 6.6.1.5 Variação da Riqueza entre os Modelos do Cenário de Continuidade e os de Validação

Considerando a variação da riqueza espécies para o Ambiente Dulcícola, os modelos gerados indicaram uma tendência de declínio ao longo do tempo no cenário de continuidade C1, em comparação ao período anterior (2018-2023). Para o Ano 6, os modelos de validação também apontaram tendência de redução no setor fluvial, quando comparados aos valores reais observados para o mesmo ano. No entanto, no setor Lagoas, o número de comunidades com taxa de declínio foi igual ao das que apresentaram aumento. Já no setor Lagos, o número de comunidades com taxa de aumento foi maior que em C1 (Figura 95). As mudanças observadas ocorreram para: o Ictioplâncton, com tendência de aumento da riqueza no setor Fluvial de acordo a validação, Bentos que apresentou declínio e o Zooplâncton que se manteve estável; o Zooplâncton no setor de Lagoas, que mostrou uma tendência de estabilidade no C1, apresentou uma tendência de aumento na validação; e no setor Lagos, o Perifíton e o Ictioplâncton revelaram tendência de declínio no cenário C1 e aumento na

validação, e o Fitoplâncton que se manteve estável. Essas variações indicam que o setor fluvial apresenta declínio persistente e pode demandar medidas de mitigação, já os setores Lagoas e Lagos podem ser considerados mais resilientes e, portanto, prioritárias para conservação.

Para o Ambiente Marinho, de modo geral, os modelos gerados também indicaram uma tendência de declínio ou estabilidade da riqueza para o cenário C1, em comparação ao período anterior (2018-2023). Em contraste, os modelos de validação para o Ano 6 demonstraram uma tendência de aumento da riqueza em quase todos os setores, exceto para a Foz Central e Norte que apresentou declínio e estabilidade, respectivamente, destacando-se como setores prioritários para intervenções de restauração (Figura 95). As mudanças específicas para cada setor foram as seguintes: no setor APA, observou-se tendência de aumento para o Fitoplâncton e estabilidade para o Ictioplâncton; no setor Foz Sul, houve previsão de aumento para o Zooplâncton e estabilidade da Carcinofauna; para a Foz Central, houve uma tendência de declínio do Fitoplâncton, aumento para o Ictioplâncton e estabilidade para o Bentos; na Foz Norte, a previsão mostrou tendência de estabilidade para o Ictioplâncton e Zooplâncton; e por fim, para o setor Norte também não foi observado tendência de declínio para as comunidades, e sim o aumento para o Bentos e estabilidade para a Carcinofauna, Fitoplâncton, Ictiofauna, Ictioplâncton.

No Ambiente Costeiro, para os modelos do cenário C1, a maioria dos compartimentos apresentou declínio, com exceção do Compartimento B. Quanto aos modelos de validação, observou-se uma tendência de aumento da riqueza (Figura 95), sendo: para o Compartimento A, o declínio se manteve, assim como no cenário C1. No Compartimento B, observou-se tendência de declínio para a Meiofauna; já no Compartimento B', houve o aumento para a Meiofauna; para o Compartimento C, observou-se aumento tanto para a Macrofauna quanto para a Meiofauna. O Compartimento A demonstrou declínio persistente tanto no C1 quanto na validação, indicando que esse setor pode estar mais suscetível a impactos ambientais. Assim, ele deve ser tratado como uma área prioritária para medidas de mitigação e recuperação. Dessa forma, os cenários projetados, tanto C1 quanto a validação, a riqueza de espécies associada às variáveis ambientais físico-químicas e aos metais relacionados ao MLD apresentou dinâmicas distintas entre ambientes, setores e comunidades. Esses resultados reforçam a complexidade das dinâmicas ecológicas em cada setor e a influência diferenciada das variáveis preditoras sobre as comunidades para a maioria dos meses do Ano 6. Os modelos do cenário de continuidade, quando comparados aos de validação, mostraram tendências semelhantes em relação à riqueza, mas também revelaram padrões mais diversos, com alguns setores e comunidades indicando sinais de recuperação ou estabilidade. Isso reforça a importância de considerar as particularidades de cada ambiente e setor na formulação de estratégias de monitoramento e gestão ambiental. Além disso, evidencia que fatores locais e variáveis preditoras influenciam a biodiversidade de forma diferenciada ao longo do tempo, ressaltando a necessidade de abordagens integradas para garantir a conservação e a sustentabilidade dos ecossistemas.

Figura 90: Séries temporais com menores valores de erro absoluto do cenário projetado C1 para o Ambiente Dulcícola. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados no Ano 6 do monitoramento, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

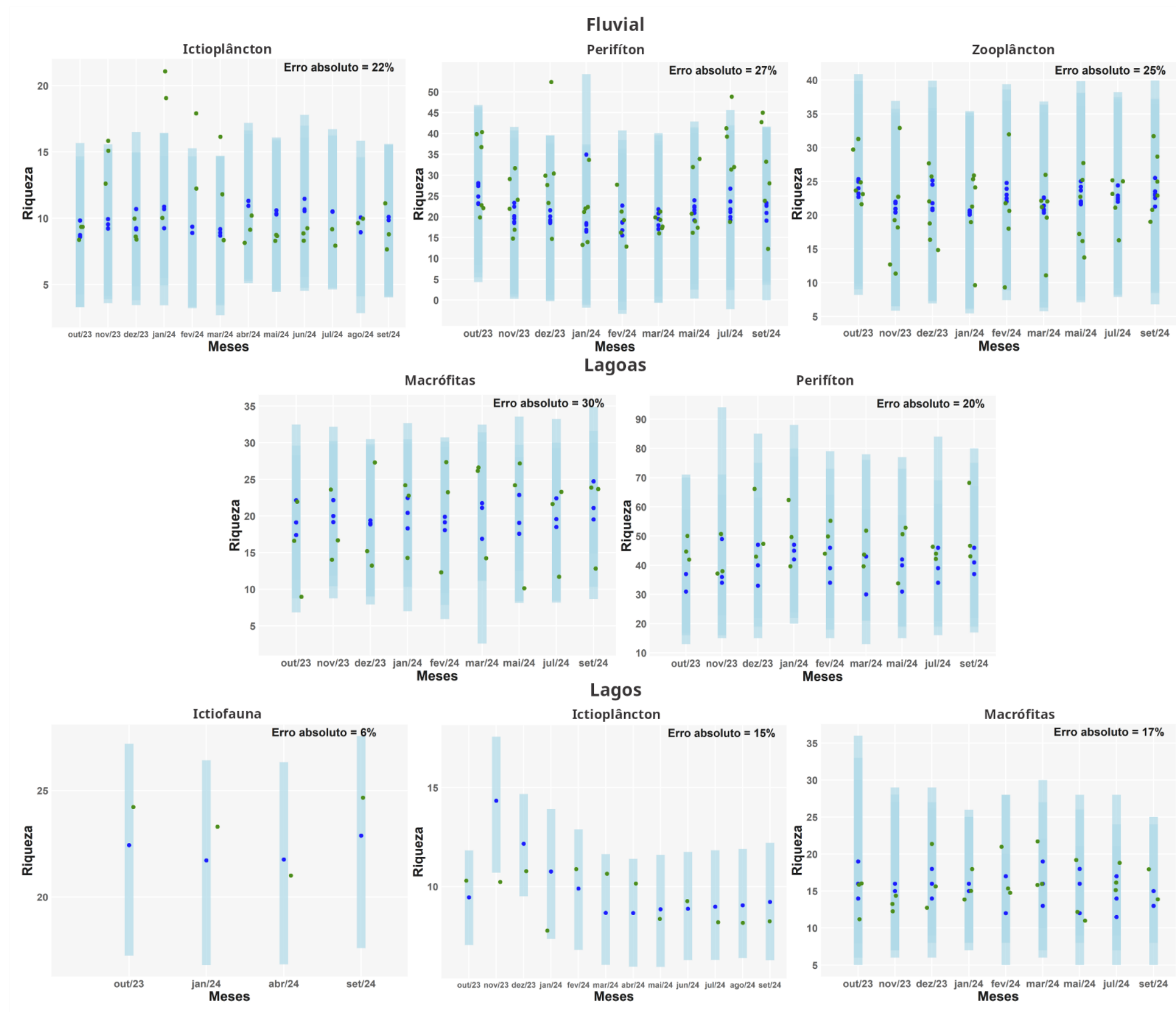




Figura 91: Séries temporais com menores valores de erro absoluto do cenário projetado C1 para o Ambiente Marinho. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados no Ano 6 do monitoramento, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

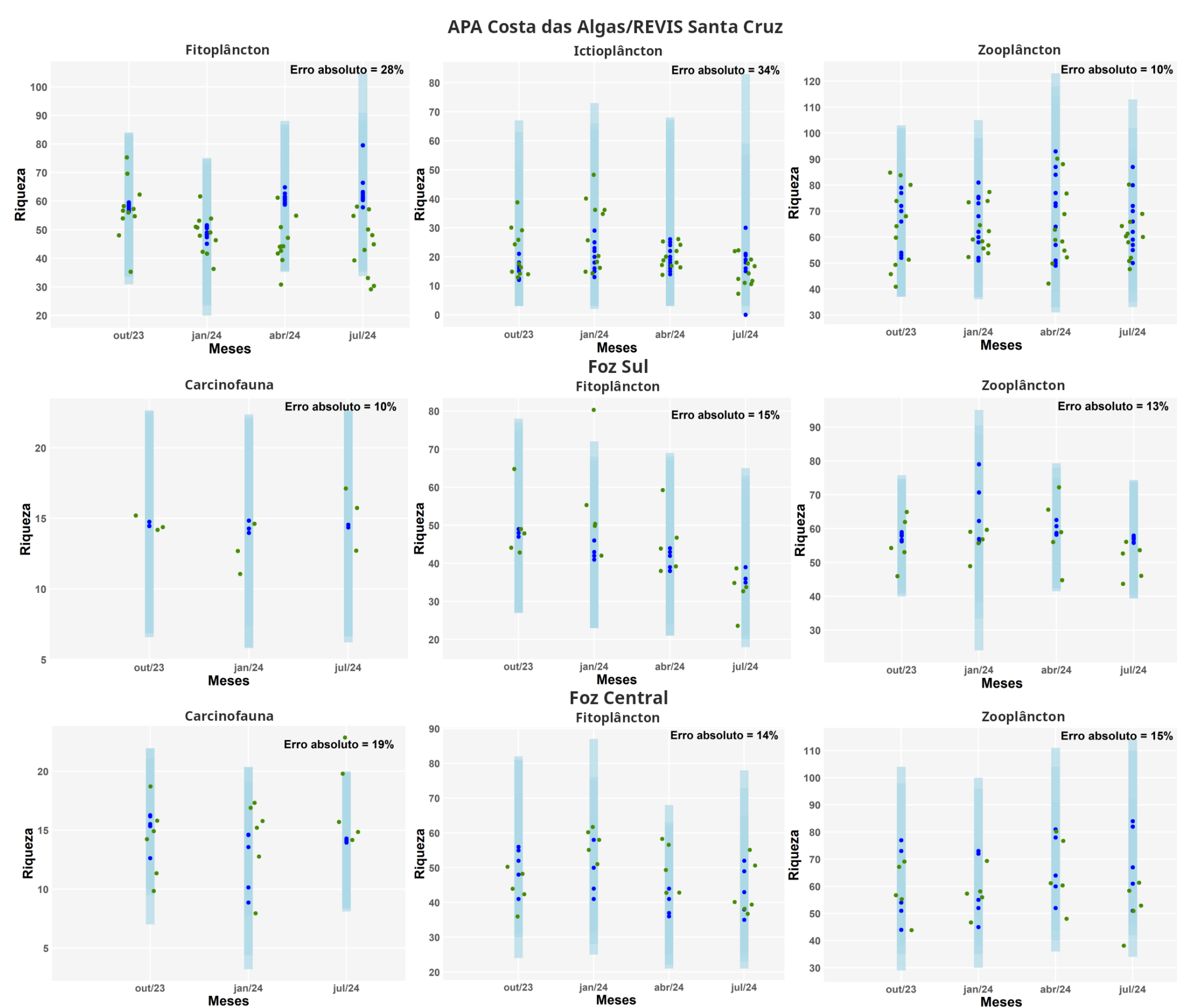


Figura 92: Séries temporais com menores valores de erro absoluto do cenário projetado C1 para o Ambiente Marinho. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados no Ano 6 do monitoramento, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

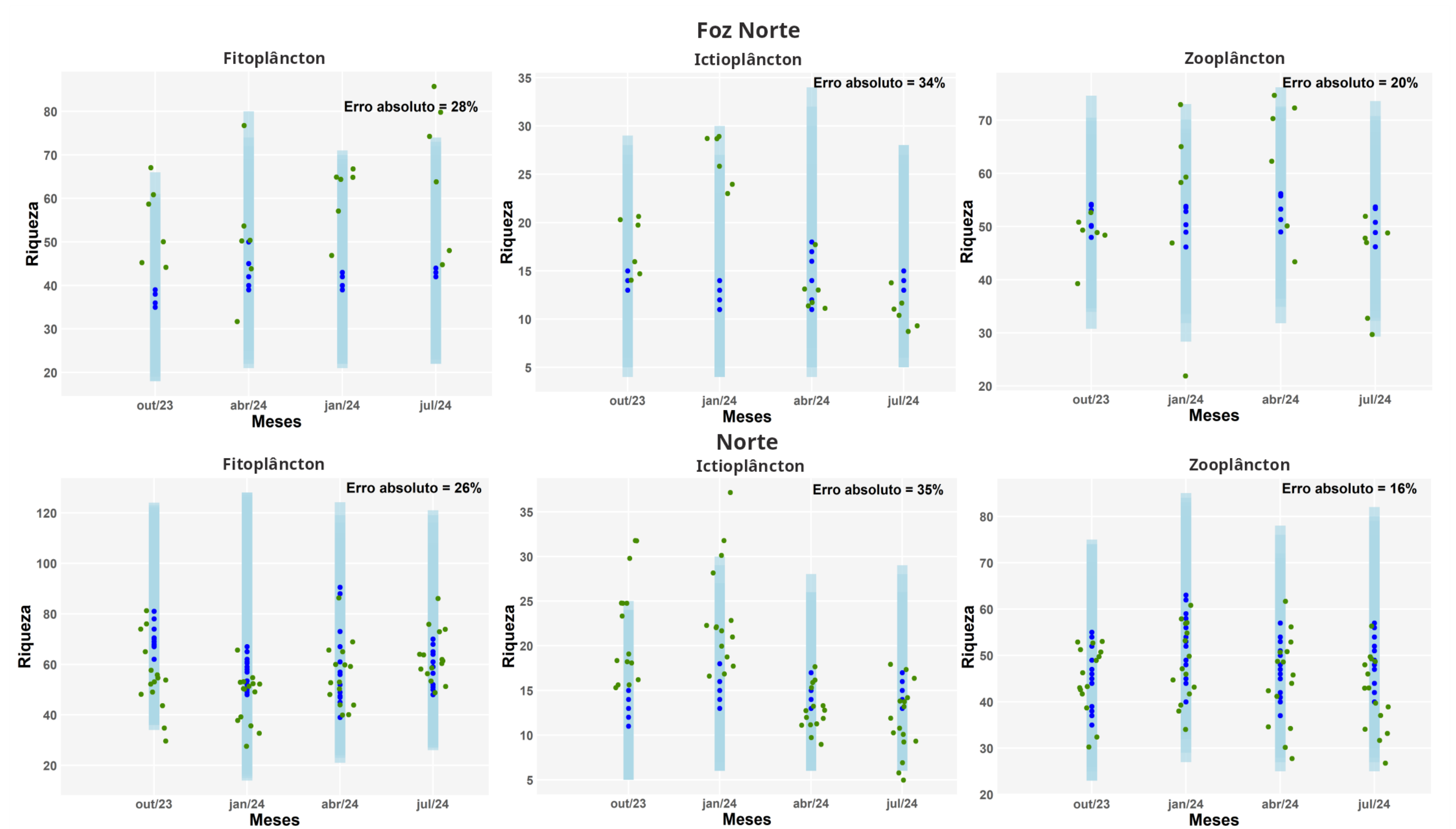


Figura 93: Séries temporais com menores valores de erro absoluto do cenário projetado C1 para o Ambiente Costeiro. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados no Ano 6 do monitoramento, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

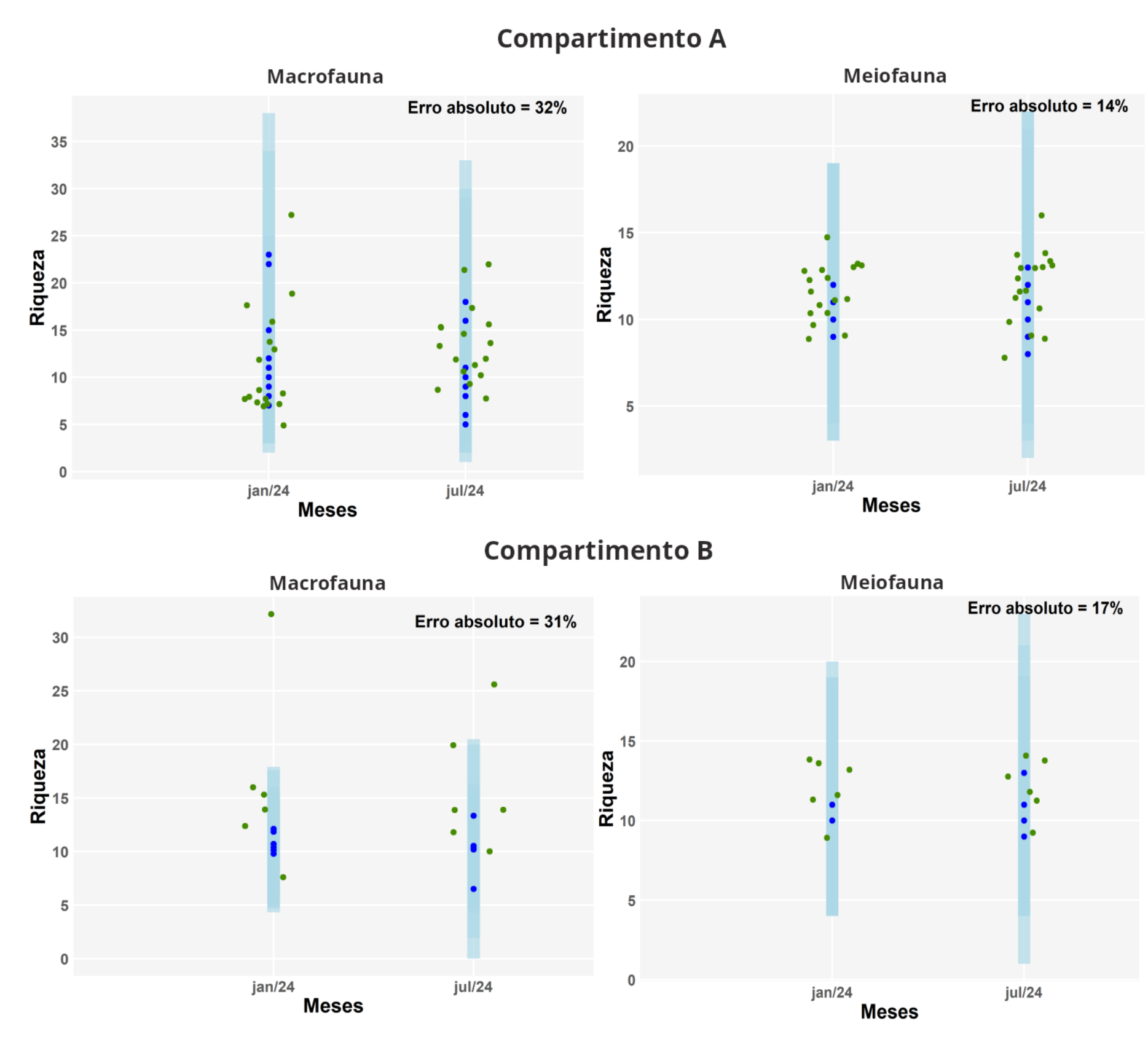


Figura 94: Séries temporais com menores valores de erro absoluto do cenário projetado C1 para o Ambiente Costeiro. Os pontos em azul representam a série temporal estimada, os pontos verdes indicam a distribuição dos dados observados no Ano 6 do monitoramento, e as faixas em azul claro correspondem ao intervalo de confiança das previsões.

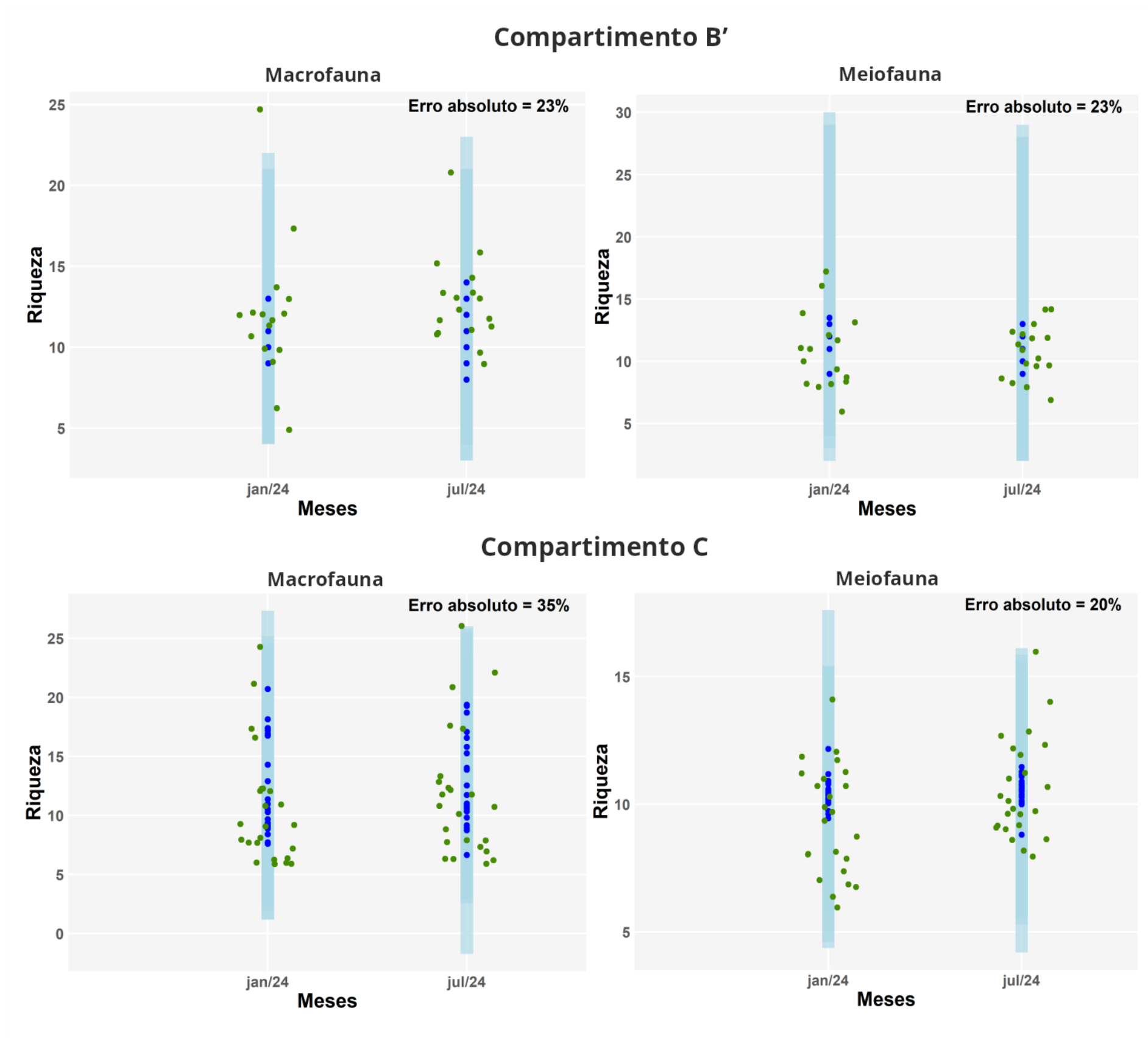
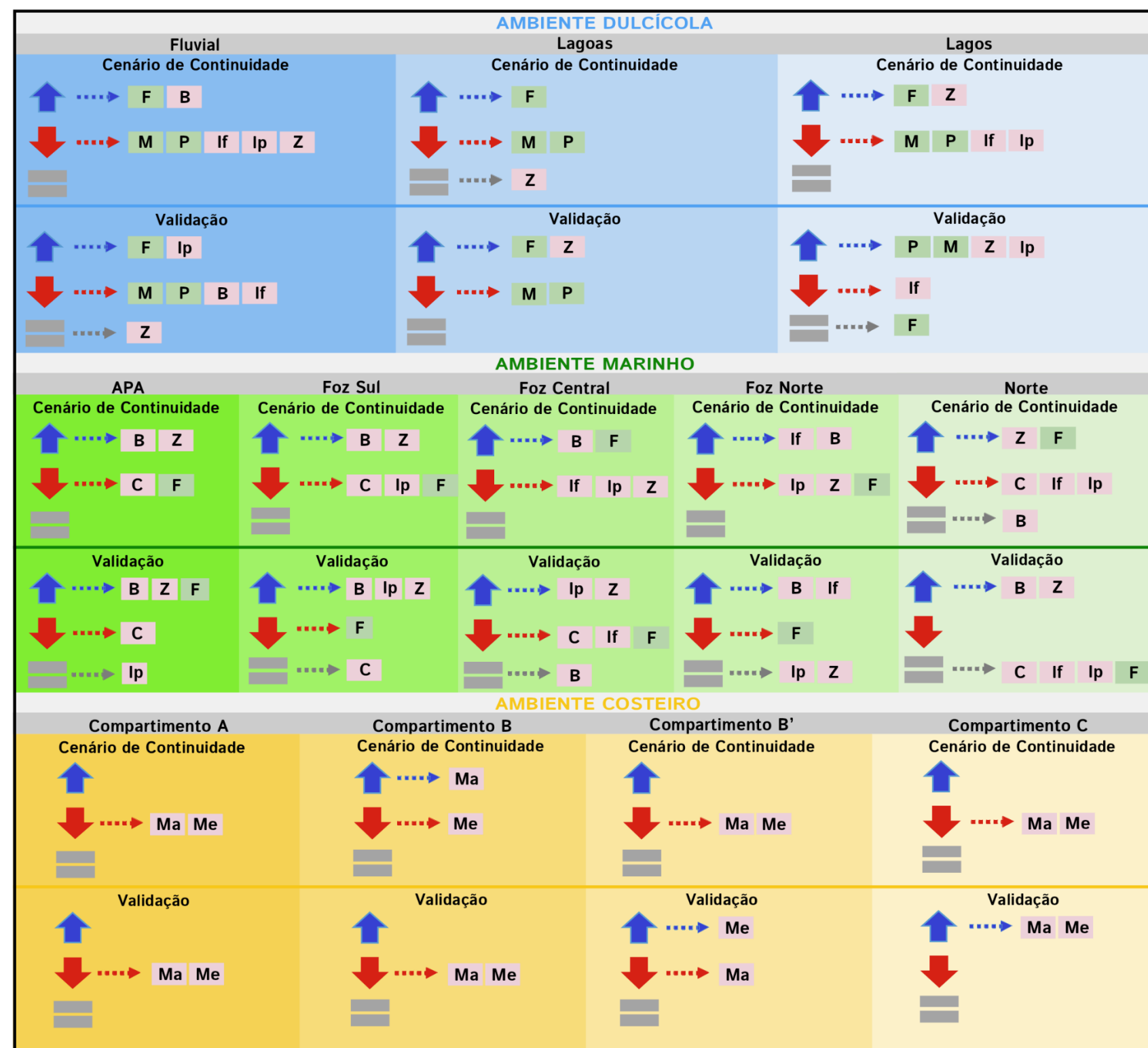


Figura 95: Síntese das relações de aumento, declínio ou estabilidade do padrão de variação de riqueza entre as séries temporais observadas e as projetadas para o cenário de continuidade e para a validação dos modelos. As setas azuis verticais indicam uma relação de aumento do padrão de variação, setas vermelhas verticais indicam uma relação de declínio do padrão de variação, sinal de igual indica estabilidade do padrão de variação. Setas horizontais indicam as comunidades afetadas pelos diferentes padrões de variação de riqueza. Siglas das comunidades: F = Fitoplâncton, P = Perifíton, M = Macrófitas, Z = Zooplâncton; B = Macroinvertebrados bentônicos (Ambiente Dulcícola) e Bentos de Fundo Inconsolidado (Ambiente Marinho), Ip = Ictioplâncton, If = Ictiofauna, C = Carcinofauna, Ma = Macrofauna bentônica de praias, Me = Meiofauna bentônica de praia. Caixas verdes = comunidades de flora (algas e plantas), caixas rosas = comunidades de fauna.





## 6.6.2 Priorização de áreas

Esta seção apresenta a definição de áreas prioritárias para conservação, destacando a importância de direcionar esforços e recursos para regiões de maior vulnerabilidade e relevância ecológica. Seguindo o último tópico do modelo DPSIR, isto é, **respostas**, estabeleceu-se uma abordagem metodológica para priorização de áreas, que pode subsidiar esforços de conservação dos distintos ambientes monitorados. Neste sentido, os resultados das análises apresentadas nas seções anteriores foram sintetizados em mapas que demonstram (1) o **estado ambiental** das áreas monitoradas (exceto o setor marinho Abrolhos, em função da descontinuidade de amostragens a partir de 2022), utilizando-se das médias entre os índices de qualidade da água (CWQI), sedimentos (SQG-q), e da biodiversidade (Riqueza Média, Diversidade Beta e Similaridade de *Jaccard*); (2) os **indicadores de impacto**, através dos índices ecotoxicológicos (msPAF), estabilidade temporal das comunidades, sincronia espacial das espécies e os resultados da proporção de espécies alteradas pelos contaminantes (metais particulados e dissolvidos, turbidez, MPS e Lama) das análises de TITAN e (3) a somatória dos índices de estado e o impacto, gerando um mapa integrativo, que possibilita a visualização da importância de cada camada para uma avaliação sólida das estratégias que visam a conservação da biodiversidade aquática monitorada.

A metodologia de elaboração dos mapas, tanto em relação ao estado quanto ao impacto observado, foi baseada na aplicação da álgebra de mapas. Para as variáveis de estado (qualidade da água e sedimentos e distribuição da biodiversidade) e impacto (pressão ecotoxicológica), utilizaram-se os dados do Ano 6, pois estes indicadores, refletem melhor as condições atuais dos ambientes monitorados. Já os resultados do impacto representado pelas análises de estabilidade, sincronia e TITAN levaram em consideração a média da variação das abundâncias das espécies das estações de amostragem ao longo de todo o período de monitoramento do PMBA/Fest-UFES, uma vez que a resposta da biodiversidade é cumulativa, refletindo sua condição atualizada ao longo da série histórica. Na análise, cada indicador foi previamente ponderado numa escala de 0 a 4, de modo que “0” representa melhores condições ambientais e de biodiversidade e “4” representando piores condições tanto ao ambiente quanto à biodiversidade. Ao contrário dos mapas-síntese do relatório anterior (Fest, 2024), as camadas de estado (Figura 96A) e impacto (Figura 96B) foram geradas com base nas médias de cada análise realizada. Em seguida, essas camadas médias foram somadas espacialmente para quantificar os estados e impactos acumulados em cada área monitorada. Dessa forma, destacamos que a metodologia de elaboração dos mapas sofreu ajustes em relação ao relatório anterior (RA2023 Fest, 2024). Enquanto no RA2023 (Fest, 2024), foram utilizados dados até o Ano 5 e analisada a estabilidade das abundâncias das espécies, no relatório atual foram incorporadas também as análises de sincronia e TITAN, com base nos dados até o Ano 6. Além disso, como já mencionado, a avaliação do impacto agora considera a média da variação das abundâncias das espécies ao longo do período de monitoramento. Adicionalmente, houve uma alteração na escala utilizada, modificando a forma de interpretação dos resultados. Devido a essas alterações metodológicas, a comparação direta entre os anos não é viável (Figura 96C).

As pontuações atribuídas em cada mapa indicam que valores mais altos correspondem a maior pressão ambiental, refletindo condições de estado e impacto mais adversas para a biodiversidade. Consequentemente, essas áreas demandam maior prioridade para ações de restauração e mitigação. Adicionalmente, regiões naturalmente ricas em biodiversidade também foram consideradas prioritárias (ver Figura 96A). Visualmente, essa escala foi representada por um gradiente de cores, variando do preto-azul (cores frias, indicando melhores condições) ao amarelo-vermelho (cores quentes, representando piores condições). Além disso, para melhor visualização dos indicadores no ambiente dulcícola, os resultados foram ampliados para as margens, permitindo um detalhamento mais preciso dessa área no mapa.

Para determinar o número ideal de grupos a partir dos indicadores ambientais e da biodiversidade aquática da área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES, foi empregado o método da Silhueta, uma técnica amplamente utilizada para avaliar a qualidade da separação dos grupos em algoritmos de *clustering* (Figura 97A). A análise da Silhueta, considerando todas as camadas dos dados, indicou que os números ótimos de clusters foram 2 e 4. Com base nesse resultado, aplicou-se o algoritmo *K-means*, uma técnica de *clustering* particional que busca dividir os dados em um número pré-definido de grupos. Optou-se por agrupar os dados em 4 grupos, conforme sugerido pela análise da Silhueta, que apontou esse valor como a segunda melhor opção (Figura 97D). Para visualizar a distribuição das amostras e a contribuição das variáveis no espaço reduzido, realizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Figura 97C). Um gráfico bidimensional foi gerado com as duas primeiras componentes principais (PC1 e PC2), permitindo a plotagem das amostras de acordo com suas coordenadas nas componentes principais. As variáveis originais foram representadas por vetores, indicando sua influência na formação das componentes. Essa abordagem possibilitou explorar a estrutura dos dados, identificar padrões subjacentes e avaliar a relação entre as variáveis e os grupos formados, proporcionando uma compreensão mais detalhada da organização dos dados.

No Ambiente Dulcícola, as áreas com menores valores do índice integrado se estendem no trecho intermediário, entre Colatina e Linhares (Figura 96A e Figura 96C), sendo modulado principalmente pelos índices de estado de qualidade da água e sedimento (ver seção 6.4.3: “Índices de Qualidade Ambiental” para detalhes), os quais apresentaram indicativo de melhora da qualidade da água ao longo do tempo, fortemente influenciado pelos baixos teores de lama na calha do rio Doce. Entretanto, tanto o estado da biodiversidade, quanto os impactos sobre as comunidades foram altos, destacando-se a riqueza de baixa para intermediária, alta similaridade total (seção 6.4.4: “Distribuição da Biodiversidade”), baixa estabilidade (seção 6.5.5: “Variabilidade e Estabilidade das Comunidades Biológicas”) e fortes efeitos negativos da turbidez, MPS e vazão sobre as densidades das espécies (ver seção 6.5.4: “Táxons Indicadores de Limites Ecológicos - TITAN”, para detalhes), além de uma alta pressão tóxica resultante da mistura de contaminantes (ver seção 6.5.1: “Potencial Ecotoxicológico - Índices De Toxicidade”, para detalhes). Desse modo, as comunidades nesta área podem estar comprometidas a longo prazo pela contaminação persistente. Além disso, o nível intermediário observado para estado da biodiversidade (Figura 96A - cor verde no mapa), pode ser atribuído, principalmente, à maior contribuição das altas riquezas de espécies dos sistemas lacustres

monitorados (Lago Limão e Lago Palmas), o que reforça a importância da conservação desses sistemas como fontes de espécies para as regiões fluviais adjacentes, uma vez que para o mapa de impactos, as condições indicam riscos às comunidades.

Para os Ambientes Marinho e Costeiro, diferente do que foi observado anteriormente (Mapa Síntese de impactos; RA2023 RT46/Fest, 2024), nota-se uma menor sobreposição de áreas entre os mapas de estado (Figura 96A) e impacto (Figura 96B), resultando em uma maior abrangência da área total impactada (como pode ser verificado na Figura 96C), com condições intermediárias a ruins, se estendendo por toda a Foz do rio Doce, em direção tanto ao sul, na porção rasa da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, quanto ao longo de todo setor Norte. Como já demonstrado anteriormente na seção 6.4.2 e pelo Tema Sedimentação Marinha, há uma maior deposição de sedimento lamoso aportado pelo rio Doce e presença do MLD nessas áreas, especialmente quando considerada a área até a isóbata de 30m, onde os impactos parecem estar mais concentrados. Por fim, a área que representa a porção profunda da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentou os menores valores do índice integrativo para o Ambiente Marinho. Entretanto, por se tratar de uma região que apresenta alta riqueza e similaridade total, merece atenção, pois é um ambiente que favorece a presença e a distribuição de um grande número de espécies, representando, portanto, uma área fonte de dispersão, importante para manter o *pool* regional de espécies estável ao longo tempo (HARRISON & CORNELL, 2008), garantindo assim, uma maior estabilidade das funções ecossistêmicas.

As análises realizadas fornecem suporte para o desenvolvimento de estratégias baseadas na relação pressão-estado-impacto, considerando as informações disponíveis no PMBA/Fest-UFES, bem como as limitações temporais e a capacidade da equipe técnica. Diante dos resultados apresentados acima, é essencial adotar uma abordagem integrada que relacione monitoramento, mitigação de impactos e restauração ecológica. Essas ações são fundamentais para avaliar o estado da biodiversidade, compreender os processos ecológicos afetados e orientar medidas eficazes de recuperação.

O monitoramento contínuo da qualidade ambiental e dos impactos da contaminação na biota é indispensável para medir a efetividade das respostas implementadas. Um exemplo disso são os programas em execução para recuperação e restauração da área impactada pelo rompimento da barragem de Fundão, na Bacia do rio Doce, que servem como referência na mitigação dos danos e na formulação de novas estratégias. Esse acompanhamento sistemático permite ajustes nas medidas adotadas, assegurando que a restauração ocorra de forma eficiente e baseada em evidências.

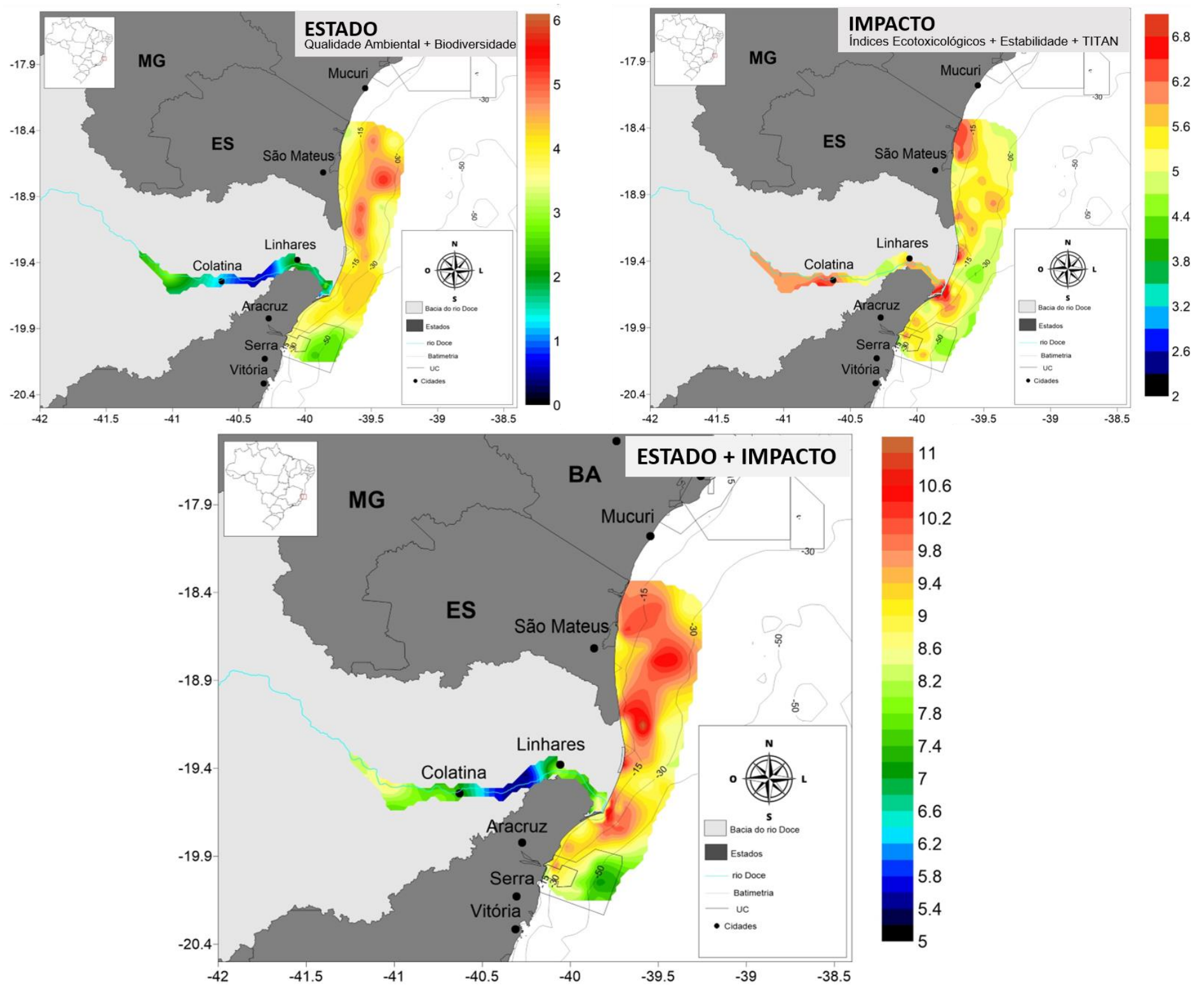
Certas pressões podem resultar diretamente em impactos negativos no ecossistema, enquanto outras interagem de maneira complexa, exacerbando vulnerabilidades existentes. As pressões atuais sobre a Bacia Hidrográfica do rio Doce resultam do aporte do MLD e das forças hidro-meteorológicas. Nesse contexto, avaliações de vulnerabilidade devem ser iterativas, com atualizações e revisões periódicas à medida que novas informações se tornam disponíveis ou as condições ambientais se modificam. As áreas mapeadas indicam como a integração entre pressão, estado e impacto pode servir como um *proxy* para avaliar a efetividade das estratégias de restauração da área. As regiões mais

afetadas devem ser o foco das intervenções, enquanto áreas de maior diversidade biológica demandam ações prioritárias de conservação, de modo a fortalecer a resiliência do sistema.

A resposta a esses desafios deve incluir medidas integradas de mitigação e restauração. A mitigação de riscos deve priorizar a redução da fonte de contaminação, a remediação do solo e o controle da dispersão de contaminantes. Já as ações de restauração ecológica visam recuperar *habitat* degradados e promover a revegetação das áreas ripárias, contribuindo para a estabilidade ecológica e a melhoria da qualidade ambiental.

Por fim, é fundamental ressaltar que a definição de áreas e ações prioritárias deve ser orientada por metas e alvos explicitamente quantificados, permitindo uma avaliação clara dos objetivos a serem alcançados. Esse processo requer ampla participação social e uma análise econômica da viabilidade de implementação, etapas que, embora essenciais, extrapolam o escopo deste relatório.

Figura 96: Mapas dos indicadores ambientais e da biodiversidade aquática da área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES, a partir dos resultados dos índices desenvolvidos ao longo deste relatório. A) Mapa de Estado, considerando as médias dos resultados de qualidade da água e sedimento - índices CWQI, SQG-q, dos índices de biodiversidade Riqueza Média, Beta diversidade e Similaridade de Jaccard; B) Mapa de Impacto, considerando as médias dos resultados do índice pressão tóxica (msPAF), da estabilidade temporal das comunidades, da sincronia espacial das espécies entre os setores e os resultados da proporção de espécies alteradas pelos contaminantes (metais particulados e dissolvidos, turbidez, MPS e Lama) das análises de TITAN; C) Mapa integrativo entre as camadas de Estado e Impacto, como descrito anteriormente, destacando-se três áreas, quanto à combinação dos resultados. Áreas com cores quentes (amarelo ao vermelho) representam áreas de piores condições dos índices; áreas verdes indicam condições intermediárias; enquanto cores frias (azul à roxa) indicam melhores condições dos índices avaliados.





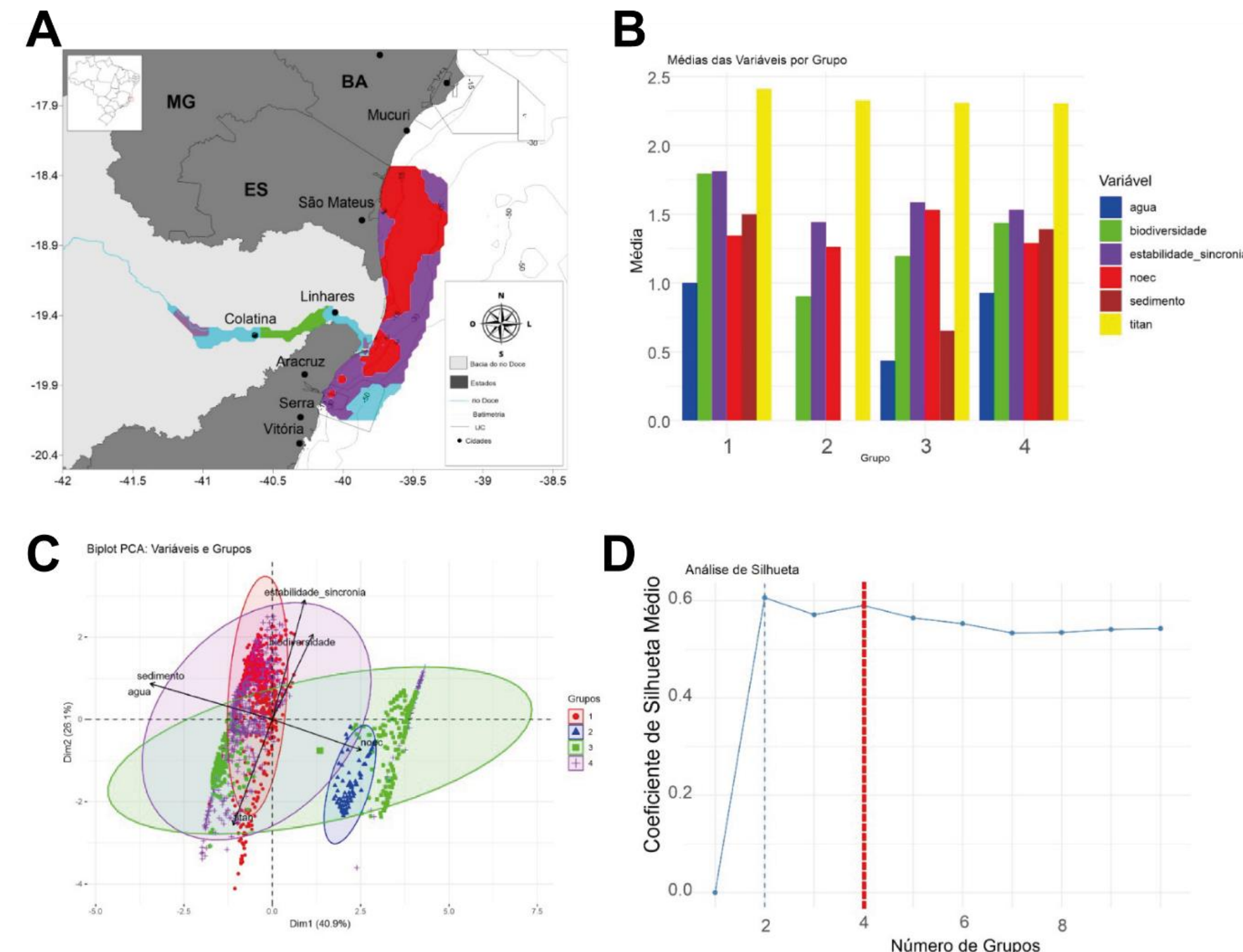
A análise dos grupos identificados no estudo revelou padrões distintos (Figura 97). O grupo 1 (vermelho) está associado às regiões de maior impacto (Foz do rio Doce e Setor Norte). O grupo 2 (azul) se destaca pelos resultados nos índices ambientais de qualidade da água e dos sedimentos (parte da calha do rio Doce e porção profunda da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz). O grupo 3 (verde), localizado na área entre Colatina e Linhares, apresenta uma pressão tóxica elevada, apesar das boas condições de água e sedimentos. Isso se deve ao efeito cumulativo de múltiplos contaminantes, que, embora individualmente dentro dos padrões estabelecidos pelos índices de qualidade de água e sedimento, resultam em uma toxicidade significativa detectada pelo índice de pressão tóxica. Esse resultado destaca a importância da abordagem DPSIR, que permite a inclusão de diferentes escalas de evidências para construção de uma avaliação ambiental robusta. Já o grupo 4 (roxo), embora apresente menor impacto em relação ao grupo 1, também é caracterizado por um elevado impacto (porção rasa da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e plataforma média e externa do Setor Norte).

A análise de agrupamento dos indicadores ambientais e de biodiversidade destacou para os Ambientes Costeiro e Marinho a importância da deposição e ressuspensão do aporte do rio Doce, incluindo o MLD, na distribuição espacial dos impactos ambientais. Observou-se uma concordância entre o impacto e acúmulo significativo do MLD entre 15 e 30 metros de profundidade, o que é explicado pelas trajetórias dominantes de transporte e locais preferenciais de deposição do MLD. A principal região de deposição MLD está entre 10 e 30 metros, com destaque para as estações do ambiente marinho situadas entre 15 e 25 metros de profundidade. Nessas áreas, registram-se os maiores acúmulos de sedimento lamoso, contaminantes e do MLD. Já no Ambiente Costeiro, a deposição do MLD ocorre predominantemente ao longo da isóbata de 10 metros, coincidindo com os setores identificados no Ambiente Marinho.

Um destaque é dado para a análise de componentes principais, que revelou que os índices de qualidade da água e do sedimento estão mais fortemente correlacionados à Componente Principal 1 (PC1), enquanto a biodiversidade apresenta maior relação com a Componente Principal 2 (PC2) (Figura 97C). Esse padrão sugere que os fatores que controlam a variabilidade na qualidade ambiental – como deposição e ressuspensão de sedimentos, presença de contaminantes e concentração de metais particulados – são distintos daqueles que estruturam a biodiversidade. Dessa forma, áreas com boa qualidade da água e do sedimento, identificadas na PC1, não necessariamente apresentam maior diversidade biológica, o que indica a influência de outros fatores ecológicos, como disponibilidade de *habitat*, produtividade primária e interações ecológicas.

É importante destacar que os limites estabelecidos pela legislação ambiental para a qualidade da água e dos sedimentos nem sempre consideram toda a complexidade da cadeia de impactos sobre a biodiversidade, especialmente para os níveis tróficos superiores. Além disso, a resposta da biota às alterações ambientais pode ter um tempo de resposta diferenciado em relação às condições detectadas no momento das campanhas de monitoramento, uma vez que espécies de níveis tróficos superiores podem refletir impactos acumulados ao longo do tempo. Assim, o contraste observado entre as componentes principais reforça a necessidade de uma abordagem integrada como a aqui implementada, que leve em conta não apenas a qualidade da água e dos sedimentos, mas também, os processos ecotoxicológicos e ecológicos que governam a biodiversidade nos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho

Figura 97: Análise de agrupamento e estrutura dos resultados integrados de estado e impacto. **(A)** Mapa da área de estudo mostrando a distribuição geográfica dos grupos identificados pelo método de clustering; **(B)** Contribuição média das índices ambientais e biológicos para a composição de cada grupo, evidenciando os fatores mais relevantes na separação dos clusters; **(C)** Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando a distribuição das amostras no espaço das duas primeiras componentes principais (PC1 e PC2), com vetores representando a influência das variáveis originais na formação das componentes. **(D)** Coeficiente de Silhueta médio para diferentes números de clusters, indicando que as melhores soluções foram 2 e 4 grupos, sendo 4 a opção escolhida para segmentação dos dados.



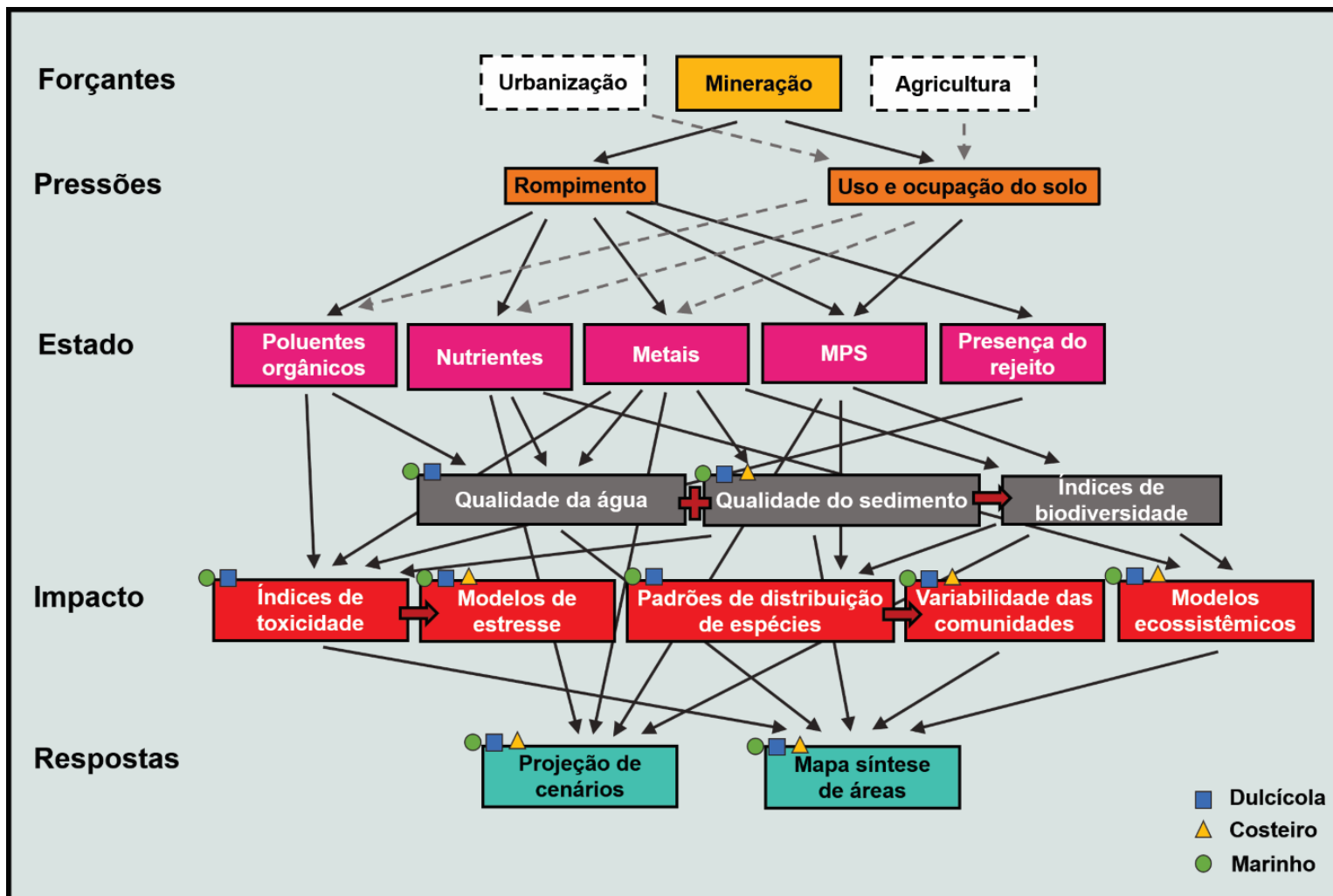
## 6.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Com base no modelo DPSIR, utilizado como referencial teórico neste relatório, foi possível sintetizar, a partir dos dados do PMBA/Fest-UFES, os principais processos envolvidos nas alterações da biodiversidade na porção capixaba da Bacia do rio Doce e nas regiões costeira e marinha adjacentes. A Figura 98 resume as principais descobertas integrativas entre os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, evidenciando a interconexão entre esses sistemas e a dinâmica das relações causa-efeito em diferentes escalas espaço-temporais.

No contexto das **forçantes**, a mineração foi identificada como a principal atividade impactante, promovendo significativas alterações na paisagem devido à mobilização e exploração de grandes volumes de recursos minerais, hídricos e energéticos. Esse resultado reforça as conclusões de VANELI et al. (2022). Além disso, outras forçantes relevantes incluem a agricultura e a urbanização, que influenciam diretamente a hidrodinâmica e a presença de contaminantes na região.

As **pressões** geradas por essas atividades foram incorporadas nos modelos conceituais, bem como nas análises de ocupação do solo e índices toxicológicos. Entretanto, devido aos impactos significativos relacionados à disposição inadequada de rejeitos e à geração de grandes volumes de resíduos, a atividade mineradora se destaca como uma das principais fontes de pressão ambiental na área monitorada pelo PMBA/Fest-UFES. O rompimento da barragem de Fundão, em novembro de 2015 intensificou essas pressões, resultando em alterações substanciais nos parâmetros abióticos e bióticos dos ecossistemas terrestres e aquáticos.

Figura 98: Síntese do modelo DPSIR (Forçantes-Pressões-Estado-Impactos-Respostas) baseado nas principais relações encontradas através das análises integrativas realizadas no presente relatório. As caixas e setas sólidas representam os cenários utilizados para as análises, enquanto as caixas e setas pontilhadas representam forçantes/relações não diretamente analisadas. As figuras geométricas acima das caixas (quadrados azuis, triângulos amarelos e círculos verdes) representam os ambientes monitorados, respectivamente, Dulcícola, Costeiro e Marinho, conforme legenda.



Essas alterações resultam em mudanças no **estado** ambiental, refletidas na modificação das características qualitativas e quantitativas de componentes como poluentes orgânicos, metais, nutrientes e material particulado em suspensão. Esses elementos, cuja variabilidade espaço-temporal está diretamente associada à presença do MLD, são monitorados no âmbito do PMBA/Fest-UFES. Eles acarretam, por sua vez, alterações na qualidade da água e do sedimento dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, e por consequência influenciam também nos índices de biodiversidade, os quais, a partir dos mapas de distribuição apresentados, parecem estar intimamente relacionados aos padrões de fluxo impostos pelo rio Doce e pela dinâmica marinha adjacente. Aqui ressalta-se a importância em também se verificar os processos hidro-meteoceanográficos que atuam nos distintos ambientes/setores monitorados, que trouxeram uma importante contribuição no estado ambiental avaliado.

De maneira geral, os resultados indicaram alterações no estado ambiental dos locais monitorados pelo PMBA/Fest-UFES, inicialmente detectadas por meio das flutuações espaço-temporais nos índices de qualidade da água e do sedimento. Essas variações refletem diretamente a influência dos processos hidro-meteoceanográficos atuantes na região, evidenciando a sazonalidade como um fator determinante na dinâmica ambiental. Além disso, foram observadas modificações nas comunidades aquáticas, destacando padrões espaço-temporais distintos e sua relação tanto com os índices de qualidade ambiental quanto com os processos hidro-meteoceanográficos. Diante dessas transformações, tornou-se essencial avaliar os **impactos** resultantes dessas mudanças, abrangendo desde efeitos em nível celular até a escala comunitária.

Para isso, foram analisados índices de toxicidade, padrões de distribuição de espécies e modelagem ecossistêmica, os quais evidenciaram a vulnerabilidade de determinados setores e ambientes. Adicionalmente, foram desenvolvidos modelos de estresse e de variabilidade das comunidades, que corroboram a influência das mudanças no estado ambiental e auxiliam na compreensão das respostas ecossistêmicas frente às pressões ambientais. Os resultados obtidos por meio da modelagem pSEM destacam o impacto ambiental significativo da contaminação por metais nos ecossistemas aquáticos estudados. A resposta da ictiofauna e do fitoplâncton variou conforme o ambiente analisado, mas certos padrões emergiram de maneira consistente, sugerindo efeitos deletérios da bioacumulação de metais pesados sobre a biodiversidade e a saúde dos organismos aquáticos.

Os índices de toxicidade evidenciaram a fragilidade ambiental das áreas monitoradas pelo PMBA/Fest-UFES, com variações sazonais e espaciais que refletem a dinâmica da contaminação por metais. As regiões dulcícolas e áreas ao norte dos Ambientes Marinho e Costeiro emergem como áreas de maior risco, com a predominância de Fe, Cu, Zn e Al como principais contribuintes para a pressão tóxica. A evolução temporal do índice msPAF demonstra períodos críticos de toxicidade, especialmente em resposta ao regime de chuvas. O aumento generalizado no Ano 6 reforça a necessidade de estratégias de mitigação, dado que os níveis de pressão tóxica voltaram a se aproximar dos registrados em 2018.

A integração dos modelos pSEM permitiu identificar relações significativas entre a pressão exercida pelos metais e as respostas biológicas observadas nos diferentes níveis organizacionais. As conexões estabelecidas entre os contaminantes e as variáveis biológicas evidenciam a influência da toxicidade



sobre a estabilidade das comunidades aquáticas, reforçando a importância da modelagem causal na interpretação dos impactos ambientais.

Os resultados da análise de TITAN confirmam que as respostas das comunidades aquáticas aos metais particulados e dissolvidos variam entre os setores monitorados. Enquanto algumas comunidades, como o ictioplâncton dulcícola e a macrofauna de praia, aumentaram em densidade com a elevação das concentrações de metais, outras, como o perifíton, a ictiofauna e o bentos de fundo inconsolidado, sofreram reduções significativas, especialmente nas lagoas dulcícolas, na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e na Foz Central e Norte do rio Doce, sugerindo piora ambiental. Os metais dissolvidos afetaram mais os ambientes dulcícolas, reduzindo fitoplâncton, perifíton, zooplâncton e ictiofauna, enquanto os metais particulados impactaram principalmente setores marinhos e costeiros. Além disso, variáveis como turbidez, lama, fluorescência e silício dissolvido contribuíram para a redução da biodiversidade, especialmente em áreas marinhas e nos trechos fluviais do rio Doce. Já os nutrientes tiveram impactos negativos predominantes nos setores Sul e Foz Sul, afetando comunidades marinhas, mas beneficiaram alguns grupos dulcícolas, como macrófitas e ictioplâncton. De modo geral, os impactos ambientais sobre as comunidades aquáticas não são homogêneos, e a biodiversidade responde de forma complexa aos gradientes ambientais. O Ambiente Dulcícola mostrou maior variação nas respostas das espécies, enquanto no Ambiente Marinho, os metais Al, Fe e Mn causaram impactos significativos em áreas como a APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e a Foz do rio Doce. O aumento de algumas espécies pode estar relacionado a fatores sazonais ou padrões ecológicos específicos, enquanto a maior tolerância observada em algumas comunidades pode indicar processos de adaptação às novas condições ambientais.

Similarmente, as análises de estabilidade e sincronia indicam que as comunidades estudadas, especialmente na Foz Central do rio Doce, estão respondendo negativamente às condições ambientais da região marinha. A baixa estabilidade da carcinofauna e ictiofauna marinhas sugere alta vulnerabilidade a mudanças ambientais, enquanto a maior estabilidade observada na carcinofauna do manguezal e na restinga pode estar ligada a fatores metodológicos e à baixa variabilidade estrutural dessas comunidades. Os resultados também apontam uma possível perda de táxons ao longo do tempo sem reposição adequada, acompanhada de elevada sincronia populacional, o que pode comprometer a estabilidade ecológica. Enquanto os ambientes dulcícolas apresentaram baixa sincronia espacial, sugerindo maior resiliência, os setores marinhos e costeiros exibiram alta sincronia, tornando as populações mais vulneráveis a perturbações simultâneas. A alta sincronia nos ambientes marinhos pode estar associada a fatores ambientais homogêneos, como temperatura e correntes oceânicas, reduzindo o efeito de resgate populacional e aumentando o risco de extinção local. Além disso, a fragmentação e destruição de *habitat* emergem como ameaças críticas à estabilidade e resiliência dos ecossistemas. Esses achados reforçam a necessidade de estudos mais detalhados para orientar estratégias de conservação e mitigação de impactos ambientais.

A interação entre fatores abióticos e bióticos na área de monitoramento do PMBA/Fest-UFES foi evidenciada pelos Modelos de Equações Estruturais, destacando a influência da vazão, turbidez e metais dissolvidos e particulados na estruturação das comunidades aquáticas. No sistema fluvial e nos

ambientes lênticos, a turbidez associada aos metais reduziu a riqueza de produtores primários, impactando a biodiversidade. Na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e nos setores Foz e Norte, processos hidrodinâmicos e químicos afetaram negativamente a estrutura das comunidades aquáticas. O efeito combinado da turbidez, metais e variáveis ambientais reforça a vulnerabilidade desses ecossistemas e a necessidade de um monitoramento contínuo para compreender as pressões ambientais e embasar estratégias eficazes de conservação e manejo e aumentar a resiliência da área afetada.

Modelos dinâmicos para projeção de cenários futuros indicam que a continuidade das condições atuais nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro manterá os efeitos adversos resultantes do rompimento da barragem do Fundão. De forma geral, os cenários projetados revelam que a riqueza de espécies é influenciada por uma combinação de fatores físico-químicos e metais relacionados ao MLD, apresentando dinâmicas distintas entre as áreas avaliadas. Embora o cenário de continuidade indique uma tendência de declínio, os modelos de validação apontam sinais de estabilidade e recuperação em alguns setores (por exemplo, no rio Doce e Lagos no Ambiente Dulcícola; APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul, Foz Norte e região Norte do Ambiente Marinho; e, Compartimento C do Ambiente Costeiro). Esses resultados reforçam a necessidade de estratégias de monitoramento que considerem as especificidades de cada ambiente, setor e comunidade.

Apesar da impossibilidade de integração numérica dos dados dos Temas Fundos Recifais, Sedimentação Costeira, Cetáceos e Aves devido à incompatibilidade matricial entre os compartimentos aqui avaliados, é importante destacar que os resultados apresentados pelos mapas de priorização de áreas também podem repercutir respostas nestes temas. Por exemplo, os resultados encontrados pelo Tema Fundos Recifais evidenciaram que a cobertura bêntica de macroalgas adjacentes na porção rasa da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz foi afetada pelo MLD, acarretando modificações na composição de espécies, a qual passou a ser dominada por algas coriáceas tolerantes a metais pesados. Os resultados do Tema Sedimentação Costeira também revelaram influências do rio Doce nas áreas críticas encontradas no presente relatório, onde tanto nos Recifes Esquecidos, quanto na APA Costa das Algas, observou-se uma forte influência do rio Doce em algumas estações de amostragem (a citar: ACA-01, ACA-02 e RE-01), evidenciando o transporte de plumas de sedimentos próximo à linha de costa. Por outro lado, a localidade RE-02 (mais profunda), nos Recifes Esquecidos, apresentou uma contribuição híbrida, com influência tanto do rio Doce quanto do rio São Mateus (ES), em proporções aproximadas de 50%.

Para Cetáceos e Aves Marinhas, a partir tanto dos modelos conceituais apresentados (seção 6.5.2.2), quanto pelos resultados específicos dos Temas (MS\_AM\_Cetáceos, MS\_AM\_Aves Marinhas), também foi possível identificar que a priorização de áreas pode auxiliar em uma melhora para estes grupos, uma vez que se identificou que os botos-cinza (*Sotalia guianensis*) e as toninhas (*Pontoporia blainvillei*) apresentaram alterações fisiológicas associadas à bioacumulação de contaminantes, com destaque para Hg e PCBs, principalmente no Setor Foz do rio Doce, onde a pressão tóxica do MLD foi mais intensa, acarretando em uma maior mortalidade dessas espécies. Similarmente, a contaminação observada pelo Tema Aves Marinhas na foz do rio Doce e em Abrolhos reflete um impacto

ecotoxicológico. Dessa forma, torna-se essencial a implementação de medidas de gestão que mitiguem a continuidade dos impactos associados ao rompimento, priorizando a recuperação das áreas mais afetadas. A identificação das áreas críticas permitiu estabelecer uma hierarquização baseada nas pressões ambientais, no estado do ecossistema e nos impactos observados. Recomenda-se a implementação de estratégias de restauração da vegetação em toda a Bacia Hidrográfica do rio Doce, com ênfase nas regiões da calha do rio, onde os níveis de contaminação são elevados ao longo do trecho fluvial do baixo curso. Nos Ambientes Costeiro e Marinho, os maiores indicativos de contaminação foram observados na região da foz do rio Doce, na porção rasa da APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz, e ao longo de setor Norte. No entanto, áreas com baixa contaminação e condições favoráveis à biodiversidade também devem ser priorizadas, pois, essas regiões podem funcionar como reservatórios naturais, contribuindo para a recuperação das áreas impactadas.

Os seis anos de monitoramento, de setembro de 2018 a setembro de 2024, permitiram uma análise abrangente da evolução dos impactos ambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. Os resultados indicam que, embora algumas áreas tenham apresentado sinais de recuperação, os efeitos negativos persistem, evidenciando a contínua influência do MLD na biodiversidade e na qualidade ambiental. As flutuações espaço-temporais observadas reforçam a necessidade de considerar a sazonalidade e os eventos climáticos extremos como fatores determinantes na dinâmica dos contaminantes e nos padrões ecológicos. Além disso, a modelagem ecossistêmica e as projeções futuras demonstram que, sem medidas eficazes de mitigação e recuperação, os impactos podem se prolongar e se intensificar em determinados setores. Assim, os dados gerados ao longo desse período fornecem subsídios fundamentais para embasar estratégias de gestão ambiental, destacando a urgência de ações voltadas à restauração das áreas mais vulneráveis e ao fortalecimento da fiscalização e conservação dos ecossistemas afetados. Propõe-se, assim, que as áreas indicadas na seção 6.6.2 sejam consideradas como pontos estratégicos para o início das ações de mitigação e recuperação, visando reduzir os impactos contínuos observados ao longo do monitoramento e reforçar a fiscalização em regiões já protegidas pela legislação ambiental brasileira.

## 7 REFERÊNCIAS

- ACHARY, S.; PANIGRAHI, S.; PANIGRAHY, R. C.; PRABHU, R. K.; SEKAR, J. K.; SATPATHY, K. K. Concentration factor of metals in zooplankton and their seasonality in Kalpakkam coast, southwest Bay of Bengal. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 2, 12–23, 2020
- ALBINO, K.; SUGUIO, K. 2010. Sedimentation processes and beach morphodynamics active at the Doce River mouth, Espírito Santo State, Brazil. *Anais Da Academia Brasileira De Ciências*. V. 82. n.4. p. 1031-104.
- AL-IMARAH, F. J.; KHALAF, T. A.; AJEEL, S. G.; KHUDHAIR, A. Y.; SAAD, R. Accumulation of heavy metals in zooplanktons from Iraqi National Waters. *International Journal of Marine Science* 8(3), 25–34, 2018.
- ALMEDA, R.; WAMBAUGH, Z.; CHAI, C., WANG, Z.; LIU, Z.; BUSKEY, E. J. Effects of crude oil exposure on bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and survival of adult and larval stages of gelatinous zooplankton. *PloS One*, 8(10), e74476, 2013.
- 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.
- ANGER, K. The biology of decapod crustacean larvae. Lisse: AA Balkema Publishers, 2001.
- ANKLEY, G. T.; BENNETT, R. S.; ERICKSON, R. J.; HOFF, D. J.; HORNUNG, M. W.; JOHNSON, R. D.; MOUNT, D. R.; NICHOLS, J. W., RUSSOM, C. L.; SCHMIEDER, P. K.; SERRRANO, J. A.; TIETGE, J. E.; VILLENEUVE, D. L. Adverse outcome pathways: A conceptual framework to support ecotoxicology research and risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(3), 730–741, 2010. <https://doi.org/10.1002/etc.34>
- ATKINS, J. P.; BURDON, D.; ELLIOTT, M.; GREGORY, A. J. Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine pollution bulletin*, 62(2), 215–226, 2011. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012>.
- ATTRIL, M. J.; RUNDLE, S. D. 2002 Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 55, 929-936.
- AUSTIN, A., & DENISEGER, J. (1985). Periphyton community changes along a heavy metals gradient in a long narrow lake. *Environmental and experimental botany*, 25(1), 41-52.
- BAKER, M. E.; KING, R. S. A new method for identifying and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*. 1, 25–37, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x>
- BARBOSA, F.A.R.; CALLISTO, M.; GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*. v.4, p.51-59, 2001.
- BASTOS, A. C., et al. Monitoramento da influência da pluma do Rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos de Mariana/MG - Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados, Departamento De Oceanografia, Centro De Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S.; MARANGONI, M. B.; D'AGOSTINI, D. P.; BOURGUIGNON, S. N.; CETTO, P. H.; SILVA, A. E.; FILHO, G. M. A.; MOURA, R. L.; COLLINS, M. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: a synthesis from a mixed siliciclastic-carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. *J. S. Am. Earth Sci.* 12, 2015.

BAUER, R.T. *Shrimps: Their diversity, intriguing adaptations and varied lifestyles* (Vol. 42). Springer Nature, 2023.

BONADA, N.; ZAMORA-MUÑOZ, C.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N. Ecological and historical filters constraining spatial caddisfly distribution in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*, 50, 781–797, 2005.

BORJA, Á.; BELZUNCE, M. J.; GARMENDIA, J. M.; RODRÍGUEZ, J. G.; SOLAUN, O.; ZORITA, I. Impact of pollutants on coastal and benthic marine communities. *Ecological impacts of toxic chemicals*, 165-186, 2011.

BRAHIM, S.; SOBRINHO, T. G.; ALBINO, J.; ZANETTI, G.; DO AMARAL, V. S.; CARNEIRO, M. T. W.; et al. Benthic fauna along sandy beaches enriched by metals after mining disaster. *Marine Ecology Progress Series*, 726, 181-196, 2024.

BRAHIM, S.; SOBRINHO, T. G.; ALBINO, J.; ZANETTI, G.; DO AMARAL, V. S.; CARNEIRO, M. T. W.; et al. Benthic fauna along sandy beaches enriched by metals after mining disaster. *Marine Ecology Progress Series*, 726, 181-196, 2024.

BRITTO, F. B.; SCHMIDT, A. J.; CARVALHO, A. M. F.; VASCONCELOS, C. C. M. P.; FARIAS, A. M.; BENTZEN, P.; DINIZ, F. M.. Population connectivity and larval dispersal of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus* along the Brazilian coast. *PeerJ*, 6, e4702, 2018.

BURLIGA, A.L.; SCHWARZBOLD, A. Perifíton: diversidade taxonômica e morfológica. In: A Schwarzbald, AL Burliga, LC Torgan, (eds), *Ecologia do Perifíton*. Rima, São Carlos, 2013.

Cagnin, R. C., Costa, E. S., Longhini, C. M., da Silva, C. A., Sá, F., & Neto, R. R. Rare earth elements as tracers of iron ore tailings on the Brazilian eastern continental shelf. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 20, n. 1, p. 179-188, 2024

CAMPOS, J. A., DA SILVA, D. D., FERNANDES FILHO, E. I., PIRES, G. F., AMORIM, R. S. S., DE MENEZES FILHO, F. C. M., ... & AIRES, U. R. V. Environmental vulnerability assessment of the Doce River basin, southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(9), 1119, 2023.

CAO, Z.; DUA, H.; FENG, L.; MA, R.; XUE, K. Climate and human induced changes in suspended particulate matter over Lake Hongze on short and long timescales. *Remote Sens. Environ.* 192, 98–113, 2017.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; (...); NAEEM S. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401): 59-67, 2012.

CARMO, F. F., KAMINO, L. H. Y., JUNIOR, R. T., DE CAMPOS, I. C., DO CARMO, F. F., SILVINO, G., & PINTO, C. E. F. (2017). Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in ecology and conservation*, 15(3), 145-151.

CARUSI, A.; DAVIES, M. R.; DE GRANDIS, G.; ESCHER, B. I.; HODGES, G.; LEUNG, K. M. Y.; WHELAN, M.; WILLETT, C.; ANKLEY, G. T. Harvesting the promise of AOPs: An assessment and



recommendations. *Science of the Total Environment*, 628:629, 1542–1556, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.015>

CASTELLE, B.; SCOTT, T.; BRANDER, R. W.; MCCARROLL, R. J. Rip current types, circulation and hazard. *Earth-Science Reviews*, 163, 1-21, 2016.

CLARK, N. J.; WELLS, K. Dynamic generalised additive models (DGAMs) for forecasting discrete ecological time series. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(3), 771–784, 2023. <http://10.0.4.87/2041-210X.13974>.

COIMBRA, K. T. O.; ALCÂNTARA, E.; DE SOUZA FILHO, C. R. An assessment of natural and manmade hazard effects on the underwater light field of the Doce River continental shelf. *Science of the Total Environment*, 685, 1087-1096. 2019.

COSTA, A.T.; ARIAS NALINI, H.; AMORIM CASTRO, P. DE T.; CARVALHO DE LENA, J.; MORGENSTERN, P.; FRIESE, K. Sediment contamination in floodplains and alluvial terraces as an historical record of gold exploitation in the Carmo River basin, Southeast Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 34, 245–256, 2006.

CPRM: MONITORAMENTO ESPECIAL DA BACIA DO RIO DOCE RELATÓRIO 01: Acompanhamento da onda de cheia Primeira Campanha de Campo, 2015.

CUCHEROUSSET, J.; OLDEN, J. D. Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries*, 36(5), 215-230, 2011. <http://dx.doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>.

DALLY, W. R. Surf Zone Processes. In: Schwartz, M.L. (eds) *Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Science Series*. Springer, Dordrecht. 2005. [https://doi.org/10.1007/1-4020-3880-1\\_306](https://doi.org/10.1007/1-4020-3880-1_306)

DE LEEUW, G.; ANDREAS, E. L.; ANGUELOVA, M. D.; FAIRALL, C. W.; LEWIS, E. R.; O'DOWD, C.; SCHULZ, M.; SCHWARTZ S. E. Production flux of sea spray aerosol. *Reviews of Geophysics*, 49(2), 2011.

DE MIRANDA, L.B. *Princípios de Oceanografia Física de Estuários Vol. 42*. Edusp, 2002.

DE ZWART, D.; POSTHUMA, L. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24(10), 2665-2676, 2005.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. (2005). Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 1-20.

DEMIREZEN, D., & AKSOY, A. (2004). Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere*, 56(7), 685-696.

DIELE, K. Life history and population structure of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Brachyura) in the Caeté Estuary, North Brazil. Tese de Doutorado, Universidade de Bremen, Bremen, p. 116, 2000.

DU L. G.; RINKLEBE, J.; VANDECASTEELE, B.; MEERS, E.; TACK, F. M. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *Science of The Total Environment*, 407(13), 3972-3985, 2009.

DU, J.; HESP, P.A. 2020. Salt spray distribution and its impact on vegetation zonation on coastal dunes: a review. **Estuaries and Coasts**, v. 43, p.1885–1907.

DUNCAN, A. E., DE VRIES, N., NYARKO, K. B. Assessment of heavy metal pollution in the sediments of the river Pra and its tributaries. *Water Air Soil Pollut*, 272, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3899-6>

EARN, D. J. D.; ROHANI, P.; GRENFELL, B. T. Persistence, chaos and synchrony in ecology and epidemiology. *Proceedings of the Royal Society Biology*, 265: 7–10, 1998.

EKOS. Análise Crítica (peer-review) da Matriz de Resultados do Relatório Anual 2020 do PMBA/Fest-RRDM (RT-36F RRDM/DEZ 20). Peer-reviewer especialista em avaliação de impacto ambiental: Alberto Fonseca. Ordem de Serviço nº 37, 2021.

ELSER, J. J., BRACKEN, M. E., CLELAND, E. E., GRUNER, D. S., HARPOLE, W. S., HILLEBRAND, H., & SMITH, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 10(12), 1135-1142.

ERHARD, D.; GROSS, E.M. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. *Aquatic Botany* 85:203–211, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.04.002>.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Environmental indicators: Typology and overview. 1999.

EWART-SMITH, J.; KING, J. The Relationship Between Periphyton, Flow and Nutrient Status in South-Western Cape Foothill Rivers and the Implications for Management. Water Research Commission Report No. 1676/1/12, Pretoria, South Africa, 2012.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution And Systematics*, 34, 487–515, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

FALASCO, E.; DORETTO, A.; FENOGLIO, S.; PIANO, E.; BONA, F. Supraseasonal drought in an Alpine river: effects on benthic primary production and diatom community. *Journal of Limnology*, 79(2), 97–110, 2020. <http://doi.org/10.4081/jlimnol.2020.1933>.

FERNANDES, G. W.; RAMOS, L.; DE SOUZA JUSTINO, W.; KENEDY-SIQUEIRA, W.; FIGUEIREDO, J. C. G.; OKI, Y.; ... & NEGREIROS, D. Mining tailings severely impact plant communities in a rainforest watershed. *Anthropocene*, 100462, 2025.

FERRAGUT, C.; RODELLO, A.F.; BICUDO, C.E.M. Seasonal variability of periphyton nutrient status and biomass on artificial and natural substrates in a tropical mesotrophic reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(4), 397–409, 2010.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Anual do PMBA/Fest – RT-43, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 193 pag. 2023.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Anual do PMBA/Fest – RT-46, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 306 pag. 2024.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Anual do PMBA/Fest-UFES – RT-46, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 306 pag. 2024.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Semestral de Evolução do PMBA/Fest-UFES – RT-44, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 79 pag. 2023.

FGV - FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS. Diagnóstico em Saúde dos Municípios Atingidos pelo Rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG), em 5 de Novembro de 2015: Estimativa de Anos de Vida Perdidos por Incapacitação. – Rio de Janeiro; São Paulo: FGV, 2021.

FIGUEIREDO, M.D.; LAMEIRAS, F.S.; ARDISSON, J.D.; ARAÚJO, M. H.; TEIXEIRA, A. P. C. Tailings from Fundão tragedy: physical–chemical properties of the material that remains by Candonga dam. *Integr Environ Assess Manag* 1–7, 2020.

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309, 570-574, 2005. <http://doi.org/10.1126/science.1111772>

FOLKE, C.; CARPENTER, S. R.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; CHAPIN, T.; ROCKSTRÖM, J. Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and society*. 15(4), 2010.

FRANCO, T.; ZORZAL-ALMEIDA, S.; SÁ, F.; BIANCHINI, A.; DERGAM, J.A.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; ALBINO, J.; VIEIRA, L.S; SANTOS, L.G.M.; RIBEIRO, A.P.L.; BASTOS, A.C. Ex-post impact assessment on a large environmental disaster. *Environmental Challenges*. Volume 15. 2024.

FROESE, R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. In *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241–253, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>

GANGLOFF, A.; VERNEY, R.; DOXARAN, D.; ODY, A.; ESTOURNEL, C. Investigating Rhône River plume (Gulf of Lions, France) dynamics using metrics analysis from the MERIS 300m Ocean Color archive (2002–2012). *Cont. Shelf Res.* 144, 98–111, 2017

GELMAN, A. 2006. Multilevel (hierarchical) modeling: what it can and cannot do. *Technometrics* 48:432-435.

GESTEIRA, J. L. & DAUVIN, JEAN-CLAUDE. Amphipods are Good Bioindicators of the Impact of Oil Spills on Soft-Bottom Macrobenthic Community. **Marine Pollution Bulletin**. 10.1016/S0025-326X(00)00046-1. v. 40, p. 1017-1027. 2000

GIERE, O. **Meiobenthology: The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments**. 2ª ed. Berlin: SpringerVerlag. v.527. 2009

GLASSON J, THERIVEL R, CHADWICK A. Introduction to Environmental Impact Assessment. London and New York: Routledge; 2005.

GOMES, L. E; 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* 120, 28–36, 2017.

GONZALEZ, A.; LOREAU, M. The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 40, 393-414, 2009.

GOTELLI, N. J. *Ecologia*. ed. Planta, 2007

GOUHIER, T. C.; GUICHARD, F.; GONZALEZ, A. Synchrony and stability of food webs in metacommunities. *The American Naturalist*, 175: E16–E34, 2010.

GOVE, J. M.; WHITNEY, J. L.; MCMANUS, M. A.; LECKY, J.; CARVALHO, F. C.; LYNCH, J. M.; et al. Prey-size plastics are invading larval fish nurseries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(48), 24143-24149, 2019.

GUPTA, S. K.; SINGH, J. Evaluation of mollusc as sensitive indicator of heavy metal pollution in aquatic system: a review. *IIOAB Journal*, 2 (1), 49-57, 2011.

GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C.; MILLÁN, A.; VELASCO, J.; VAUGHAN, I. P.; ORMEROD, S. J.; Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecology and Biogeography*, 22(7), 796-805, 2013.

HALLETT, L. M.; JONES, S. K.; MACDONALD, A. A. M.; JONES, M. B.; FLYNN, D. F. B.; RIPPLINGER, J.; SLAUGHTER, P.; GRIES, C.; COLLINS, S. L. codyn: An r package of community dynamics metrics. *Methods Ecol Evol*, 7: 1146-1151, 2017. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12569>

HARRISON, S.; CORNELL, H. Toward a better understanding of the regional causes of local community richness. *Ecology Letters*, 11 (9): 969-979, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01210.x>

HASTIE, T. J. Generalized additive models. Chapter 7 of *Statistical Models in S* eds J. M. Chambers and T. J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole, 1992.

HATJE, V.; PEDREIRA, R. M.; DE REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; DE SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*, 7(1), 10706, 2017.

HECTOR, A.; HAUTIER, Y.; SANER, P.; WACKER, L.; BAGCHI, R.; JOSHI, J.; (...); LOREAU, M. General stabilizing effects of plant diversity on grassland productivity through population asynchrony and overyielding. *Ecology*, 91(8): 2213-2220. 2010.

HEINE, K. B.; ABEBE, A.; WILSON, A. E.; HOOD, W. R. (2019). Copepod respiration increases by 7% per C increase in temperature: A meta-analysis. *Limnology and Oceanography Letters*, 4(3), 53-61.

HEINO M. Noise colour, synchrony and extinctions in spatially structured populations. *Oikos*, vol. 83: 368–375, 1998.

HOLLING, C. S. (1973). Resistance and stability of ecological systems. *Annual Review and Ecology and Systematics* 4: 1–23.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*. 4(1), 1-23, 1973.

HUGGETT, A. J. The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological conservation*, 124(3), 301-310, 2005.

HUSTON, M. A. General Hypothesis of Diversity. **American Naturalist**. <http://dx.doi.org/10.1086/283366>. v.113, p. 81-101. 1979

ISLAM, K.; MURAKAMI, S. Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. *Global Environmental Change*, 70, 102361, 2021.

JONES, H. P., & SCHMITZ, O. J. (2009). Rapid recovery of damaged ecosystems. *PloS one*, 4: e5653.

JÚNIOR, A. M. L.; SOARES, D. Z.; GUIMARÃES, A. A.; BIANCHI, J. L.; REZENDE, L. D.; DE OLIVEIRA, G. M. Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. *Caminhos de Geografia*, 8(23), 2007

KING, R. S.; BAKER, M. E. Use, Misuse, and limitations of Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) for natural resource management Application of threshold concepts in natural resource decision making. 2014 (pp 231–254). Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-8041-0>.

KLAPPROTH, Julia C.; JOHNSON, James E. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality. 2009.

KOSSOFF, D.; DUBBIN, W. E.; ALFREDSSON, M.; EDWARDS, S. J.; MACKLIN, M. G.; HUDSON-EDWARDS, K. A. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, 51, 229-245, 2014.

LANA-COSTA, J.; MARTINS, A. O.; DE ALMEIDA COSTA, P. M.; DA SILVA, M. M.; FIRMINO, A. D.; SILVA, D. M.; et al An integrated physiological and metabolic approach reveals how Restinga shrub species cope with the iron ore tailing plume along the coastal region of Espírito Santo-Brazil. *Environmental and Experimental Botany*, 216, 105535, 2023.

LARSON, C. A., & PASSY S. (2012). Taxonomic and functional composition of the algal benthos exhibits similar successional trends in response to nutrient supply and current velocity. *FEMS Microbiology Ecology*, 80(2), 352–362. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01302.x>

LEIBOUL, M. A.; Holyoak, M.; Mouquet, N.; Amarasekare, P.; Chase, J. M.; Hoopes, M. F.; Holt, R. D.; Shurin, J. B.; Law, R.; Tilman, D.; Loreau, M.; Gonzalez, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*. 7, 601-613, 2004. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>

LEMONS, A. T.; OSADCHIEV, A.; MAZZINI, P. L.; MILL, G. N.; FONSECA, S. A.; GHISOLFI, R. D. Spreading and accumulation of river-borne sediments in the coastal ocean after the environmental disaster at the Doce River in Brazil. *Ocean and Coastal Research*, 70, 2022.

LEOPOLD L.B, CLARKE F.E., HANSHAW B.B., BALSLEY J.R. A procedure for evaluating environmental impact. *Geological Survey Circular*, Washington, n. 645, p. 1-16. 1971.

LETT, C.; VERLEY, P.; MULLON, C.; PARADA, C.; BROCHIER, T.; PENVEN, P.; BLANKE, B. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. *Environmental Modelling & Software*, 23(9), 1210-1214, 2008.

LIMA, K. O. O.; TOGNELLA, M. M. P.; SCHMIDT, A. J.; SCHMILDT, E. R.; PORTO, L. A., ALMEIDA FILHO, E.; VIEIRAS, S. F. R.; BRITES JR., N. V.; FARIAS-ESPINOZA, H. C.; TOSTA, V. C. & GONTIJO, I. Baseline Study of *Ucides cordatus* Populations and the Contribution To the Management of These Social and Economic Resources. *Wetlands*, 43:28, 2023. <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01676-5>.

LONGHINI, C. M.; RODRIGUES, S. K.; COSTA, E. S.; DA SILVA, C. A.; CAGNIN, R. C.; GRIPP, M.; LEHRBACK, B. D.; MILL, G. N.; DE OLIVEIRA, E. M. C.; HERMOGENES, C. C. M.; RODRIGUES, D. G. F.; DAVID, A. M.; GRAMLICH, K. C.; BISI JÚNIOR, R. C.; GOMES, A. A. P.; DA SILVA FILHO, J. P.; ALMEIDA, J. F.; SOUZA, K. F.; LUZ JUNIOR, W. A. R.; POLEZE, L. M. B.; BARROS, R. R.; RIGO, D.; GHISOLFI, R. D.; NETO, R. R.; SÁ, F. Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. *Science of the Total Environment*, 803, 149883, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149883>

LOSI, V., FERRERO, T., MORENO, M., GAOZZA, L., ROVERE, A., FIRPO, M. MARQUES, J., ALBERTELLI, G. The use of nematodes in assessing ecological conditions in shallow waters surrounding a Mediterranean harbour facility. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v.130, p. 209-221. 2013.



LOSI, V., GRASSI, E., BALSAMO, M., ROCCHI, M., GAOZZA, L., & SEMPRUCCI, F. Changes in taxonomic structure and functional traits of nematodes as tools in the assessment of port impact. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 260, 2021

LOUZADA, Franciane LR de O.; XAVIER, Alexandre C.; PEZZOPANE, José EM. Climatological water balance with data estimated by tropical rainfall measuring mission for the Doce river basin. *Engenharia Agrícola*, v. 38, p. 376-386, 2018.

MACDONALD, D. D.; CARR, R. S.; ECKENROD, D.; GREENING, H.; GRABE, S.; INGERSOLL, C. G.; JANICKI, S.; JANICKI, T.; LINDSKOOG, R. A.; LONG, E. R.; PRIBBLE, R.; SLOANE, G.; SMORONG, D. E. Development, evaluation, and application of sediment quality targets for assessing and managing contaminated sediments in Tampa Bay, Florida. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46, 147–161, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2270-z>.

MapBiomas. Coleção 8.0 Séries anuais da Cobertura e Uso do Solo de todo o Brasil, 2022. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>

MARIGÓMEZ, I.; SOTO, M.; CAJARAVILLE, M. P.; ANGULO, E. & GIAMBERINI, L. Cellular and sub-cellular distribution of metals in molluscs. *Microscopy Research and Technique*, 56 (5), p. 358–392, 2022. <https://doi.org/10.1002/jemt.10040>

MAXIM, L.; SPANGENBERG, J. H.; O'CONNOR, M. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological economics*, 69(1), 12–23, 2009. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.03.017>

MEFFE, G.K.; GROOM, M.J.; CARROLL, C.R. Ecosystem approaches to conservation. Responses to a complex world. In: pp.467-507. *Principles of Conservation Biology* 3ª Edição Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts, Estados Unidos, 2006.

Mirlean, N., Garcia, F., Baisch, P., Quintana, G. C., & Agnes, F. Sandy beaches contamination by arsenic, a result of nearshore sediment diagenesis and transport (Brazilian coastline). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 135, p. 241-247, 2013.

MONTUELLE, B., DORIGO, U., BÉRARD, A., VOLAT, B., BOUCHEZ, A., TLILI, A., GOOUY, V., PESCE, S. (2010). The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardières-Morcille experimental watershed (France). *Hydrobiologia*, 657, 123–141. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0105-2>

MOREIRA, T. R.; SANTOS, A. R. D.; DALFI, R. L.; CAMPOS, R. F. D.; SANTOS, G. M. A. D. A. D.; EUGENIO, F. C. Land use and occupation analysis of permanent preservation areas in the municipality of Muqui, Espírito Santo state, Brazil. *Floresta e Ambiente*, 22, 141-152, 2015.

MYTTENAERE, A., GOLDEN, B., LE GRAND, B., & ROSSIC, F. Using the mean absolute percentage error for regression models. *Proceedings*, 826, 113-118, 2015.

MYTTENAERE, A., GOLDEN, B., LE GRAND, B., & ROSSIC, F. Mean Absolute Percentage Error for Regression Models. Preprint submitted to *Neurocomputing*, 192, 38-48, 2019.

NASRABADI, T., RUEGNER, H., SIRDARI, Z. Z., SCHWIENSTEK, M., & GRATHWOHL, P. (2016). Using total suspended solids (TSS) and turbidity as proxies for evaluation of metal transport in river water. *Applied Geochemistry*, 68, 1-9.

NECHAD, B.; RUDDICK, K. G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment*, 114(4), 854-866, 2010.

NECKER, L.; BRENDONCK, L.; VAN VUREN, J; WEPENER, V.; SMIT, N.J. Aquatic Invertebrate Community Resilience and Recovery in Response to a Supra-Seasonal Drought in an Ecologically Important Naturally Saline Lake. *Water*. 13(7), 2021. <https://doi.org/10.3390/w13070948>

NEVES, D. S.; SILVA, A. P.; SILVA, C. F.; GONTIJO, B. M.; FIGUEIREDO, C. A. O.; PONTES, P. R. S.; SANTOS, R. W. L. Changes in land use dynamics following the Fundão dam collapse in the Doce River Basin, Brazil. *Total Environment Advances*, v. 12, p. 200112, 2024.

NIGARIGA, P.; SAREN, D.; VARMA, R. SUGUMAR, V. Assessment of trace metal bioaccumulation on the shells of edible gastropod *Chicoreus ramosus* and *Hemifusus pugilinus*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(608), 2023. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11130-y>

NOTA TÉCNICA CT-GRSA 10/2018 Assunto: Aprovação do Programa Manejo de Rejeitos (PG 23) – Objetivos, Projetos e Escopo.

O'BRIEN, S. F., & LONG, Y. (2026) How do I interpret a confidence interval? *Transfusion*, 56(7), 1680-1683.

OKAMURA, H., & AOYAMA, I. (1994). Interactive toxic effect and distribution of heavy metals in phytoplankton. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 9(1), 7-15.

OLIVEIRA, K. S. S. Influência das Condições de Vento e do Aporte Fluvial na Dinâmica Sedimentar do Trecho Centro-Norte da Plataforma Continental do Espírito Santo (PCES). 144 f. Doutorado (Doutorado) - programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2018.

OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, D. S. V. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *Journal of South American Earth Sciences*, 78, 101-115, 2017.

OLIVEIRA, K.S.S.; QUARESMA, V.S.; NOGUEIRA, I.C.M.; VIEIRA, F.V.; BASTOS, A.C. Wave-driven sediment mobility on the Eastern Brazilian shelf under different weather systems. *Geo-Marine Letters*, 41(3), 1-17, 2021.

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

ORLANDO, M. T. A.; GALVÃO, E. S.; CAVICHINI, A. S.; C. V. G. T.; ORLANDO, C. G. P.; GRILO, C. F.; SOARES, J.; OLIVEIRA, K. S. S.; SÁ, F.; JUNIOR, A. C.; BASTOS, A. C.; DA SILVA QUARESMA, V. Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure. *Chemosphere* 257, 127184, 2020.

PEREIRA, M. D.; SIEGLE, E.; MIRANDA, L. B. & SCHETTINI, C. A. F. Hidrodinâmica e transporte de material particulado em suspensão sazonal em um estuário dominado por maré: estuário de Caravelas (BA). *Revista Brasileira de Geofísica*, 28 (3): 427-444, 2010.

PEREIRA, O.J.; THOMAZ L.D.; ARAUJO D.S.D. Fitossociologia da vegetação de ante dunas da restinga de Setibá/Guarapari e em Interlagos, Vila Velha, ES. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, v.1, p.65-75, 1992.

PLANO INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA DO RIO DOCE. Revisão e Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH Doce), Incluindo seus Respetivos Planos Diretores de Recursos Hídricos (PDRHs)/Planos de Ações de Recursos Hídricos (PARHs), e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia em Classes segundo os Usos Preponderantes e Atualização do Enquadramento dos Cursos d'Água da Bacia do Rio Piracicaba.

PP03: Consolidação do Estado da Arte Sobre a Situação e a Gestão de Recursos Hídricos na Bacia. ENGECORPS ENGENHARIA S.A. - 1454-ANA-03-RH-RT-0001-R1 – Novembro, 2021.

POLO-CAVIA, N. et al. Body condition does not predict immunocompetence of western pond turtles in altered versus natural habitats. *Animal Conservation*, 13(3), 256–264, 2010.

PORTO, L. A. Estrutura Populacional do *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) Crustacea:Decapoda:Brachyura): Subsídio para a Gestão da Espécie). Universidade Federal do Espírito Santo. Trabalho de Conclusão de Curso, Bacharelado em Ciências Biológicas. 2016.

POSTHUMA, L.; VAN GILS, J.; ZIJP, M. C.; VAN DE MEENT, D.; DE ZWARTD, D. Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12 386 chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4), 703–711, 2019. <https://doi.org/10.1002/etc.4373>

QUARESMA, V. S.; BASTOS, A. C.; LEITE, M. D.; COSTA, A.; CAGNIN, R. C.; GRILO, C.; ZOGHEIB, L.; OLIVEIRA, K. S. S. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Continental Shelf Research*, 104172, 2020.

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*, 45(4), 635-644, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jecoenv.2018.11.047>

QUARESMA, V.S.; AGUIAR, V.M.C.; BASTOS, A.C.; OLIVEIRA, K. S.; VIEIRA, F. V.; SÁ, F.; BAPTISTA NETO. J. A. The impact of trace metals in marine sediments after a tailing dam failure: the Fundão dam case (Brazil). *Environmental Earth Sciences*. 80(571), 2021.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2023. URL <https://www.R-project.org/>.

RENOVA. Atualização do Plano de Recuperação Ambiental Integrado – PRAI. Fundação Renova, 2016.

REZANIA, S., TAIB, S. M., MD DIN M. F., DAHALAN, F. A., & KAMYAB, H. (2016). Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *J. Hazard. Mater.* 318:587–599. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.07.053. PMID: 27474848.

RICHARD, E. C.; DUARTE, A.H. JR; ESTRADA, G.C.D.; BECHTOLD, J.; MAIOLI, B.G.; FREITAS, A. H. A., WARNER, K. E., FIGUEIREDO, L. H. M. Influence of fundão tailings dam breach on water quality in the Doce river watershed. *Integr Environ Assess Manag* 16(5):583–595, 2020.

RODRIGUES T., KRATINA, P, SETUBAL, RB., FERRO, JLS., ABE, DH., COSTA, LO., NOVA, CC., ; FARJALLA, VF., PIRES, APF. 2024. Interaction between climate change scenarios and biological invasion reveals complex cascading effects in freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 30: 1-12.

ROSSI, S. et al. Challenges in evaluating the severity of fibropapillomatosis: A proposal for objective index and score system for green sea turtles (*Chelonia mydas*) in Brazil. *PLoS ONE*, v. 11(12), 1, 2016.

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.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Análise Abiótica e Biótica no Ambiente Marinho – Discussão Integrada. RT-19K, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 57 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-39C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 349 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-39D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1410 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Dulcícola. RT-39B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 613 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-39C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 349 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. RT-36F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 50 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. RT-39F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 68 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. RT-36F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 50 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. RT-39F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 68 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. **Relatório Anual**. RT-16 a RT-32, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 2019.

RUDORFF, N.; RUDORFF, C. M.; KAMPEL, M.; ORTIZ, G. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 145, 349-361, 2018.

SÁ, F.; LONGHINI, C. M.; COSTA, E. S.; DA SILVA, C. A.; CAGNIN, R. C.; DE OLIVEIRA GOMES, L. E.; LIMA, A. T.; BERNARDINO, A. F., RODRIGUES NETO, R. Time-sequence development of metal (loid) s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Science of the Total Environment*, 769, 144532. 2021.

SAFFRAN, K.; CASH, K.; HALLARD, K.; NEARY, B.; WRIGHT, C. CCME water quality index 1.0 user's manual. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life, Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001.

SAHA, S. et al. The NCEP Climate Forecast System Version 2 J. *Climate*, 27, 2185-2208, 2014. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00823.1>.

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. *Biológico*, São Paulo, 65 (1/2), pp.113-116, 2003.

SANTAMARINA, J. C.; TORRES-CRUZ, L. A.; BACHUS, R. C. Why coal ash and tailings dam disasters occur. *Science*, 364(6440), 526-528, 2019.

SANTOS, E. H.; GRIEBELER, N. P.; DE OLIVEIRA, L. F. Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14, 826-834, 2010.

SCHEFFER, M., CARPENTER, S. R., FOLEY, J. A., FOLKE, C., WALKER, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591–596.

SCHINDLER, D. E.; ARMSTRONG, J. B.; REED, T. E. The portfolio concept in ecology and evolution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 257–263, 2015.

SEVERINI, M. D. F.; BOTTE, S. E.; HOFFMEYER, M. S.; MARCOVECCHIO, J. E. Spatial and temporal distribution of cadmium and copper in water and zooplankton in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(1), 57–66, 2009.

SILVA, A.C., CAVALCANTE, L.C.D., FABRIS, J.D., et al. Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais. *Brasil Rev Espinhaço UFVJM*. 44–53, 2016.

SILVA, L. F. R.; CASTRO, D. M. P.; JUEN, L. et al. Ecological thresholds of Odonata larvae to anthropogenic disturbances in neotropical savanna headwater streams. *Hydrobiologia*, 851, 313–326, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05097-z>

SILVA, L. F. R.; CASTRO, D. M. P.; JUEN, L. et al. Ecological thresholds of Odonata larvae to anthropogenic disturbances in neotropical savanna headwater streams. *Hydrobiologia*, 851, 313–326, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05097-z>

SIMITH, D. D. J. D. B.; DIELE, K. O efeito da salinidade no desenvolvimento larval do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ocypodidae) no Norte do Brasil. *Acta Amazonica*, 38, 345-350, 2008.

SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in ecology & evolution*, 31(1), 67-80, 2016.

SOUZA, J.S., 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**. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113230>. v. 174, 113230. 2022.

SPINASSE, V. C. & TOGNELLA, M. M. P.. As principais ameaças à perpetuação de *Ucides cordatus* nos manguezais brasileiros: uma revisão sistemática (1970 a 2023). *Revista Contribuciones A La Ciencias Sociales*. 2024. DOI: 10.55905/revconv.17n.7-411.

SPINASSE-BROMENSCHENKEL, V. C. & TOGNELLA, M. M. P. 2020. Estimativa populacional e potencial extrativo do caranguejo-uçá no pós-defeso: subsídios à gestão em Unidade de Conservação de uso sustentável. *Research, Society and Development*, v. 9, n. 12, e25791210992, 2020 (CC BY 4.0) | ISSN 2525-3409 | DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i12.10992>.



STACY, N. I.; PERRAULT, J. R.; WOOD, L. D. Blood analytes of hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) from Florida waters: reference intervals and size-relevant correlations. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 2023.

STEVENSON, R.J. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habits. In: Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL, (eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp. 3-30, 1996.

THIERMANN, F. & VISMANN, BENT & GIERE, O. Sulphide tolerance of the marine nematode *Oncholaimus campylocercoides* - A result of internal sulphur formation? **Marine Ecology Progress Series**. 10.3354/meps193251. v. 193, p. 251-259. 2000.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45: 471–493, 2014.

TOGNELLA, M. M. P.; FALQUETO, A. R.; FARIAS-ESPINOZA, H. C.; GONTIJO, I.; GONTIJO, A. B. P. L.; FERNANDES, A.; SCHMILDT, E. R.; SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; SCHMIDT, A. J.; LOPES, D. M. S.; BARCELOS, U. D.; D'ADDAZIO, V.; LIMA, K. O. O.; PASCOALINI, S. S.; PARIS, J. O.; BRITES JR., N. V.; ; PORTO, L. A., ALMEIDA FILHO, E.; OLIVEIRA, C. P.; LEOPOLDO, R. V. S.; LEITE, S.; BERRIBILLI, M. P.; VIEIRAS, S. F. R.; ROSA, M. B.; SÁ, F.; NETO, R. R.; GHISOLFI, R. D.; CASTRO, M. S. M.; RIGO, D.; TOSTA, V. C. & ALBINO, J. 2021. Mangroves as traps for environmental damage to metals: The case study of the Fundão Dam. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150452>.

VAN DER OOST, R.; MCKENZIE, D. J.; VERWEIJ, F.; SATUMALAY, C.; VAN DER MOLEN, N.; WINTER, M. J.; CHIPMAN, J. K. Identifying adverse outcome pathways (AOP) for Amsterdam city fish by integrated field monitoring. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 74, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.103301>

VANELI, B. P.; DE SOUZA ARAÚJO, E. M.; DE OLIVEIRA, D. B. H. S.; SPAGNOL, I. T.; TEIXEIRA, E. C. Conceptual model to analyze the effects caused by technological disaster on the physical-chemical state of the lower Doce River waters, Brazil. *Science of The Total Environment*, 809, 152168, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152168>.

VARGAS LUNA, A.; CROSATO, A.; UIJTTEWAAL, W.S. J. Effects of vegetation on flow and sediment transport: Comparative analyses and validation of predicting models. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40(2), 157-176, 2015. <https://doi.org/10.1002/esp.3633>

VASCONCELOS, R. P., REIS-SANTOS, P., COSTA, M. J., CABRAL, H. N. Connectivity between estuaries and marine environment: Integrating metrics to assess estuarine nursery function. *Ecological Indicators*. 11, 1123-1133, 2011.

VEHTARI, A.; GELMAN, A.; SIMPSON D.; CARPENTER, B.; BÜRKNER, P. C. Rank-normalization, folding, and localization: an improved R for assessing convergence of MCMC (with discussion). *Bayesian Analysis*, 16, 667–718. 2021.. <https://doi.org/10.1214/20-BA1221>

VIEIRA, F. V.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S. LEITE, M.D.; COSTA JR, A; OLIVEIRA, K. S. S.; DALVI, C. F.; BAHIA, R. G.; HOLZ, V. L.; MOURA, R. L.; AMADO-FILHO, G. M. Along-Shelf Changes in Mixed Carbonate-Siliciclastic Sedimentation Patterns. *Continental Shelf Research* 187: 103964, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.103964>. 2019.

WANG, S.; LOREAU, M. Ecosystem stability in space:  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  variability. *Ecology letters*, 17(8): 891-901, 2014.

WENZEL, D. A.; SOUSA JUNIOR, M. F.; ULIANA, E. M.; MENDES, M. A. S. A. Dynamics of land coverage in three amazonics basins in the Mato Grosso state, Brazil. Research, Society and Development, [S. l.], v. 9, n. 10, p. e3919108613, 2020. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i10.8613>

WILHM, J. L.; DORRIS, T. C. Biological parameters for water quality criteria. Bioscience, v. 18, n. 6, p. 447-481, 1968.

WILSON, M. & KAKOULI-DUARTE, T. **Nematodes as Environmental Indicators**. Hardcover, 352 Pages, Cabi. ISBN-13: 978-1-84593-385-2, ISBN: 1-84593-385. 2009

WOOD, S.N. mgcv: GAMs and generalized ridge regression for R. R news, 1(2), 20–25, 2001.

WÜRDIG, N. L.; CENZANO, C. S. S.; MOTTA-MARQUES, D. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. Acta Limnologica Brasiliensis, 19(4):427-438, 2007.