

**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

RT- 46/ JUN 24

RA2023 PMBA/Fest

Vitória

Junho de 2024

COORDENAÇÕES

Coordenação Geral

Daniel Rigo (UFES)
Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro (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 Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Temas

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)
Antônio Sérgio Ferreira Mendonça (UFES)
Daniel Rigo (UFES)
Danilo Camêllo (UFES)
Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)
Gilberto Fonseca Barroso (UFES)
Mariella Bontempo Duca de Freitas (UFV)
Marco Aurélio Caiado (UFES)
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

1	SUMÁRIO EXECUTIVO	4
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO	4
1.2	GLOSSÁRIO DO PMBA/FEST	18
1.3	LISTA DO MATERIAL SUPLEMENTAR	19
2	SÍNTESE DO AMBIENTE DULCÍCOLA	21
2.1	O ECOSISTEMA E OS INDICADORES	21
2.1.1	Indicadores abióticos	21
2.1.2	Indicadores bióticos	22
2.1.3	Predadores de topo	23
2.1.4	Ecotoxicologia	23
2.2	DESTAQUES	24
2.3	CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE	26
2.4	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS	29
2.4.1	Indicadores abióticos	29
2.4.2	Indicadores bióticos	35
2.4.3	Ecotoxicologia	40
2.4.4	Avaliação global.....	42
2.5	SÍNTESE GRÁFICA	51
2.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
3	SÍNTESE DO AMBIENTE MARINHO	53
3.1	O ECOSISTEMA E OS INDICADORES	53
3.1.1	Indicadores abióticos	53
3.1.2	Indicadores bióticos	54
3.1.3	Ecotoxicologia	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	75
3.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	76
4	SÍNTESE DO AMBIENTE COSTEIRO.....	77
4.1	OS ECOSISTEMAS E OS INDICADORES	77
4.2	DESTAQUES	78
4.3	CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE	79
4.3.1	Aspectos geológicos e geomorfológicos	79
4.3.2	Períodos chuvosos e secos.....	83
4.4	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS	84
4.4.1	A Praia.....	84
4.4.2	O Manguezal	90
4.4.3	A Restinga	93
4.5	SÍNTESE GRÁFICA	100
4.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
5	MATRIZ DE RESULTADOS.....	102
5.1	INTRODUÇÃO	102
5.2	METODOLOGIA.....	103
5.2.1	Lista de impactos.....	104
5.2.2	Quantificação da matriz de resultados	106
5.2.3	Espacialização dos resultados e definição das áreas impactadas	109
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	109
5.3.1	Impactos e suas características.....	110
5.3.2	Espacialização dos impactos	128
5.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	135
6	SÍNTESE INTEGRATIVA	137
6.1	INTRODUÇÃO	137
6.2	FORÇANTES ANTRÓPICAS	141

6.3	PRESSÕES.....	142
6.3.1	Rompimento da barragem de Fundão	142
6.3.2	Uso e ocupação da bacia	143
6.3.3	Análise do uso e cobertura do solo	144
6.4	ESTADO DA BIODIVERSIDADE E DO AMBIENTE.....	151
6.4.1	Descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais	151
6.4.2	Modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do material oriundo da barragem de Fundão descrevendo o sistema a partir de modelos conceituais	156
6.4.3	Índices de qualidade ambiental (monitoramento ambiental)	166
6.4.4	Distribuição da biodiversidade	185
6.5	INDICADORES DE IMPACTOS.....	188
6.5.1	Potencial ecotoxicológico - índices de toxicidade.....	188
6.5.2	Modelos de estresse (vias de desfecho adverso)	200
6.5.3	Modelos preditivos da dispersão larval- conexão entre os manguezais e o Ambiente Marinho	221
6.5.4	Táxons indicadores de limites ecológicos - TITAN.....	227
6.5.5	Variabilidade e estabilidade das comunidades biológicas	239
6.5.6	Modelos quantitativos das relações ecossistêmicas nos Ambientes Dulcícola e Marinho	254
6.6	RESPOSTAS: SUBSÍDIOS PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS.....	261
6.6.1	Simulação e projeção de cenários	261
6.6.2	Priorização de áreas	278
6.7	CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES.....	281
7	REFERÊNCIAS	287

1 SUMÁRIO EXECUTIVO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

O presente documento apresenta o conteúdo do quinto Relatório Anual (RA2023) do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente (PMBA/Fest), visando o cumprimento dos produtos estabelecidos no Acordo de Cooperação Técnica junto à Fundação Renova. Para fins administrativos, ele é denominado RT-46. O período de amostragem e análise do RA2023 foi definido como sendo entre setembro de 2018 e janeiro de 2024 (amostragens até o período chuvoso de 2024). Porém, é importante ressaltar 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, (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.

A nova Estrutura Analítica de Projeto implantada a partir de agosto de 2022, com a assinatura do 6º e 7º aditivos de escopo e prazo do PMBA/Fest com a Fundação Renova, período nomeado como Novo Ciclo do PMBA/Fest, contempla período de monitoramento entre agosto de 2022 e janeiro de 2024 e possui organização por Temas (Projetos Temáticos). Neste contexto, este relatório apresenta toda a série histórica de dados amostrados e analisados, ou seja, aqueles monitorados anteriormente ao Novo Ciclo do PMBA/Fest e os amostrados ao longo deste.

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 novo modelo de relatório estabeleceu uma abordagem ainda mais integrada e focada nos indicadores ambientais resultantes do PMBA/Fest. Desta forma, visando atender à necessidade e relevância da conectividade e interrelações ecológicas entre água, sedimento e biota avaliados pelo monitoramento, 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**, representando uma visualização consolidada dos impactos identificados por cada um dos ambientes de forma quantitativa, gráfica e visual; e (3) a **Síntese Integrativa**, uma abordagem desenvolvida e adotada pelo PMBA/Fest desde 2022 a fim de alcançar de forma mais efetiva a integração dos seus resultados, seguindo uma abordagem essencialmente ecossistêmica. Já os **Materiais Suplementares** ao relatório contemplam a apresentação dos indicadores de cada Tema; histórico de malha e frequência amostrais do PMBA/Fest (estações amostrais e mapas em alta resolução); documento suplementar da Síntese Integrativa; lista de impactos e quantificação dos mesmos na Matriz de Resultados; e arquivos “*shapefile*” utilizados na construção do relatório.

A **Síntese dos Ambientes** foi construída visando apresentar a evolução temporal e espacial da qualidade ambiental e da biodiversidade nos Ambientes Dulcícola (coletas até o período chuvoso de

2024), Costeiro (coletas até o período seco de 2023, exceto Ecotoxicologia que realizou monitoramento no período chuvoso de 2024) e Marinho (coletas até o período chuvoso de 2024) monitorados no âmbito do PMBA/Fest. A diferença de temporalidade na finalização das atividades de monitoramento entre os Ambientes foi ocasionada em face do processo de homologação entre os partícipes do 6º aditivo, uma vez que o cronograma de execução física foi deslocado a fim de ter seu início dois meses após o que se tinha planejado no início do processo. Cada Ambiente apresenta seus resultados, principais pontos de atenção 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

Drª. Bianca Ramos de Meira

Profª. Drª. Camila de Martinez Gaspar Martins

Mª. Danniel Brandão Mendes

Profª. Drª. Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (coordenação)

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso

Prof. Dr. Jorge Abdala Dergam dos Santos Profa.

Profª. Drª. Valquiria Ferreira Dutra

Ambiente Marinho

Prof. Dr. Stéfano Zorzal de Almeida

Ambiente Costeiro

Profª. Drª. Jacqueline Albino

Já a **Matriz de Resultados** apresenta sua versão revisada e atualizada para o RA2023, que visa apresentar quali-quantitativamente os principais impactos identificados pelas equipes que executam o PMBA/Fest, como forma complementar, visual e integrativa da avaliação espacial e temporal dos resultados diretos ou indiretos causados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG). A série temporal utilizada contempla amostragens até o período seco de 2023, uma vez que este foi o último momento em que todas as equipes estavam em campo de forma conjunta, possibilitando, assim, o mesmo recorte temporal para a pontuação da matriz. A Matriz de Resultados é uma metodologia totalmente desenvolvida pela equipe do PMBA/Fest a partir da adaptação de uma Matriz de Interação (tipo de matriz muito utilizada em Estudos Preditivos de Impacto Ambiental e Relatórios de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) no Brasil).

Autoria:

Dr^a. Anna Paula Lage Ribeiro

Prof^a. Dr^a. Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna

Prof. Dr. Fabian Sá

Prof^a. Dr^a. Jacqueline Albino

Oceanógrafa Lara Gabriela Magioni Santos

Dr^a. Laura Silveira Vieira Salles

Dr^a. Monique Franzen Maia

Prof. Dr. Stéfano Zorzal de Almeida

Por fim, a **Síntese Integrativa** é uma abordagem relativamente nova para o PMBA/Fest, apresentada pela primeira vez no RA2022. Foram avaliadas 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. A série temporal utilizada contempla amostragens até o período seco de 2023, uma vez que este foi o último momento em que todas as equipes estavam em campo de forma conjunta, possibilitando, assim, a integração completa dos ambientes. Nessa abordagem, partiu-se das contribuições existentes, a partir da análise de relatórios, bancos de dados 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^a. Dr^a. Beatrice Padovani Ferreira

Dr. Fabio Cavalca Bom

Dr^a. Gisele Daiane Pinha Profa.

Prof^a. Dr^a. 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. Dentre eles são apresentados:

1. Histórico de malha e frequência amostrais implementadas desde setembro de 2018 até janeiro de 2024: Evidencia-se, a partir da malha e frequência amostrais estabelecidas no TR4, as alterações aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio do ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, em outubro de 2019 (para o período de transição) e pelas Propostas Técnicas de continuidade do monitoramento, apresentadas a partir do primeiro semestre de 2022 visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.
2. Variação espaço-temporal dos indicadores de cada Tema: Estes documentos foram construídos com o objetivo de apresentar a metodologia executada no Novo Ciclo do monitoramento (desde agosto de 2022) e os resultados de cada um dos Temas do PMBA/Fest, pela apresentação exclusiva dos indicadores, atendendo à solicitação via ofício SEI nº 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio de 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. O conteúdo do documento 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 Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em 31 de agosto de 2022 (e 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 foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest, 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. A série temporal utilizada contempla todas as amostragens executadas por cada Tema, e ela não é a mesma para todos os Temas, uma vez que o cronograma de execução do 6º e 7º aditivos de escopo e prazo com a Fundação Renova não é homogêneo para todo o PMBA/Fest.
 - As considerações finais sobre os 5 anos de monitoramento do acerca dos

indicadores observados por cada Tema do PMBA/Fest e o ambiente monitorado.

3. Material Suporte para a 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 equações estruturantes, dos táxons indicadores de limites ecológicos e da simulação e projeção de cenários.
4. Planilhas de suporte à Matriz de Resultados: São apresentadas as planilhas de suporte à construção da Matriz de Resultados, contendo a lista de impactos identificados pelos Temas componentes de cada Ambiente; a matriz de cálculo, com a valoração dada aos critérios avaliados nos impactos em cada compartimento; e a matriz de resultados, que é a síntese da avaliação realizada.
5. “Shapefiles”: Pasta de arquivos “Shapefiles” utilizados na representação da malha amostral do PMBA/Fest, além daqueles utilizados nos demais mapas apresentados no RA2023.

A análise técnico-científica do RA2023 foi elaborada com base nos principais indicadores abióticos e bióticos já apresentados nos relatórios anteriores do PMBA/Fest (RRDM, 2019 – RT16 a RT32; RRDM, 2020 – RT35; RRDM, 2020 – RT36; RRDM, 2021 – RT37; RRDM, 2022 – RT39; FEST, 2023 – RT42; FEST, 2023b – RT43 e FEST, 2023c – RT44). O relatório foi estruturado de tal forma que a narrativa se desenvolvesse separadamente para os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, contemplando os resultados de todos os estudos realizados pelos Temas do PMBA/Fest, em consonância com o previsto no TR4 e Plano de Trabalho para o Novo Ciclo do PMBA/Fest, com suas alterações metodológicas até então aprovadas pela CTBio. 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 ao início da execução do PMBA/Fest.

Ressalta-se que todas as ferramentas e critérios de análise que subsidiaram a elaboração dos relatórios anteriores do PMBA/Fest e a avaliação de impacto são as mesmas que estão sendo empregadas na elaboração do RA2023. Neste contexto, a comparação das análises espaço-temporais empregadas e avaliativas das condições ambientais e da biodiversidade foram definidas e interpretadas de acordo com os diferentes critérios já adotados anteriormente no âmbito do PMBA/Fest. Assim, foi realizada a comparação dos resultados obtidos no período de coleta do PMBA/Fest com as seguintes referências: **(A)** dados pretéritos pré-rompimento; **(B)** dados pretéritos pós-rompimento da barragem identificados pelo PMBA/Fest, mas anteriores ao PMBA/Fest; **(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.

Além dos dados pretéritos já considerados no âmbito dos produtos anteriores do PMBA/Fest, 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 via Fundação Renova.

Importante salientar que o conteúdo do RA2023 é resultante do processamento e análise dos dados obtidos ao longo dos 65 meses de atuação do PMBA/Fest (setembro de 2018 a janeiro de 2024). 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. No Quadro 1 é apresentada a lista de todos os colaboradores do PMBA/Fest e parceiros atuantes durante a produção do RA2023 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 atuantes durante o período de produção do RA2023, agrupados por Temas e Gerências.

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
TEMA - ECOTOXICOLOGIA	
ADALTO BIANCHINI	MAGNO DA SILVA MARQUES
AMANDA ARAUJO DE OLIVEIRA	MARCELO AUGUSTO GERMANI MARINHO
BRENDA OLIVEIRA DE BRITO	MARIA EDUARDA MACHADO THIESEN TURNA
CAMILA DE MARTINEZ GASPAR MARTINS	MARIA JULIA NICOLAU
CAROLINE FREY	MARIA SOARES NOBREGA
CIBELE RODRIGUES DOS SANTOS	MARIANA MACHADO DE OLIVEIRA
DOUGLAS MARCELINO DA SILVA ROCHA	MAYSA DO VALE OLIVEIRA
EDUARDO MEDEIROS DAMASCENO	PATRICIA GOMES COSTA
HENRIQUE FRAGOSO DOS SANTOS	PATRIK SILVA SANTOS
IOLE BEATRIZ MARQUES ORSELLI	PEDRO HENRIQUE FREITAS PEREIRA
IRIS PEREIRA FONSECA	PRISCILA PLESLEY ALVES DA SILVA
JOSIANE ARAUJO DA SILVA	REGINA COIMBRA ROLA
JULIA SACRAMENTO BARBOSA	RONAN ADLER TAVELLA
JULIANA CARRICONDE HERNANDES	TACIANA ONESORGE MIRANDA LOPES
JULIANA CASTRO MONTEIRO PIROVANI	TALITA CRISTINA DA SILVA CASTRO
JULIANA DA SILVA FONSECA	THALES SANTOS ALMEIDA
LEANDRA MARCIA PEDROSO DALMAS	VANDA ARTIFON PEREIRA
LIZIANE CARDOSO MARUBE	VITORIA FIAL DO NORTE
LUANA BARBIERI DE SOUZA	YURI DORNELLES ZEBRAL
LUIZ CELESTINO DALMAS NETO	YURI ROSSI
TEMA - BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS	
ADREANI ARAUJO DA CONCEICAO	LORRANY DOS SANTOS OLIVEIRA
ADRIANE CRISTINA ARAUJO BRAGA	LUAN DE OLIVEIRA CERQUEIRA
AISSA LEAL BRINGEL	LUCAS VIEIRA DO NASCIMENTO
ANA CAROLINA VILAS BOAS	MARIA FERNANDA NASCIMENTO VELAME
ANNIE DA SILVA CASSAMALI	MATEUS REZENDE COELHO
CAMILA VITORIA DA SILVA ALMEIDA	RAQUEL ELISA ALVES
CRISLANE BARBOSA DAS NEVES	RAVIER SEBASTIAO DE CASTRO ROSA
ISABELE PONCIO LOUZADA	RENATA DE OLIVEIRA PATRICIO
LAIZA OLIVEIRA DE JESUS	STEPHANNY CONCEICAO DA SILVA
LEILA DE LOURDES LONGO	THIAGO CAZONI
TEMA – FITOPLÂNTON MARINHO	
ANA REGIA DEPOLI CABRAL DE MACEDO	LUIGE GUSTAVO GERLIEL LOPES DIAS
ARTHUR WEISS DA SILVA LIMA	MARCIO MURILO BARBOZA TENORIO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
BRENER FREITAS DE ALVARENGA	MYLLENA DA SILVA PEREIRA
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	LELIS ANTONIO CARLOS JUNIOR
ALINE SHIMADA DA CRUZ	LEONARDO TAVARES SALGADO
ANA PAULA BARBOSA MOREIRA	LUIS CLAUDIO LIMA NASCIMENTO
BARBARA FERNANDES ZAIDAN	MARIA LUISA AGUILAR DE SOUZA LIMA
CLARA PAIVA PIRES	RODRIGO GOMES BARBOSA DA SILVA
CLEONICE MARIA CARDOSO LOBATO	RODRIGO LEAO DE MOURA
IVAN MONCLARO CARNEIRO	RODRIGO TOMAZETTO DE CARVALHO
JANUARIO CAMPOS DE AMORIM	
TEMA - HIDROGEOQUÍMICA	
ANDRESSA MEIRELES DAVID	HERILLY FRIQS DE JESUS
BETHANIA DAL COL LEHRBACK	JORGE PINTO DA SILVA FILHO
CAROLINE DE CASSIA MATOS HERMOGENES	KAIQUE DOS SANTOS BENTO
CESAR ALEXANDRO DA SILVA	LUIZA PIOL LOMBARDI
CLARISSA HEIDERIQUI COMERIO	MATEUS ALVES JESUS
CYBELLE MENOLLI LONGHINI	NATHALIA MACHADO BETZEL
DIEGO DE ARRUDA XAVIER	RAYANA ALVARENGA COSTA
EDUARDO SCHETTINI COSTA	RENATA CAIADO CAGNIN
ELISA MILÁN CHAVES DE OLIVEIRA	RENATO RODRIGUES NETO
EMERSON LUIS YOSHIO HARA	RICARDO DA CUNHA BISI JUNIOR
FABIAN SA	WEBER ADAO RODRIGUES LUZ JUNIOR
GABRIELE WANDERLEY FERREIRA	WILLIAN DIAS ARAUJO
TEMA – ICTIOPLÂNCTON MARINHO	
ANA CAROLINA FONTOURA VALENTE	LUIZ MANOEL COSENZA
ANA CRISTINA TEIXEIRA BONECKER	MARCIA SALUSTIANO DE CASTRO
BARBARA SANTOS MENEZES	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	LAIS DOS SANTOS NEVES
ANA FLAVIA DE SOUZA MOREIRA	LARISSA MARQUES FREGUETE
ANANDA KUMAIRA FERNANDES	LIVIA FELETTI CECCON

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
ANITA GOMES RUSCHI	LIVIA RODRIGUES GARCEZ
ARTHUR PASCOAL SOARES ALVES	LORENA FERREIRA MONTEIRO
ARTHUR SANT ANA CAVICHINI	MARCOS TADEU D AZEREDO ORLANDO
CAIO VINICIUS GABRIG TURBAY RANGEL	MAYARA DE OLIVEIRA BANDEIRA
FERNANDA VEDOATO VIEIRA	MICHELE SARDINHA DE OLIVEIRA
FLAVIA ACYPRESTE ALFREDO GARONCE	POLIANA DANEZIO DE ASSIS
GEANDRÉ CARLOS BONI	TARCILA FRANCO MENANDRO
JORDAN SYLLAS SARAIVA LEITE	VALERIA DA SILVA QUARESMA
TEMA - MODELAGEM NUMÉRICA MARINHA	
DIEGO LUIZ FONSECA	MARIA JULIA VEENINGS
DOMENIQUE JOELLE SILVA	RAFAEL AFONSO DO NASCIMENTO REIS
GABRIELA CORREA BRASILEIRO	RENATO DAVID GHISOLFI
GUSTAVO VAZ DE MELO	SABRINA APARECIDA RAMOS DA FONSECA
JULIA TAVARES SALVIATO	SUSANA BEATRIZ VINZON
LUCAS DE OLIVEIRA DA SILVA	TAYNA ROSA MARTINS PAIVA
MARCELO DI LELLO JORDAO	THIAGO CAMPOS CARLOS
MARCOS NICOLAS GALLO	THIAGO FAGUNDES LEO
TEMA – ZOOPLÂNCTON MARINHO	
BIANCA SALVADOR	LUCIANO ALBERTO ELIA JUNIOR
CRISTIANE SCARTON GOMES DE OLIVEIRA	LUIZ FERNANDO LOUREIRO FERNANDES
GABRIEL HARLEY COSTA SANTOS	MARESSA DE OLIVEIRA COSTA
GUSTAVO MARTINS ROCHA	PRISCILA TEIXEIRA AMARAL
INSHALLANA NEFER DE SOUZA RIBEIRO	SERGIO LUIZ COSTA BONECKER
LAURA RODRIGUES DA CONCEICAO	VITOR DE OLIVEIRA CONCEICAO
TEMA - QUALIDADE DA AGUA E SEDIMENTOS DULCÍCOLA	
CAROLINA DO CARMO SOUZA	MATHEUS FILIPE DE DEUS SILVA
DANNIEL BRANDAO MENDES	PAULO JORGE SANCHES BARBEIRA
EMANUEL AUGUSTO DE MATOS CRUZ	POLIANA CARDOSO LIMA
MARCUS VINICIUS DE ASSIS	VANYA MARCIA DUARTE PASA
TEMA – INTEGRAÇÃO FLUVIO ESTUARINA	
ANTONIO SERGIO FERREIRA MENDONCA	LORENA FRASSON LOUREIRO
DANIEL RIGO	MARCO AURELIO COSTA CAIADO
DIOGO COSTA BUARQUE	MONICA DE SOUZA MENDES
IZABELA TAVARES SPAGNOL	MURILO BRAZZALI RODRIGUES
JULIA BONFANTE	SEBASTIAO FRANCISCO TEIXEIRA
KELVIN AZINE CORREA	SELENA LOPES CARVALHO
LIVIA LUCHI RABELLO	THAYNA PRATA OLIVEIRA
LIVIANE SOUSA CORREA	YASMIN DA SILVA ALVES

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
TEMA – LIMNOLOGIA	
DANILLO SILVA ZACCHE	FELICIDADE PORTO LOBIANCO
DEBORA GONÇALVES BARBOSA	FERNANDO HENRIQUE LEMOS
ELINE NAYARA DANTAS DA COSTA	GILBERTO FONSECA BARROSO
EMANUELE CORREA SANTOS	JULIA DE ALMEIDA LEITE
TEMA – MINERALOGIA DULCÍCOLA	
ANA CAROLINA PORTO VERONEZ	DIEGO LANG BURAK
DANILO DE LIMA CAMELO	GABRIEL DA SILVA ABREU SOUZA
DAVID LUKAS DE ARRUDA SILVA	
TEMA – FITOPLÂNTON 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 – ZOOPLÂNTON DULCÍCOLA	
BIANCA RAMOS DE MEIRA	ENEIDA MARIA ESKINAZI SANT ANNA
BRUNA LANA DELFIM	LARISSA SCHANEN COELHO
EDISSA EMI CORTEZ SILVA	LEIDIANE PEREIRA DINIZ
EDUARDA SIMOES PEDROSA	YASMIN MEIRELES CASTRO
TEMA – PRAIAS/BENTOS	
ALICE APARECIDA VASCONCELOS SOARES	JACQUELINE DE ALMEIDA NEVES
AMANDA MOREIRA DEOLINDO	KARLA GONÇALVES DA COSTA
BRUNA ADENALIAN COELHO TEIXEIRA	LARA SCHULTZ RIZZO
CAROLYNA MENDES FRACALOSI	LEONAN RODRIGUES DE SOUZA
EMANUELY EZIDIO DA SILVA	MARIA CLARA GARSCHAGEN DELLAQUA LUZ
GEAN ZANETTI	TATHIANA GUERRA SOBRINHO
ISABELA JABOUR E SILVA	VANESSA SIMÃO DO AMARAL
TEMA - PRAIAS/MORFODINÂMICA	
ALEXANDRE BURINI	JACQUELINE ALBINO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
BRANCO MATEUS MURATA EGUCHI	JULYANA CAPRINI FARDIN
DENISE DE SOUSA PAIVA TAGLIARI	LUANA FERREIRA DIAS
GISELI MODOLO VIEIRA MACHADO	LUCAS BERMUDES DE CASTRO
GUILHERME FELIX SANTOS SILVA	LUIZ HENRIQUE SIELSKI DE OLIVEIRA
ISABELE CORREIA DOS SANTOS	MAITE NODA ZANOTTI
TEMA – PRAIAS/GEOQUÍMICA	
GEISAMANDA PEDRINI BRANDAO ATHAYDE	MARIA TEREZA WEITZEL DIAS CARNEIRO LIMA
JEFFERSON RODRIGUES DE SOUZA	ROMULO SILVEIRA RODRIGUES
LARISSA DIAS RORIZ	SUELLEN GERONIMO CORDEIRO
LUIS FELIPE BAPTISTA RAMPAZZO	TIAGO PEREIRA CUNHA
MAIARA KRAUSE	
TEMA - MANGUEZAL	
ANA FLAVIA DE MORAES BASTOS	LAIS ALTOE PORTO
ANDREIA BARCELOS PASSOS LIMA GONTIJO	MARCELO BARCELLOS DA ROSA
ANTELMO RALPH FALQUETO	MARYAH MIRANDOLA DA PAIXAO AGUIAR LIMA
BIANCA SILVA QUEIROZ	MONICA MARIA PEREIRA TOGNELLA
BRUNNA ROCHA MARTINS	NEILSON VICTORINO DE BRITES JUNIOR
CAMILA PATRICIO DE OLIVEIRA	RAQUEL VIDAL DOS SANTOS LEOPOLDO
DIELLE MEIRE DE SANTANA LOPES	SAMIRA LEITE
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
TEMA - RESTINGA	
ADRIANO NUNES NESI	MARCOS ANTONIO BACCARIN
ALINE DELON FIRMINO	MARIANA MACHADO ROCHA
AMANDA GASPARINI DE OLIVEIRA	MARIELA MATTOS DA SILVA
ANDREA BITTENCOURT MOURA BACCARIN	NATA CARLOS LIRA MADEIRA
AUXILIADORA OLIVEIRA MARTINS	OBERDAN JOSE PEREIRA
BRUNA SILVA CORREA	OEBER DE FREITAS QUADROS
CLEBERSON DOS SANTOS LOUREIRO DA VICTORI	RODRIGO THEOFILO VALADARES
DAVI VALIM BASTOS	ROMARIO DE OLIVEIRA SILVA JUNIOR
DIOLINA MOURA SILVA	SABRINA GARCIA BROETTO
GABRIEL ROSA DE SOUSA	SILVIA TAMIE MATSUMOTO
GEISE DALVI DALCIN	THAIS ARAUJO DOS SANTOS GASPARINI

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
GISLANE CHAVES OLIVEIRA SILVARES	VANESSA NOGUEIRA SOARES
JULIANA DA SILVA PENHA	VINICIUS HENRIQUES DE CARVALHO
KAREN DE PAULA GONCALVES	WAGNER LUIZ ARAUJO
LIVIA DAVEL GOMES	
TEMA – MONITORAMENTO REMOTO DA MEGAFauna MARINHA	
AGNALDO SILVA MARTINS	JONATHAS DA SILVA BARRETO
AMANDA BARON DI GIACOMO	JORDANA BORINI FREIRE
ANA JULIA OLIVEIRA VIANNA	MARCOS EDUARDO DIAS ROCHA
CAMILA VICTORIA DE OLIVEIRA FURLANI RIBE	NELSON BARCELOS PEREIRA
CESAR ROCHA DE MIRANDA XAVIER	THAMIRES BRIDE VENTURA
DANIEL GUSTAVO VON SPERLING DE VASCONCEL	VICTORIA DE LIMA TAGLIACARNE
JOAO BATISTA TEIXEIRA	
TEMA – CETÁCEOS	
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 CESCO FREIRE
HAYDEE ANDRADE CUNHA	TATIANA LEMOS BISI
HERNANI GOMEZ DA CUNHA RAMOS – INSTITUTO BALEIA JUBARTE	VANESSA KUBOYAMA MARQUES DE OLIVEIRA
TEMA – AVES MARINHAS	
BRUNO DE ANDRADE LINHARES	JULIA JACOBY DE SOUZA
CYNTHIA CAMPOLINA DE MELLO VIANNA	LEANDRO BUGONI
FERNANDA PINTO MOTA	LEONARDO MARQUES FURLANETTO
GUILHERME TAVARES NUNES	MAICON PEGORARO DE LARA
GUSTAVO DA ROSA LEAL	MARCIO AMORIM EFE
GUSTAVO LEAL - INSTITUTO ALBATROZ	MARCIO REPENNING
IGOR ACOSTA – INSTITUTO ALBATROZ	OLGA LUCIA HERRERA TRUJILLO
IGOR DA CUNHA LIMA ACOSTA	
TEMA – TARTARUGAS MARINHAS	
ALBERTY CLEYTON GASPAR XAVIER	MARCELO RENAN SANTOS - INSTITUTO MARCOS DANIEL
ANA CAROLINA BARCELOS PEREIRA MARIANO	PAULA RODRIGUES LOPES GUIMARAES

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
BRENDA FOERSTE	SANDRA LUDWIG
CAMILA MIGUEL – INSTITUTO MARCOS DANIEL	SARAH DE SOUZA ALVES TEODORO
JULIANA DE FREITAS JUSTINO	SARAH MARIA VARGAS
TEMA - ICTIOFAUNA DULCÍCOLA	
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
LUCAS MARCON	
TEMA - ICTIOFAUNA MARINHA	
ANNA BEATRIZ BORGES MARTINS	KATHIANI VICTOR BASTOS
CARLOS WERNER HACKRADT	LEANDRO PIROVANI DE SANT ANA
CAROLINA DE BARROS MACHADO DA SILVA	LORENA LOPES ALMEIDA
CAROLYNE PEREIRA RODRIGUES DE SOUZA	LORENA ZIVIANI BEVITORIO
CIRO COLODETTI VILAR DE ARAUJO	MARIANA ANTUNES DA SILVA
FABIANA CEZAR FELIX HACKRADT	MARIO VINICIUS LOPES CONDINI
FABRICIO DE ANDRADE FREHSE	MAURICIO HOSTIM SILVA
FELIPPE ALEXANDRE LISBOA DE MIRANDA DARO	NATALIA CARVALHO ROOS
FLAVIO TOSCANO SZABLAK	NATALIA PRISCILA ALVES BEZERRA
GABRIELA BRAZ LIUTH	NIUMAIQUE GONCALVES DA SILVA
GABRIELA SINGULANI DE BRITO	PEDRO MORENO VILLATORO REQUENA
GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI	REBEKA FERREIRA MARTINS
GIULIA DA SILVA MARCHIORI	RHAYANE SANTOS TERRA
HELDER COELHO GUABIROBA JUNIOR	RICARDO ALVES DE OLIVEIRA SOUZA
HELEN AUDREY PICHLER	RODRIGO FERREIRA BASTOS
HERICK SIMAS DOS SANTOS	RODRIGO GUERON FAUSTINI
JEAN CHRISTOPHE JOYEUX	RONALDO RUY DE OLIVEIRA FILHO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
JOSE DE ANCHIETA CINTRA DA COSTA NUNES	RYAN CARLOS DE ANDRADES
JULIA POHL ALTAFIN	SAMUEL ROCHA DE MIRANDA XAVIER
JULIANA BELTRAMIN DE BIASI	THIAGO ELEUTERIO RODRIGUES
JULIANA MARTINS DE ANDRADE	
JULIEN CHIQUEIRI	
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	NEWTON DE MAGALHAES NETO
HEITOR EVANGELISTA DA SILVA	PEDRO ADALBERTO RAMOS BIZELLI
LOGÍSTICA	
FERNANDA PERASSOLI	PEDRO DE SOUZA LAINO
JULIANO CEZAR PINTO PAIXAO	WAGNER RIBEIRO BAIÃO
ESCRITÓRIO DE PROJETOS (ESCPRO)	
ACRE FERNANDES DA SILVA	LUCIMAR TADEU SCALZER
ALESSANDRO SANGIORGIO DA SILVA	LUIS OSCAR RODRIGUES BOBADILHA
ALEX COSTA DE SOUZA	LUIZ OTAVIO DA CRUZ DE OLIVEIRA CASTRO
ANA CAROLINA ALMEIDA OLIVEIRA CHEIBUB	LUIZ VITAL DA SILVA
ARILDO DETEMANN	MARCELO EDUARDO VIEIRA SEGATTO
CARLOS GILMAR ZUCOLOTTI JUNIOR	MARCOS AURELIO BERTUCE
CARLOS JOSE FRAGA	MARCOS VALERIO VIEIRA LYRIO
CELESTE MARILY PACHECO	MICHELLE SEQUINE BOLZAN
CLEOCIR JOSE DALMASCHIO	MURILLO EPIFANIO DE ALMEIDA
CRISTIANE SILVEIRA MACHADO	PATRICIA BOURGUIGNON SOARES
DANIELI GRANCIERI DEBONA	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
EUSTAQUIO VINICIUS RIBEIRO DE CASTRO	RICARDO LUIZ COFFLER
FERNANDO COUTINHO BISSOLI	ROBERTA QUINTINO FRINHANI
FERNANDO SOUZA MORAES	RODRIGO ALMEIDA DE OLIVEIRA
GABRIEL POSSE SANTOS DE ABREU	ROGERIO PETRI
GABRIELLY LORETTI SCHULTZ	ROSANGELA SOARES CAMARGO
JENNIFER VENTURIM BERNARDINO	SABRINA FELIX BERTUANI

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
KENNEDY GERA NISHIO	SIDNEI VIEIRA
LARA CHIEZA CALIMAN	TALITA FERREIRA MOLL VOLPONI
LAURITA SOUZA MORAES	VALDEMAR LACERDA JUNIOR
LEONARDO ARENAS CAVADAS BUAIZ DE LIMA	WANESSA DA COSTA CRUZ
LORENZO COSTA QUEIROZ	
EQUIPE DE AVALIAÇÃO INTEGRADA	
AROLDO DOS REIS ROCHA JUNIOR	LAIZA PEREIRA MATOS
BEATRICE PADOVANI FERREIRA	MANUELA SANTOS SANTANA
FABIO CAVALCA BOM	NADSON RESSYE SIMOES DA SILVA
GISELE DAIANE PINHA	NELSON DE ALMEIDA GOUVEIA
KATHLEEN YASMIN OLIVEIRA SANTANA	PEDRO CORDOVA ZIERHUT
KYSSYANNE SAMIHRA SANTOS OLIVEIRA	POLLYANNA PEREIRA BORGIO AUER
MAIKON DI DOMENICO	RAFAEL DE CARVALHO SANTOS
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

Visando uniformizar a aplicação de conceitos e termos comuns utilizados durante a construção dos documentos que compõem o RA2023, principalmente aqueles que são característicos e inerentes ao PMBA/Fest, 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 chancelado 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), no corpo principal deste relatório adotaremos o termo MLD e não mais menções como rejeito, lama de mineração, etc. Para os Materiais Suplementares ainda não foi possível tal padronização.

3. **PMBA/Fest:** 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, 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, 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, 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, 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, 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, compreendido, neste relatório apenas pelo período de outubro de 2023 a janeiro 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 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.
13. **Novo Ciclo do PMBA/Fest:** termo utilizado para se referir à nova fase do Monitoramento, compreendido pelo período de amostragem entre agosto de 2022 e janeiro 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 RA2023 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:

Quadro 2: Lista de siglas dos Materiais Suplementares referentes ao RA2023 PMBA/Fest.

NOME DO ARQUIVO	ORIGEM DO MATERIAL SUPLEMENTAR
GERAIS	
MS_ Malha Amostral_ Ano 1	Malha amostral executada no Ano 1 do PMBA/Fest
MS_ Malha Amostral_ Período de Transição	Malha amostral executada no Período de Transição do PMBA/Fest
MS_ Malha Amostral_ Novo Ciclo	Malha amostral executada no Novo Ciclo do PMBA/Fest
MS_ Mapas histórico da malha amostral do PMBA/Fest	Mapas com o histórico de malha amostral do PMBA/Fest
MS_ Frequência amostral	Histórico da frequência amostral do PMBA/Fest
AMBIENTE DULCÍCOLA	
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
AMBIENTE MARINHO	
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
AMBIENTE COSTEIRO	
MS_AC_Ecotoxicologia	Ecotoxicologia
MS_AC_Manguezal	Manguezal
MS_AC_Praias	Praias
MS_AC_Restinga	Restinga
MATRIZ DE RESULTADOS	
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
SÍNTESE INTEGRATIVA	
MS_Síntese Integrativa	Síntese Integrativa

2 SÍNTESE DO AMBIENTE DULCÍCOLA

2.1 O ECOSISTEMA E OS INDICADORES

O Ambiente Dulcícola no PMBA/Fest é representado por um mosaico de ecossistemas aquáticos, representado pelos reservatórios Aimorés e Mascarenhas em 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), rios 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), e a calha do rio Doce na porção capixaba, até a sua foz, além de uma estação amostral hidrológica situada em Tumuritinga (MG).

Sob um contexto histórico, a bacia do baixo rio Doce sempre apresentou sinais de múltiplos impactos decorrentes de atividades antrópicas, uma profunda modificação da paisagem, e agora sob influência de novos cenários climáticos. A passagem do MLD do rompimento da barragem de Fundão adicionou uma nova camada de impacto agudo, alterando drasticamente a qualidade da água, a biodiversidade e a oferta de serviços ecossistêmicos. Oito anos após o rompimento da Barragem de Fundão, o trecho do baixo rio Doce (BRD) pode ser caracterizado como uma região ainda sob influência dos metais associados ao MLD. A dinâmica modal da concentração de metais na água reflete os pulsos hidrológicos, tornando perceptível o acoplamento entre eventos de larga escala (climáticos) e os aspectos inseridos na escala da paisagem. Os resultados apresentados no RA2023 confirmam a dinamicidade crônica da contaminação por metais no baixo rio Doce. Os indicativos da influência desse material sobre a biota aquática atestam que a continuidade da contaminação pelos elementos presentes no MLD exerce grande influência sobre a biodiversidade – desde a composição de espécies até efeitos moleculares e bioquímicos – e os serviços ecossistêmicos no baixo rio Doce.

Os indicadores selecionados pelos diversos temas estudados no âmbito do Ambiente Dulcícola do do PMBA/Fest abrangem diversas escalas hierárquicas, que incluem desde a paisagem até modificações a níveis moleculares. Sob constante amadurecimento técnico, e como consequência natural da evolução do Programa, esses indicadores são constantemente reavaliados, ponderados e aperfeiçoados, constituindo a base da descrição dos resultados e avaliação dos impactos diretos e indiretos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão no trecho capixaba do rio Doce.

2.1.1 Indicadores abióticos

Integração Fluvio-Estuarina: produção de água por região, geração e transporte de sedimentos, vazão e descargas sólidas de sedimentos, e o cumprimento das ações de programas coordenados pela Fundação Renova, incluindo o percentual de material dragado na UHE Risoleta Neves, o repasse financeiro para ações na Bacia do rio Doce que incluem o esgotamento sanitário, nascentes recuperadas, áreas recuperadas e áreas reflorestadas.

Mineralogia: composição mineralógica dos sedimentos, suscetibilidade magnética dos sedimentos, fase de oxihidróxidos de Fe dos sedimentos, além da composição mineralógica do material particulado em suspensão.

Limnologia: claridade e a turbidez da água, acidez/alcalinidade da água, estratificação térmica dos ecossistemas lacustres, avaliada pela resistência térmica relativa integrada (RTRi), condição de oxidação/redução da coluna d'água e a água intersticial dos ecossistemas lacustres como sinalizadora da condição do meio aquoso em regular a especiação química com formas iônicas oxidadas ou reduzidas de nutrientes e metais traço dissolvidos, estado trófico da água e testemunhos sedimentares em lagos e lagoas, abrangendo os gradientes de granulometria, minerais, matéria orgânica e metais em função da datação do perfil do sedimento, indicando o nível de contaminação por metais, e os fluxos de materiais para o oceano costeiro, sobretudo de nutrientes.

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

Os efeitos potenciais da presença dos contaminantes associados ao MLD sobre a biodiversidade aquática do baixo rio Doce têm sido avaliados considerando os níveis tróficos representativos da cadeia alimentar (basais, intermediários e de topo, além de microrganismos), e também a abordagem molecular e ecotoxicológica.

Produtores Primários (Perifíton, Fitoplâncton e Macrófitas Aquáticas)

Perifíton: riqueza de espécies, diversidade de espécies (índice de Shannon), a contribuição percentual de diatomáceas de baixo perfil e percentual de diatomáceas móveis.

Fitoplâncton: a diversidade de espécies e a densidade de cianobactérias são os indicadores utilizados na avaliação da dinâmica e composição dos produtores primários planctônicos.

Macrófitas Aquáticas: a estrutura da comunidade de plantas aquáticas é avaliada através dos indicadores riqueza, uniformidade, densidade, dominância, diversidade de espécies (alfa e beta). A metalofilia foi incorporada no Novo Ciclo do PMBA/Fest como indicadora de absorção de metais.

Consumidores Primários Pelágicos e Consumidores Bentônicos

Zooplâncton: os parâmetros de abundância, riqueza, 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 juvenis e distribuição espaço-temporal das larvas e juvenis que apresentam alterações morfológicas incomuns.

Macroinvertebrados Bentônicos: são utilizados os indicadores riqueza e densidade de espécies, abundância relativa dos grupos tróficos funcionais, avaliação de habitat e qualidade ambiental e o índice multimétrico bentônico.

2.1.3 Predadores de topo

Ictiofauna Dulcícola: são avaliados os seguintes indicadores: riqueza de espécies e diversidade beta. Proporção de espécies introduzidas, biomassa proporcional de espécies introduzidas, recrutamento de espécies nativas e introduzidas, proporção sexual de machos e fêmeas, estágio de maturação, relação gonadossomática, evolução espaço-temporal das guildas tróficas e a diversidade itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes.

Genética de Peixes: diversidade genética dos marcadores mitocondriais, diversidade genética utilizando marcadores microsatélites mudanças na diversidade filogenética total absoluta, mudanças temporais da diversidade absoluta de espécies nativas e mudanças temporais da diversidade filogenética relativa das espécies nativas.

2.1.4 Ecotoxicologia

Ecotoxicologia: tema transversal aos três ambientes avaliados no âmbito do PMBA/Fest (Dulcícola, Costeiro e Marinho), utiliza, na avaliação das diferentes rotas dos contaminantes na biota aquática, os seguintes indicadores: **Índice de Bioacumulação** (IBR Bioacumulação), que fornece uma síntese gráfica das concentrações dos diferentes metais mensurados nos organismos; o **Índice de Resposta Biológica** (IBR biomarcador) que fornece uma síntese gráfica das respostas biológicas dos diferentes biomarcadores mensurados nos organismos; o **Índice de Toxicidade**, que busca integrar os resultados da avaliação toxicológica das diferentes matrizes ambientais, obtida por meio de ensaios normatizados com organismos bioindicadores de diferentes níveis da cadeia trófica, incluindo microalgas, microcrustáceos e peixes em diferentes estágios de desenvolvimento, 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

Após 5 anos de monitoramento executados no âmbito do PMBA/Fest, os resultados obtidos no Ambiente Dulcícola permitem destacar:

- A ressuspensão de MLD, principalmente na porção superior da bacia (trecho a montante da UHE Risoleta Neves), produz alta descarga de sólidos em suspensão nos trechos a jusante no rio Doce. Os cenários pluviométricos na bacia do rio Doce constituem a principal força motriz do transporte de sedimentos e aumento da concentração de contaminantes na calha fluvial, consolidando o período chuvoso como o período sazonal de maior presença de contaminantes no baixo rio Doce.
- Reflexos do intenso transporte de material particulado são perceptíveis nas características limnológicas do baixo rio Doce, sendo observados valores de turbidez, nos últimos cinco anos, superiores aos limites máximos admissíveis para Classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005, com forte correlação entre turbidez e as concentrações de Material Particulado em Suspensão (MPS).
- Os processos naturais de estratificação térmica dos lagos, especialmente Limão (E18) e Palmas (E28), propiciam a ocorrência de condições hipóxicas e anóxicas no fundo da coluna d'água, favorecendo a dessorção de P, Fe, Al e Mn com a difusão destes elementos do sedimento para o fundo da coluna d'água. Esse processo físico-químico é um dos principais condutores para o incremento de contaminantes na água dos sistemas lacustres profundos da planície de inundação do rio Doce.
- Indícios de enriquecimento severo de níquel (Ni) e arsênio (As) na Laguna Monsarás (1996 – 2011) e de As e Fe na Lagoa do Areal (1845-2019), e enriquecimento moderadamente severo para As e Fe no Lago do Limão (E18) (As: 1998; Fe: 2013), Nova (E19) (As: 1987; Fe: 2005), Juparanã (E20) (As: 2011), Lagoa Areão (E23) (As: 1888; Fe: 2005) e Lagoa Areal (E24) (As: 1845; Fe: 2019), são registros históricos da contaminação do baixo rio Doce.
- A assinatura geoquímica das matrizes água e sedimento no baixo rio Doce foi caracterizada, de forma geral, por um comportamento modal no aumento sazonal dos valores de Al_{total} e Fe_{total} , com picos excedendo os limites CONAMA e NOAA crônico durante o período chuvoso, tanto para a calha do rio Doce como para as lagoas. Não foi detectada redução temporal nos valores de Al_{total} e Fe_{total} ; pelo contrário, tem-se detectado incremento de Fe_{total} na água do baixo rio Doce ao longo dos cinco anos do PMBA/Fest.
- O índice de não conformidade (INC) para Fe_{total} alcançou 100% para a calha do rio Doce, Manhauçu e Guandu e lagoas e de cerca de 22% para os lagos, durante o período chuvoso do Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023), segundo os limites NOAA crônico. Mesmo durante o período seco, o INC não mostrou tendências diferentes do observado no período chuvoso, alcançando 93,3 % para o rio Doce, 100% para as lagoas e de 7,4% para lagos. Esses resultados apontam ainda para a grande vulnerabilidade das lagoas – sistemas lacustres mais rasos – na permanente contaminação pelos metais associados ao MLD. Os sítios amostrais com maiores valores de $Fe_{Dissolvido}$ na água (acima da resolução CONAMA/357) foram as lagoas Cacimbas (E27), e Areal (E24) e no rio Doce são as estações Resplendor (E0) e foz (E26F).

- Foi detectada uma tendência geral de aumento da riqueza de espécies dos produtores primários base da cadeia trófica (perifíton, fitoplâncton). Na comunidade fitoplanctônica, registros do aumento da densidade de cianobactérias nos ecossistemas lacustres, indicativo de processos de eutrofização. Em relação às macrófitas aquáticas, a tendência de redução discreta da riqueza de espécies foi observada para todos os ambientes estudados.
- Em relação ao nível trófico consumidor primário pelágico, foi detectada para o zooplâncton perda de traços funcionais em todos os ambientes, enquanto para o ictioplâncton ao longo do PMBA/Fest, observou-se que a calha do rio Doce representa uma área primaz para a desova das espécies e que para os indicadores relacionados à integridade e viabilidade das larvas foram identificadas alterações morfológicas consideradas incomuns. Entre os macroinvertebrados bentônicos (consumidores bentônicos), os indicadores riqueza taxonômica e abundância (densidade e abundância relativa), apontaram para menores valores na calha do rio Doce, com dominância de formas indicadoras de impacto (coletores-catadores). Os indicadores considerados na avaliação da ictiofauna dulcícola (predadores de todo) revelaram uma tendência de declínio da riqueza para as espécies nativas da ictiofauna dulcícola, e discreto aumento da biomassa proporcional das espécies introduzidas. Além disso, a diversidade beta taxonômica revelou tendência ao aumento de espécies introduzidas e diminuição de espécies nativas ao longo do tempo. Considerando a diversidade genética utilizando marcadores microssatélites, os índices indicam, de forma geral, uma tendência de baixa diversidade para todas as populações das sete espécies analisadas no baixo rio Doce.
- 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.
- A resposta biológica dos organismos planctônicos no rio Doce em relação ao IBR biomarcador ocorreu em nível elevado, onde, no setor rio, o conteúdo de metalotioneínas (MT - proteínas relacionadas com a detoxificação de metais) no zooplâncton e no fitoplâncton, bem como os níveis de lipoperoxidação (LPO) no fitoplâncton (biomarcador de dano oxidativo), foram as análises que mais contribuíram para o valor do IBR biomarcador. Este fato evidencia os impactos bioquímicos crônicos associados à acumulação de contaminantes (metais e As), com consequentes danos oxidativos (lipoperoxidação) aos organismos da comunidade planctônica dulcícola. Com relação à comunidade microbiana nas matrizes sedimento, água superficial e água de fundo, os resultados revelam a persistência de grupos bacterianos considerados extremófilos e indicadoras da presença de metais associados ao MLD. Além disso, a alta similaridade entre a comunidade microbiana do sedimento e aquela encontrada na coluna d'água é indicativo de constante ressuspensão do sedimento do rio Doce, promovendo a transferência

de partículas e migração da comunidade bacteriana associada. Considerando o Índice de Toxicidade, foi observada uma variação temporal da toxicidade das matrizes água e sedimento, com redução seguida de aumento, principalmente para as amostras coletadas na calha do rio Doce. Vale destacar que amostras do afluente avaliado no período chuvoso e no período seco do Ano 5 (rio Manhuaçu: RMH-01) também receberam a classificação de levemente tóxica para ambas as matrizes investigadas.

- Em termos gerais, as tendências temporais de incremento discreto da biodiversidade ainda não se traduzem em maior oferta de serviços ecossistêmicos (melhor qualidade de água, biomassa piscívora de espécies nativas, menor bioacumulação de metais e contaminantes, entre outros).

- Pode-se afirmar que após 8 anos do rompimento da barragem de Fundão, as condições geoquímicas da água e do sedimento e a toxicidade destas matrizes apontam para a permanência dos metais associados ao MLD na calha fluvial e ecossistemas lacustres, sendo perceptíveis os danos à biodiversidade (em termos de filtros ambientais e danos moleculares). Os metais são significativamente associados com a turbidez da água, e essa associação não apresenta desvios sazonais, ou seja, a turbidez no baixo rio Doce tem um forte componente causal associado à presença de metais. A detecção das rotas tróficas dos contaminantes através da bioacumulação confirma os efeitos biológicos da atual condição do Ambiente Dulcícola do baixo rio Doce, com efeitos sobre a saúde da biota aquática.

- As lagoas são ecossistemas com grande contribuição para a multifuncionalidade entre os ecossistemas continentais do baixo rio Doce. Assim, embora as lagoas estejam mais vulneráveis à exposição ao MLD do que ambientes profundos, sobretudo pela persistência dos metais na coluna d'água, esse resultado reforça a importância desses ambientes para o funcionamento ecossistêmico do baixo rio Doce.

2.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE

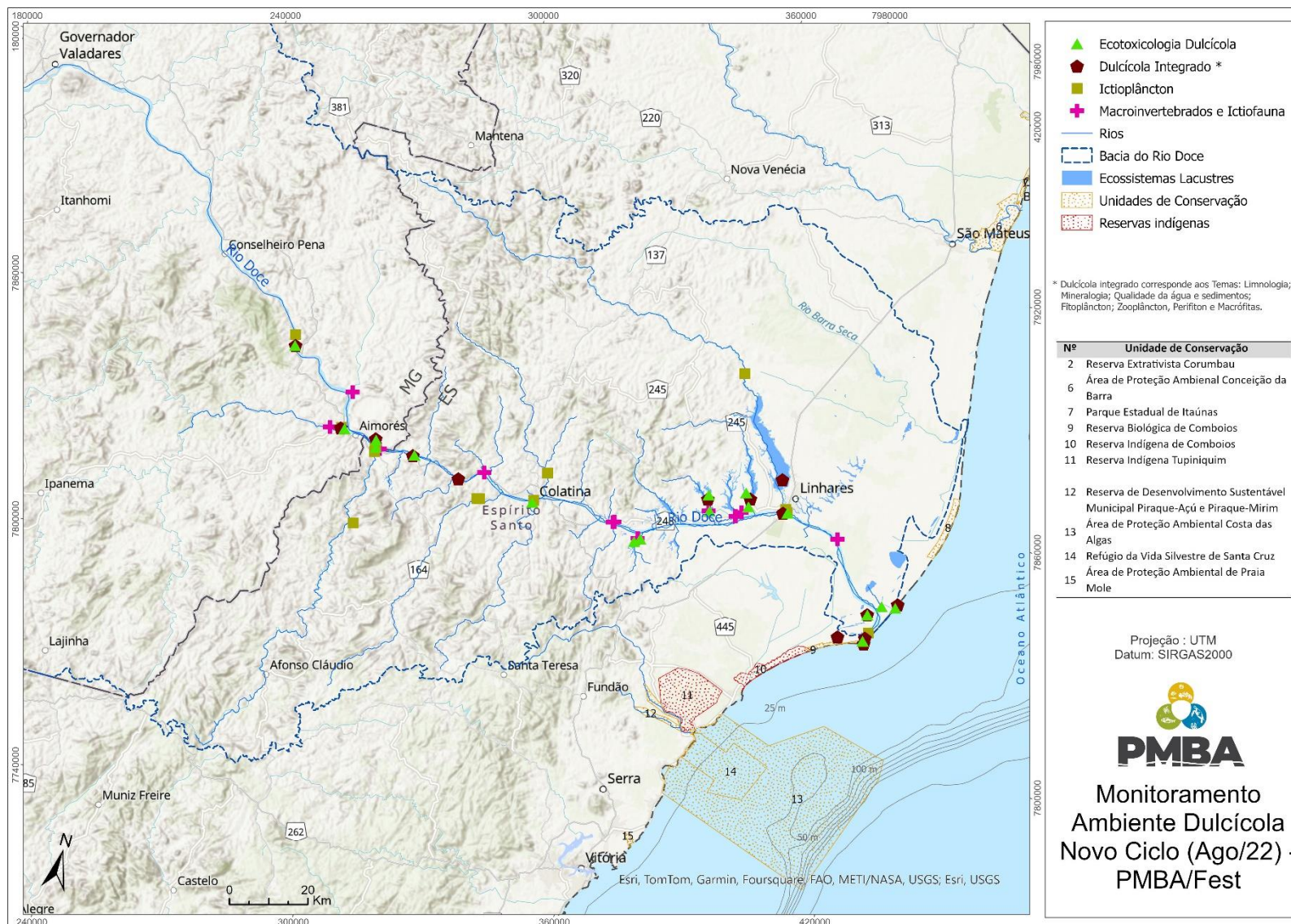
O Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest engloba a porção do baixo rio Doce, com estações amostrais localizadas na porção final do rio Doce no estado de Minas Gerais e Espírito Santo. A modificação da malha amostral realizada no Novo Ciclo de monitoramento do PMBA/Fest, em agosto de 2022, incluiu como novos 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), sistemas fluviais tributários, além de ecossistemas lacustres profundos (os lagos) e rasos (as lagoas). Os temas analisados 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, as UHE Aimorés (ERA) e Mascarenhas (ERM), o rio Manhuaçu (E2), lagos [Juparanã (E20), Palmas (E28) e Nova (E19)], lagoas [Areal (E24), Cacimbas (E27) e Monsarás (E25)] e a calha do rio Doce (E0a, E0, E21, E26 e E26f), de acordo com a Figura 1. O tema Ecotoxicologia segue a malha amostral que abrange os reservatórios de Aimorés (UHE AIM) e Mascarenhas (UHE MAS), o rio Manhuaçu (RMH-01), a calha do Rio Doce nos pontos Resplendor (RDO-10), Baixo Guandu (RDO-11), Colatina (RDO-13) e foz (RDF). O tema Bacia Integração obtém dados na malha amostral compreendida no rio Doce em Minas Gerais (Tumiritinga - E0MG), rio Doce em Linhares (E21) e Regência (E26).

Os temas Ictioplâncton, Ictiofauna Dulcícola, Genética de Peixes e Macroinvertebrados Bentônicos seguem malhas amostrais específicas, configuradas da seguinte forma: Ictioplâncton: calha do rio Doce (Baixo Guandu – P1; Colatina – P2; Linhares – P3 e foz – P4), rio Guandu (P5 e P6), rio Santa Joana (P7), Rio Santa Maria (P8), rio Pancas (P9), Rio São José (P10 e P11), Rio Manhuaçu (P12) e UHE Aimorés (P13). A Ictiofauna dulcícola, Genética de Peixes e Macroinvertebrados bentônicos compartilham a malha amostral compreendendo a UHE Mascarenhas (P1B) e Aimorés (P12), a calha do Rio Doce (Itapina – P8B, Colatina – P2 e Linhares - P3 e P4 e), lago do Limão (P5), do Óleo (P6), ribeirão Palmas (P7), lago Palmas (P10) e o rio Manhuaçu (P11). Figura 1.

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

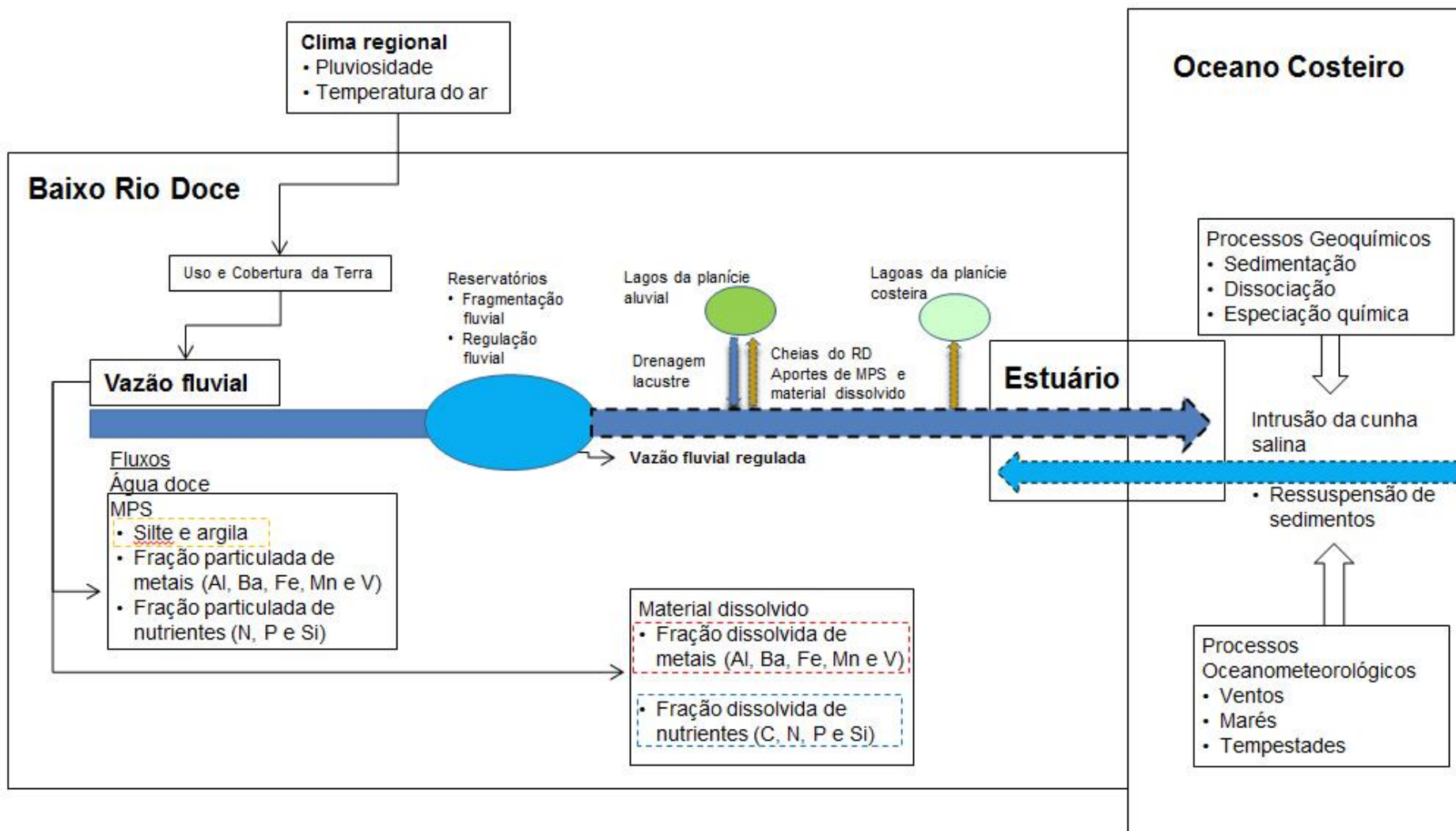
2.4.1 Indicadores abióticos

O modelo conceitual da conectividade longitudinal e lateral do baixo rio Doce, apresentado na Figura 2, sumariza algumas das principais forçantes que atuam sobre o fluxo e a dinâmica de elementos e contaminantes. A vazão fluvial, regida por forçantes climáticas, em conjunto com os aspectos de uso e ocupação da paisagem são os principais gatilhos que determinam 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.

Através desse modelo conceitual é possível elencar e descrever a forma de ação de cada um dos indicadores selecionados. A modelagem chuva-vazão permite indicar as porcentagens relativas de água que aportam à região flúvio-estuarina-marinha do rio Doce advindas de montante do reservatório de Aimorés e das sub-bacias a jusante da UHE. A região de cabeceira da bacia, onde se encontram os rios Santo Antônio e Piracicaba, e os rios formadores do Rio Doce – do Carmo e Piranga, é onde mais chove na bacia do Rio Doce. No Ano 1 (outubro de 2018 a março de 2019) ocorreu maior precipitação pluviométrica nas bacias dos rios Piranga e do Carmo, no Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020) nas bacias dos rios Santo Antônio e do Carmo, no Ano 3 (outubro de 2020 a março de 2021) nas bacias dos rios Piranga e em uma parte do ES (bacias dos rios Santa Maria do Rio Doce e Guandu) e no Ano 4 (outubro de 2021 a março de 2022) as maiores chuvas ocorreram nas bacias dos rios Piranga e Piracicaba. De forma geral, a parte superior da bacia (montante da UHE Aimorés) contribui com mais de 70% da produção de água da bacia, com maiores valores pluviométricos concentrados nas regiões de cabeceira da bacia, onde se encontram os rios Piranga e Carmo, formadores do rio Doce, e os rios Piracicaba e Santo Antônio. Essa região é também a grande contribuidora na geração de sedimentos na bacia do rio Doce, sendo que as principais contribuições de sedimentos são provenientes dos rios Santo Antônio, Caratinga, Piracicaba, Sauçui Grande, Piranga, Carmo e Guandu. A partir do modelo hidrossedimentológico MGB-SED de geração de sedimentos, pode ser avaliada a carga de transporte de sedimentos, e os resultados considerando os cinco anos de monitoramento do PMBA/Fest indicam que a sazonalidade hidrológica influenciou de forma significativa a geração de sedimentos na região, com contribuição média superior a 26,28 t/mês.km² no período chuvoso e 1,61 t/mês.km² no período seco. As amplitudes sazonais no transporte de sedimentos, associadas às variações nas amplitudes pluviométricas anuais são perceptíveis nos resultados interanuais, destacando o período chuvoso do Ano 4 (outubro de 2021 a março de 2022) com a maior média de geração de sedimentos (42,5 t/mês.km²) na bacia do rio Doce, o que coincide com o período de maior média pluviométrica do

monitoramento. Em relação ao período seco, independentemente do ano de análise, não foram encontrados valores superiores a 3,0 t/mês.km².

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



Os resultados da modelagem indicam ainda que a presença de Fundão contribuiu com o aumento da descarga sólida em suspensão no de MLD nos cursos d'água afetados pelo rompimento da Barragem período de cheias, quando comparados a resultados em que o rompimento é desconsiderado (Descarga sólida em suspensão - sem MLD). Destaca-se ainda que especificamente para a bacia do rio do Carmo, sua elevada descarga sólida em suspensão está associada à ressuspensão de rejeito e à sua alta geração de sedimentos, que foram responsáveis pela descarga de aproximadamente 80 t/mês.km² no período chuvoso do Ano 4, sendo a maior descarga específica registrada entre os tributários do Rio Doce considerando todos os períodos analisados no PMBA/Fest. Maiores variações nos percentuais médios de elevação da descarga sólida de material em suspensão foram observadas nos segmentos de drenagem a montante da barragem da UHE Risoleta Neves que receberam MLD. Em relação à ressuspensão do rejeito por trecho do Plano de Manejo de Rejeitos (PMR) (FUNDAÇÃO RENOVA, 2023), as maiores alterações observadas a partir da comparação entre modelagem que considera a ressuspensão do rejeito proveniente do rompimento da Barragem de Fundão e simulação que desconsidera o rompimento, ocorreram no trecho a montante da da barragem da UHE de Risoleta Neves, apresentando percentual de elevação da descarga sólida em suspensão superiores a 50% nos períodos chuvosos e próxima ou superior a 30% nos períodos secos. Cabe destacar que, a partir dos resultados, é possível afirmar que a ressuspensão de MLD produziu alterações significativas na carga de sedimentos principalmente na porção superior da bacia (trecho a montante da UHE Risoleta Neves), porém ainda que em menor amplitude, produziu elevação na descarga sólida em suspensão nos demais segmentos do rio Doce, e que essa ressuspensão está diretamente vinculada ao aporte pluviométrico da bacia.

Em relação aos oxihidróxidos de Fe, grupo mineralógico traçador do MLD, foi detectado aumento de teores na lagoa Monsarás (E25 e E25a) e rio Doce (Regência - E26 e Foz - E26F), sugerindo a entrada de MLD por via fluvial ou marinha. Em relação ao sedimento da calha do rio Doce (E0a, E21, E26 e E26F), foi observada semelhanças na composição mineralógica da lama em relação às fases de oxihidróxidos de Fe (Fed e Feo), e na estação foz do rio Doce (E26F), a presença da halita (NaCl) sinaliza a intrusão da cunha salina, caracterizando processos mineralógicos próprios deste sítio amostral. Os teores de Mn e suas frações Mnd e Mno foram bastantes expressivos nas estações amostrais foz do rio Doce (E26F), lago Palmas (E28), laguna Monsarás (E25) e reservatório de Mascarenhas (ERM), destacando-se que as oscilações redox podem representar riscos aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana.

Em termos de caracterização limnológica, as concentrações de Material Particulado em Suspensão (MPS) e turbidez na calha fluvial do rio Doce são relativamente elevadas, com concentrações médias nas estações rio Doce – Resplendor (E0a) (MPS: 109,30±169,8 mg/L e máxima de 529 mg/L; turbidez: 131,6±201,9 UNT e máxima de 611,4 UNT) e rio Doce – Linhares (E21) (MPS: 72,4±122,7 mg/L e máxima: 573,0 mg/L; Turbidez: 105,3±177,6 UNT e máxima: 850 UNT). A turbidez média do rio Doce ao longo dos cinco anos de monitoramento do PMBA/Fest é superior ao limite máximo admissível para Classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005 (100 UNT). Em termos espaciais, os indicadores claridade da água, MPS (67,4±120,6 mg/L) e Turbidez (95,9±160,3 UNT) são relativamente uniformes sem

diferença significativa entre as estações do rio Doce, indicando assim uma homogeneidade espacial na condição limnológica ao longo de toda a calha fluvial. Em relação aos indicadores estratificação térmica dos ecossistemas lacustres e condição oxidante-redutora da coluna d'água, foi observado que a estabilidade térmica da coluna d'água, indicada por meio do índice integrado de resistência térmica relativa (RTRi), assinala forte estratificação térmica ($RTRi > 100$) dos lagos do Limão (E18) e Palmas (E28) durante o período chuvoso. Valores elevados de RTRi são correlacionados com condições hipóxicas ($< 2,0$ mg de oxigênio dissolvido/L) a anóxicas no fundo da coluna d'água e potencial de oxiredução negativo. Sob condições redutoras ocorrem processos de dessorção de P, Fe, Al e Mn com a difusão destes elementos do sedimento para o fundo da coluna d'água. Em relação à qualidade da água na calha do rio Doce, o Índice de Estado Trófico (IET) apontou condições mesotróficas, com exceção da estação de Itapina (E0), enquadrada como oligotrófica. O IET é uma ferramenta de avaliação da qualidade da água de ecossistemas aquáticos, que possibilita uma descrição da variabilidade espaço-temporal da condição ambiental dos corpos d'água, bem como fornece informações consistentes sobre a influência potencial do uso e ocupação da paisagem e seus impactos sobre os ecossistemas continentais. O avanço da condição mesotrófica da calha fluvial do rio Doce deve ser acompanhada com atenção e confrontada posteriormente com as ações de melhorias do sistema de tratamento de efluentes domésticos propostas no programa da Fundação Renova denominado Repasse Financeiro para Ações de Esgotamento Sanitário, como indicador da efetividade das ações.

Os testemunhos de sedimentos coletados nos lagos e lagoas variaram entre 80 e 105 cm de comprimento com a datação inicial entre 1811 a 1850 e final entre 2019 e 2020. Foi possível detectar a presença de Fe, Al, Mn, Ba e As nos mesmos, com valores, em ordem decrescente de concentrações médias de metais nos de ecossistemas lacustres, na seguinte sequência: para Al: $E20 > E18 > E23 > E19 > E24 > E25$; para Fe: $E24 > E19 > E23 > E20 > E18 > E25$; para Mn: $E23 > E20 > E24 > E19 > E18 > E25$ e para Ba: $E23 > E20 > E19 > E25 > E18 > E24$. As concentrações máximas de Fe, Al, Mn e Ba foram registradas nas lagoas Areal (E24) e Areão (E23) e no Lago Juparanã (E20). As estações E24 e E23 localizam-se na planície costeira e sujeitas a intrusão do rio Doce durante os eventos de cheias (Miller *et al.*, 2023). O Índice de Enriquecimento (IE) usando o cobalto (Co) como valor de referência da geoquímica da porção superior da crosta terrestre indicou enriquecimento severo ($IE > 10$) de níquel (Ni) e arsênio (As) no testemunho da Laguna Monsarás (E25) a partir de 1996 e 2011, e de As e Fe na Lagoa do Areal (E24) a partir dos anos de 1845 e 2019, respectivamente. Foi observado enriquecimento moderadamente severo ($IE = 5$ a 10) para As (1998) e Fe (2013) no Lago do Limão (E18); As (1987), Fe (2005) e Pb (2006) no Lago Nova (E19), As (1957) no Lago Juparanã (E20); As (1888) na Lagoa Areão (E23); e Fe (anterior a 1845) na Lagoa Areal (E24). Os resultados da análise destes testemunhos indicam a evolução histórica do impacto antrópico na Bacia do rio Doce, com indícios de recrudescimento da concentração de metais no início do século XXI, para vários ecossistemas lacustres.

A quantificação dos contaminantes inorgânicos (metais e metalóides) associados à presença do MLD destaca sobretudo as concentrações obtidas para os elementos Fe, Al, Mn, Ba, Cr, Co, Cu, As, Ni, V e

La, nas matrizes água e sedimento. Em relação à concentração de metais e metalóides no sedimento dos ecossistemas do baixo rio Doce houve uma discreta redução da concentração de Fe total em relação aos dados pretéritos obtidos pelo IEMA. Entretanto, é importante destacar que durante o período chuvoso são observados os valores mais elevados de Fe total no sedimento. Durante o período chuvoso do Ano 6, os valores de Fe total no sedimento aproximaram-se dos registrados nas do Ano 1, início do PMBA/Fest. Esses resultados confirmam que durante o período chuvoso o MLD depositados ao longo da calha do rio Doce, continuam a ser transportados e depositados na calha do baixo rio Doce. Para lagos e lagoas, a tendência geral tem sido de redução contínua dos teores de Fe total no sedimento. Importante destacar ainda a presença, em altas concentrações, de Arsênio (As) no sedimento das lagoas, com INC de 50% de acordo com o NOAA PEL e CONAMA, particularmente nas lagoas Areal (E24) e Cacimbas (E27), e no lago Juparanã (E20), resultado já destacado no último relatório anual do PMBA/Fest (RA2022), indicando a continuidade de atenção em relação aos usos múltiplos desses ecossistemas lacustres. Em contrapartida, as concentrações de Fe total na matriz água do rio Doce continua a manter tendência de elevação, especialmente durante o período chuvoso, confirmando o processo de arraste de materiais e contaminantes depositados ao longo da calha do rio Doce. Altos teores de Fe total na água têm sido detectados particularmente na estação Foz (E26F), enquanto a laguna Monsarás (E25 e E25A) destaca-se como o ambiente lacustre com maiores concentrações de Fe total na água. Não houve alteração em relação ao Índice de Não Conformidade (INC) para Fe Total na Água em relação aos resultados obtidos no RA2022, com INC em relação ao NOAA crônico de 100% para os rios Doce, Manhuaçu e Guandu, 100% para lagoas, e 22 % para os lagos. Da mesma forma, os altos percentuais do Índice de Não Conformidade (INC) para Fe Dissolvido na Água na calha fluvial e sistemas lacustres, sobretudo nas lagoas, mantiveram-se após cinco anos do PMBA/Fest, com valores acima dos limites CONAMA para classe 2, sendo de 82,1% de não conformidade para as lagoas, 40% para o rio Guandu/Manhuaçu e 50% para o rio Doce. Para o Al total na água, no período chuvoso do Ano 5, os índices de não conformidade considerando os limites do NOAA crônico foram 89,9% para lagos, 100% para lagoas, rios (Doce e Manhuaçu) e reservatórios. O INC também foi elevado durante o período seco para lagos (77,8%), lagoas, rios e reservatórios (100%), indicando que os teores de Al total na água são elevados e acima dos limites permissíveis durante todo o ano, sem variação sazonal. Para o Al dissolvido na água os limites CONAMA (Classe 2) foram excedidos em 20% das amostras do rio Manhuaçu, 70,8% no rio Doce e 57,1% nos reservatórios. As concentrações de manganês e bário total na água também excederam os limites de NOAA crônico e CONAMA no rio Doce e lagoas. O elemento bário (Ba), foi detectado em todos os ambientes estudados, sem variação sazonal significativa, e valores mais elevados nas estações Regência (E26) e foz do rio Doce (E26F) e nas lagoas, especialmente na Laguna Monsarás (E25). Também foi constatada elevação sazonal das concentrações de Vanádio Total na água, Lantânio total na água e Cobre Total na água, com INC, excedendo os limites do NOAA crônico, em quase todos os ambientes amostrados (rio Manhuaçu, reservatórios, rio Doce e lagoas). Na avaliação da qualidade do sedimento o índice SQG-q (*Sediment Quality Guideline Quotient*), considerando os metais totais, a condição mais impactada foi registrada nos lagos e lagoas (entre moderadamente impactado a impactado), especialmente o lago Juparanã (E20) e a lagoa Areal (E24). Na calha do Rio Doce (Estações E0, E21,

E22 e E26) a situação apontada foi de condição razoável. O Índice CWQI (*Canadian Water Quality Index*) utilizado para avaliar a qualidade da água em relação aos metais dissolvidos revelou uma evolução da qualidade da água em todos os ambientes monitorados, com categorização entre razoável e bom. De forma geral, os piores resultados foram registrados durante o período chuvoso (entre marginal e razoável).

Além dos contaminantes inorgânicos, são monitorados também alguns contaminantes orgânicos importantes como pesticidas PCBs (bifenilas policloradas), hidrocarbonetos alifáticos-HA e poliaromáticos-HPA e compostos fenólicos, todos na matriz Sedimento. Na matriz Água, essas análises foram interrompidas em 2022. Foi observada redução das concentrações dos contaminantes orgânicos – compostos fenólicos totais e hidrocarbonetos alifáticos – no sedimento dos pontos amostrais do rio Guandu, rio Doce, lagos e lagoas. Entretanto, valores elevados de esteróis, PCBs (bifenilas policloradas) e HPAs (hidrocarboneto poliaromáticos) acima do NOAA crônico, foram registrados durante o período chuvoso, em todos os ambientes monitorados (rio Guandu, rio Manhuaçu, reservatórios, rio Doce, lagos e lagoas). Outros contaminantes orgânicos de grande importância e impacto ambiental são os pesticidas, que historicamente são utilizados na bacia do rio Doce, principalmente em culturas como hortaliças e café. Os teores de pesticidas totais aumentaram, destacando-se o pesticida BHC nos sítios amostrais do rio Doce (sobretudo a estação amostral de Regência, E26), lagos (principalmente Lago Nova, E19) e lagoa Areal (E24). Os resultados revelam ambientes muito impactados com o uso do pesticida DDT, banido em outros países, 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 tendência geral de aumento da riqueza de espécies foi comum entre alguns produtores primários perifíton e fitoplâncton – organismos basais da cadeia trófica aquática – em todos os ambientes estudados (calha fluvial, lagos, lagoas e reservatórios). O perifíton e o fitoplâncton são considerados excelentes bioindicadores de qualidade de água em função da rápida resposta à variabilidade ambiental e ciclos de vida curtos. Desta forma, as grandes mudanças na qualidade do ambiente podem ser quase imediatamente (curta escala temporal), espelhadas nos padrões de composição e abundância das espécies.

Para o perifíton, não houve grandes mudanças temporais em relação à contribuição dos tipos de guildas de diatomáceas. Maiores contribuições médias na densidade de diatomáceas móveis em relação às diatomáceas baixos perfil (BP) para a maioria dos ambientes (rios, lagos, lagoas), excetuando no lago Juparanã (E20). Em associação à elevada taxa de matéria inorgânica no peso seco perifítico (em geral acima de 60%), a maior densidade de diatomáceas móveis indica que, principalmente nos ecossistemas lóticos (rios Doce, Guandú e Manhuaçu), a presença de material particulado inorgânico

no substrato prevalece (Passy, 2007; Sanchez *et al.*, 2017), o que pode indicar a contribuição de material inorgânico alóctone na constituição do substrato aquático. As lagoas permanecem como os sistemas lacustres com o maior número de espécies exclusivas do perifíton.

Na comunidade fitoplanctônica, a densidade das cianobactérias destaca-se como um dos mais importantes resultados, com tendência de aumento considerável, sobretudo nos ecossistemas lacustres. As altas densidades sobretudo de espécimes do gênero *Synechocystis* e das espécies *Aphanocapsa holsatica* e *Plantolyngbya limnetica* têm influenciado os valores gerais de diversidade de espécies. Uma vez que as cianobactérias podem potencialmente produzir ciantotoxinas e causar florações, a abundância desses microrganismos deve ser monitorada com atenção, em atendimento à resolução CONAMA 357/2005. Os ecossistemas lacustres (lagos e lagoas) são importantes habitats de contribuição para biodiversidade fitoplanctônica e das macrófitas aquáticas do baixo rio Doce, e a conservação desse *pool* de espécies pode representar um importante elemento às ações de restauração da biodiversidade do rio Doce.

Em oposição aos demais produtores primários, houve tendência de redução da riqueza taxonômica das macrófitas aquáticas, especialmente nos rios Guandu e Manhuaçu, lagos e lagoas. Embora as plantas aquáticas possam apresentar respostas à variabilidade ambiental um pouco mais retardadas em relação às comunidades fitoplanctônica e perifíticas, sua alta heterogeneidade funcional e metabolismo são características que possibilitam o uso para a bioindicação (JENACKOVIC *et al.*, 2016). Os pulsos sazonais de seca e chuva atuam decisivamente não apenas na diversidade de macrófitas, mas também na composição de espécies, com efeitos mais decisivos sobre a calha do rio Doce e os reservatórios. Foi detectada ainda maior substituição (*turnover*) de espécies nos lagos e lagoas em relação à calha fluvial, indicando que os efeitos sazonais sobre a estrutura da comunidade têm menor efeito na seleção de espécies nos sistemas lóticos, que tendem à homogeneidade em relação à composição de espécies (maior ação de filtros ambientais na seleção de espécies). Quanto à metalofilia das plantas aquáticas, foi detectada variedade da acumulação de metais em diferentes partes vegetativas das macrófitas (raízes e folhas). No rio Doce, maior absorção de metais ocorreu nas raízes das macrófitas, enquanto no rio Manhuaçu foi evidente o destaque das concentrações de metais nas folhas das macrófitas. No lago Nova (E19), as raízes de *Eichhornia azurea* e *Ludwigia sedoides* apresentaram altas concentrações de Alumínio, Vanádio, Manganês, Ferro e Bário, com amplas variações sazonais na quantidade de metais detectados. Em relação às lagoas, todas as amostras de macrófitas apresentaram valores para Alumínio, Ferro e Bário acima dos valores de referência. Para o Alumínio as amostras provenientes das raízes de *Ludwigia torulosa* (lagoa Areal - E24), de *L. octovalvis* (chuvoso Lagoa Areal - E24) e de *Eleocharis acutangula* (Lagoa Monsarás- E25), apresentaram concentrações superiores a 160 vezes os valores médios de referência. Para o Ferro, as maiores concentrações foram encontradas nas raízes de *L. torulosa* (Lagoa Areal - E24), de *E. acutangula* (Lagoa Monsarás- E25), e de *E. geniculata* (Lagoa Cacimbas - E27), com concentrações superiores a 200 vezes os valores médios de referência.

Analisando as tendências gerais dos componentes do nível trófico consumidor primário, a comunidade zooplanctônica foi analisada em termos de riqueza de espécies e funcional, tendo sido observado que,

ao longo dos cinco anos de monitoramento, a diversidade beta taxonômica e funcional (variabilidade de espécies e funcional) foi mais elevada para os rios Guandu, Manhuaçu e rio Doce, em relação aos sistemas lacustres e reservatórios, independentemente do período hidrológico (chuvoso ou seco). Entretanto, considerando a riqueza funcional, todos os ambientes estão perdendo traços funcionais ao longo do tempo. Ou seja, os ecossistemas aquáticos do baixo rio Doce apresentam ampla variabilidade na troca de espécies, em resposta às condições predominantes (filtros ambientais), mas essa troca de espécies apresenta baixa variabilidade funcional zooplancônica, comprometendo funções ecossistêmicas. Consideramos, com esse resultado, a existência de “risco ambiental médio” (Simões, 2003) no cenário de perda de funções ecossistêmicas. O risco é classificado como médio, pois mesmo diante da simplificação taxonômica e dos traços funcionais, a calha fluvial ainda consegue manter uma elevada diversidade beta. Em relação ao recrutamento do zooplâncton (aqui mensurado pela densidade e biomassa de formas jovens), ao longo de cinco anos do monitoramento, não foi constatada uma tendência estável de incremento da biomassa de jovens. Isso pode indicar que a organização trófica que estrutura o zooplâncton ainda não apresenta sinais de estabilidade, comprometendo o recrutamento de indivíduos e tornando a comunidade zooplancônica vulnerável a grandes oscilações ambientais.

A fase planctônica da ictiofauna – ovos e larvas – estão compreendidos no estudo do ictioplâncton (consumidor primário basal), e pode ser considerado o estágio vital mais vulnerável da comunidade de peixes. O sucesso do recrutamento do ictioplâncton, seus padrões de desova e composição de espécies são fundamentais para a avaliação da qualidade ambiental, conexões tróficas e saúde ecossistêmica. A calha do rio Doce é a principal área de desova para a maioria das espécies de peixes, enquanto os tributários são pouco utilizados para este fim. O uso dos tributários como áreas de desova foi observado especialmente para espécies de origem marinha e a espécie introduzida de Piranha Vermelha *Pygocentrus nattereri*. Esse é um resultado que pode ser considerado surpreendente, anulando a hipótese que a calha central apresentaria pior qualidade ambiental e recursos para suportar o ictioplâncton, em relação aos tributários. A maior ocorrência de desova tem sido identificada durante o período chuvoso as para espécies que liberam ovos à deriva na coluna d’água, como as Curimbatás do gênero *Prochilodus*, o Mandi amarelo *Pimelodus maculatus*, o Dourado *Salminus brasiliensis* e os Piaus, pertencentes à família Anostomidae, que apresentaram as maiores densidades de larvas registradas ao longo de todos os anos de estudo, podendo ser consideradas espécies vinculadas ao trecho do baixo rio Doce. As desovas das espécies marinhas que utilizam a calha fluvial para desova como a Manjuba (Engraulidae) ocorrem sempre em maior quantidade durante o período seco, muito provavelmente em função da menor intrusão de água continental na área perimetral à foz do rio Doce. Em relação à integridade e viabilidade das larvas, foram identificadas pelo menos quatro alterações incomuns nas larvas de peixes encontradas no rio Doce, classificadas como (i) RCA - rompimento da cavidade abdominal; (ii) SAC - presença de sedimento avermelhado ou partículas brilhosas aderidas ao corpo; (iii) SCI - ocorrência de sedimento avermelhado ou partículas brilhosas em cavidades internas, como boca e intestino; e (iv) DC - deformidades na região da cabeça, olhos e focinho. Os dados histológicos preliminares sugerem que as deformidades na região da cabeça (DC) são causadas por expansão do encéfalo. Interessante notar que os resultados de deformidades indicam que essas

ocorrências incomuns são predominantes em todas as estações de amostragem do rio Doce, excluindo os pontos de controle dos tributários. Adicionalmente, a frequência de deformidades observadas tem apresentado tendência de aumento ao longo dos anos.

Outro grupo de bioindicadores classicamente considerados na avaliação da qualidade de água de ecossistemas continentais e importantes constituintes da cadeia trófica aquática são os macroinvertebrados bentônicos, organismos que estão em estreita associação com o sedimento aquático, desempenhando importantes funções ecossistêmicas e exibindo enorme diversidade trófica, mas sendo aqui agrupados como consumidores primários bentônicos. A calha do rio Doce foi a área onde menor riqueza taxonômica e abundância de macroinvertebrados foi observada, mantendo a tendência histórica desses indicadores. As áreas de referência como os tributários Ribeirão Palmas, córrego São Pedro Frio e no rio Manhuaçu mantiveram as tendências de áreas com maior abundância e riqueza taxonômica de macroinvertebrados. A análise de guildas tróficas de macroinvertebrados mantém a tendência de maior abundância de assembleias bentônicas classificadas como mais tolerantes a impactos.

A ictiofauna é considerada, no contexto do Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest, como os predadores de topo da cadeia alimentar aquática, embora apresentem, reconhecidamente, ampla diversificação trófica (bentófagos, filtradores, carnívoros, onívoros). De qualquer forma, a atuação desta comunidade é caracterizada pela relação trófica “descendente” ou “de cima para baixo”, atuando decisivamente na estrutura das assembleias basais. As análises da ecologia de peixes mantiveram a tendência histórica ao longo do monitoramento de tendência de declínio na riqueza de espécies, sendo que a diminuição da riqueza foi mais evidente nas espécies nativas, comparadas com as introduzidas. Entre os ambientes, a calha do rio Doce foi o ambiente mais heterogêneo e com tendência a maior riqueza de espécies, com maior número de espécies não compartilhadas com os outros ambientes. A diversidade beta taxonômica revelou ainda uma tendência ao aumento de espécies introduzidas e diminuição de espécies nativas ao longo do tempo. Esse resultado deve ser observado com atenção pois indica uma possível vantagem adaptativa das espécies introduzidas sobre as nativas. Em termos de abundância de espécies, tanto espécies nativas quanto introduzidas mantiveram tendências estáveis (nem aumento nem declínio). Em relação à biomassa proporcional das espécies introduzidas foi observada tendência de aumento ao longo dos 5 anos de monitoramento. As análises de ecologia trófica das assembleias de peixes revelaram que as espécies nativas ingeriram maior diversidade de itens alimentares na calha rio Doce e ribeirão Palmas em do relação aos ambientes de reservatórios (UHE Aimorés) e lagos. A evolução espacial das guildas tróficas mostra a dominância em abundância das espécies de peixes bentófagos (Peixe-flor *Awaous tajasica*, Tilápia *Oreochromis niloticus* e o Barrigudinho *Poecilia vivipara*) em quase todos os ambientes analisados. A íntima associação entre as assembleias bentônicas de peixes e o sedimento deve ser motivo de atenção em função da comprovada contaminação do sedimento aquático do baixo rio Doce por metais, Arsênio e contaminantes orgânicos. Além disso, foi observada tendência de baixa abundância de carnívoros e piscívoros nativos presentes na calha do rio Doce - porção da bacia mais afetada pelo MLD. Assim, estas guildas estão potencialmente mais expostas aos efeitos relacionados à exposição a estes contaminantes. Em relação

à variação temporal de carnívoros e piscívoros introduzidos (Tucunarés *Cichla monoculus*, Piranhas-vermelhas *Pygocentrus nattereri* e Jacundás *Saxatilia lepidota*), foi detectada uma tendência de aumento nessas guildas tróficas, que pode estar relacionada pelo amplo espectro alimentar das espécies introduzidas, e por outras características biológicas que facilitam o processo de reprodução e recrutamento das espécies introduzidas em comparação com as nativas, como maior plasticidade ecológica das espécies introduzidas. As análises de biologia reprodutiva das espécies nativas mostraram 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. O cálculo do comprimento médio da primeira maturação (L50) mostrou uma tendência para um forte recrutamento (> 190 recrutas) das seguintes espécies introduzidas na calha do rio Doce para as espécies 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*. Entretanto, no rio Manhuaçu, as espécies com mais recrutas foram o Jacundá *Saxatilia lepidota* e o Acará *Geophagus aff. brasiliensis*. Com relação à análise comparativa dos estágios de maturação gonadal (EMG) foi observada uma tendência de melhor desempenho reprodutivo das espécies introduzidas em relação às nativas. Quando analisada a relação gonadossomática (RGS) das espécies introduzidas, o Pacu-CD *M. lippincottianus* se destacou por apresentar um valor de RGS superior, mas, em contrapartida, a Piranha-vermelha *P. nattereri*, apresentou estabilidade neste índice nas campanhas do período chuvoso do Ano 5 em relação aos Anos 1, 2, 3 e 4 nos ambientes da calha e lagos no baixo rio Doce, caracterizando uma tendência de forte adaptação dessas espécies ao ambiente, ao longo do tempo. Deve-se destacar ainda que, a partir do Ano 5, pela primeira vez ao longo do monitoramento, as análises microscópicas do estágio de maturação gonadal (EMG) evidenciaram alterações celulares em várias espécies, capazes de comprometer o EMG das espécies do baixo rio Doce, reservatório UHE Aimorés e do rio Manhuaçu.

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 genética utilizando marcadores microsatélites, os índices indicaram, de forma geral, uma tendência de baixa diversidade para todas as populações das sete espécies analisadas no baixo rio Doce. Os Lambaris *Astyanax lacustris* e *Deuterodon intermedius* foram as duas espécies com maior diversidade gênica média, apresentando números de alelos, amplitude no tamanho dos alelos e diversidade gênica acima da média na comparação com as outras espécies, que apresentaram menor diversidade genética. Do

ponto de vista da conservação da biodiversidade, a baixa diversidade genética é preocupante, pois implica em menor resiliência a eventos estocásticos, como alterações ambientais crônicas e agudas observadas no trecho do baixo rio Doce. Os marcadores microssatélites indicaram, ainda, que todas as sete espécies avaliadas apresentaram níveis de endogamia elevados e significativos durante todos os anos do monitoramento. A endogamia, em condições naturais, é esperada apenas como um evento raro, e em espécies com comportamentos específicos, e, portanto, a generalidade dos processos endogâmicos encontrada nos resultados observados no PMBA/Fest pode ser uma consequência da diminuição drástica no tamanho efetivo populacional dessas espécies. Os valores estimados pelo índice de Garza-Williamson (G-W), indicam a ocorrência de eventos de gargalo populacional recentes e esses resultados indicam que os impactos sofridos por essas espécies em decorrência da chegada do MLD provavelmente foram severos. Em relação à diversidade filogenética, foi observado um decréscimo gradual da diversidade nas comunidades do baixo rio Doce, sendo que a queda mais abrupta ocorreu entre os Anos 1 e 2 (reflexos do impacto agudo da chegada do MLD). Em relação à diversidade filogenética total (considerando espécies nativas e introduzidas), foi detectada uma tendência de queda suave ao longo dos anos. Para as espécies nativas, a diversidade filogenética total apresentou tendência de queda contínua ao longo do monitoramento, enquanto para as espécies introduzidas a tendência foi de neutra a pequena redução ao longo do tempo, o que explica os padrões gerais de redução suave da diversidade filogenética total. Quando comparadas as comunidades de peixes do alto e do baixo rio Doce, observa-se que a diversidade filogenética das assembleias de espécies nativas é 30% maior na região do alto rio Doce quando comparada com as do baixo rio Doce. Entretanto, quando as espécies nativas e introduzidas são tomadas em conjunto, essa diferença cai para 10%. A redução populacional das espécies nativas pode contribuir para a expansão territorial das populações das espécies introduzidas na bacia do rio Doce.

2.4.3 Ecotoxicologia

Em termos de respostas para a Ecotoxicologia, os resultados dos padrões de bioacumulação de metais e As foram avaliados através do Índice de Bioacumulação (IBR bioacumulação) e complementarmente por comparação com as concentrações de metais no zooplâncton e músculo de camarões e peixes com os dados pretéritos obtidos antes da chegada do MLD na região da calha do rio Doce ou próxima à sua foz. Os resultados obtidos indicam, de maneira geral, que maiores concentrações de metais e As na comunidade planctônica ocorreram no setor rio, com tendência de aumento desses metais durante todo o monitoramento. Entretanto, alguns desvios foram observados nesta tendência temporal de aumento, sendo detectada redução no IBR bioacumulação na comunidade plânctonica dulcícola de todos os setores avaliados no período seco de 2023. Quando comparados aos dados pretéritos, até o período chuvoso do Ano 5, os teores de Fe e outros metais (Cd, Cr, Cu, Mn e Pb), além de As no zooplâncton mostraram-se mais elevados em relação aos valores obtidos nas amostras obtidas na foz do rio Doce, antes da chegada do MLD. O IBR bioacumulação para camarões dulcícola, organismos que vivem em estreita relação com o sedimento, apontou para uma tendência de aumento temporal nos níveis de metais e As nos camarões coletados no setor lago até o período chuvoso do Ano 5. Para

a comunidade de peixes, representada pelas guildas tróficas onívoros/herbívoros e carnívoros, os dados do IBR bioacumulação apontaram para uma tendência de aumento temporal nos níveis de metais e As nos tecidos dos peixes coletados no setor lago até o período chuvoso do Ano 5, assim como observado para os camarões. Para o setor rio, é importante destacar que o maior pico de bioacumulação de contaminantes foi observado no Ano 1. Os resultados obtidos apontaram para uma tendência geral de aumento temporal na bioacumulação destes contaminantes até o período chuvoso do Ano 5. Desta forma, efeitos sazonais parecem ter um efeito decisivo sobre o IBR bioacumulação para plâncton, camarões e peixes. Tanto para a comunidade planctônica como para camarões e peixes, os teores de Fe e outros metais (Cd, Cr, Cu, Mn e Pb), quando comparados aos dados pretéritos, ao longo de todo o monitoramento mostraram-se mais elevados em relação aos valores obtidos nas amostras obtidas na foz do rio Doce, antes da chegada do MLD.

Os padrões de resposta biológica dos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, expressos como biomarcadores, foram apresentados e analisados através do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador). Para este índice, foram observados níveis elevados de resposta biológica dos organismos planctônicos nos setores afluentes e calha do rio Doce nos períodos seco do Ano 3 e nos períodos sazonais seco e chuvoso dos Anos 3, 4 e 5, indicando uma constância temporal na detecção dessa resposta do biomarcador. No setor rio, nos períodos seco e chuvoso do Ano 4, onde foram observados os maiores valores do IBR biomarcador, cabe destacar que o conteúdo de metalotioneínas (MT - proteínas relacionadas com a detoxificação de metais) no zooplâncton e no fitoplâncton, bem como os níveis de lipoperoxidação (LPO) no fitoplâncton (biomarcador de dano oxidativo), foram as análises que mais contribuíram para o valor do IBR biomarcador. Cabe destacar que foi observada em quase todas as campanhas, à exceção da amostragem realizada no período chuvoso do Ano 1, uma diversidade e frequência de biomarcadores contribuindo para a composição do IBR biomarcador. Este fato evidencia os impactos bioquímicos crônicos associados à acumulação de contaminantes (metais e As), com consequentes danos oxidativos (lipoperoxidação) aos organismos da comunidade planctônica dulcícola. **Nos camarões dulcícolas**, a comparação temporal dos valores do IBR biomarcador revela valores elevados ao longo do monitoramento, incluindo a última campanha analisada (período chuvoso de 2024), com destaque para o setor Lago, onde foram detectados os aumentos mais expressivos. Em relação aos camarões, a relevância de contribuição dos biomarcadores para a composição do IBR biomarcador foram a MT (proteínas relacionadas com a detoxificação de metais) no hepatopâncreas, LPO (lipoperoxidação) no hepatopâncreas e LPO nas brânquias. Vale lembrar que estes biomarcadores estão associados à exposição e aos efeitos de metais e As, respectivamente. Além disso, cabe destacar que estes biomarcadores também foram relevantes na composição do IBR biomarcador para os organismos planctônicos. Para peixes, os valores do IBR biomarcador foram constituídos pelo IL (Índice de Lesão Histológica) nas brânquias, IL no fígado, LDH (enzima lactato desidrogenase) nas brânquias, LDH no fígado e MT. Portanto, os resultados aqui relatados constituem evidência clara de que os peixes dulcícolas estão sendo cronicamente impactados pela contaminação do Ambiente Dulcícola por metais e As.

Com relação à comunidade microbiana nas matrizes sedimento, água superficial e água de fundo do Ambiente Dulcícola, os resultados revelam a persistência de grupos bacterianos estreitamente correlacionados à presença de metais, como já registrado anteriormente. O gênero *Acinetobacter* mantém-se notoriamente proeminente, sendo um bioindicador adequado para analisar a contaminação da água por metais. O gênero *Acinetobacter* é singular devido às suas propriedades metabólicas associadas a ambientes extremos, além de exibirem arranjos genéticos que conferem uma considerável resistência a metais, como Cu, Zn, Co, Cd, Cr e As. Em relação às análises da comunidade microbiana nos sedimentos do Ambiente Dulcícola, foi observada alta similaridade com a microbiota das amostras de água, indicando possível ressuspensão e transporte de partículas e migração das comunidades bacterianas entre as matrizes sedimento e água. A análise de ASVs (*Amplicon Sequence Variant*) da família bacteriana Anaerolineaceae, também foi observada no Ambiente Dulcícola, principalmente em amostras de sedimento e mais concentradas nos setores lago e alga. A família Pirellulaceae, apresentou abundância constante na região mais próxima à foz do rio Doce, localidade que registrou os piores índices de avaliação ecotoxicológica em várias Campanhas. Esses grupos microbianos vêm sendo sugeridos como possíveis bioindicadores da presença de metais pesados e MLD. Os ensaios de toxicidade, cujos resultados estão resumidos no Índice de Toxicidade, indicam oscilação da toxicidade das matrizes água e sedimento, primeiramente com redução da toxicidade a partir do período seco do Ano 1 seguido por um aumento na toxicidade a partir do período seco do Ano 4, principalmente para as amostras coletadas na calha do rio Doce, e no que se refere às amostras de sedimento, que foram classificadas, na sua maioria, como levemente tóxicas. Vale destacar que amostras do afluente avaliado no período chuvoso e seco do Ano 5 (rio Manhuaçu: RMH-01) também receberam a classificação de levemente tóxica para ambas as matrizes investigadas. Os resultados obtidos evidenciaram maior toxicidade associada à calha do rio Doce e às amostras de sedimento. Os resultados gerais da Ecotoxicologia sugerem a continuidade da contaminação dos organismos por metais e impactos em diferentes níveis de organização biológica. Processos de bioacumulação de contaminantes foi comprovado em vários setores do Ambiente Dulcícola e com grande persistência temporal ao longo do PMBA/Fest.

2.4.4 Avaliação global

Para avaliar as principais tendências dos componentes tróficos do Ambiente Dulcícola e suas tendências temporais como resposta à evolução ecossistêmica do baixo rio Doce foram utilizados modelos GAM. O principal objetivo desta análise foi apresentar se as tendências esperadas de reorganização dos principais componentes tróficos em termos de riqueza taxonômica e funcional podem ser detectadas no trecho do baixo rio Doce, após 8 anos da chegada do MLD no ambiente.

Riqueza taxonômica e funcional ao longo do monitoramento

Nos rios controle, a riqueza taxonômica aumentou ao longo do monitoramento para as comunidades basais (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). Para a calha do

rio Doce, houve decréscimo da riqueza taxonômica para o perifíton e um leve decaimento para os peixes, enquanto as macrófitas apresentaram tendência de aumento. Nos lagos, foi encontrado uma diminuição na riqueza para fitoplâncton, macrófitas e zooplâncton e um aumento apenas para o perifíton. Nas lagoas, um aumento na riqueza ao longo do tempo foi obtido para fitoplâncton e perifíton e uma diminuição para macrófitas e zooplâncton. Nos reservatórios, houve decréscimo na riqueza taxonômica para perifíton e zooplâncton e aumento para macrófitas e peixes. Nos afluentes coletados, foi encontrado um decréscimo nesse atributo para os peixes (Figura 3).

Em termos de riqueza funcional, nos rios controle, a riqueza funcional aumentou ao longo do monitoramento para as comunidades de fitoplâncton e perifíton, com redução para o zooplâncton, enquanto para os peixes e macrófitas não foram detectadas alterações significativas (Figura 4). Para a calha do rio Doce, houve um leve aumento da riqueza funcional para o fitoplâncton, macrófitas, e peixes, e um decréscimo para o perifíton e zooplâncton. 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 ambientes. Já os afluentes Guandú e Manhauçu, assim como para a riqueza taxonômica, foi observada queda na riqueza funcional ao longo do tempo para os peixes ($F=10,95$; $p=0,001$) (Figura 4).

Figura 3: Curvas de suavização obtidas com modelos aditivos generalizados (GAM), mostrando flutuações temporais na riqueza taxonômica das comunidades (A-E) fitoplânctônica, (F-J) perífita, (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. Amarelo - Rios controle (rio Guandu e Manhauçu); vermelho - rio Doce; azul - lagos; verde escuro - lagoas, verde claro - afluentes e lilás - reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024. Rios Controle: fitoplâncton ($F=2,57$, $p=0,001$), perífita ($F=4,66$, $p=0,01$), macrófitas ($F=5,90$, $p=0,006$), zooplâncton ($F=7,02$, $p=0,009$), peixes ($F=0,15$, $p=0,71$); rio Doce: fitoplâncton ($F=4,20$, $p=0,06$), perífita ($F=12,27$, $p<0,001$), macrófitas ($F=9,89$, $p<0,001$), zooplâncton ($F=1,90$, $p=0,22$), peixes ($F=12,58$, $p<0,001$); Lagos: fitoplâncton ($F=2,37$, $p=0,04$), perífita ($F=22,52$, $p<0,001$), macrófitas ($F=2,80$, $p<0,001$), zooplâncton ($F=30,37$, $p<0,001$), peixes ($F=2,68$, $p=0,14$); Lagoas: fitoplâncton ($F=38,30$, $p<0,001$), perífita ($F=60,05$, $p<0,001$), macrófitas ($F=13,78$, $p<0,001$), zooplâncton ($F=7,47$, $p<0,001$); Afluentes: peixes ($F=8,95$, $p=0,004$); Reservatórios: fitoplâncton ($F=2,52$, $p=0,14$); perífita ($F=11,70$, $p<0,001$); macrófitas ($F=3,73$, $p=0,03$); zooplâncton ($F=7,04$, $p=0,01$); peixes ($F=7,45$, $p=0,01$).

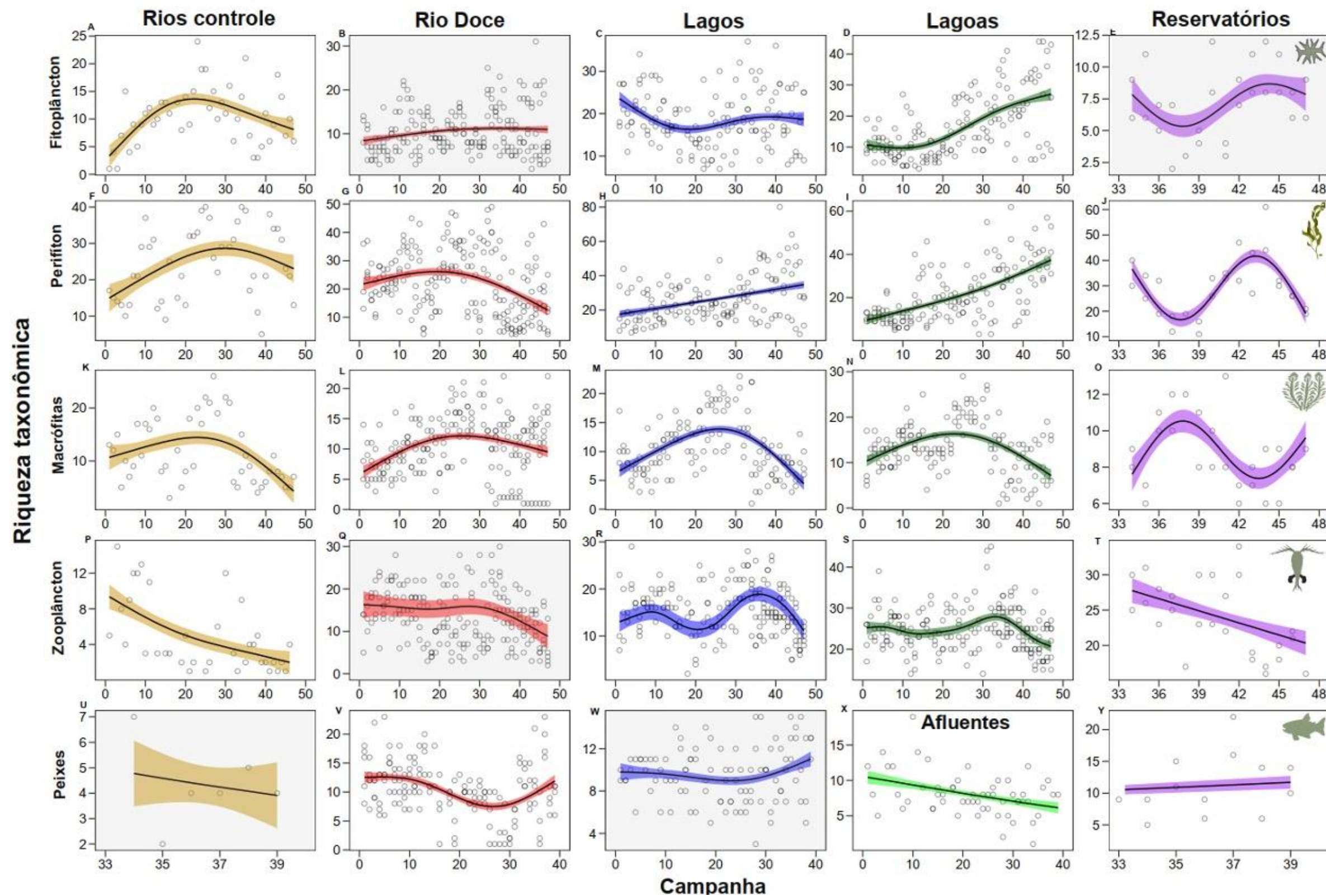
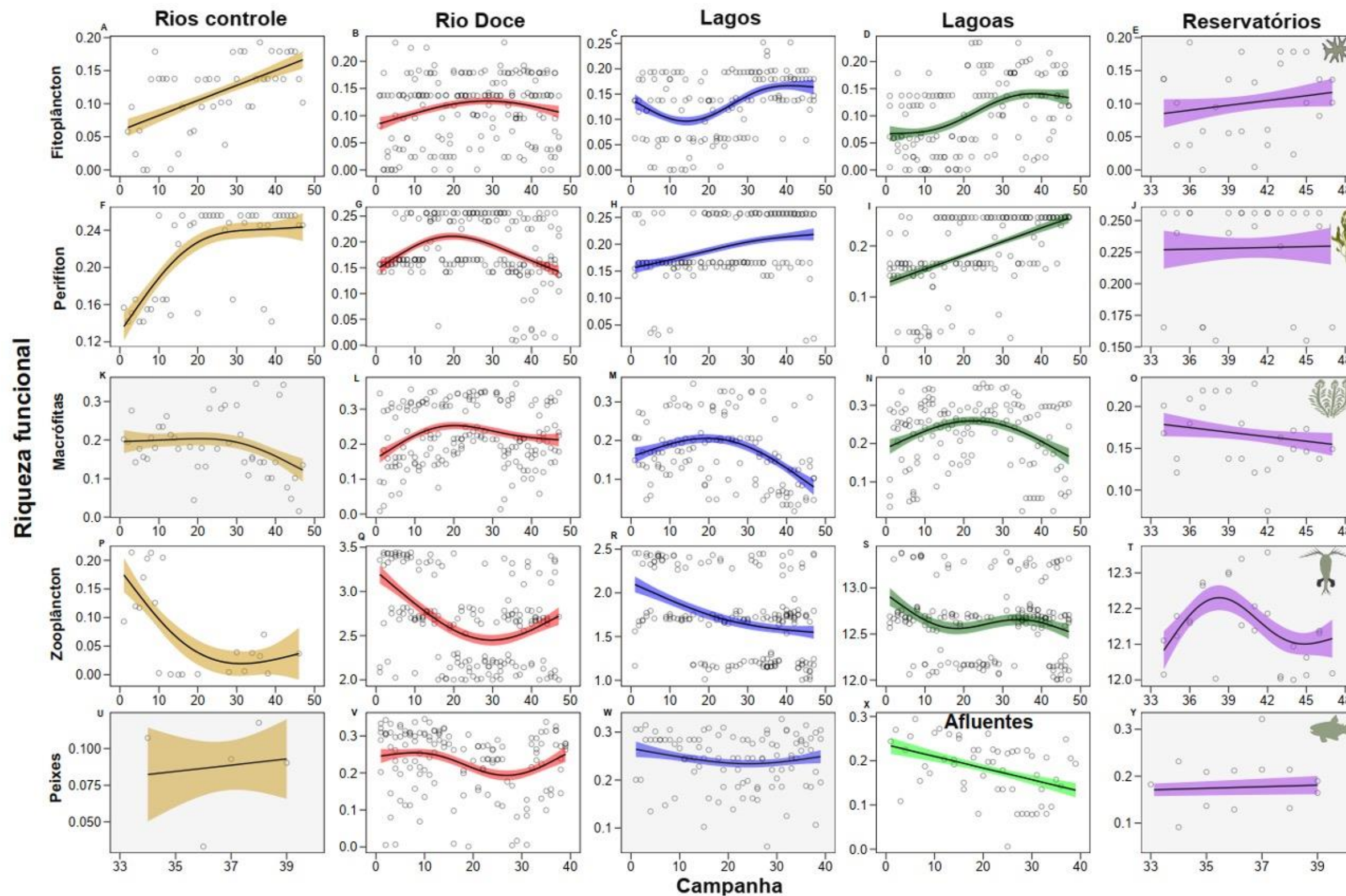


Figura 4: Curvas de suavização obtidas com modelos aditivos generalizados (GAM), mostrando flutuações temporais na riqueza funcional das comunidades (A-E) fitoplânctônica, (F-J) perifíton, (K-O) macrófitas aquáticas, (P-T) zooplânctônica e (U-Y) ictiofauna, ao longo do monitoramento no baixo rio Doce. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados $\pm 95\%$. Em cinza estão representados os modelos não significativos estatisticamente. Amarelo - Rios controle (rio Guandu e Manhuaçu); vermelho - rio Doce; azul - lagos; verde escuro - lagoas, verde claro - afluentes e lilás - reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024. Rios Controle: fitoplâncton ($F=20,58$, $p<0,001$), perifíton ($F=15,79$, $p<0,001$), macrófitas ($F=1,95$, $p=0,11$), zooplâncton ($F=8,05$, $p=0,002$), peixes ($F=2,72$, $p=0,84$); rio Doce: fitoplâncton ($F=3,82$, $p=0,01$), perifíton ($F=9,56$, $p<0,001$), macrófitas ($F=6,13$, $p=0,01$), zooplâncton ($F=18,99$, $p<0,001$), peixes ($F=2,72$, $p=0,003$); Lagos: fitoplâncton ($F=9,91$, $p<0,001$), perifíton ($F=12,50$, $p<0,001$), macrófitas ($F=11,37$, $p<0,001$), zooplâncton ($F=17,53$, $p<0,001$), peixes ($F=1,72$, $p=0,26$); Lagoas: fitoplâncton ($F=13,66$, $p<0,001$); perifíton ($F=55,05$, $p<0,001$); macrófitas ($F=6,30$, $p=0,001$); zooplâncton ($F=2,53$, $p=0,03$); Afluentes: peixes ($F=10,95$, $p=0,001$); Reservatórios: fitoplâncton ($F=0,77$, $p=0,38$); perifíton ($F=0,01$, $p=0,91$); macrófitas ($F=1,01$, $p=0,32$); zooplâncton ($F=3,18$, $p=0,15$); peixes ($F=1,22$, $p=0,27$).

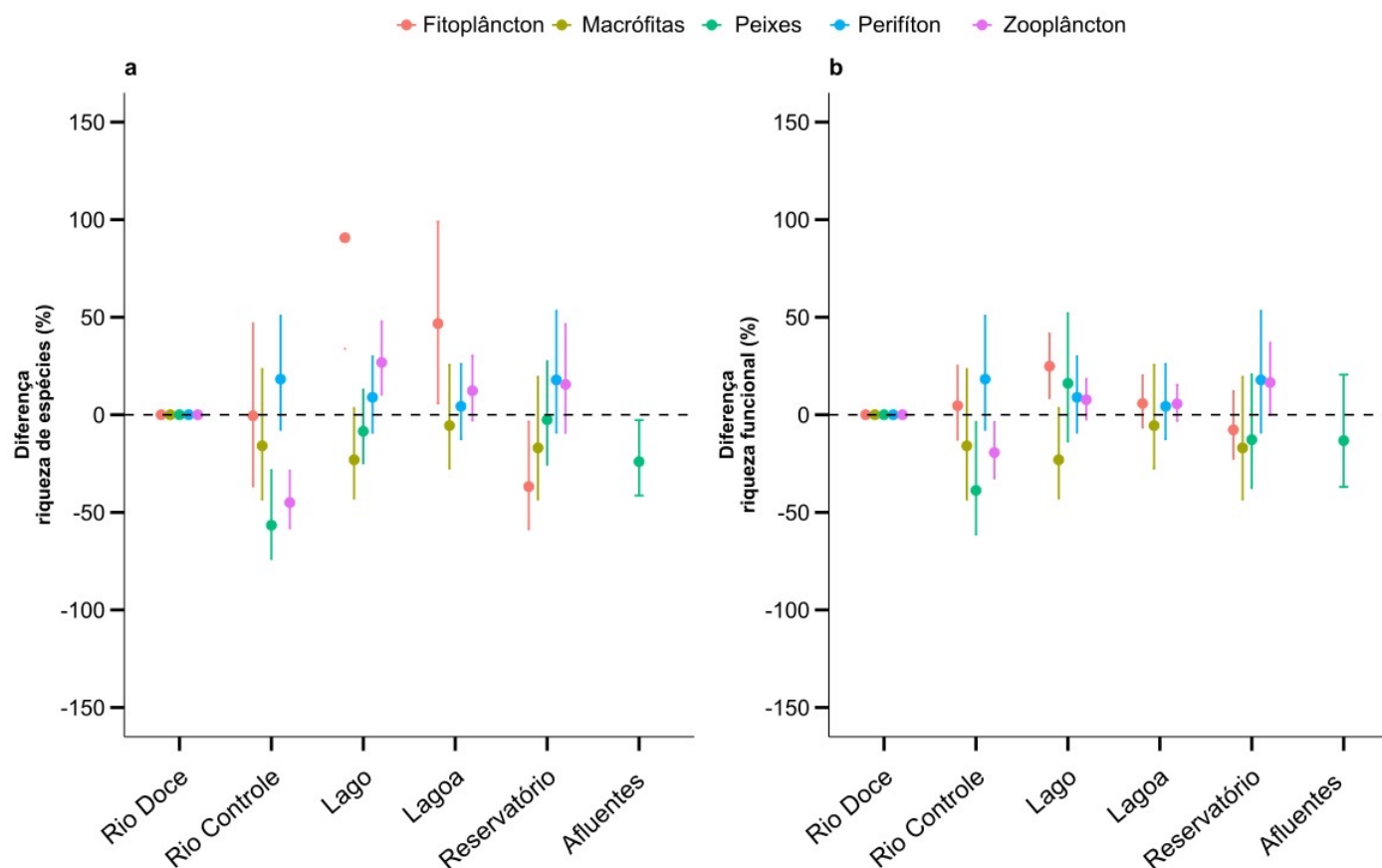


A partir dos resultados das curvas de suavização (GAM) foi observado que as tendências temporais das riquezas taxonômica e funcional apresentaram pouca variação ao longo de todo monitoramento, mesmo com uma escala temporal de cinco anos, mostrando que a riqueza nos ambientes ainda encontra-se semelhante ao início do monitoramento, e, sugerindo que os impactos ambientais ocasionados pelo MLD 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 sofrido, essa recuperação pode ocorrer em longa escala temporal (HOLLING, 1973; SCHEFFER *et al.* 2001; JONES *et al.* 2009).

Comparando a riqueza taxonômica dos grupos monitorados nos rios controles, lagos, lagoas, reservatórios e afluentes com a riqueza do rio Doce (ambiente de comparação), encontramos que nos rios controle a riqueza taxonômica do zooplâncton ($P < 0,001$) e dos peixes ($P = 0,001$) são menores do que no rio Doce (Figura 5a). Entretanto, nos lagos a riqueza taxonômica do zooplâncton é maior do que no rio Doce ($P = 0,001$). A riqueza taxonômica do fitoplâncton é maior nos lagos ($P < 0,001$) e lagoas ($P = 0,016$) do que no rio Doce (Figura 5a). A riqueza taxonômica dos peixes nos afluentes é menor do que no rio Doce ($P = 0,038$).

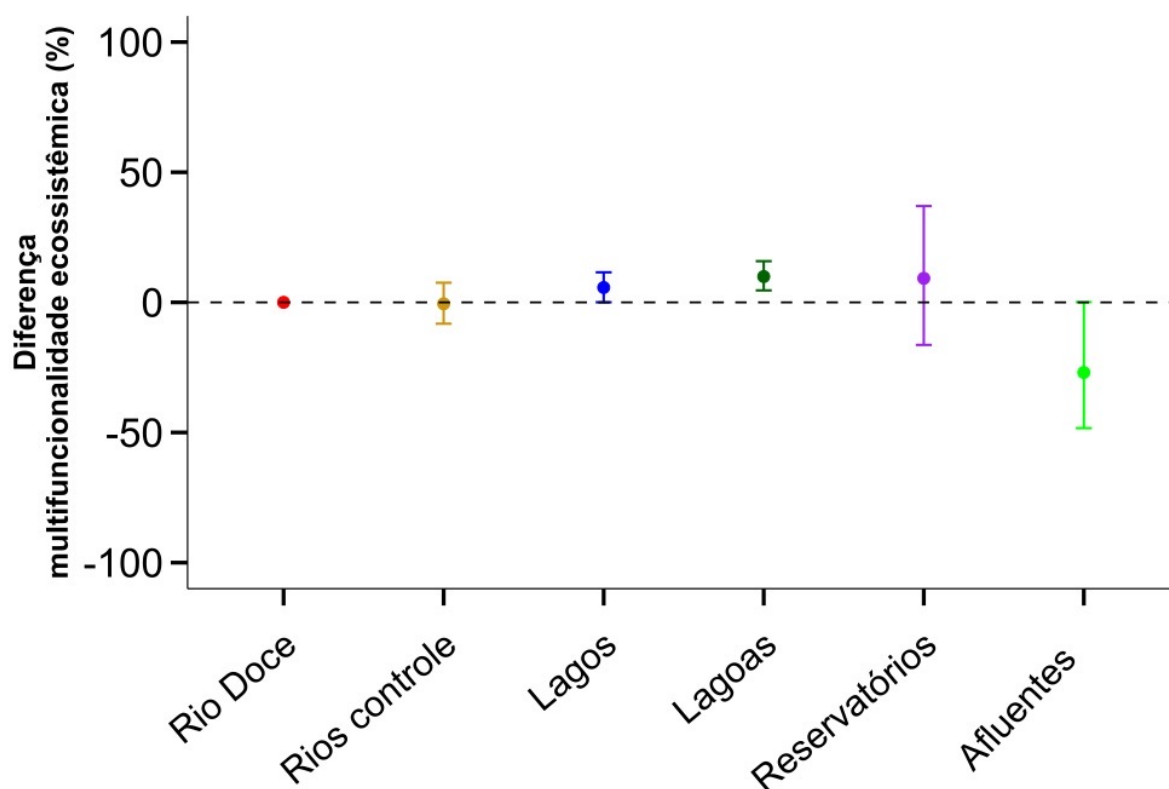
Comparando a riqueza funcional dos grupos monitorados nos rios controles, lagos, lagoas, reservatórios e afluentes com a riqueza do rio Doce (ambiente de comparação), encontramos que nos rios controle a riqueza funcional do zooplâncton ($P = 0,015$) e dos peixes ($P = 0,042$) são menores do que no rio Doce (Figura 5b). A riqueza funcional do fitoplâncton é maior nos lagos do que no rio Doce ($P = 0,002$) (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 ambientes monitorados no PMBA/Fest – Ambiente Dulcícola. Porcentagem de diferença na (a) riqueza taxonômica e (b) riqueza funcional de macrófitas, fitoplâncton, peixes e zooplâncton entre os ambientes monitorados no PMBA/Fest (rio Doce, rios controles, lagos, lagos, reservatórios e afluentes). As barras de erro mostram os intervalos de confiança de 95%. A diferença percentual da mudança para os ambientes foi escalonada em comparação às mudanças no rio Doce (ambiente 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 janeiro de 2024.



Quanto à multifuncionalidade ecossistêmica, as lagoas suportam uma maior multifuncionalidade ecossistêmica do que o rio Doce ($P < 0,001$). A multifuncionalidade nos rios controles ($P = 0.890$), lagoas ($P = 0.055$), reservatórios ($P = 0.474$) e afluentes ($P = 0.061$) não foi diferente da multifuncionalidade do rio Doce (Figura 6). Assim, embora as lagoas sejam mais vulneráveis à exposição ao MLD do que ambientes profundos (SANTOS *et al.*, 2022), esse resultado reforça a importância das lagoas para o funcionamento ecossistêmico do baixo rio Doce após oito anos do rompimento da barragem de Fundão.

Figura 6: Comparação da porcentagem de diferença na multifuncionalidade ecossistêmica entre os ambientes monitorados no PMBA/Fest - Ambiente Dulcícola (rio Doce, rios controles, lagoas, lagoas, reservatórios e afluentes). As barras de erro mostram os intervalos de confiança de 95%. A diferença percentual da mudança para os ambientes foi escalonada em comparação às mudanças no rio Doce (ambiente 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, copépodes e peixes). Quando o intervalo de confiança não sobrepõe o 0, isso indica que houve diferença. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024.



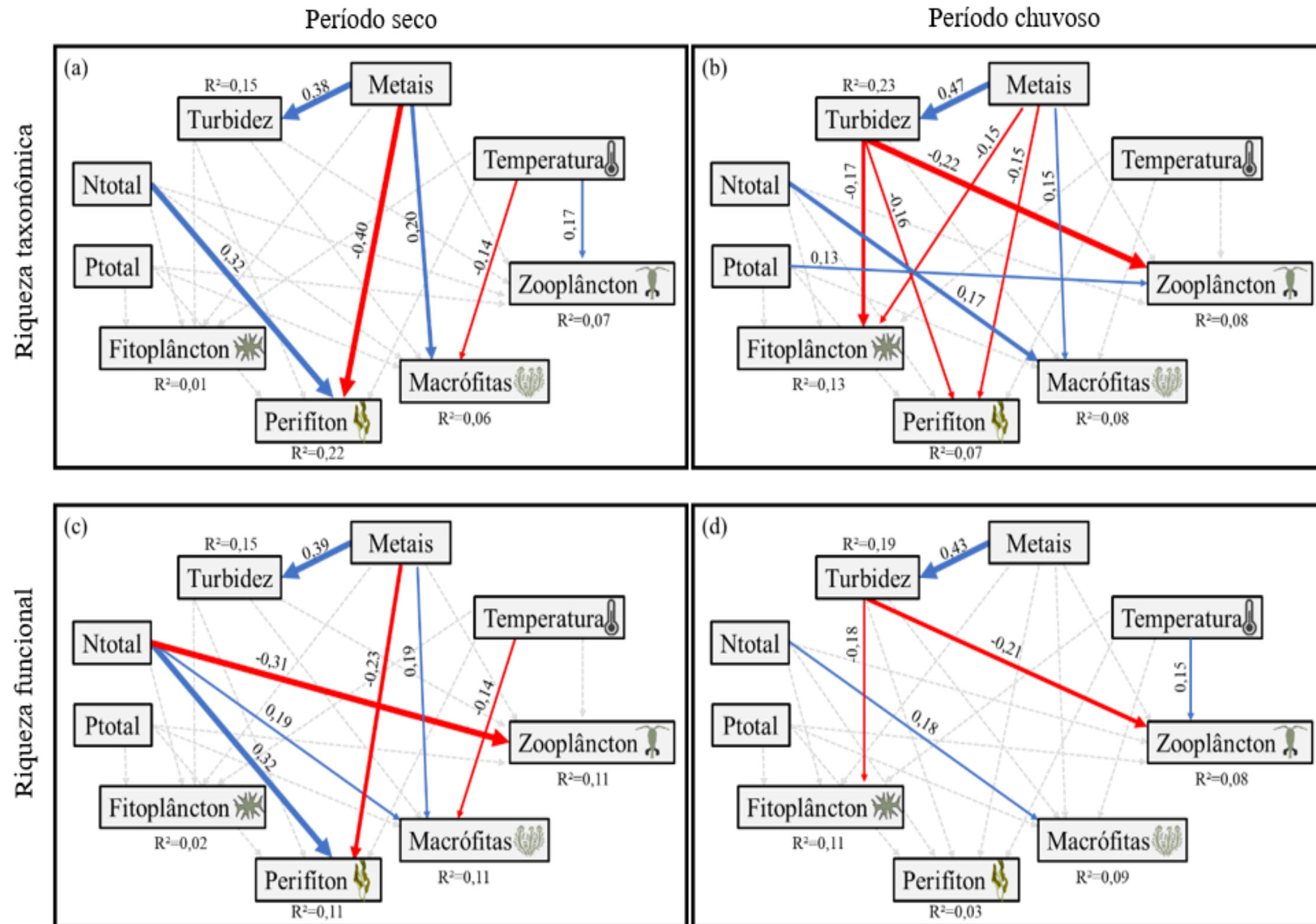
Através da Análise de Caminhos foi observado que, em todos os modelos, os metais tiveram relações positivas com a turbidez (Figura 7), sugerindo que o aumento na concentração de metais resulta em um aumento da turbidez da água, como já documentado anteriormente na literatura (NASRABADI *et al.*, 2016, CARMO *et al.*, 2017). Por sua vez, a turbidez apresentou relações negativas com as comunidades bióticas no período chuvoso, tanto para riqueza taxonômica quanto para a funcional. Portanto, os resultados sugerem que a elevada concentração de metais no período chuvoso, ocasionam de maneira indireta em uma redução da riqueza taxonômica e funcional desses grupos biológicos, através do aumento da turbidez da água.

Além disso, os metais apresentaram relações negativas diretas com as comunidades de perifíton (Figura 7a-c), fitoplâncton (Figura 7b) e relações positivas com as macrófitas (Figura 7a-c). Relações

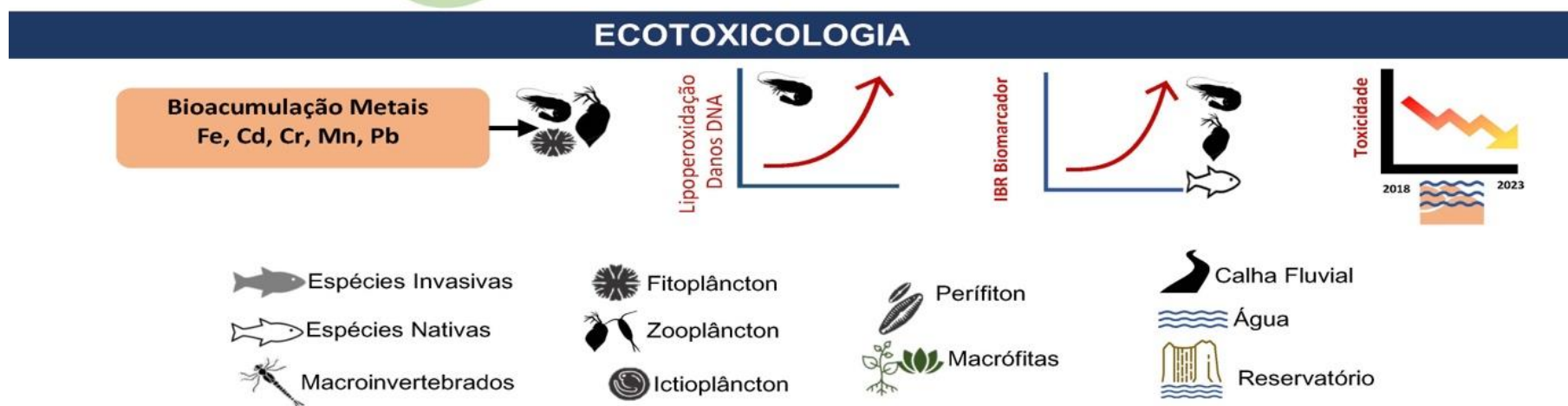
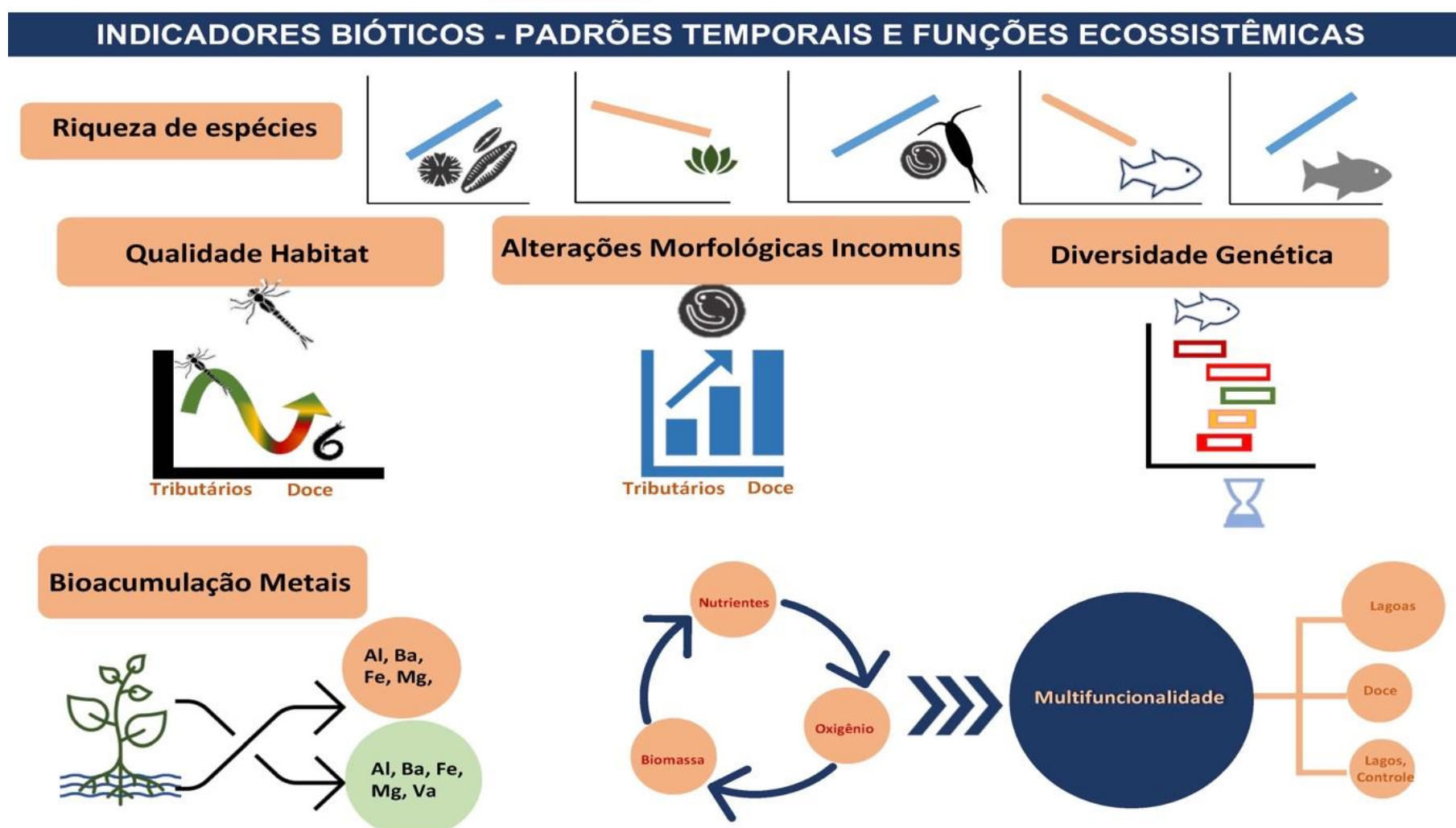
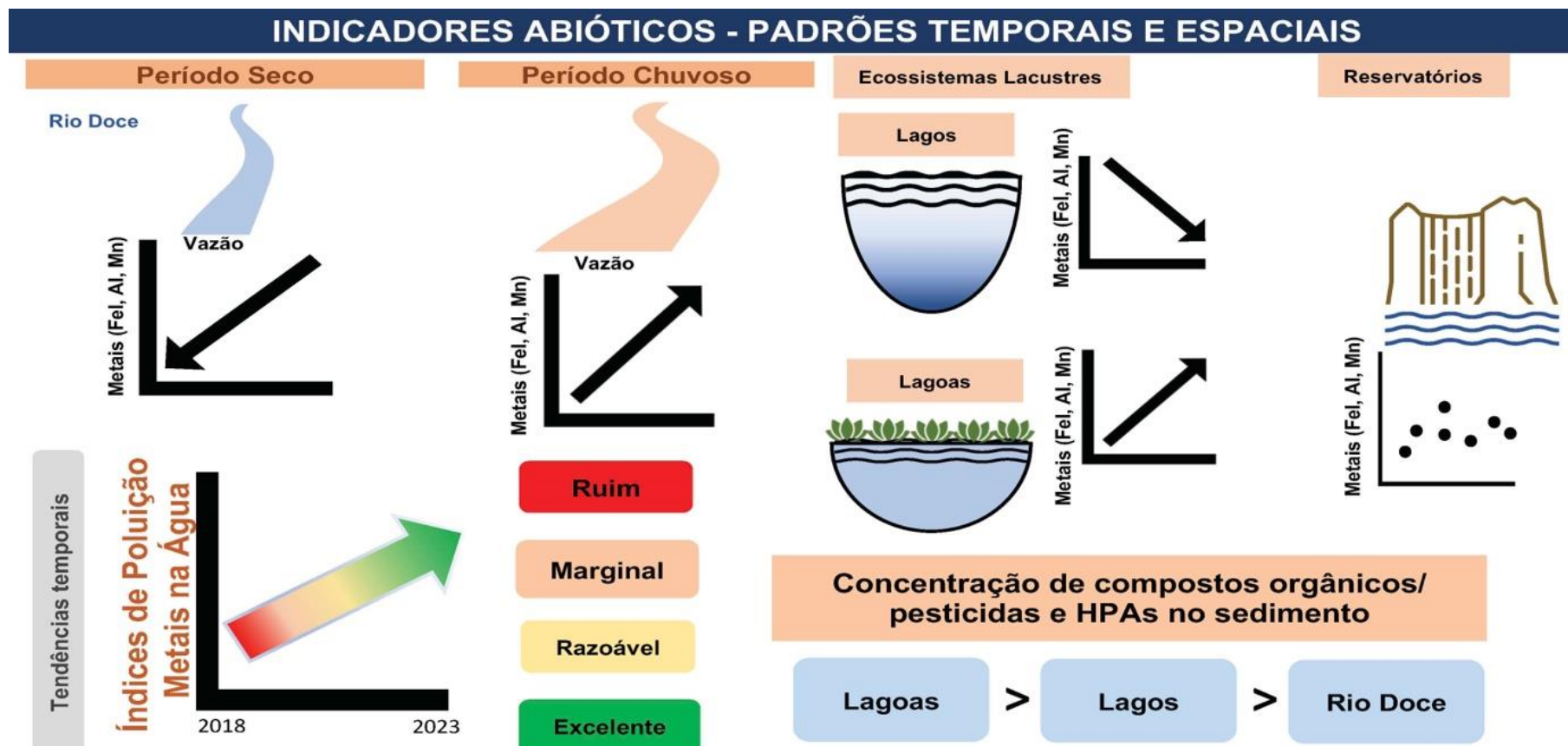
negativas entre metais e esses componentes bióticos são comumente relatadas, pois os metais inibem o crescimento do fitoplâncton e perifíton e selecionam espécies tolerantes, reduzindo a riqueza de espécies (OKAMURA & AOYAMA, 1994; AUSTIN & DENISEGER, 1985). Já a relação positiva encontrada entre os 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 fitoplâncton para ambas as riquezas no período seco (Figura 7a,c) e com as macrófitas nos períodos chuvosos, também para as duas métricas de riqueza (Figura 7b,d). Sabe-se que 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 taxonômica do zooplâncton no período chuvoso (Figura 7b), sendo este resultado uma expressão de uma possível correlação entre esse nutriente e a disponibilidade de recursos alimentares para o zooplâncton (SANTOS *et al.*, 2021). A variável temperatura apresentou relações negativas apenas com as macrófitas no período seco, para riquezas taxonômica e funcional (Figura 7a,c) e positiva com a riqueza funcional do zooplâncton no período seco (Figura 7d).

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.



2.5 SÍNTESE GRÁFICA



2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados expressos confirmam as tendências gerais já reportadas em relatórios anteriores em termos de impactos persistentes nos ecossistemas aquáticos continentais do baixo rio Doce.

A evolução temporal na composição das espécies indica o aumento no número de espécies para os componentes basais da cadeia trófica não corresponde ao aumento da do traço funcional das espécies (funções ecossistêmicas), sobretudo na calha do rio Doce, onde fica evidente as tendências decrescentes de diversificação funcional em relação aos ecossistemas adjacentes (lagos e lagoas). Muitos estudos mostram que a biodiversidade regula múltiplas funções ecológicas, incluindo aquelas necessárias para a manutenção da produtividade dos ecossistemas (MOI *et al.*, 2022). A análise da multifuncionalidade ecossistêmica apresentou o importante papel das lagoas na manutenção de funções ecológicas essenciais, um fundamento que pode guiar ações futuras de conservação no trecho do baixo rio Doce.

Seria interessante considerar os dados morfométricos das bacias lacustres, o que demanda o levantamento batimétrico dos lagos do Limão e Juparanã, além das lagoas Areão, Areal e Monsarás. A morfometria dos lagos Nova e Palmas está disponível em Gonçalves *et al.* (2016) e Barroso *et al.*, (2014), respectivamente. Além do levantamento batimétrico seria interessante incluir pelo menos mais duas estações amostrais com escopo amostral simplificado, considerando parâmetros selecionados, ao longo do eixo das bacias lacustres Palmas, Nova, Juparanã e Monsarás. Em relação à frequência amostral foi dada ênfase no período chuvoso, devido a correlação da vazão com o MPS, turbidez e P_{total} , com amostragens mensais, sendo o período seco do ano monitorado em amostragens bimensais. A persistência do MLD no sedimento dos ecossistemas aquáticos, sobretudo na calha do rio Doce merece atenção em ações futuras de restauração e monitoramento ambiental. 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 reconhecidamente ecossistemas sensibilizados, com sua capacidade de resistência e resiliência alteradas por ações antrópicas locais, regionais e globais. Eventos de grande magnitude, como o rompimento da barragem de Fundão, podem perturbar ambientes já sensíveis, como a região costeira do Espírito Santo, em níveis nos quais a recuperação do ambiente se torna mais desafiadora. As mudanças provocadas por esses impactos afetam tanto as condições abióticas, quanto as comunidades bióticas da região, em todos os níveis hierárquicos, desde produtores primários a predadores de topo e decompositores, além de afetar processos ecossistêmicos, com a ciclagem de nutrientes. É importante ressaltar que mudanças nas dinâmicas e estruturas ecológicas de uma região podem afetar os serviços ecossistêmicos. Na região marinha do Espírito Santo, um dos importantes serviços ecossistêmicos é o fornecimento de pescado, atividade que sustenta as comunidades de pescadores e movimenta a economia local. Neste contexto, considerando uma série de indicadores definidos com base na literatura e na avaliação das variáveis analisadas ao longo do monitoramento do PMBA/Fest, a presente síntese destaca as principais variações espaço-temporais e impactos no Ambiente Marinho.

O conjunto de indicadores utilizado na construção da síntese do Ambiente Marinho abrange diferentes escalas ecológicas, desde marcadores mineralógicos e geoquímicos do sedimento e da água, até características biológicas como estrutura genética, fisiologia, populações, comunidades e comportamento, de forma a permitir uma descrição sintética e conjunta da dinâmica da biodiversidade aquática do Ambiente Marinho afetado pelo Material Ligado ao Desastre (MLD) proveniente da bacia do rio Doce. Os indicadores foram selecionados com base nos resultados encontrados ao longo do monitoramento e na experiência da equipe responsável por cada Tema, representando o atual entendimento sobre as melhores variáveis que destacam a variabilidade espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, que foram impactados pelo MLD. É importante destacar que os indicadores aqui utilizados estão em constante processo de avaliação e, à luz de novos dados, resultados e conclusões, eles podem ser alterados, substituídos, ou novos indicadores podem ser sugeridos, sem comprometimento das descrições 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-amoniaco, 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:

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 Ecotoxicologia

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.

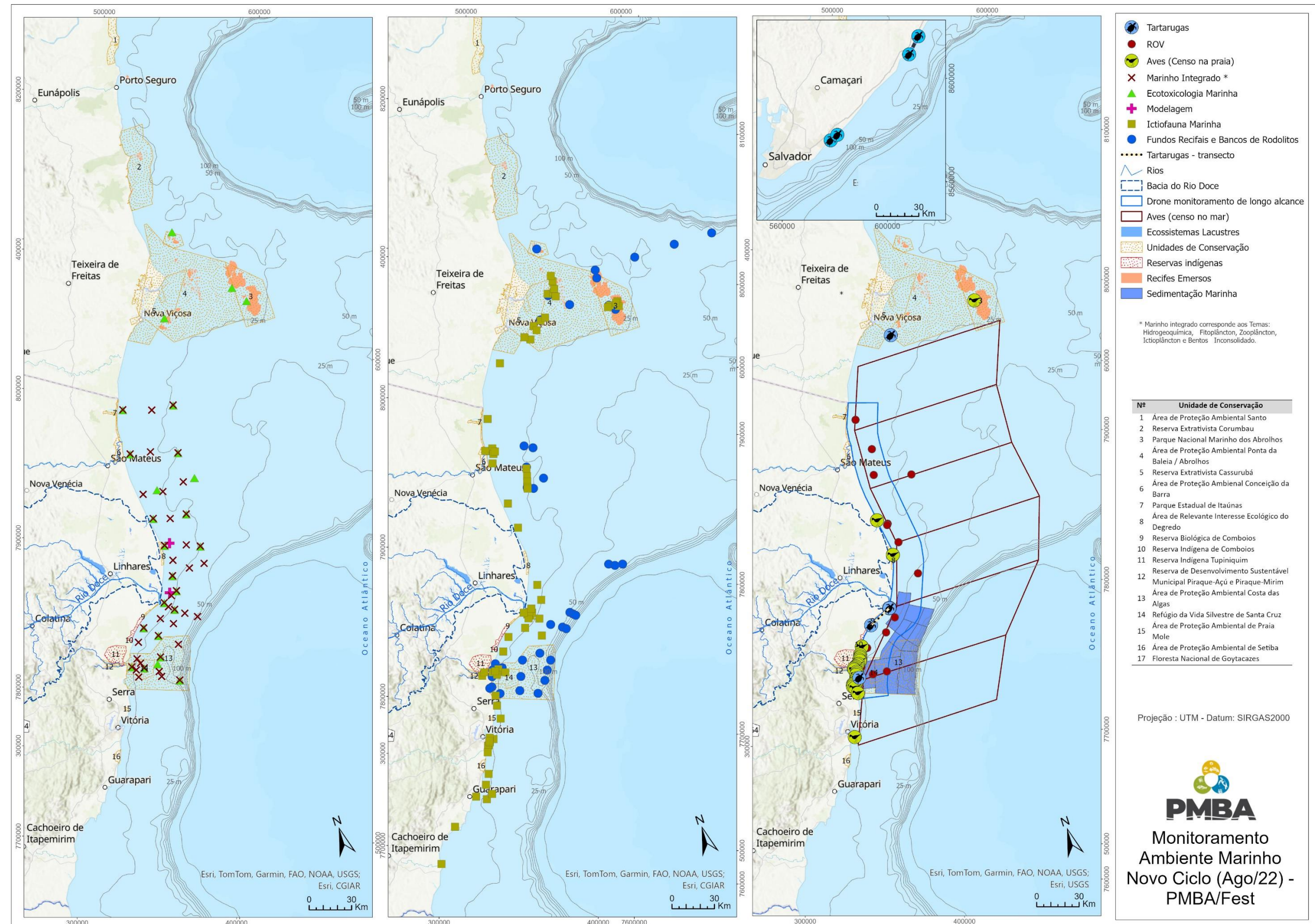
3.2 DESTAQUES

- As avaliações dos indicadores abióticos e bióticos mostram que todos os setores analisados no Ambiente Marinho foram impactados pelo Material Ligado ao Desastre (MLD). O setor foz pode ser classificado como o mais impactado, seguido dos setores norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.
- A vazão do rio Doce e a energia associada às ondas de gravidade superficiais são as principais forçantes meteoceanográficas que atuam na região monitorada. A vazão fluvial do rio Doce, que aumenta principalmente nos períodos chuvosos, transporta material proveniente da bacia hidrográfica para o Ambiente Marinho, enquanto as ondas de gravidade superficiais promovem a ressuspensão do material depositado no fundo marinho, especialmente no período seco. Indicadores mostram que esse material transportado e ressuspendido possui MLD.
- Os indicadores abióticos mostram que ainda há presença do MLD no sedimento, especialmente próximo da foz do rio Doce. Contudo, há indícios de melhora na qualidade ambiental, tanto na água quanto no sedimento, especialmente após o Ano 3.
- Diversos aspectos fisiológicos e ecossistêmicos mostram que a comunidade biológica no Ambiente Marinho foi impactada pelo MLD. Os indicadores mostram que o efeito do MLD na biota é crônico, ocorrendo ao longo de todo o monitoramento, mas que há indícios de melhora nos últimos anos.
- A recuperação do ecossistema é esperada ao longo do tempo, mas (1) o aporte e ressuspensão de MLD, (2) o acúmulo de contaminantes na biomassa que favorece a transferência trófica e (3) o longo ciclo de vida dos peixes e megafauna, podem aumentar o tempo de recuperação.

3.3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO AMBIENTE

O Ambiente Marinho do PMBA/Fest engloba uma extensa área costeira, desde o sul do Espírito Santo (Marataízes) 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, 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.



3.4 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS INDICADORES DE IMPACTOS

A variabilidade espaço-temporal dos indicadores propostos pelos Temas do Ambiente Marinho no âmbito do PMBA/Fest descreve a dinâmica das forças oceânicas e atmosféricas que condicionam o aporte, a dispersão e a sedimentação de materiais particulados e dissolvidos no Ambiente Marinho pela chegada do Material Ligado ao Desastre (MLD) após o rompimento da barragem de Fundão; assim como seus principais efeitos na dinâmica da biodiversidade, contemplando desde produtores primários a consumidores de topo de cadeia. A análise da **distribuição espacial e temporal dos indicadores de impacto** descreverá, primeiramente, as forças meteoceanográficas, seguida dos componentes abióticos da coluna d'água e do sedimento e, a partir da descrição desses cenários ambientais, serão descritas as variações espaço-temporais dos seus componentes bióticos. Considerar-se-á, entretanto, a inter-relação entre coluna d'água e sedimento em discussões ao longo do texto, sempre que pertinente.

Duas **principais fontes de material particulado e dissolvido** no Ambiente Marinho, com possível MLD associado, foram identificadas ao longo do monitoramento: a carga sedimentar proveniente do rio Doce, que traz material novo para a porção marinha, e a ressuspensão de material lamoso já depositado, disponibilizando novamente os componentes para a coluna d'água. Estas fontes estão relacionadas a duas principais forças identificadas, que possuem marcado padrão sazonal: a **vazão fluvial do rio Doce**, que aumenta durante o período chuvoso, e a **energia associada às ondas de gravidade superficiais**, que tende a aumentar durante o período seco. Enquanto o aumento da vazão fluvial é responsável pelo aumento do transporte de material para o Ambiente Marinho, o aumento da energia associada às ondas foi relacionado ao aumento da ressuspensão de material depositado no fundo. Essas duas forças atuam tanto de forma crônica, em uma ação contínua ao longo do tempo, quanto de forma aguda, em momentos de picos de vazão fluvial devido ao aumento da precipitação na bacia hidrográfica do rio Doce e de aumento de energia de ondas devido às passagens de sistemas transientes.

Os eventos hidrológicos na bacia do rio Doce durante o período chuvoso (outubro a março), que atingem condições de alta vazão e inundação, são os principais momentos em que há acréscimo da descarga sedimentar do rio na região costeira. A **pluma do rio Doce** se dispersou sobre a plataforma continental interna, preferencialmente, para sul da sua foz, deslocada da costa em função da ressurgência costeira e das correntes forçadas pelo cisalhamento de ventos predominantemente NE. Este mecanismo também foi responsável pela alimentação anual desta porção do banco lamoso com sedimentos finos oriundos do rio Doce. O período chuvoso concentrou o maior percentual da **carga anual de sedimento em suspensão** que chegou ao Ambiente Marinho pela foz do rio Doce, correspondendo a valores variando entre 91% (Ano 2) e 97% (Ano 4) da carga anual. Dessa forma, é durante o período chuvoso que há aumento na **turbidez** (tanto na superfície quanto na coluna d'água) e na concentração de **Material Particulado em Suspensão** (MPS). Ainda, há redução da **salinidade superficial**, devido ao grande aporte de águas continentais, especialmente no setor foz (subsetores Foz Central e Sul) e na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

Posteriormente ao grande aporte do Material Ligado ao Desastre (MLD) nos primeiros meses após o rompimento da barragem de Fundão (novembro de 2015 a janeiro de 2016) observou-se uma tendência de redução das concentrações de MPS ao longo do monitoramento. Entretanto, os valores continuaram maiores que os valores de referência, principalmente durante eventos hidrológicos extremos do rio Doce. Embora seja observada a redução da concentração de MPS, outros indicadores (e.g. IMS) mostram que o MLD continua sendo depositado na plataforma continental adjacente, com maior ocorrência de impacto nas estações de até 20 metros de profundidade.

As **ondas**, por sua vez, atuam sobre a plataforma durante todo o ano, mas é durante os períodos secos (abril a setembro) que ocorrem os eventos mais energéticos. Os períodos secos, por exemplo, apresentaram uma maior frequência de dias com ondas de altura significativa maior que dois metros, quando comparados aos períodos chuvosos. A **ressuspensão por ondas** é sensível às maiores alturas significativas, maiores períodos de pico, direção de pico de SSE-SE-ESE e o tempo de duração desses eventos. Foram observados eventos associados a cada um desses quatro fatores, ou a combinação deles. A tensão oscilatória (orbital) de fundo gerada por ondas de gravidade superficiais com altura significativa maior do que dois metros foi o principal mecanismo de ressuspensão do sedimento fino lamoso, associado à maior mobilidade do sedimento de fundo (descrito posteriormente). Comparativamente, o transporte deste sedimento ressuspensionado foi mais significativo para o norte do que para o sul. Apesar da corrente com direção sul ser a mais persistente ao longo do ano, ela esteve associada a ondas com altura significativa menores do que dois metros, ventos NE de menor intensidade e carga de sedimento oriundo apenas do rio Doce, o que não resulta em um transporte tão significativo para o sul.

A **dispersão hidrodinâmica da pluma** de sedimentos em suspensão oriunda da foz do rio Doce foi controlada, principalmente, pela interação desta vazão fluvial com as ondas e ventos atuantes em um Ambiente Marinho relativamente raso. A pluma do rio Doce se desloca no Ambiente Marinho de acordo com as forçantes meteoceanográficas vigentes: ventos N-NNE-NE (norte, norte-nordeste, nordeste) e correntes S-SSO-SO (sul, sul-sudoeste, sudoeste) resultam no deslocamento da pluma para sul, paralela e desacoplada à costa (predominante no período chuvoso); ou ventos SSE-S-SSO (sul-sudeste, sul, sul-sudoeste) e correntes NNO-N-NNE (norte-noroeste, norte, norte-nordeste) deslocam a pluma para norte, próxima à costa (predominante no período seco). O transporte/advecção da pluma do rio Doce para o norte ou sul a partir da sua foz foi controlado, preferencialmente, pela deriva litorânea e correntes forçadas pelo cisalhamento do vento e marés com assimetria. Uma parcela significativa da pluma, tanto vinda diretamente do rio Doce quanto resultante da ressuspensão, é capturada pela **deriva litorânea**, sendo transportada preferencialmente para o norte a partir da foz. Isto pode ser configurado como o processo mais relevante de transporte de sedimentos e MLD para as imediações do Parque Nacional Marinho de Abrolhos. As maiores áreas de influência do aporte fluvial na plataforma continental ocorrem durante eventos que combinam elevadas vazões simultâneas às inversões de ventos.

A foz do rio Doce apresenta um **mosaico de habitat** marcado por fundos lamosos, arenosos e presença de estruturas de rodolitos nas porções mais offshore. A presença de barras arenosas lineares

na direção offshore a partir da profundidade de 25 m reforça a transição de fundos de lama para areia, indicando uma região 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. Isso fica claro a partir da observação de feições erosivas no fundo lamoso e do depósito com sinal de MLD no testemunho T13. Além disso, a análise da densidade do sedimento superficial e do indicador **potencial de mobilidade do fundo** mostra que o material aportado à plataforma continental pelo rio Doce durante o rompimento da barragem de Fundão alterou as propriedades físicas do sedimento local. Essa alteração pode ser observada pelo aumento da frequência de ocorrência de menores densidades de fundo em relação aos anos anteriores ao rompimento da barragem. Esse fato promove uma menor resistência do fundo aos processos de ressuspensão, levando a uma maior mobilidade do sedimento. Essa alteração foi identificada ao longo de todo o monitoramento, provavelmente devido ao fato que o MLD continua alcançando a plataforma continental via aporte fluvial. Nas regiões mais distantes da costa, além de areia, há também a presença de rodolitos associados a macroalgas e fragmentos carbonáticos. Por fim, na porção mais distal, na isóbata de 50 metros, encontram-se estruturas recifais e bioconstruções potencialmente formadas por agregados de rodolitos.

Os indicadores da **presença do sinal do MLD** evidenciam a deposição e acúmulo tanto no fundo marinho não consolidados (e.g., predominantemente lama e/ou areia) quanto em fundos recifais (e.g., corais e rodolitos). Ao longo do monitoramento, o **indicador IMS** (*Iron Mineralogical Set*) mostrou altos valores da razão entre susceptibilidade magnética medida nas coletas e a susceptibilidade magnética medida como referência pré-rompimento em todos os setores amostrados, especialmente nas regiões mais rasas e próximas à foz do rio Doce (setor Foz, setor Norte - Degredo e Barra Seca – e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz). No setor Foz, os maiores valores do IMS foram observados no subsetor Foz Central, não apresentando redução dos valores quando comparados aos valores de referência. Isso indica que o material chega à Foz em um fluxo contínuo, podendo ser observado o mesmo padrão para o subsetor Foz Norte. Entretanto, de forma geral, a frequência da observação do sinal de MLD no sedimento de fundo tende a ser menor a partir do Ano 2.

Adicionalmente, é possível evidenciar a presença do MLD em fundos não consolidados utilizando **assinaturas de elementos terras raras**. Para este parâmetro, foi constatado padrão similar à assinatura do MLD nos sedimentos marinhos da região estudada nos Anos 1, 2 e 3 do monitoramento, especialmente nos períodos secos, mas também com contribuição significativa do aporte da vazão fluvial. A partir do Ano 4, porém, o Ambiente Marinho não apresentou assinatura compatível ao MLD. Neste contexto, a presença dos elementos terras raras presentes na areia monazítica, comum na costa do Espírito Santo, podem estar mascarando uma possível detecção do MLD. É importante destacar, ainda, que os elementos terras raras são ferramentas auxiliares na interpretação, devendo ser comparados com outros indicadores. A ausência de similaridade entre assinaturas geoquímicas não indica ausência de MLD, como fica claro com o padrão observado entre os elementos terras raras e o IMS: uma diminuição ao longo do monitoramento.

Em termos recifais, é possível observar evidências da chegada do MLD nos três ambientes estudados. Para a região de **Abrolhos**, o aporte sedimentar do rio Doce foi mais intenso no arco interno e secundariamente no arco externo. Tanto os sistemas frontais/frentes frias, típicos de inverno, como o aumento da pluviosidade na região continental, típico do verão, contribuíram para o aporte sedimentar de material da foz do rio Doce em Abrolhos. Os **indicadores isotópicos** evidenciaram a presença de traços de MLD na região. Tal impacto apresentou intensidade máxima entre os períodos chuvosos dos Anos 2 e 4. No que se refere à assinatura isotópica dos sedimentos e os valores de **enriquecimento em ferro** nos sedimentos, os Anos 4 e 5 se caracterizaram pelo retorno dos níveis pré-rompimento de Fundão para a região de Abrolhos. Os **Recifes Esquecidos**, no setor Norte, representam a única evidência de estruturas recifais ao sul da plataforma de Abrolhos formando pináculos ou estruturas com mais de 5m de altura. Além de toda complexidade de um *habitat* de recifes, a região também é marcada pela presença de rodolitos evidenciando ainda mais sua complexidade e importância. Para a região de Recife Esquecidos, as regiões costeiras permanecem impactadas por traços de MLD, ao passo que as regiões offshore apresentam mistura entre fontes do rio Doce e rio São Mateus.

No setor **APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz**, nas estações rasas (até 35 metros), observou-se a presença do sinal de MLD nos sedimentos de fundo ao longo de todo o período do monitoramento. Nessa região, há uma complexidade morfológica desde sua porção rasa, com formas de fundo intercaladas de areia e lama e porções de laterita, até sua porção média (antes dos 40 metros), com o início das feições de vales incisos, onde há o predomínio de fundos de rodolitos geralmente associados a outras formas de algas calcárias. Vale destacar também que nas bordas dos canais, bem como nas porções mais distais offshore, há a presença de estruturas recifais na forma de crostas/fundos rígidos que são potencialmente agregados de rodolitos e descritos como bioconstruções, assim como os da porção offshore da região do rio Doce. Assim, no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, a análise conjunta revela que a porção rasa dos *habitat* de lama e areia são os mais impactados. Da mesma forma, na região central em direção à plataforma externa, há indícios da presença de sinal de MLD (IMS e razão isotópica), além do impacto na comunidade bentônica (descrito posteriormente). Apesar do impacto não ter sido constante, é importante notar que o *habitat* afetado foi o de **fundo de rodolito**, um ambiente ecologicamente muito importante e ambientalmente vulnerável ao aporte de material fino.

Os indicadores de qualidade de água e sedimento mostram um ambiente impactado, mas com indícios de recuperação. Um desses indicadores são os **índices de qualidade de água (CWQI)**, pelo quais pode-se inferir que há melhora ao longo do monitoramento. Para os índices de qualidade de sedimentos, há predominância de índices moderadamente impactados, com melhoras ao longo do monitoramento, principalmente para o período seco, com a diminuição nas contribuições do rio Doce nas concentrações de metais devido às condições climáticas e meteoceanográficas. Em relação ao ferro, os **indicadores da qualidade do sedimento** (%ADP-Fe e IR-Fe) mostraram que o enriquecimento por este metal está associado a eventos meteoceanográficos, padrões de transporte sedimentar e deriva litorânea. Esses processos, combinados à entrada do MLD, levaram à condição de piora da qualidade sedimentar nos três primeiros anos de monitoramento nos períodos de aumento da vazão do rio Doce para os setores Foz do rio Doce e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Os

períodos de seca, em contrapartida, apresentaram melhora da qualidade principalmente decorrente da liberação de ferro do sedimento para a coluna d'água com os eventos de ressuspensão intensificados por ondas de maior altura. Considerando o cenário geral do monitoramento, houve uma melhora expressiva da qualidade do sedimento para Fe na Foz do rio Doce e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz a partir do período seco do Ano 3.

Em relação aos nutrientes, dado pelo **Índice de Incremento em Nutrientes**, o setor Foz é aquele com maior concentração, seguido pelos setores Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, estes com concentrações similares entre si. O Ano 1 foi o que se mostrou mais alterado, com valores acima daqueles observados no período pré-rompimento da barragem e pós-rompimento no âmbito do PMBA/Fest. Os períodos secos apresentam as piores condições observadas, especialmente nos Anos 1 e 2, embora as condições nos períodos chuvosos também apresentem alteração. O nutriente mais concentrado em relação aos valores de referência é a sílica, principal constituinte do MLD. Há uma tendência de melhora do ambiente em relação a este indicador de qualidade da água a partir do Ano 3. Contrariamente, em relação aos **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos** (HPAs), observou-se uma piora da qualidade da água e sedimento em relação à contaminação por HPAs, principalmente nos períodos chuvosos. As concentrações de HPAs, em especial na água e sedimento do setor Foz do rio Doce, quando comparadas aos dados pretéritos, ainda apresentam níveis elevados e preocupantes quanto aos riscos ambientais devido a sua persistência, toxicidade e potencial de bioacumulação. De forma geral, continuam elevados desde o rompimento da barragem, sendo, portanto, relacionados com o carreamento destes compostos ao longo da bacia para a região estuarina e marinha, e sua constante dispersão/disponibilização mediante dinâmicas e eventos meteoceanográficos. Por fim, a persistência de **compostos orgânicos nitrogenados** é observada no Ambiente Marinho, sendo detectadas concentrações ainda elevadas durante o Ano 5. Apesar dos níveis de concentração serem inferiores ao momento do rompimento da barragem, a persistência destes compostos evidencia a resiliência e recalcitrância destes poluentes no ambiente, que continuam a ser remobilizados.

Com evolução temporal semelhante àquela apresentada pelos indicadores de presença de MLD e qualidade de água e sedimento, os ensaios de toxicidade, resumidos no **Índice de Toxicidade**, indicam que houve prevalência de classificações entre Levemente Tóxicas a Tóxicas em relação à toxicidade da água e do sedimento do início do monitoramento do PMBA/Fest até o período seco do Ano 3. Deste período em diante é observada diminuição da toxicidade, com a maioria das observações sendo classificadas como Não Tóxica ou Levemente Tóxica. Este padrão ocorreu nos três setores avaliados (Degredo – setor Norte, Foz e Costa das Algas/REVIS Santa Cruz). 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 importante dada a capacidade de resposta integrativa dos organismos a impactos diretos e indiretos, além de ser possível o entendimento dos

impactos em diferentes níveis hierárquicos da ecologia (e.g. indivíduo, população, comunidade) e processos relacionados (e.g. produtividade primária). O efeito tóxico da água e do sedimento no Ambiente Marinho tende a diminuir nos organismos modelos ao longo do PMBA/Fest. Contudo, as respostas em nível de população, comunidades e processos ecológicos, apesar de esperado, nem sempre segue o mesmo padrão, uma vez que a sincronicidade das respostas é diferente. Cada nível hierárquico/trófico, respeitando seu tamanho, reprodução, crescimento, estratégia ecológica, responderá ao estressor de forma direta ou indireta em diferente escala temporal. Por exemplo, organismos de tamanho reduzido, com taxas de crescimento relativamente rápidas, e de base de cadeia trófica, tendem a responder de forma mais imediata às alterações ambientais. Já organismos de maior tamanho, taxa de crescimento mais lentas e de topo de cadeia trófica, responderão a essas alterações ambientais em um intervalo de tempo maior. Essa diferença no tempo de resposta não deve ser vista como uma desvantagem, uma vez que é possível avaliar o efeito das mudanças ambientais em curto, médio e longo prazo, como será apresentado a seguir. A estratégia de apresentação da evolução espacial e temporal dos componentes abióticos avaliados no Ambiente Marinho seguirá a sequência geral de uma cadeia trófica, começando pelos decompositores e produtores de base até os organismos de topo de cadeia trófica, considerando sua maior relação com a coluna d'água ou com o sedimento.

A alteração na abundância relativa da **comunidade microbiana** tem indicado efeito de metais no Ambiente Marinho. Os táxons identificados com maiores abundâncias relativas ao longo de todo monitoramento foram *Acinetobacter* (principalmente na coluna d'água e corais) e *Anaerolineaceae* e *Pirellulaceae* (principalmente no sedimento). Estes grupos bacterianos são indicadores da presença de metais e já foram, inclusive, relacionados com o MLD. Sua tolerância e maior abundância em ambientes contaminados por metais são resultados da presença de genes de resistência à metais, ou mesmo à capacidade de metabolizar estes elementos. Adicionalmente, a presença de *Planctomycetes* no ambiente de recife de coral, após um período inicial de ausência ou baixa detecção, sugere uma possível supressão inicial do crescimento dessas bactérias, seguida por uma adaptação tardia da microbiota dos corais após o rompimento da barragem. De forma geral, foram observadas maiores representatividades desses grupos indicadores durante no Ano 1, em todos os setores, com destaque para os setores Foz e Sul, seguido da diminuição da representatividade no restante do monitoramento. Essas observações, considerando a distribuição espacial e eventos sazonais, corroboram a hipótese de que o rio Doce exerce forte influência na região costeira. Esta constatação fica clara ao observar similaridade entre grupos bacterianos presentes em amostras coletadas nos setores Sul e Norte. Além disso, amostras das estações de Abrolhos acabam sendo agrupadas com outras amostras localizadas ao Sul ou ao Norte da foz do rio Doce, representando interferência do rio, de forma sazonal.

A comunidade do **fitoplâncton** é a principal produtora primária dos ecossistemas aquáticos marinhos e responde rapidamente às alterações ambientais devido a sua alta taxa de reprodução e absorção direta de componentes inorgânicos no meio. A resposta do fitoplâncton às variações ambientais podem ser observadas tanto em relação à sua biomassa quanto à diversidade de táxon. O **Índice de Qualidade Ambiental do Fitoplâncton Marinho** traz informação sobre a biomassa da comunidade, que apresenta melhora em relação à quantidade (densidade total) e, especialmente, à qualidade

(clorofila ativa) ao longo do monitoramento, para todos os setores avaliados. A partir do período chuvoso do Ano 5, nenhuma observação foi considerada como Altamente Alterada para os setores Norte, Foz Norte, Foz Central e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e, para Abrolhos, desde o período chuvoso do Ano 4. É totalmente plausível que haja melhora na biomassa sem que necessariamente haja melhora no indicador de **diversidade** – simplesmente as espécies que ainda estão presentes no ambiente estão em densidade baixa e/ou com níveis altos de clorofila não degradada. Portanto, podemos considerar que o fitoplâncton da região de estudo tem apresentado melhoria de qualidade em termos de densidade e saúde, mas, para a região da Foz do rio Doce, ainda há condições que alteram a diversidade local aparentemente relacionadas com o rio Doce e a porção marinha da região. Por exemplo, há uma diminuição da diversidade nos setores Foz Central e Foz Sul a partir do período chuvoso do Ano 5. Assim, é possível observar melhoria nas condições ambientais na biomassa do fitoplâncton em todos os setores, mas ainda deve ser considerada impactada, enquanto a diversidade ainda mostra influência do rio Doce na região da Foz.

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**) mostram que os grupos basais da cadeia trófica ainda estão sendo impactados. Os resultados mostraram um aumento expressivo nos níveis de acumulação de metais e arsênio na **comunidade planctônica** marinha a partir do período chuvoso Ano 4, em todos os setores avaliados, em comparação aos primeiros anos do monitoramento. Neste período chuvoso do Ano 4 foi observado o maior nível de bioacumulação de metais e arsênio registrado em todo o monitoramento no setor Norte, enquanto no período chuvoso do Ano 6 foi observado o maior nível de bioacumulação de metais e arsênio registrado em todo o monitoramento para os setores da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e da Foz. O plâncton no setor de Abrolhos também responde indicando maiores níveis de bioacumulação de metais e arsênio nesses dois períodos chuvosos. Ainda, a análise do IBR bioacumulação também evidenciou a contribuição de contaminantes característicos do MLD para o valor atribuído ao índice, mas sem uma sazonalidade definida. Especificamente para o zooplâncton, em todos os setores avaliados, as concentrações de metais e arsênio acumulados continuam superiores àqueles observados antes da chegada dos MLDs no Ambiente Marinho, inclusive para o ferro. Há também, a partir do período chuvoso do Ano 4, aumento na resposta biológica do plâncton, indicando um efeito crônico da contaminação e aumento da resposta nos períodos chuvosos.

Os indicadores de impactos específicos do **zooplâncton** mostram um padrão de variabilidade sazonal associado ao aporte de material que chega à região costeira através do rio Doce. Apesar dos múltiplos fatores envolvidos no processo de distribuição dos organismos e das mudanças naturais associadas à variação sazonal, os resultados obtidos através dos indicadores selecionados permitiram identificar os efeitos gerados pela presença do MLD na estrutura e composição da comunidade zooplânctônica. Entre os Anos 1 e 3, a análise dos indicadores de impacto apontou diferenças significativas entre períodos secos e chuvosos, com piores condições para este último. Os menores valores de **diversidade** e equitabilidade foram registrados no período chuvoso do Ano 3 para todos os setores analisados, com valores mínimos observados na Foz, seguida por aumentos consecutivos de diversidade até atingir uma aparente estabilidade entre os períodos secos dos Anos 3 e 5. A partir do Ano 4, os índices

ecológicos apresentaram menor variabilidade entre as campanhas amostrais. Com relação ao **Índice de Prevalência de Indicadoras (IPI)**, os setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Norte apresentaram baixa variação temporal desde o início do monitoramento, com diferenças pouco pronunciadas entre período seco e chuvoso. Já no setor Foz, os elevados valores de IPI registrados nas campanhas dos períodos chuvosos, principalmente nos três primeiros anos de monitoramento, refletem uma comunidade dominada por espécies resistentes a condições ambientais adversas, em detrimento de espécies mais sensíveis. Durante o período chuvoso, a região costeira está sujeita ao aporte do material proveniente da calha do rio Doce, e os resultados obtidos indicam uma comunidade zooplânctônica mais impactada durante os períodos de alta vazão, especialmente no setor Foz, quando também foram registradas as maiores concentrações de metais totais na coluna d'água.

A comunidade de **peixes** está relacionada à comunidade planctônica nos seus primeiros estágios de vida (ovos e larvas), sendo tratados no PMBA/Fest 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. Os **ovos de peixes** foram observados em baixas densidades em todo o monitoramento, ocorrendo picos nos setores Foz, Norte, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Abrolhos e nos períodos secos e chuvosos. Esses picos de **densidade de ovos** sugerem desovas pontuais na área de estudo. Há, entretanto, registro de menores valores de densidade de ovos durante o período chuvoso. Estes resultados permitem supor que há influência do aumento da vazão fluvial do rio Doce, possivelmente relacionado ao MLD, corroborado com evidências sobre a viabilidade dos ovos. Em todos os setores estudados foram registrados percentual médio de **ovos não viáveis** maior que 50%, sendo que em alguns casos esses valores ultrapassaram 90%. Apesar de ser normal que parte dos ovos não seja viável, os valores encontrados estavam acima do esperado. A não viabilidade dos ovos foi relacionada diretamente com a disponibilidade de metais (principalmente manganês, cromo, ferro, bário e cobalto). A fase inicial de desenvolvimento dos peixes (tanto ovos quanto larvas) é a mais sensível e o que ocorre neste momento pode afetar toda a comunidade em curto, médio e longo prazo.

As **larvas de peixes**, assim como os ovos, foram registradas em baixas **densidades** nos quatro setores estudados na maioria das campanhas. Foram registradas as maiores densidades durante o período seco nos setores Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, enquanto no setor Norte as maiores densidades foram observadas no período chuvoso. Quanto à **diversidade**, a curva de acumulação de espécies mostra que a riqueza ainda é subestimada, indicando que outras espécies ainda podem ser registradas para a região. Entretanto, alguns táxons registrados logo após a chegada do MLD na região marinha não foram observados ao longo de todo monitoramento, sugerindo que as alterações ambientais afetaram a comunidade de larvas de peixes. De maneira geral, o índice de diversidade foi considerado baixo ($< 3,0$) em todos os setores. As maiores diversidades médias foram observadas nos setores Abrolhos e Norte. Apesar de observações de maiores valores médios de diversidade durante o período chuvoso, não houve padrões espaciais e temporais na distribuição das larvas de peixes. Em relação à **composição de espécies** na comunidade, foram observadas mudanças entre os setores e entre os períodos chuvoso e seco. Por fim, foram observadas alterações morfológicas em larvas de peixes, o que tem influência direta no desenvolvimento do indivíduo e, consequentemente, da

população. Ao longo de todo o monitoramento foram observadas larvas de peixes com trato digestório danificado, desde o setor Sul até o setor Abrolhos. As maiores ocorrências dessas alterações foram registradas nos setores Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Destaca-se a larva de *Chloroscombrus chrysurus* (Carangidae), conhecida popularmente como palombeta, que é uma espécie bioacumuladora de metais. A ocorrência de larvas com trato digestório danificado pode ser evidência dos efeitos crônicos do MLD na população de peixes, em suas fases iniciais do desenvolvimento. Foram também observadas larvas com deformidade na região dorsal da cabeça em todos os setores a partir do Ano 4.

Os impactos no estágio **pós-larva dos peixes** foram avaliados, principalmente comparando a região estuarina impactada (rio Doce – setor Foz), com três regiões estuarinas não impactadas (rio Piraqueçu – setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; rio São Mateus – setor Norte; e rio Mucuri – setor Abrolhos). A **biomassa** das pós-larvas de peixes foi menor na zona de impacto em relação à média das regiões de menor impacto, especialmente nos períodos secos, sugerindo que a dinâmica de ressuspensão da lama pode exercer efeitos negativos sobre esse indicador. A biomassa é um importante parâmetro da assembleia de peixes para o monitoramento ambiental, pois representa tanto a variação do número de indivíduos e do seu tamanho, indicando a estrutura de um ambiente. Foram ainda observados espécimes com **lama aderida à superfície corpórea**, que podem ter como origem material transportado pelo fluxo fluvial do rio Doce ou da ressuspensão, sugerindo um provável efeito sobre o recrutamento de espécies marinhas, os quais somente podem ser comprovados com o monitoramento temporal das coortes destas espécies e com análises fisiológicas ou histológicas. A região da Foz, apesar da menor biomassa, foi aquela com a maior riqueza e **diversidade** específica, sugerindo uma recuperação gradativa da área para o recrutamento larval. Ainda, esta área comporta cerca de 71,5% das espécies identificadas ao longo do monitoramento e pode funcionar como um ecótono, com contribuições de peixes associados a diferentes regimes de salinidade ou *habitat* (lamoso, arenoso ou recifal). O maior número de espécies ocorreu, em média, durante o período chuvoso e o aumento dos índices de diversidade no setor Foz, mostrando evidências de recuperação, iniciou a partir do Ano 3.

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 **composição da ictiofauna** nas áreas externas dos três estuários (rio Doce – setor Foz; rio Piraqueçu - setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; rio São Mateus – setor Norte) monitorados possui elevado grau de homogeneidade, como resultado da continuidade territorial formado pelo Ambiente Marinho, ainda que ocorrências exclusivas de espécies tenham sido observadas em cada estuário avaliado. A turbidez, já relacionada com o impacto da chegada do MLD no Ambiente Marinho, apresentou um papel significativo na composição e estrutura das comunidades de peixes, principalmente no período chuvoso.

Ao longo do monitoramento, as diferenças nos **indicadores ecológicos** (densidade, biomassa e riqueza) dos **peixes estuarinos** foram mais facilmente identificadas entre as áreas interna e externa de cada estuário, enquanto as áreas externas foram mais similares entre si. Houve diminuição dos valores dos indicadores na área interna do rio Doce (setor Foz) ao longo de todo o monitoramento, sobretudo na riqueza de espécies. Nas regiões de menor impacto (setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Norte) foram observadas oscilações sazonais nos indicadores, enquanto no estuário impactado (setor Foz) estas oscilações foram mais difíceis de serem identificadas.

Nas análises de **diversidade genética mitocondrial** de peixes estuarinos foram encontrados valores moderados de diversidade haplotípica para *Genidens genidens* (bagre-guri). Para *Centropomus parallelus* (robalo-peva) e *Cynoscion jamaicensis* (pescada-branca) foram detectados altos valores de diversidade haplotípica e evidências de expansão populacional recente, demonstrando que a diversidade dessas duas espécies poderia ser ainda maior antes da chegada do MLD. Nas análises de **diversidade genética nuclear** (SNPs), o bagre-guri apresentou níveis moderados de heterozigosidade, robalo-peva níveis moderados a baixos e pescada-branca níveis altos. Para as três espécies foi encontrado alto fluxo gênico e não estruturação populacional. Esses resultados são influenciados por fatores como *habitat* e história de vida. Espécies estuarinas demonstraram ser particularmente mais suscetíveis aos impactos, especialmente à influência do MLD na região da Foz do rio Doce. Este fenômeno aponta para um impacto específico da região sobre as características genéticas das espécies estudadas, sugerindo que este ambiente pode desempenhar um papel crucial em fatores que moldam a variabilidade genética local. Os dados indicam que as populações na região do rio Doce podem enfrentar desafios genéticos associados aos impactos ambientais, resultando em baixa viabilidade genética e resiliência adaptativa diante das pressões ambientais.

As alterações ambientais também podem influenciar o **nicho trófico** das espécies, assim como seu **comportamento**. Os resultados indicam uma diminuição, ao longo do monitoramento, da amplitude do nicho isotópico e da diversidade de recursos alimentares pelas espécies de peixes estuarinos na região impactada, principalmente o carapicu (*Eucinostomus argenteus*). Tal diminuição pode estar relacionada à escassez dos recursos-alvo da espécie no estuário do rio Doce. Outro indicador relacionado à alimentação dos peixes é a **razão C:N**, que serve como indicador da concentração de lipídios em tecidos de peixes e outros animais. Foi observada a diminuição da concentração de lipídios em amoré-flecheiro, carapicu, peixe-cachimbo, amoré-lira e o bagre-guri no estuário do setor Foz, a qual pode estar associada a um efeito crônico do impacto do MLD na estocagem de energia (lipídios) pelos peixes. Uma das possíveis causas é a diminuição da disponibilidade de presas 'ótimas' para os peixes. Isso fica mais claro ao observar a composição da dieta do bagre-guri, a qual foi mais restrita e pobre em recursos alimentares no estuário impactado (setor Foz), quando comparado aos estuários de menor impacto.

Os padrões de **uso de habitat e movimentação dos robalos** observados ao longo do PMBA/Fest foram considerados diretamente associados ao impacto do MLD ainda presente na região estuarina do setor Foz. O assoreamento do rio Doce diminui a disponibilidade de *habitat* adequado, restringindo os robalos aos poucos canais profundos, podendo facilitar a captura dos indivíduos e aumentando a

pressão de pesca sobre a população desta espécie. O acúmulo de lama ao longo de todo o leito do rio Doce parece estar alterando a movimentação dos robalos para montante: nenhum dos robalos marcados e monitorados na região estuarina do rio Doce migrou rio acima, destoando do padrão esperado para a espécie. Além disso, picos de elevada turbidez da água, principalmente durante o período chuvoso, diminuem a ocorrência dos robalos na região estuarina.

O contato direto e indireto (por meio de transferência trófica) com contaminantes no ambiente, especialmente metais, podem ser um dos responsáveis pelas respostas em nível de população e comunidades dos peixes. Essa conclusão fica mais robusta quando analisamos a acumulação desses elementos em tecidos e componentes do sistema desses animais. A análise do **IBR bioacumulação** mostrou que valores altos foram obtidos na primeira campanha do PMBA/Fest (período seco do Ano 1 - quase três anos após a chegada do MLD no Ambiente Marinho), com exceção do setor Sul. Deste momento até o período seco do Ano 3 houve redução nos níveis acumulados de metais e arsênio, em todos os setores. Porém, a partir do período chuvoso do Ano 4 foi observado um pequeno aumento no valor do IBR bioacumulação em todos os setores avaliados. Após uma discreta redução no nível de bioacumulação de metais e arsênio nos tecidos dos peixes marinhos no período seco do Ano 5, foi observado novamente um aumento em todos os setores para o período chuvoso do Ano 6, chegando a atingir os maiores valores já registrados desde o início do monitoramento. Os maiores valores do IBR bioacumulação, ao longo do monitoramento, foram registrados nos setores Foz, Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, enquanto os menores valores no setor Sul, corroborando com os resultados obtidos para os níveis tróficos inferiores (plâncton e camarões). Assim como os camarões (detalhado posteriormente), os peixes coletados ao longo do monitoramento também apresentaram concentrações de metais e arsênio maiores do que aquelas observadas antes da chegada do MLD no Ambiente Marinho. A determinação do impacto quando separado por **guildas tróficas** (onívoros e carnívoros) também indicou acúmulo de metais e arsênio no tecido superiores aos registrados antes da chegada do MLD, principalmente cádmio, cromo, cobre, ferro e manganês. As respostas biológicas (IBR biomarcador) nas guildas tróficas também aumentou em todos os setores ao longo do monitoramento. Os **otólitos** (concreções constituídas de carbonato de cálcio) também podem acumular metais e servirem como marcadores do contato do indivíduo com esses contaminantes. Foram observados em otólitos do bagre-guri maiores razões Ba:Ca e Mg:Ca em indivíduos do setor Foz, em comparação a indivíduos dos estuários de menor impacto (setor Sul e setor Norte). Ainda, a análise cronológica das matrizes dos otólitos permite 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.

Em termos da ictiofauna recifal, foram observadas diferenças nas assembleias de peixes das regiões de maior impacto (setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz) e de menor impacto (Abrolhos, Cassurubá e Paredes – setor Abrolhos; Recifes Esquecidos – setor Norte; Vitória e Guarapari – setor Sul). A assembleia da região mais impactada possui uma menor **abundância de peixes** e uma **composição** diferenciada de espécies. Para a **biomassa**, as diferenças dependem dos setores analisados, sendo que os setores localizados mais próximos da foz do rio Doce apresentaram valores menores de biomassa. Para os ambientes recifais localizados no setor Sul, foram detectadas diferenças

significativas na composição e diversidade de espécies raras quando comparados à zona de impacto. Ainda, assim como a biomassa, outros indicadores (abundância, composição e diversidade), apresentaram valores menores nos setores mais próximos da foz do rio Doce, e uma composição diferenciada de espécies. Apesar dos impactos identificados considerando os indicadores de biomassa e diversidade nos peixes recifais, as análises genéticas utilizando marcadores microsatélites, não revelaram evidência do impacto. Os padrões de **diversidade genética, estrutura populacional, fluxo gênico e viabilidade populacional** foram distintos entre as espécies, indicando que fatores ambientais específicos (e.g. preferências de *habitat* e condições ambientais) contribuem para a dinâmica genética populacional dessas espécies em diferentes regiões geográficas. Entretanto, não se é possível afirmar categoricamente se há uma ausência do impacto ou se não houve tempo suficiente para sua detecção.

Além de peixes, são classificados como organismos de topo de cadeia no contexto do PMBA/Fest os compartimentos bióticos da chamada **megafauna**. No contexto do monitoramento, fazem parte as tartarugas, os cetáceos e as aves marinhas. São grupos de vertebrados superiores e, pela posição em altos níveis na cadeia trófica, estão vulneráveis aos efeitos de contaminantes acumulados e possivelmente magnificados durante a transferência tróficas. Além disso, a ampla área de forrageamento e o frequente hábito migratório permitem que eles sejam usados como sentinelas da contaminação em grandes escalas. Para os três grupos estudados foi possível observar a influência da passagem (e persistência) do MLD no Ambiente Marinho, desde alterações no comportamento, forrageamento, saúde, população e genética. Estes efeitos podem estar relacionados diretamente com as condições ambientais ou por meio de cascata trófica, uma vez que foram observadas alterações nos organismos de níveis tróficos de base.

Três espécies de **tartarugas** (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Dermochelys coriacea*) que desovam e/ou se alimentam na costa do Espírito Santo são monitoradas e foram identificadas como impactadas pelo MLD, como determinado pelos indicadores genético-populacionais e de saúde. Historicamente, as tartarugas marinhas da região já são fragilizadas, tendo passado por gargalos populacionais antigos e recentes, perda da diversidade genética, e comprometimento da saúde. Devido ao longo tempo de vida desses animais, assim como de outros da megafauna, a recuperação da diversidade genética e do tamanho efetivo populacional podem levar décadas. A comparação entre as populações do Espírito Santo pré- e pós-rompimento da barragem mostra piora nos **índices de diversidade genética** após a chegada do MLD no Ambiente Marinho. A diminuição da diversidade genética está vinculada à perda populacional histórica que, por sua vez, pode estar relacionada com a saúde dos indivíduos e a capacidade reprodutiva da população. As populações de tartarugas verdes juvenis - *Chelonia mydas*, que usam a região do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz para se alimentar ou as tartarugas-cabeçudas - *Caretta caretta*, que utilizam as praias do setor Foz para depositarem seus ovos, possuem maior percentual de indivíduos com **doenças** (fibropapilomatose, lesão ocular) e prevalência de **epibiontes e ectoparasitas**, quando comparadas com regiões na Bahia. A frequência de ocorrência dessas condições tem aumentado ao longo do monitoramento. A baixa qualidade do ambiente compromete a saúde das tartarugas, facilitando o aparecimento de infecções, lesões oculares e doenças. O efeito da presença de metais nas tartarugas, nos setores Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, pode ser observado no **plasma sanguíneo**. Há, por exemplo, aumento nas

concentrações de arsênio, cádmio, cromo, mercúrio, chumbo e zinco em tartarugas-cabeçudas que desovam na praia e de arsênio, cromo e cobre nas tartarugas-verdes que se alimentam na área impactada. O aumento desses contaminantes no plasma sanguíneo pode ter efeitos na saúde e capacidade reprodutiva da população. Foi observado, ainda, que há **transferência materna dos contaminantes** da fêmea para os ovos, uma vez que todos os ovos recém colocados possuíam concentrações detectáveis de todos os metais analisados e também há forte correlação entre número de ovos não eclodidos e a concentração de metais encontrada neles. Esses impactos podem prejudicar em longo prazo a viabilidade das populações de tartarugas que utilizam a costa do Espírito Santo.

Impactos relacionados com o MLD também foram observados nos **cetáceos**, em especial em botos-cinza (*Sotalia guianensis*) e em toninhas (*Pontoporia blainvillei*). As taxas de **encalhes anuais** para os botos-cinza no Ano 5 foram diferentes em relação a todos os outros anos, com maior valor durante o período seco. No entanto, as fases pré-PMBA/Fest (2016 a 2018), Ano 1 e Ano 3 apresentaram de 1,6 a 3,1 vezes mais encalhes durante o período chuvoso, em comparação com o período seco. Para as toninhas, a taxa de encalhes apresentou maiores índices durante o período chuvoso ao longo de todo monitoramento, com exceção na fase pré-PMBA, que apresentou uma inversão nos resultados, apresentando pico no período seco. Esses resultados sugerem indícios de impacto, porém devem ser analisados com cuidado, pois no caso das toninhas, a principal **causa de óbito** dos animais nas fases pré-PMBA foi atribuída ao emalhe acidental e somente a partir do Ano 1 que os animais começaram a apresentar óbito por processos infecciosos. O aumento da **vulnerabilidade** (sensibilidade e suscetibilidade) da população da toninha devido ao uso intensivo de áreas impactadas (setor Foz) para alimentação e reprodução pode estar relacionada com o aumento das doenças infecciosas, relacionado a diminuição da saúde e qualidade do alimento disponível (ver a contaminação na ictiofauna já discutida). O número de óbitos confirmados por causa de processos infecciosos, observados principalmente nos Anos 1 e 2, vem diminuindo ao longo do monitoramento.

Os **indicadores de saúde** dos cetáceos avaliados no PMBA/Fest revelam que os animais estão com a saúde comprometida, exibindo debilidade em diversos órgãos e sistemas, com a presença de organismos com potencial patogênico, como bactérias e fungos, com possibilidade de ser reflexo da baixa qualidade do ambiente e altos níveis de poluentes. Além disso, apresentam alta incidência de **alterações ósseas**, principalmente o não fechamento do arco neural em vértebras nas espécies de boto-cinza e toninha. Ainda, são registradas elevadas **concentrações de contaminantes** nesses animais, como compostos orgânicos (PCB e HPA), metais (manganês e mercúrio) e arsênio, sendo similares a outras regiões da costa brasileiras consideradas *hotspots* de contaminação. Nas regiões da Foz do rio Doce (setor Foz) as concentrações de metais nos tecidos dos animais estão mais elevadas do que nas demais regiões do Espírito Santo. Ainda, as concentrações desses contaminantes encontram-se acima de limites estabelecidos na literatura em relação a efeitos adversos dos contaminantes na saúde dos cetáceos, incluindo a presença de benzo(a)pireno em botos-cinza e toninhas, que apresenta alto potencial carcinogênico em mamíferos.

O aumento na **idade média** de indivíduos de botos-cinza **encalhados** em relação aos padrões Pré-rompimento relatados na literatura é preocupante 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, porém, os dados atuais indicam uma redução da média de idade dos indivíduos encalhados, quando comparados com os indivíduos encalhados antes do rompimento. A **mortalidade** de uma grande quantidade de indivíduos com alta capacidade reprodutiva influencia no tamanho populacional e, conseqüentemente, na diversidade genética. Os indicadores têm demonstrado que a diversidade genética mitocondrial dos botos-cinza continua menor quando se compara ao período Pré e Pós-rompimento, sugerindo uma relação causal com a chegada do MLD no Ambiente Marinho. Esta relação é corroborada com a manutenção da observação de dados de menor diversidade nas regiões mais impactadas pelo MLD (setores Foz e Norte), principalmente no período Pós-rompimento da barragem. Para as análises nucleares foram detectados valores baixos a moderados de diversidade. Os resultados das toninhas, por sua vez, continuam demonstrando valores baixos de diversidade mitocondrial com a manutenção de um haplótipo principal em 95% dos indivíduos avaliados e baixos a moderados na nuclear. A baixa **diversidade genética** desses cetáceos, espécies já consideradas ameaçadas de extinção, aumenta sua vulnerabilidade e pode resultar em dificuldades na manutenção de suas populações na região a longo prazo. Além disso, é observada certa **fidelidade de sítio** dos cetáceos analisados na costa do Espírito Santo. Os botos-cinza apresentam a ecologia alimentar e/ou área de forrageamento distintas ao longo da costa do Espírito Santo, com provável existência de grupos ecológicos distintos, associada (pelo menos em parte da distribuição), à desembocadura e/ou entorno dos rios.

As **aves marinhas** são o terceiro grupo da megafauna analisado no PMBA/Fest, e, assim como as tartarugas, possuem interface com os Ambientes Marinho e Costeiro, utilizando o primeiro principalmente na sua alimentação. Os indicadores mostram que as aves correm risco de extinção na região impactada, uma vez que a exposição aguda e crônica aos contaminantes tem comprometido a saúde e reprodução das populações. Apesar da disponibilidade de alimento para aves não ter sido alterada (considerando que os animais continuam capturando as mesmas presas nas mesmas regiões do período Pré-rompimento), é observado aumento da **concentração de metais e arsênio** nos tecidos das aves, provavelmente proveniente de fonte de alimento contaminada (e.g. peixes – como já apresentado). As maiores concentrações desses contaminantes observadas nos tecidos de aves ocorrem durante o período chuvoso, condizente com o aumento da vazão do rio Doce. A presença de presas em potencial na região impactada representa uma **armadilha ecológica**, pois há a atração das aves por alimento, que está contaminado. **Parâmetros sanitários** das aves reforçam o impacto causado pela alimentação em áreas contaminadas. Nessas regiões, as aves apresentaram maior ocorrência de processos inflamatórios, quadros de desidratação e anemia, e de bactérias de prioridade para a saúde pública presentes em listas da Organização Mundial de Saúde, assim como bactérias multirresistentes a antibióticos. As aves que se reproduzem no Espírito Santo (e.g. *Sterna hirundinacea*) foram umas das mais impactadas pela Influenza Aviária em 2023, levando a um declínio populacional. Essa fragilidade pode estar relacionada à queda na imunidade causada pela exposição crônica aos contaminantes. Considerando que esses resultados podem ser extrapolados para as dezenas de espécies registradas na região, outras populações podem estar afetadas, inclusive de espécies ameaçadas de extinção.

Por fim, referente aos grupos de organismos que se desenvolvem junto ao fundo no Ambiente Marinho, eles podem ser divididos, para fins práticos, de acordo com o *habitat*: de fundos inconsolidados e de fundos recifais. Ainda, os crustáceos foram ordenados na presente síntese juntamente com os organismos com forte relação com o sedimento.

Para os **bentos de fundo inconsolidados** observa-se dois cenários estruturados espacial e temporalmente, de acordo com a proximidade da foz do rio Doce. O primeiro está associado às regiões mais próximas da foz e áreas adjacentes, localizadas em menores profundidades. As suas características consistem em um ambiente mais homogêneo e constituído por substratos de menor granulometria, como silte e argila, que possuem maior afinidade com metais oriundos do MLD. Estas variáveis apresentam uma correlação positiva com a densidade e dominância de organismos, sobretudo vestígios de Gastropoda, Bivalvia, Ostracoda e Bryozoa, e de famílias de Polychaeta identificadas como resistentes, mas negativa com a **riqueza e diversidade** de organismos, que diminui significativamente em amostras com a presença do MLD. Foi observada correlação negativa do IMS, que indica a presença de MLD no sedimento, com a riqueza de espécies. Os indicadores mostram a continuidade da exposição da macrofauna bentônica à chegada de contaminantes presentes na calha do rio Doce, especialmente no período chuvoso, e ao soterramento pelo sedimento carregado, mesmo após oito anos do evento do rompimento da barragem de Fundão.

O segundo cenário para os bentos de fundo inconsolidado abrange um ambiente mais heterogêneo, com substratos de maior granulometria, tais como cascalho e areia grossa, ricos em carbonato de cálcio. Estes substratos são principalmente compostos por sedimento biodetrítico e bancos de rodolitos, oferecendo uma maior diversidade de *microhabitat*. Neste contexto, a correlação com os indicadores é positiva, a exemplo da maior densidade, diversidade e riqueza de Mollusca com partes moles, e maior diversidade de organismos, incluindo táxons mais raros, nas regiões com essas características; a densidade de organismos é pouco impactada. Este cenário corresponde às estações mais afastadas da foz do rio Doce, ou seja, aquelas localizadas em maiores profundidades e situadas ao norte da malha amostral (parte do setor Norte) e no setor Abrolhos.

A macrofauna de **crustáceos** (camarões, siris e caranguejos) é particularmente rica e possui uma variabilidade considerada complexa na área impactada, com a comunidade basal formada por espécies de relevância ecológica e interesse comercial, como os camarões rosa (*Farfantepenaeus subtilis*), branco (*Litopenaeus schmitti*) e sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*). Os **indicadores ecológicos** analisados mostram diferença entre áreas internas e externas dos estuários, com menores valores de densidade, biomassa e riqueza de espécies nas primeiras. A área interna do rio Doce é caracterizada por uma fauna de crustáceos com baixa riqueza de espécies, densidade de indivíduos e biomassa independente da sazonalidade. Ainda que esta área tenha sido diretamente impactada pelo MLD, sua baixa salinidade natural também pode refletir nestes baixos valores obtidos para os indicadores ecológicos da comunidade em comparação com o Ambiente Marinho adjacente. Por outro lado, essa exposição aos contaminantes no setor Foz (e no setor Norte) é confirmada pelo **IBR acumulação** em camarões, que indicou aumento nos níveis de metais e arsênio ao longo do monitoramento, com maiores valores durante o período chuvoso, especialmente do Ano 6. O conjunto dos resultados obtidos

fornece evidências de uma contaminação crônica nesses setores. O maior valor de IBR bioacumulação em todo o período do monitoramento foi observado no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz durante o período chuvoso do Ano 6, indicando maior nível de contaminação por metais e arsênio. O IBR biomarcador mostrou aumento da resposta biológica em camarões, mesmo que de forma sutil, a partir do período seco do Ano 1. O setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz se destacou por apresentar picos de respostas biológicas a partir do período chuvoso do Ano 5. Nas análises de **diversidade genética mitocondrial** os camarões sete-barbas apresentaram valores moderados de diversidade haplotípica, sendo os menores para os setores Norte (rio São Mateus) e Foz (rio Doce). Para o camarão-rosa, foram identificados altos valores de diversidade haplotípica, tendo o setor Foz apresentado os menores valores. Para ambas as espécies foram encontradas evidências de expansão após um evento de redução populacional recente. Além disso, para o camarão-rosa foi evidenciada presença de fluxo gênico entre as localidades, já para o camarão-sete-barbas, foi detectada sutil estruturação (redução de fluxo gênico) entre rio Doce e o Piraquê-açu. Nas análises de **diversidade genética nuclear** (SNPs) do camarão-rosa foi evidenciada alta heterozigosidade e fluxo gênico entre as localidades, como na análise mitocondrial.

Agora, para **fundos recifais**, a análise dos indicadores para as comunidades mostrou alteração significativa na sua estrutura após o rompimento. Não foram registrados efeitos positivos das medidas de manejo, nem tampouco resiliência natural do sistema. Na maioria das regiões monitoradas do setor Abrolhos, a **cobertura por corais** do Grupo Funcional (GF) Agaricias, relativamente pequenos, de crescimento mais rápido e vida mais curta, tendeu a aumentar após o rompimento. A cobertura do GF Montastraeas, que abrange corais longevos de crescimento lento e esqueletos mais densos, tendeu a diminuir em todas as regiões após o evento, especialmente a partir dos Anos 1 e 2 (antes do evento de branqueamento observado). Declínio semelhante foi registrado para o GF Mussismilias, composto por corais massivos e longevos, endêmicos do Brasil. Após o rompimento também houve declínio do GF Milleporas, hidrocorais ramificados de crescimento rápido, o qual foi acelerado a partir dos Anos 3 e 4.

Nos **bancos de rodolitos**, especialmente devido à ausência de uma linha de base antecedente ao rompimento, não há evidências que permitam associar alterações na cobertura ao MLD. Possíveis alterações nessas comunidades, em decorrência da contaminação registrada nos rodolitos, devem ser endereçadas a partir de séries temporais longas. Também ficou evidente a necessidade de caracterizar os bancos de rodolitos em escala regional, no sentido de subsidiar medidas de conservação, inclusive "offsets".

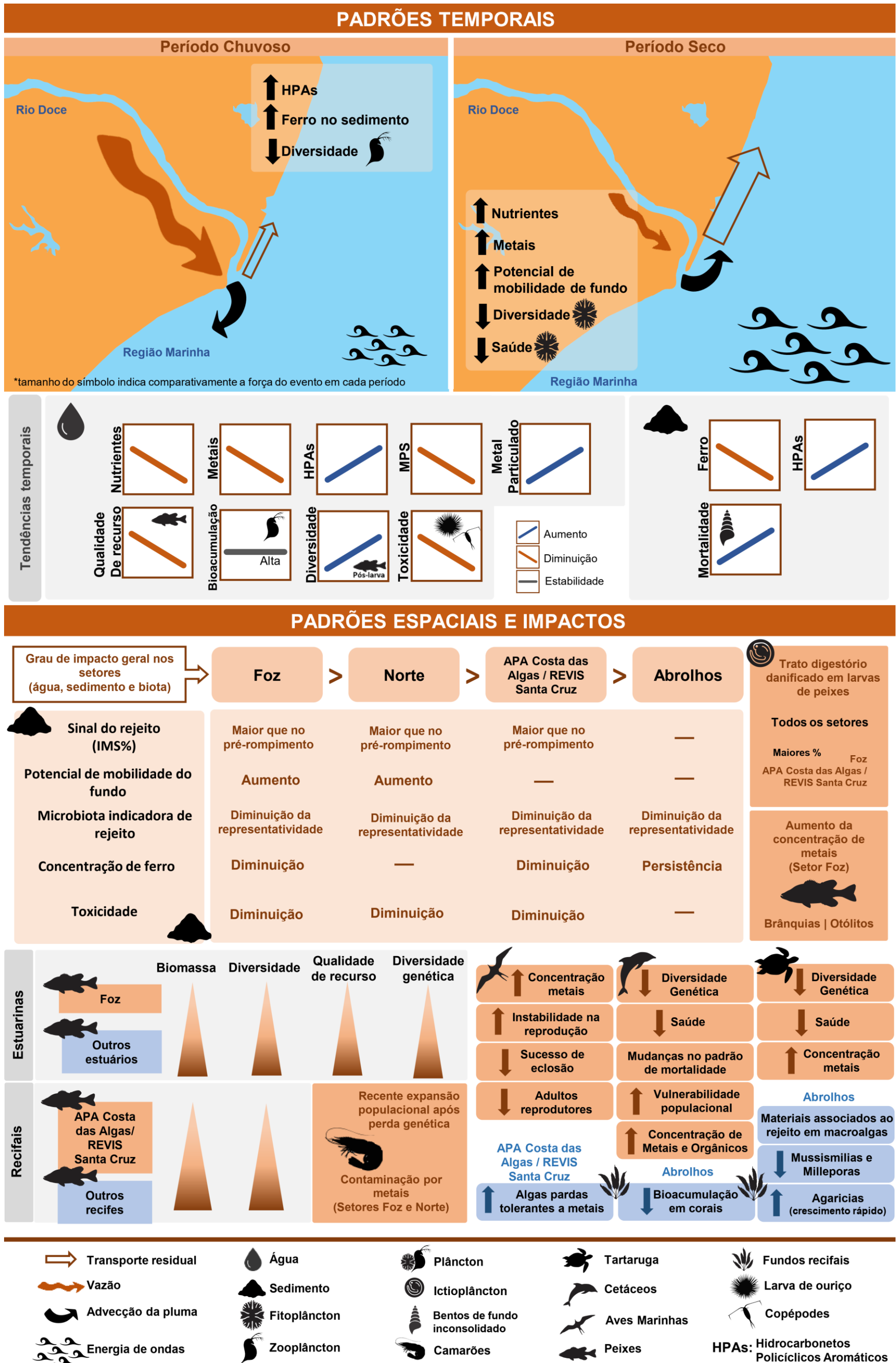
Já nos ambientes recifais no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, contrastes entre a cobertura relativa de macroalgas antes e depois da chegada do MLD revelaram aumento na **participação relativa de algas coriáceas** depois do evento, especialmente *Sargassum* spp., grupo tolerante a metais pesados, com consequente redução na diversidade da comunidade. Também foi registrada a partir do Ano 4 indícios de recuperação. O monitoramento do PMBA/Fest revelou uma profunda reorganização na estrutura da comunidade recifal após o rompimento da barragem. É importante monitorar esse indicador até que a comunidade se recupere, bem como implementar estudos aplicados com foco em macroalgas, dado seu potencial biorremediador.

Além de alterações na estrutura de comunidade, foram observadas alterações na **fisiologia dos corais** e na **diversidade genética de seus simbioses**. Os indicadores fisiológicos dos corais não apresentaram tendências diretamente relacionadas ao MLD, tendo respondido fortemente à anomalia térmica de 2019, associada a um evento de branqueamento em massa. É importante considerar que anomalias térmicas promovem estresse fisiológico, com potencial interação cumulativa com a contaminação por materiais associados ao rompimento, constatada no ambiente recifal. Já a riqueza e diversidade genética de zooxantelas e bactérias simbioses de corais mostram contrastes espaço-temporais e entre espécies de hospedeiro. Os dados de riqueza e diversidade alfa e beta fornecem indícios de mudanças após o rompimento, sugerindo que a menor diversidade observada no período chuvoso do Ano 1 possam ter sido em decorrência a contaminação pelo MLD e que os valores de riqueza entre os Anos 4 e 5 indiquem recuperação.

Nos recifes costeiros do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, a **concentração de hematita** se destacou como possível assinatura da descarga sedimentar do rio Doce, com atenuação linear persistente em função da distância da sua foz. Nas demais áreas, a detecção desse polimorfo mineral, ainda que em baixas concentrações, também pode estar relacionada à descarga sedimentar do rio Doce. Foram observadas similaridades entre assinaturas microestruturais e químicas de partículas minerais ferrosas nos sedimentos marinhos e aquelas oriundas da barragem, partículas de óxidos de ferro sobre talos de macroalgas, com assinatura microestrutural e química similar aos sedimentos da barragem, e alterações celulares em macroalgas na APA Costa das Algas, com incorporação subcelular de íons de ferro. Assim, há indicativos de impactos sobre as macroalgas deste setor. Nos **corais e hidrocorais** do setor Abrolhos, o **IBR bioacumulação** indicou uma diminuição ao longo de todo o monitoramento nas concentrações de metais e arsênio. Em geral, os maiores valores do índice foram observados no Ano 1, no período seco dos Anos 2 e 3 e no período chuvoso do Ano 6.

Ainda, a capacidade de recolonização dos recifes no setor Abrolhos por organismos sésseis foi afetado pelo MLD. Foi observada associação entre o evento e alterações nos padrões de cobertura por organismos construtores e não-construtores e nas taxas anuais de acreção carbonática, sem retorno deste indicador às condições anteriores ao evento. Menores taxas de recrutamento de corais foram detectadas nos Recifes Esquecidos, sob influência da pluma do rio Doce.

3.5 SÍNTESE GRÁFICA



3.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os cinco anos e quatro meses de monitoramento do PMBA/Fest mostram que houve e ainda há impacto no Ambiente Marinho causado pelo Material Ligado ao Desastre (MLD), principalmente na região da Foz do rio Doce. A persistência e permissividade do impacto nos níveis tróficos mais elevados, que possuem maior complexidade estrutural, populacional e de comunidade, com ciclos de vida mais longos e *habitat* mais extensos, é motivo de preocupação e fomenta a necessidade de ações mais específica de recuperação ambiental. Esses organismos tendem a ter uma recuperação mais lenta, devido às características citadas. Considerando que ainda são observados impactos tanto no componente abiótico quanto em organismos de base da cadeia trófica, é esperado que o impacto nas populações e comunidades de organismos de níveis tróficos mais elevados seja ainda mais longo. Apesar do impacto crônico ao longo de todo monitoramento, foram também observadas evoluções positivas, reveladas por alguns indicadores que mostraram melhora da qualidade da água e sedimento, especialmente a partir do Ano 3.

Muitos grupos bióticos monitorados possuem importância socioambiental para a região, pela sua importância na economia de comunidades que utilizam a área afetada e manutenção de serviços ecossistêmicos. Assim, o acompanhamento das condições abióticas e da biodiversidade na região é extremamente importante, especialmente no sentido de acompanhar a efetividade de programas de recuperação, que podem ser implementados na bacia do rio Doce e na região marinha e costeira adjacente à sua foz. O monitoramento, nesse sentido, deve ser o mais integrado possível, para permitir conclusões não só a nível de Temas, mas sim de conclusões em níveis ecossistêmicos. Por fim, vale destacar que a presente síntese não esgota os principais resultados encontrados para o Ambiente Marinho, que podem ser consultados em maiores detalhes nos Materiais Suplementares de cada um dos Temas.

4 SÍNTESE DO AMBIENTE COSTEIRO

4.1 OS ECOSISTEMAS E OS INDICADORES

O Ambiente Costeiro é representado pelos ecossistemas Praia, Manguezal e Restinga, e constitui um ambiente dinâmico, complexo e transicional, com influências do sistema marinho, dulcícola e atmosférico. Soma-se a estas, as atividades antrópicas, que 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 quanto ao descrito na literatura para as diferentes características da morfodinâmica praial e suas relações com os parâmetros ecológicos e a presença de 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 dos indicadores que mais se destacam, pois sua concentração 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.

A alteração morfológica da praia é também um indicador de destaque, visto que o padrão de mobilidade da posição da linha de costa nos 5 anos do PMBA/Fest nos compartimentos mais impactados mostrou-se inverso ao padrão geral histórico. Ou seja, após o rompimento da barragem de Fundão, tendências erosivas e de alta magnitude passaram a ocorrer nas praias que recebem diretamente ou favorecem a deposição do sedimento fino.

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. Tem-se ainda os indicadores **Normalização de elementos Terras Raras em sedimentos** e a **Concentração de elementos químicos em água**, que foram incluídos no período do Novo Ciclo do PMBA/Fest. Na água, a distribuição de elementos químicos nas frações total, dissolvidas e particuladas, são comparados ao nível de contaminantes pelo *Pollution Load Index* e pela quantidade de material em suspensão na coluna d'água e indicaram altos teores de Fe.

No ecossistema Manguezal, o indicador abiótico **Sedimentos** representou a variação espaço-temporal das concentrações de metais relacionados ao MLD nos manguezais analisados. Além disso, 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. A avaliação sazonal da estrutura populacional das espécies de interesse comercial do Decapoda *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi* foi realizada e indicaram alterações no tamanho das carapaças e densidade dos organismos. A **Flora** se destaca por indicar a redução da atividade fotossintética ao longo dos cinco anos de monitoramento, e a **bioacumulação** dos metais nas folhas e outras partes vegetais tornam a floresta fonte persistente de contaminação, apesar de seu efeito agudo ser reduzido em curto prazo.

No ecossistema Restinga, as variáveis fotossíntese, estresse oxidativo, produção dos metabólitos primários e reprodução são monitorados para avaliar a **Vitalidade da Vegetação**, aplicada na vegetação herbácea, arbustiva e arbórea. 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.

Complementando o ambiente costeiro, o tema transversal da Ecotoxicologia analisa água, sedimento e biota por meio de dois índices/abordagens complementares construídos a partir de avaliações nos ambientes de praia e manguezal. Os parâmetros avaliados são: concentração de metais e As em amostras de água, sedimento e biota, sendo os dados de acumulação na biota integrados no índice **IBR de bioacumulação**, e **respostas biológicas em organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, através da avaliação de diferentes biomarcadores**. Esses indicadores responderam positivamente às variações espaciais e temporais dos impactos, de forma complementar e indissociável. Os animais avaliados são aves, caranguejos de praia e de manguezal, e invertebrados de praia.

4.2 DESTAQUES

No ambiente transicional costeiro, a distribuição espacial da geomorfologia e dos processos oceanográficos atuam sobre os indicadores abióticos e bióticos selecionados para a avaliação dos impactos decorrentes da contaminação do Material Ligado ao Desastre nos ecossistemas restinga, manguezal e praias, o que resulta nos maiores impactos nas proximidades da desembocadura do rio Doce e no litoral norte;

A deriva litorânea, a mobilidade e deposição da lama sobre a antepraia, e consequentemente dos elementos químicos, e a tipologia das praias determinam os compartimentos e a comunidade bentônica mais impactados e os mais resilientes. Destacam-se impactos sobre os bentos da praia ao norte do rio Doce em função da concentração de elementos químicos e desequilíbrios ecológicos em função da morfodinâmica praial em praias de maior mobilidade;

A integração das variáveis ambientais e populacionais no Ecossistema Manguezal diagnosticou grau de contaminação por metais sobre a flora e sedimento, também, especialmente, ao Norte. Esta contaminação está influenciando na variabilidade da densidade e tamanho médio da carapaça da espécie nas populações dos caranguejos dos manguezais, tendo como referência os dados pretéritos existentes para esta espécie no rio São Mateus. A concentração de metais pesados presentes nas folhas e no sedimento representa uma ameaça para essas populações bem como para o estoque comercial refletindo diretamente nas comunidades ribeirinhas que dependem deste recurso pesqueiro como fonte alimentar e de renda. Destaca-se ainda que as espécies possuem parte do seu ciclo de vida em ambiente costeiro/marinho, colocando seu estoque de larvas em contato com a contaminação também no ambiente marinho. Os estágios larvais são considerados bastante susceptíveis e podem comprometer em longo prazo o estoque destes recursos.

Os índices do IBR biomarcador indicam o aumento de estresse fisiológico nos caranguejos dos estuários na porção do rio Doce e litoral norte, assim como os índices IBR acumulador, com aumento dos metais ao longo do monitoramento. Caranguejos das praias acompanham os resultados dos caranguejos do manguezal. A resposta do IBR biomarcador para os pequenos invertebrados da praia indica elevação dos impactos fisiológicos ao longo do monitoramento, principalmente no Compartimento C.

A Vitalidade da vegetação da restinga é significativamente alterada pela adição de metais e metalóides via aerossol marinho, principal fonte de minerais para a vegetação costeira, com maior suscetibilidade na formação herbácea. Nestas plantas, o alto grau de exposição às ondas, crescimento rápido e resposta fenológica flexível acarreta na maior captura de elementos minerais. A menor Vitalidade de espécies arbustivas e arbóreas 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. Foi construído o Índice Integrado de Poluição (IPIs), que indicou relação significativa ao aporte de As, Co, Fe, Pb e V via deposição sobre a vegetação e a Porcentagem de Elementos Acima da Referência (PEAR) nos sedimentos, especialmente devido ao aumento nas concentrações de Mn, As, Fe e Ni.

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, 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.

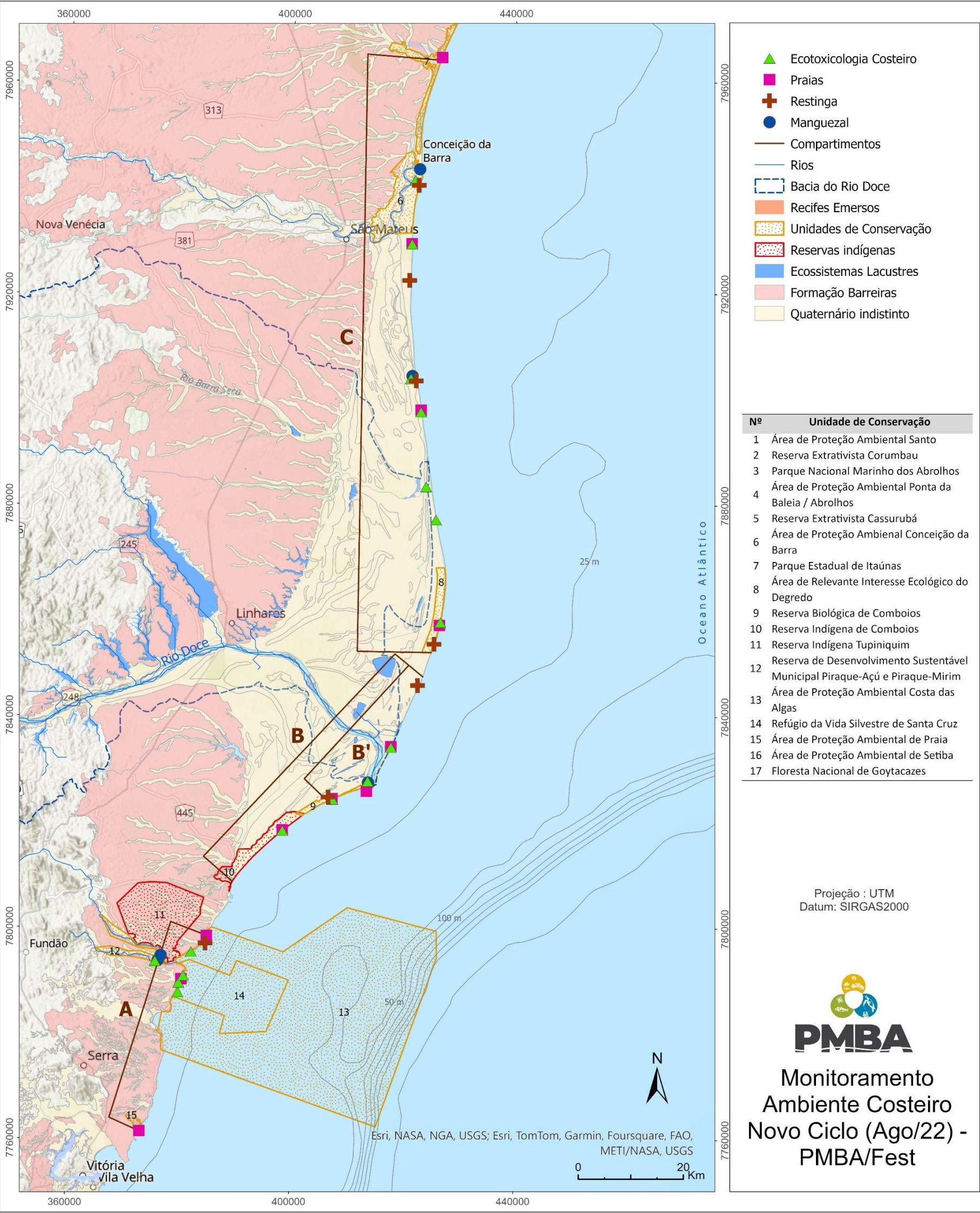
- **Compartimento B':**

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 praiais 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

A mobilidade da linha de costa (interface praia-restinga) mostrou padrões diferentes ao longo do período e região do monitoramento, atrelados ao estado morfodinâmico praiar, 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. Os Compartimentos B' e C apresentaram inversão da tendência histórica (1970 a 2015), que se mostrava progradante e de baixa magnitude, para um padrão erosivo e de alta magnitude no período pós-Rompimento, especialmente as estações de Regência (S7), Povoação (N1) e Degredo (N2). O restante do Compartimento C, no extremo norte da planície, 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. O Compartimento B mostrou-se morfológicamente o mais dinâmico e assumiu um padrão progradante nos 5 anos do monitoramento, diferentemente da tendência histórica retrogradante e de menor magnitude. O Compartimento A apresentou pequenas variações morfológicas típicas de praias precedidas por terraços de abrasão.

Adicionalmente, como impacto indireto, o incremento de lama no sistema praiar pode aplainar a topografia da praia (alteração morfológica da praia), potencializando os eventos inundacionais e erosivos. O alcance do espraçamento das ondas (*run up*) e o consequente transporte da lama para a praia alta permite o alcance do MLD sobre a restinga e o alcance sobre toda a comunidade bentônica presente na faixa de areia. Já a permanência deste material na praia depende das características morfodinâmicas, sendo que praias com tendências refletivas apresentam um potencial de auto limpeza maior do que praias mais dissipativas, além de restringirem os eventos em que o espraçamento máximo das ondas transpõe a berma.

A porção submersa (5 e 10 metros de profundidade) das praias localizadas nas adjacências da desembocadura e flanco norte da planície do rio Doce (Compartimentos B' e C), registrou uma tendência significativa de enriquecimento das concentrações de lama ao longo do período monitorado. Este indicador evidencia que o aporte deste rio e a distribuição do material lamoso ao longo da região costeira são subordinados aos padrões hidrológicos e meteocceanográficos. Os resultados indicam que o Compartimento C tem se apresentado como a região da malha amostral mais severamente impactada pelo aporte do MLD pelo rio Doce, onde maiores concentrações dos elementos químicos (Al, Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e V) são encontradas na isóbata de 10 metros.

O Compartimento B' (estações –Regência – S7 e –Povoação – N1) é influenciado diretamente pela proximidade da foz do rio e, devido ao sentido preferencial da deriva longitudinal, o Compartimento C

também é influenciado pela vazão do rio. Por isso, são os Compartimentos que recebem e depositam os maiores teores de lama e de contaminantes na antepraia e, em menor quantidade, na praia emersa. Nestes compartimentos observa-se também a mudança de linha de costa de um padrão anteriormente progradante (antes do rompimento da barragem) para retrogradante.

As concentrações mais elevadas de elementos químicos relacionados ao MLD são identificadas nos sedimentos da antepraia dos Compartimentos B' e C. Ao longo do período de monitoramento, os sedimentos das isóbatas de 10 m desses compartimentos foram consistentemente classificados, de acordo com o índice SQG-q, como moderadamente impactados. No caso específico do Compartimento C, foram observados índices ainda maiores, tanto nas isóbatas de 5 metros quanto nas de 10 metros, sugerindo que este é o setor mais impactado. As concentrações de muitos dos elementos químicos determinados excedem os valores orientadores internacionais. No caso do Fe, os resultados mostram-se, de forma consistente, superiores aos dados pretéritos em todas as campanhas realizadas. No Compartimento C, também são evidenciadas concentrações mais elevadas de Fe dissolvido na água e maiores valores de material particulado em suspensão durante os períodos chuvosos, reforçando a evidência do impacto nessa área quando a qualidade da água é avaliada.

Devido às alternâncias entre aportes fluviais do rio Doce e mobilidade do MLD depositado na antepraia e plataforma continental, as praias dos Compartimentos B' e C não apresentam tendência de diminuição do impacto causado pelas altas concentrações de elementos químicos, exceto a estação REBio Comboio (S6). Destacam-se os impactos sobre a fauna, cujo período de resposta dos indicadores reprodutivos e de desenvolvimento são específicos para cada espécie, e ainda dificultado pela manutenção do aporte fluvial e marinho de elementos químicos ao sistema costeiro.

Já as praias emersas do Compartimento A apresentam os maiores teores dos elementos químicos As, Hg, Mn, Pb, Ni e V em relação aos demais compartimentos. Os resultados do SQG-q apontam que a praia emersa desse compartimento está moderadamente impactada, principalmente devido à alta concentração de As, que superam os valores orientadores internacionais, assim como os dados prévios ao rompimento da barragem de Fundão. Além do As, outros elementos, como Mn e Ni, exibem concentrações acima das diretrizes internacionais, enquanto o Fe ultrapassa os dados pré-rompimento. Não se evidencia uma tendência temporal clara em relação aos períodos seco e chuvoso neste compartimento, assim como nos demais, devido à grande dinâmica do ambiente praial. Os Compartimentos B, B' e C, apresentam sedimentos da praia emersa classificados como não impactados. Entretanto, ao longo de todo o período de monitoramento, foram registrados valores acima dos dados pré-rompimento para As no Compartimento C, e para Fe em todos os compartimentos.

Na antepraia, o Compartimento A apresenta sedimentos moderadamente impactados e de uma forma mais pronunciada nas isóbatas de 5 metros, devido à presença de lama entre os terraços de abrasão. Os sedimentos do Compartimento B são majoritariamente classificados como não impactados, sendo este o compartimento mais resiliente e menos afetado pelo aporte de sedimentos do rio Doce. Os Compartimentos B' e C demonstram consistentemente as maiores concentrações de todos os elementos químicos nas isóbatas de 10 m durante todo o período de monitoramento, com destaque

para Al, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Pb e Z. O Compartimento B' tem se qualificado no limiar entre não impactado e moderadamente impactado, na isóbata de 5 metros (mais mobilizada). Na isóbata de 10 metros, sistematicamente, as praias do Compartimento B' se apresentam como moderadamente contaminadas. Para o Compartimento C um maior índice foi encontrado para as isóbatas de 5 e 10 m, revelando ser o setor mais impactado.

A composição de Elementos de Terras Raras (ETR) nos sedimentos revela que as concentrações normalizadas obtidas para todos os compartimentos são superiores aos valores de referência pré-rompimento dos sedimentos de fundo do rio Carmo. Isso pode sugerir o aporte desses elementos na área de estudo após sua dispersão através do rio Doce. Anomalias em Eu e Ce indicam alterações contínuas na composição dos sedimentos ao longo dos compartimentos e durante todo o período de monitoramento.

A concentração da maioria dos elementos químicos nas amostras de água do mar está abaixo dos valores orientadores nacionais e internacionais. No entanto, a concentração de Fe dissolvido excedeu os limites estabelecidos por órgãos ambientais em todos os compartimentos, durante o período do Novo Ciclo do PMBA/Fest. O Índice de Carga de Poluição (PLI) calculado para a água nos Compartimentos A, B e B' classificou a área como não poluída. Entretanto, no Compartimento C, foram identificadas amostras com valores superiores a 1, sugerindo indícios de poluição nessa região, embora sem um padrão sazonal evidente. Em relação à concentração de material particulado em suspensão, observaram-se valores mais elevados durante o período chuvoso na isóbata de 10 metros do Compartimento C, reforçando o impacto presente nessa área quando a qualidade da água é avaliada.

Os parâmetros ecológicos da macrofauna bentônica e parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica das praias vêm apresentando resultados consistentes, uma vez que ambos vem apresentando efeitos negativos com a presença de lama, assim como com a concentração elementar. Os componentes bentônicos, macro e meiofauna, diferem entre si, além do tamanho corporal, incluindo diferenças em aspectos ecológicos, reprodutivos e na alimentação. Devido a estas diferenças, estudos com as duas comunidades podem resultar em diferentes respostas em um mesmo habitat.

A meiofauna e macrofauna bentônica são afetadas pela lama e concentração elementar, tanto na antepraia quanto na praia emersa dos Compartimentos B' e C. Nas praias emersas do Compartimento C, a densidade da macrofauna apresentou valores reduzidos ao longo dos 5 anos de monitoramento, onde deveriam ser altos, como previsto na literatura para praias com características mais dissipativas. Na estação amostral Degredo (N2), as alterações de dominância e composição da fauna registradas após o rompimento, assim como oscilações nos parâmetros ecológicos ao longo do monitoramento não foram restabelecidas.

No Compartimento B, a presença de lama é nula devido ao estado morfodinâmico refletivo, a alta mobilidade morfológica e a presença de sedimentos grossos na praia, que contribuem para a limpeza e renovação da água e sedimento intersticial, bem como evita a deposição de sedimentos lamosos. No Compartimento A, a presença de lama depositada nas irregularidades dos terraços de abrasão é

predominantemente carbonática, mas sem excluir a possibilidade de lama terrígena proveniente do MLD nas estações de Praia Formosa (S2) e Putiri (S3).

Durante os 5 anos de monitoramento, a densidade de organismos na praia emersa se manteve maior nos Compartimentos B e B', onde as praias apresentam características mais refletivas. Por outro lado, as praias do Compartimento C, com características mais dissipativas, continuamente apresentaram baixos valores de densidade e riqueza da macrofauna, o que está em desconformidade com a literatura mundial para padrões de distribuição de macrofauna bentônica, visto que é esperado maiores valores em praias mais dissipativas. Devido à deriva litorânea sentido norte, que favorece a deposição do Material Ligado ao Desastre para o Compartimento C, diversos parâmetros da macrofauna foram afetados pela presença de lama e elementos químicos. A presença de lama, por exemplo, acarreta a redução da densidade da macrofauna na praia emersa, enquanto que os crustáceos Amphipoda são afetados pelo aumento de Arsênio (As), Ferro (Fe) e Chumbo (Pb), reforçando o indicativo que essa área está impactada. Além disso, o ponto amostral de Degredo (N2) possui dados pré-rompimento e foi possível observar redução da abundância de todos os táxons da macrofauna nas campanhas realizadas após o rompimento. A partir daí, ficou claro a troca de dominância de organismos, onde, nas campanhas pré-rompimento, havia uma dominância de poliquetas, que foram drasticamente reduzidos nas campanhas seguintes à chegada da lama e, até o momento, não mostrou recuperação. Após o rompimento, os isópodes e, eventualmente, os oligoquetas tem dominado a macrofauna no local.

Já na antepraia, o Compartimento B' é o mais afetado, apresentando os menores valores de densidade, riqueza e diversidade de Shannon-Wiener, com relação direta ao aumento da porcentagem de lama e do teor de chumbo (Pb). Esses resultados possivelmente são respostas ao aporte direto de sedimentos do rio Doce nesse compartimento, seja por alterar a granulometria do local e/ou devido aos elementos químicos associados. De modo geral, as tendências temporais para a macrofauna bentônica não são bem definidas.

Quanto aos parâmetros ecológicos da meiofauna bentônica, também no Compartimento C, foram registrados os menores valores de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou na praia emersa, o que indica uma dominância de poucos organismos, possivelmente tolerantes e/ou oportunistas, como é o caso do grupo chave Nematoda. O aumento na concentração de Fe nos Compartimentos A e C reduz o valor da equitabilidade de Pielou, ou seja, causa mais diferenças na distribuição das densidades dos diferentes táxons. No Compartimento A, além da relação com o Fe, alguns parâmetros ecológicos da meiofauna também apresentam relações negativas com a porcentagem de lama, As, Al e Mn, e positivas com As, Al, Ba e Ni. Enquanto que no Compartimento C, a meiofauna, principalmente Nematoda, parece se beneficiar da presença de As e Al, promovendo o aumento da densidade e riqueza. Cabe ressaltar que diversas espécies de Nematoda apresentam alta capacidade de tolerância frente a contaminação por metais. Ao final de 5 anos de monitoramento, deixaram de ocorrer oscilações temporais significativas da riqueza e diversidade de Shannon-Wiener, mostrando uma tendência de estabilização desses parâmetros. No entanto, a densidade de organismos ainda mostra oscilação temporal, o que significa que a variação da densidade de grupos, como Nematoda e/ou Copepoda, em algumas campanhas interfere nesse resultado.

Considerando que o ponto amostral Degredo (N2) possui dados pré-rompimento, foi possível observar alterações na diversidade ecológica da meiofauna bentônica após o rompimento da barragem de Fundão, que indicam o impacto do MLD na praia. Os valores da densidade e riqueza da meiofauna continuam maiores que o período pré-rompimento. Nota-se o resultado expresso pela análise de classificação (SIMPER), que mostra o aumento das densidades de Nematoda, Copepoda, Platyhelminthes e Oligochaeta, além da presença de diferentes grupos taxonômicos não presentes na condição anterior ao rompimento.

Na antepraia, os Compartimentos B' e C obtiveram os menores valores significativos de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e as maiores dissimilaridades entre as espécies presentes nas amostras (diversidade beta), indicando dominância de poucos organismos, que parece ser uma resposta ao MLD no sedimento desses locais. Todos os parâmetros ecológicos acima citados apresentaram relações negativas com a porcentagem de lama, o que evidencia o efeito deletério da lama na meiofauna, atuando no desaparecimento ou evitando a chegada e/ou permanência de novos táxons no local. Também ocorreram relações negativas dos parâmetros ecológicos da meiofauna com o aumento de As, Al, Ba, Fe. A maior densidade de Nematoda no Compartimento C pode ter relação com as características oportunistas/tolerantes de várias espécies desse grupo. Por outro lado, as menores densidades de Copepoda nos Compartimentos B' e C podem ter relação com a sensibilidade desses organismos para distúrbios. Quanto à variação temporal, a riqueza e densidade da meiofauna apresentam uma tendência de aumento ao longo do tempo, que pode ser decorrente de animais oportunistas e tolerantes, visto que o índice de equitabilidade (J) está reduzindo, assim como a diversidade beta.

Para os caranguejos de praia (maria-farinha) estudados pela ecotoxicologia, os resultados do IBR bioacumulação apontaram que no período chuvoso do Ano 4 houve o aumento considerável nos níveis de metais, destacando-se o Zn e As em todo o litoral, contudo mais acentuado nas praias do Compartimento C. Após esta campanha os índices voltam a ser os mesmos dos primeiros anos. Os elementos que mais contribuíram para o IBR bioacumulação foram o Zn, Cr e Fe no Compartimento A; Zn, As, Cd, Cu e Fe no Compartimento B e Zn, As, Cd, Cu, Fe e Hg no Compartimento C.

Já os valores de IBR bioacumulação obtidos para os pequenos invertebrados (anfípodas e isópodas) nas praias apontaram para uma tendência geral de diminuição nas concentrações totais de metais e As ao longo do tempo de monitoramento. Os maiores valores do índice foram verificados no Ano 1, o que sugere a ocorrência que o impacto agudo vem sendo atenuado ao longo do monitoramento. Contudo, destaca-se que os períodos chuvosos dos Anos 3, 4 e 5 tenderam a apresentar aumento notável na resposta biológica destes organismos do Compartimento C, o mais impactado e onde os elementos químicos Al, Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e V são encontradas na isóbata de 10 m, juntamente com os maiores teores de lama litoclástica, região na qual se encontram esses pequenos invertebrados.

Com relação aos resultados das quantificações de metais e As nas amostras de tecidos (penas e sangue) de aves costeiras, os valores do IBR bioacumulação também indicaram uma diminuição temporal nos níveis desses elementos nas três últimas Campanhas de monitoramento (períodos

chuvoso e seco do Ano 5 e chuvoso do Ano 6), sem associações sazonais. Contudo, na campanha chuvosa do Ano 4 foi observado o aumento nos níveis de Fe nas penas e no sangue, indicando assim uma maior biodisponibilidade desse metal durante o período de maior pluviosidade na Bacia do rio Doce. Quanto à avaliação dos compostos orgânicos no sangue das aves, não foram observadas alterações temporais e/ou espaciais, devido à alta capacidade de deslocamento desses animais. Somente na campanha chuvosa do Ano 4 houve o reconhecimento de um grupo caracterizado pela presença de pesticidas e HPAs, no Compartimento A e o segundo grupo relacionado às concentrações de PCBs, nos Compartimentos B e C. Cabe destacar que, para PBDEs, todas as amostras analisadas ficaram abaixo do limite de quantificação para estes contaminantes.

De maneira geral, no ambiente praial, os Compartimentos B' e C são os mais impactados. A distribuição espacial dos processos costeiros associados à atuação da deriva litorânea, geomorfologia e geologia ao longo da costa destacam o Compartimento C, ao norte, e o B' nas proximidades da desembocadura do rio Doce, como os setores mais impactados para todos os ecossistemas costeiros.

A distribuição longitudinal da lama parece indicar uma situação crônica no Compartimento C, com altas quantidades de lama terrígena na antepraia, em 5 m e principalmente 10 m, o que não é esperado para um ambiente praial, especialmente nas porções mais rasas da antepraia. Os resultados indicam que o Compartimento C tem se apresentado como a região da malha amostral mais severamente impactada pelo aporte do Material Ligado ao Desastre pelo rio Doce, onde maiores concentrações dos elementos químicos são encontradas na isóbata de 10 metros.

Devido às alternâncias entre aportes fluviais do rio Doce e mobilidade do MLD depositado na antepraia e plataforma continental, as praias dos Compartimentos B' e C não apresentam tendência de diminuição do impacto causado pelas altas concentrações de elementos químicos. Destacam-se os impactos sobre a fauna, cujo período de resposta dos indicadores reprodutivos e de desenvolvimento são específicos para cada espécie, e ainda dificultado pela manutenção do aporte fluvial e marinho de elementos químicos ao sistema costeiro.

O Compartimento B' é influenciado diretamente pela proximidade da foz do rio Doce e, devido ao sentido preferencial da deriva longitudinal, o Compartimento C também é influenciado pela vazão do rio. Por isso, são os Compartimentos que recebem e depositam os maiores teores de lama e de contaminantes na antepraia e, em menor quantidade, na praia emersa. Nestes compartimentos observa-se também a mudança de linha de costa de um padrão anteriormente progradante (antes do rompimento da barragem) para retrogradante.

As concentrações mais elevadas de elementos químicos relacionados ao Material Ligado ao Desastre são identificadas nos sedimentos da antepraia dos Compartimentos B' e C. Ao longo do período de monitoramento, os sedimentos das isóbatas de 10 m desses compartimentos foram consistentemente classificados, de acordo com o índice SQG-q, como moderadamente impactados. No caso específico do Compartimento C, foram observados índices ainda maiores, tanto nas isóbatas de 5 metros quanto nas de 10 metros, sugerindo que este é o setor mais impactado. As concentrações de muitos dos elementos químicos determinados excedem os valores orientadores internacionais. No caso do Fe, os

resultados mostram-se, de forma consistente, superiores aos dados pretéritos em todas as campanhas realizadas. No Compartimento C, também são evidenciadas concentrações mais elevadas de Fe dissolvido na água e maiores valores de material particulado em suspensão durante os períodos chuvosos, reforçando a evidência do impacto nessa área quando a qualidade da água é avaliada. A meiofauna e macrofauna bentônica são afetadas pela lama e concentração elementar, tanto na antepraia quanto na praia emersa dos Compartimentos B' e C. Nas praias emersas do Compartimento C, a densidade da macrofauna apresentou valores reduzidos ao longo dos 5 anos de monitoramento, onde deveriam ser altos, como previsto na literatura para praias com características mais dissipativas. Na estação amostral Degredo (N2), as alterações de dominância e composição da fauna registradas após o rompimento, assim como oscilações nos parâmetros ecológicos ao longo do monitoramento não foram restabelecidas. Caranguejos, pequenos invertebrados de praia e os caranguejos de manguezal destacam-se com os maiores valores de bioacumulação nos Compartimentos C e B (rio Doce)

4.4.2 O Manguezal

Ao longo do monitoramento, a análise dos sedimentos demonstrou variações temporais e espaciais nas concentrações de metais nos sedimentos dos manguezais analisados. No geral, o Compartimento B' (foz do rio Doce) abriga as maiores concentrações de metais em todos os períodos, indicando contaminação crônica para os metais Pb, Co, Ba, Al, Mn, Fe, Cr e As. A fluatuabilidade da variação temporal das concentrações dos elementos químicos observada no Compartimento B' é seguida nos outros compartimentos, isto é, o aumento das concentrações de metais na foz do rio Doce durante os períodos chuvosos também é percebido nos Compartimentos A e C. Porém, a contaminação nos estuários do Compartimento A revela as particularidades das fontes geológicas, durante os momentos de maior vazão dos rios (períodos chuvosos). Foi evidenciado, no período chuvoso do Ano 4, que o Compartimento A apresentou maiores concentrações de V, Cu, Cd, Fe e Al, metais também relacionados ao MLD. Já o Compartimento C tem se mostrado mais vulnerável aos impactos biológicos nos períodos chuvosos e secos em função da contaminação por metais, provavelmente associado aos processos morfodinâmicos de deposição dos elementos químicos. Destaca-se, contudo, que todos os compartimentos têm demonstrado contaminação por Al, e que o último período amostrado (seco - Ano 5) apresentou aumento nas concentrações de Al, As, Ba, Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Fe, V e Zn.

No comportamento da Flora se evidencia o comprometimento da produtividade primária final da floresta, principalmente associado ao Fe. O declínio na produtividade primária interfere na dinâmica natural das florestas de mangue produzindo efeitos negativos em larga escala. Verifica-se a alteração da atividade fotossintética da espécie *Rhizophora mangle* ao longo dos cinco anos de monitoramento. No Compartimento A, apesar do melhor desempenho fotossintético associado à maior concentração de Zn e Fe no tecido foliar, observa-se aumento dos metais, resultando em estresse oxidativo para as plantas. Efeitos prejudiciais do Pb na folha começaram a ser identificados a partir do Ano 4, tendo este metal efeitos deletérios sobre a fotossíntese e sobre a atividade antirradicalar de *R. mangle*. O Compartimento C se destaca, no período chuvoso, com menor desempenho fotossintético associado à

maior concentração de Mn, Pb e Fe no tecido foliar. Além disso, a ocorrência de estresse oxidativo resultante da presença do metal foliar Cu, que pode estar limitando a produtividade final neste compartimento. Já no período seco, o Compartimento C apresenta o menor desempenho fotossintético em função da maior concentração de Cu e Mn. A espécie *Laguncularia racemosa*, monitorada em Barra Nova e São Mateus (inseridos no Compartimento C), exibiu pouca variabilidade na atividade fotossintética na análise temporal dos cinco anos. Contudo, redução da atividade fotoquímica foi observada em Barra Nova no Ano 5, relacionada ao efeito do Pb foliar e causando estresse oxidativo, em ambos os períodos. Além disso, a espécie chama atenção no estuário do rio São Mateus por apresentar menor desempenho fotossintético entre os estuários do Compartimento C. A causa desta menor eficiência está relacionada ao efeito negativo do Fe no tecido foliar em ambos os períodos. Durante o período seco, Mn, Zn e Cu foliar acarretaram prejuízos na produtividade primária desta espécie. Em relação à *Talipariti pernambucense*, monitorada ao longo dos cinco anos na foz no rio Doce (Compartimento B') e, a partir do período seco do Ano 4, nos estuários Piraquê-Açu (Compartimento A) e São Mateus (Compartimento C), os dados descrevem tendência de redução da atividade fotossintética, principalmente nos Compartimentos B e C. Este efeito está associado à concentração de Fe, Mn e Pb na folha. A avaliação temporal da espécie *Avicennia schaueriana* na área da APA de Costa das Algas (Compartimento A) e no estuário do rio Caravelas (Compartimento C - realizada até o Ano 4 - período seco 2022) mostrou alteração da atividade fotossintética ao longo do monitoramento. Também foi observado maior estresse oxidativo para a espécie, em ambos os estuários, com forte correlação com o elemento Cu, principalmente nos períodos chuvosos.

A análise temporal do Decapoda revela variações espaciais e sazonais na densidade populacional de *Ucides cordatus* nos manguezais de todos os compartimentos. A densidade do Compartimento C (Barra Nova e São Mateus) foi superior àquela observada em A (Piraquê-Mirim e Piraquê-Açu) ao longo dos 5 anos do monitoramento.

No Compartimento B, onde a espécie *Ucides cordatus* registrou ocorrência no rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão (Fest, 2019), a densidade da espécie foi similar à densidade do Compartimento C durante o período chuvoso Ano 2. A partir deste período, a densidade declinou significativamente, contudo os resultados apontam para aumento no tamanho médio da carapaça o que significa dizer que indivíduos recrutaram para classes de tamanhos superiores. Entretanto, permanece o predomínio de jovens e são observados poucos recrutas nas classes superiores a 45 mm, nas quais os indivíduos são classificados como adultos.

Cabe destacar que no Compartimento A observa-se estabilidade da densidade média nos 5 anos do monitoramento, mesmo comportamento observado no que diz respeito ao tamanho médio da carapaça. Nos dois estuários do Compartimento A (Piraquê-Mirim e Piraquê-Açu), as populações são predominantemente jovens, ou seja, maior frequência de registros nas classes de tamanho inferior ou igual a 45 mm. Ao avaliar o comportamento deste parâmetro entre os períodos chuvosos e secos, identifica-se que as populações exibiram as menores médias nos períodos chuvosos. A diminuição da largura da carapaça indica a presença de indivíduos com maior frequência de troca de carapaça e, portanto, mais susceptíveis à assimilação dos metais no ambiente devido aos processos fisiológicos

que envolvem a ecdise dos crustáceos. As populações com menor densidade e, consequentemente, com maiores frequências relativas na classe de tamanho adultos, associaram-se notavelmente aos estuários do Compartimento A. Nas áreas monitoradas no Compartimento C, as populações foram mais densas e majoritariamente jovens em todos os períodos secos e chuvosos quando comparadas aquelas do Compartimento A e estavam associadas aos bosques com as maiores concentrações de metais (As, Cr, Mn, Pb) no sedimento em ambos os períodos (chuvosos e secos). As populações do Compartimento C são relativamente mais vulneráveis às concentrações de metais foliares e nos sedimentos, tanto pelo efeito persistente do contaminante quanto pelas características geomorfológicas destes estuários. Este aspecto, salientado em relatórios anteriores, evidencia a necessidade de atenção e persistência de monitoramento devido à variabilidade de respostas tendo em vista as diferenças ambientais dos estuários no PMBA/Fest (TOGNELLA *et al.* 2022). Para a espécie *Cardisoma guanhumi*, as populações apresentaram densidade inferior ou próxima a 1 indivíduo/m² em todos os estuários. Os Compartimentos A e C não mostraram diferenças sazonais significativas na densidade. Por outro lado, declínio acentuado foi observado no Compartimento B' (rio Doce), onde ocorre o efeito crônico dos metais e a maior ocorrência da espécie no litoral norte capixaba. As estações amostrais neste compartimento estão localizadas na área com maior influência da pluma e/ou a carga de fundo do MLD tanto no evento inicial quanto em função dos períodos sazonais de vazão fluvial e de cheias do rio Doce. Deste modo, há contaminação persistente no ambiente com a inundações dos *habitat* da espécie por revolvimento do sedimento, percolação durante as enchentes. A resposta da população é variável em função do grau de interação entre os metais e as atividades metabólicas. Além disto, por frequência e período de exposição dos indivíduos frente à disponibilidade desses elementos no ambiente. Há indícios de captura de adultos, de forma ilegal, podendo também influenciar no declínio da densidade populacional em longo prazo.

Os resultados do IBR bioacumulação para caranguejos de manguezais indicaram um aumento nos níveis de metais e As nos tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) dos indivíduos coletados nos Compartimentos A e B no período chuvoso do Ano 4 em relação a todas as campanhas amostrais anteriores, contudo com recuperação dos valores iniciais posteriormente à campanha. No Compartimento A destaca-se principalmente o aumento das concentrações teciduais de As, Fe, Hg e Zn e no Compartimento B de Mn, Cd, Cu, além do Fe. Para o Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcadores) maiores valores são verificados nos Compartimentos C e B (rio Doce). A campanha chuvosa do Ano 4 foi também marcada pelo aumento significativo no Índice de Resposta Biológica no rio Doce, representada pelos altos níveis de lipoperoxidação e no conteúdo de metalotioneínas no hepatopâncreas, respostas biológicas que estão associadas a efeitos/exposição dos organismos a compostos tóxicos, tais como metais.

Em síntese, em todos os Compartimentos, observou-se o aumento nas concentrações dos elementos químicos nos manguezais quando por ocasião de maiores vazões dos rios nos períodos chuvosos, destacando-se no rio Doce (Compartimento B) e no Compartimento C. Na espécie *Rhizophora mangle*, registra-se a presença de metais nos tecidos foliares, principalmente Mn, e isto resultou na redução da atividade fotossintética dos indivíduos nos manguezais do Compartimento C. Este fato pode indicar

problemas crônicos no sistema fotossintético, acarretando comprometimento na produção primária devido à persistência dos contaminantes. Houve aumento do estresse oxidativo com a ampliação das concentrações de Fe e Pb no tecido foliar ao longo do monitoramento. Na espécie *Laguncularia racemosa* (dominante em algumas florestas do Compartimento C), o Fe foliar está associado a alteração na produção primária e na atividade antirradicalar ao longo dos cinco anos, observado principalmente no período seco. Indivíduos de *Talipariti pernambucense* (Compartimentos A, B e C) apresentam alterações no sistema fotossintético quando associados ao aumento dos metais Fe e Mn no tecido foliar. Além disso, Pb foliar interferiu na atividade antirradicalar, sendo correlacionado com o aumento do estresse oxidativo, sugerindo indícios de comprometimento do aparato fotossintético

Foi observado que a variabilidade da concentração de metais nas folhas (Cu, Fe e Zn) de mangue e no sedimento (Cr, Mn e Pb) explicou significativamente a variabilidade da densidade média e tamanho médio de carapaça das populações de *U. cordatus* nos manguezais do compartimento C (Mariricu e São Mateus). Estes resultados evidenciam que o histórico de contaminação da área estudada influenciou os parâmetros populacionais da espécie. Este diagnóstico é possível considerando-se o potencial bioacumulador de metais pesados nestas espécies (SAMPAIO DE OLIVEIRA *et al.* 2024). Consequentemente, pode-se inferir indiretamente, por meio da literatura sobre a fisiologia destas espécies, dados de estrutura populacional pretéritos nas áreas monitoradas, dados do monitoramento sobre a contaminação dos sedimentos e da fonte de alimento das espécies (flora monitorada) a ocorrência de impacto à fauna pelo MLD. Fato este que, em longo prazo, podem levar à perda destes importantes elementos.

4.4.3 A Restinga

As respostas da Restinga à contaminação pelo Material Ligado ao Desastre na extensão de suas três formações vegetais (herbácea, arbustiva e arbórea), depende da disponibilidade dos elementos minerais que potencialmente alcançaram sua vegetação, e está sujeita 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 atuam nos impactos ao longo dos compartimentos.

No Compartimento C, caracterizado pela deposição de sedimentos e consequentemente, pelo desenvolvimento de extensas faixas de restinga, à medida que a vegetação adentra o continente, sentido formações arbustivas e arbóreas, a abundância de elementos minerais na superfície foliar diminui, mesmo associados aos períodos secos e de mais intensos ventos. O aporte de elementos minerais via aerossol marinho como principal fonte de minerais para a vegetação costeira de restinga, e por consequência seu acúmulo no sedimento e bioacumulação no tecido vegetal, teve reflexo direto na resposta da Vitalidade da vegetação da Restinga, indicador selecionado por integrar as categorias biológicas de resposta das suas comunidades, considerando Produtividade primária, Metabolismo primário, Estresse oxidativo e Reprodução. Acúmulos foliares de As e Mn estiveram associados às reduções da produtividade primária da vegetação, ao aumento das respostas oxidativas e à redução

dos aspectos reprodutivos. Entretanto, no período seco do Ano 5, a redução na variação da porcentagem de elementos minerais em excesso nas estações amostrais do Compartimento C apontam para uma possível redução dos efeitos da contaminação à vegetação da restinga.

O substrato composto predominantemente por areias finas favorece a ocorrência de maiores níveis de poluição das restingas (IPI, *Índice Integrado de Poluição*), os quais apresentaram relação significativa com o aporte de As, Co, Fe, Pb e V via deposição sobre a vegetação, sendo que as concentrações de As, Fe e Ni contribuem para o aumento da porcentagem de Elementos Acima da Referência (PEAR) e poluição do ecossistema. Adicionalmente, para a população bacteriana nos sedimentos das restingas, o percentual de bactérias promotoras do crescimento de plantas nos Compartimentos C, e também no B', foi superior no Ano 5 em relação ao Ano 1, para formação herbácea.

A análise do pólen, por sua vez, indicou que concentrações de elementos abundantes no MLD como Zn, Cu, Fe e Mn (SEGURA *et al.*, 2016), atingiram valores superiores à média apontada para o Espírito Santo (MORGANO *et al.*, 2012) em amostras coletadas em Degredo (E10). As concentrações de Zn, Cu e Mn ultrapassaram aqueles observados nos sedimentos e tecidos foliares na mesma localidade para o período seco do Ano 5, indicando o bioacúmulo desses metais nos tecidos de recursos florais.

O Compartimento C que apresenta os cordões litorâneos morfologicamente mais estáveis, apresentou flutuações nos valores de importância de espécies típicas da restinga da região a barlavento das feições dunares. Esse cenário incluiu quatro espécies estoloníferas e uma espécie subarbusciva ameaçada de extinção (*Scaevola plumieri*), frequentemente encontrada no topo da duna frontal e a sotavento. *S. plumieri* tolera soterramento e consequente brotamento de seus ramos apicais, intensificados principalmente no período chuvoso (PETER, 2000). No entanto, ao longo do monitoramento há a redução continuada nos valores de importância desta espécie ameaçada, apesar da tendência geral de melhora na cobertura vegetal. Quanto à estrutura das comunidades arbustivas e arbóreas, sintetiza-se que as alterações de origem antrópica influenciam a alternância de posições entre as espécies mais importantes das comunidades, sem relação com os contaminantes do MLD.

Análise da vegetação por sensoriamento remoto indicou o Compartimento C como o de maior variabilidade do padrão de uso e cobertura da terra, especialmente na APA Conceição da Barra (E1) e em Degredo (E10). Verifica-se a maior dinâmica entre as classes de uso e cobertura da terra, que são descritas pelo MapBiomass (2002) como uma área de Mata Atlântica de uso agrícola, onde nem sempre é possível distinguir entre pastagem e agricultura (IBGE, 1999; 2012). Esta classe apresentou considerável expansão, principalmente nos Anos 3 e 4, em relação a 2015, ano do rompimento da barragem de Fundão. Houve a supressão de parte da área de Pastagem e da totalidade da área de Formação Florestal, nos Anos 3 e 4 (out/20 a set/22)

A menor capacidade reprodutiva da vegetação no Ano 1 no Compartimento C foi substituída pelo aumento da produção de flores e frutos, indicando alteração no padrão fenológico de subanual para contínuo. É importante destacar que as espécies que ocorrem sobre dunas têm preferência pela germinação de seus propágulos no período seco, uma estratégia utilizada como forma de escapar das condições de maior temperatura e evapotranspiração do período chuvoso (CASTELLANI *et al.*, 1999).

Assim, destaca-se que o aumento da dispersão de frutos no período seco representa melhora em relação aos valores obtidos durante o Ano 1. No entanto, a floração acentuada indica que tensores ainda pouco compreendidos podem estar alterando a sincronia floral deste setor, principalmente em função deste resultado ser recorrente.

As restingas próximas à desembocadura do rio Doce, Compartimento B', apresentam maiores impactos à vegetação, uma vez que estão sujeitas ao regime de vazão do rio, inundações e/ou outras variações climáticas e morfodinâmicas que impactam tanto a bacia do rio Doce como a zona costeira. Mesmo afastadas da linha da costa, a adição de fatores edafoclimáticos pode levar a condições desfavoráveis aos aspectos funcionais e reprodutivos da vegetação da restinga, e consequente sua vitalidade. Observa-se, ao longo do Ano 5, a melhora do indicador Vitalidade, mas sem apresentar tendência de recuperação ao longo do monitoramento, já que são observadas oscilações dos valores das variáveis.

Nos Anos 3, 4 e 5 observa-se a redução de Mn, Co e Pb no sedimento na estação de Cacimbas (E6) no período seco para as três formações, contudo a localização geomorfológica transicional destacada pela avaliação florística, revela condições desfavoráveis para seu perfil fotossintético. Já maiores depósitos de elementos químicos sobre a superfície foliar da vegetação foram observados nas formações arbustivas mais próximas à linha da costa no período seco.

Para a vegetação herbácea, verificou-se elevado acúmulo de elementos químicos no substrato entre Degredo (N2) e REBio Comboios (S6) devido à proximidade do aporte fluvial e ações hidrodinâmicas, apesar do não favorecimento na retenção de elementos pelo substrato pobre em matéria orgânica. O crescimento rápido e a resposta fenológica flexível demandam maior eficiência na captura de elementos químicos, dificultada ainda por estarem em uma região com alto grau de exposição às ondas. Vale destacar também que as altas concentrações de elementos minerais, depositados sob a vegetação na Reserva Biológica de Comboios no período chuvoso Ano 5, com concentrações 15 vezes mais altas do que o período chuvoso anterior, para alguns elementos químicos. Entretanto, esse ocorrido foi eventual, sem apresentar tendência de aumento, mas sim de manutenção das oscilações ao longo do tempo. As flutuações podem representar os diferentes processos que ocorrem nos períodos chuvosos (aporte fluvial) e secos (processos de vento / aerossol). Nesse sentido, destaca-se a importância da ação do aerossol marinho como uma das principais vias para a compreensão do processo de distribuição, deposição e acúmulos dos elementos químicos minerais na vegetação e no sedimento da restinga, sejam eles contaminantes ou não (WINTON *et al.*, 2016; DU e HESP, 2020).

A comunidade herbácea da restinga apresenta redução dos valores de importância de *Panicum racemosum* e *Blutaparon portulacoides*, encontradas a barlavento das dunas. Essas espécies adotam estratégias de desenvolvimento distintas: a primeira é eficiente na fixação de dunas vivas (COSTA *et al.* 1984), com perda de cobertura esperada em função do processo erosivo das ondas, mas posterior colonização sob condições envolvendo menor energia e, a segunda, é uma espécie anual, formadora de "dunas de sombra", conforme descrito por Maun (2009), que tem seu desenvolvimento relacionado a dunas incipientes (HESP, 2002), desenvolvidas a partir do acúmulo de sedimentos na praia e frequentes nesta região da costa. Apesar da literatura indicar alterações esperadas nos valores de

importância nesta comunidade (PEREIRA *et al.*, 1992, THOMAZ e MONTEIRO, 1993), houve a tendência de redução ao longo do monitoramento. Contudo, fatores ainda não compreendidos estão atuando sobre a comunidade, uma vez que existia uma perspectiva de melhora no Ano 3, quando houve diminuição dos parâmetros meteoceanográficos, menor erosão e recuperação da praia, porém esta melhora não foi visualizada (RRDM, 2022).

A análise de elementos químicos no tecido foliar apontou o aumento das concentrações de Cr, V, Fe e Cu, além de Cd e Co nas estações mais próximas da foz do rio Doce. Já o Índice Integrado de Poluição (IPI) manteve a tendência global de diminuição da poluição observado desde o Ano 4. No Ano 5, os altos níveis de poluição anteriormente observados indicaram melhora em Cacimbas, para herbáceas e arbustivas.

Ensaio relacionados à microbiota do substrato indicam aumento no percentual de bactérias promotoras do crescimento no Ano 5 em relação ao Ano 1 nas herbáceas, ao contrário do que foi observado para a formação arbórea. Esses resultados indicam uma tendência de adaptação da população bacteriana provenientes das áreas atingidas pelo MLD. Aumento de AI apresentou relação positiva ao percentual de bactérias nos substratos. Por outro lado, aumento na concentração de elementos (Mn, Ni, Pb e V) apresentou relação negativa e indica o efeito deletério da poluição sobre a microbiota do substrato das restingas.

Os maiores níveis de poluição do sedimento das formações das restingas foram encontrados em períodos secos, em geral associados a eventos de alta morfodinâmica marinha (Ano 1 e Ano 3), com contribuições significativas de As, Cr, Co, Mn, V, Ni e Pb no substrato. A bioacumulação de elementos químicos nos tecidos foliares, expressos pelo Fator de bioacumulação (BAF) para Mn, Cu, Cr, V, Al e As, apresentaram correlações positivas com os teores de metais quantificados no aerossol marinho, assim como também apresentaram relação com as variáveis das categorias de resposta biológicas da vegetação da restinga, principalmente para aspectos fotossintéticos e reprodutivos, nos períodos secos.

O Compartimento B' é o setor que detém os maiores valores de riqueza capturados ao longo do monitoramento. A tendência de melhora foi observada nos valores obtidos para a comunidade arbustiva e arbórea deste setor, no entanto, os dados atuais continuam demonstrando prolongamento da floração da comunidade herbácea a partir do período seco do Ano 3, destoando do padrão encontrado preliminarmente no início do monitoramento. Como resultado, frutos anemocóricos dispersos durante o período de menores valores de cobertura vegetal, tendem a ficar retidos próximo da planta mãe durante o período chuvoso, diminuindo a dispersão das espécies. Apesar disso, as médias de frutificação no período seco aumentaram, cujo cenário principal aponta para alteração do padrão subanual para o contínuo. No caso da comunidade arbórea, apesar dos dados atuais apontarem para a tendência de aumento da frutificação no período seco, a contribuição sobre a média pode ser explicada devido à floração de espécies arbóreas supra-anuais que contribuem para as flutuações dentro desta comunidade. A influência de fatores abióticos ou ainda condições naturais decorrentes das fenofases da vegetação, como o desenvolvimento, descoloração e senescência das folhas e

floração, foi visualizada também via monitoramento remoto por imagens de satélite (LEIVAS *et al.*, 2022). A variação no índice de vegetação aprimorado (EVI) neste setor corroborou o comportamento sazonal da resposta espectral da vegetação, com respostas indicativas de melhoria das condições da vegetação desde o período chuvoso do Ano 4, diferindo-se dos anos anteriores do monitoramento. Segundo Huete *et al.* (2002), o EVI é mais responsivo às variações estruturais do dossel, incluindo o índice de área foliar (IAF), tipo de dossel, fisionomia da planta e arquitetura do dossel.

Em relação à comunidade arbustiva, as maiores mudanças nos valores de importância das espécies estiveram concentradas na REBio Comboios (E7), e ocorreram em virtude do afloramento do lençol freático durante períodos de pluviosidade mais intensos. No entanto, sobre as moitas de restinga, situadas nas porções mais altas dos cordões e o afloramento do lençol ter se limitado aos intercordões arenosos, não houve alterações expressivas. No caso da comunidade arbórea, as flutuações nos valores de importância estiveram mais associadas à alteração metodológica aplicada a esta comunidade, mesmo havendo manutenção das espécies mais importantes desde o início do PMBA/Fest. Por último, destaca-se que até o presente momento não foi possível determinar se as mudanças estruturais capturadas estão correlacionadas com a contaminação oriunda do MLD, assim como discutido no Compartimento C.

Por fim, as restingas do Compartimento A se mostraram adaptadas às características geomorfológicas distintas neste setor. São caracterizadas por uma formação herbácea pouco desenvolvida e contato da formação arbustiva com a praia. Desta forma, o MLD pode alcançar a restinga sob influência de condições oceanográficas de nordeste e transporte em suspensão de forma recorrente. Os níveis de poluição (IPI) apresentam-se altos e até extremamente altos, como observado no período seco do Ano 3. Adicionalmente, destaca-se neste compartimento a composição química dos sedimentos, influenciada pela Formação Barreiras e pelas características geológicas da bacia, ricos em Fe, Al, Mg e As. Acúmulos de elementos minerais como Fe, Mn e Al nos tecidos foliares contribuíram de forma recorrente para as reduções na eficiência do aproveitamento da luz e no ganho de carbono das comunidades de restingas neste compartimento, acarretando no comprometimento do metabolismo primário e no aumento do estresse oxidativo ao longo de toda a costa monitorada, o que pode estar relacionado às estratégias de atenuação de possíveis impactos adversos do aumento da bioacumulação nas plantas.

A estrutura e riqueza do Compartimento A destoam dos demais compartimentos em função da proximidade à Formação Barreiras e restrita área de desenvolvimento. Este compartimento apresenta eventos de inundações periódicas sobre a comunidade arbustiva, em virtude do fraco desenvolvimento da formação herbácea. Esse padrão impediu que houvesse avaliações fitossociológicas. Os aspectos reprodutivos da vegetação da restinga deste compartimento apresentaram alta relação da contaminação de Mn e Zn e as reduções de floração e frutificação. avaliação temporal demonstrou fenologia reprodutiva dentro dos intervalos de confiança em relação ao Ano 1, embora o Ano 5 tenha se caracterizado pela baixa capacidade reprodutiva das comunidades arbustiva e arbórea. Por outro lado, a comunidade arbustiva apresentou fenologia vegetativa influenciada por eventos isolados de transposição de ondas e erosão, com consequente queda de folhas. No entanto, as análises

fenológicas indicaram não haver mudanças relevantes quanto à produção de flores, mesmo havendo variações no período chuvoso. Quanto à frutificação, a média ao longo do monitoramento demonstrou aumento em relação ao Ano 1, indicando melhora nas interações de polinização. Para a comunidade arbórea, os padrões fenológicos sempre destoaram dos Compartimentos B' e C, provavelmente em consequência das diferenças de riqueza encontradas neste setor. Temporalmente, esta comunidade demonstrou melhora na fenologia reprodutiva das espécies.

A fim de corroborar os padrões de resposta da vegetação da restinga à contaminação, ensaios sob cultivo protegido utilizaram extratos solubilizados de sedimentos coletados nas restingas de todos os compartimentos, e mostraram alterações significativas na resposta biológica das plantas. A análise das folhas destes tratamentos revelou que as concentrações mais elevadas do extrato provocaram mudanças significativas no metabolismo celular no Compartimento B', as quais acarretaram aumento na produção de compostos fenólicos e flavonóides, bem como sua atividade antioxidante. As plantas tratadas com extrato obtido do sedimento apresentaram desempenho fotossintético significativamente menor em relação àquelas tratadas com extrato obtido do sedimento proveniente da APA Conceição da Barra (E1), no Compartimento C.

Ensaios do efeito da dose-resposta de metais sobre a vegetação da restinga também foram realizados. Nesse sentido, mudas de espécies herbáceas foram submetidas a concentrações crescentes de Mn, Cu e Zn, e mostraram respostas diferencialmente significativas na produtividade primária (teores de clorofilas e desempenho fotossintético) e na capacidade antioxidante envolvida na proteção do sistema metabólico, o que atua contra as espécies reativas de oxigênio (ROS). Além disso, praticamente todas as doses desses três elementos induziram o aumento de malondialdeído (MDA), indicando sua capacidade em promover danos às membranas celulares nas espécies de restinga.

De maneira geral, ao longo da linha de costa, a resposta da vegetação de restinga indica impactos nos Compartimentos B' e C, com respostas agudas para a área próxima à influência fluvial do rio Doce, em função da dinâmica e oscilações dos fatores abióticos, e acúmulo de elementos químicos ao norte e extremo norte da área monitorada. Além dos fatores edafoclimáticos, o aporte proveniente do rio Doce e a remobilização marinha prejudicaram aspectos funcionais e reprodutivos das formações arbustivas e arbóreas. Menores índices de desempenho fotossintético e fotossíntese líquida estiveram relacionados ao aumento da concentração de Mn nas plantas, mas também apresentaram estreita relação com alterações na concentração de elementos minerais no solo e dos seus teores de matéria orgânica, o que está diretamente relacionado à capacidade de absorção dos elementos minerais pela biota. Essa capacidade é também a base para o entendimento do padrão de acúmulo de elementos minerais nas estruturas reprodutivas e na qualidade dos recursos florais. Maiores acúmulos de metais/metaloídes em frutos de espécies de restinga estiveram relacionados a aumentos nos teores de matéria orgânica e concentração de metais (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. Dentre as formações, os Compartimentos A e B' apresentaram resultados relacionados à contaminação que indicam melhora pontual das condições de

poluição. Para a análise do perfil funcional, estrutural e reprodutivo da vegetação, a persistência de impactos à vegetação foi observada frente à contaminação no Compartimento B'.

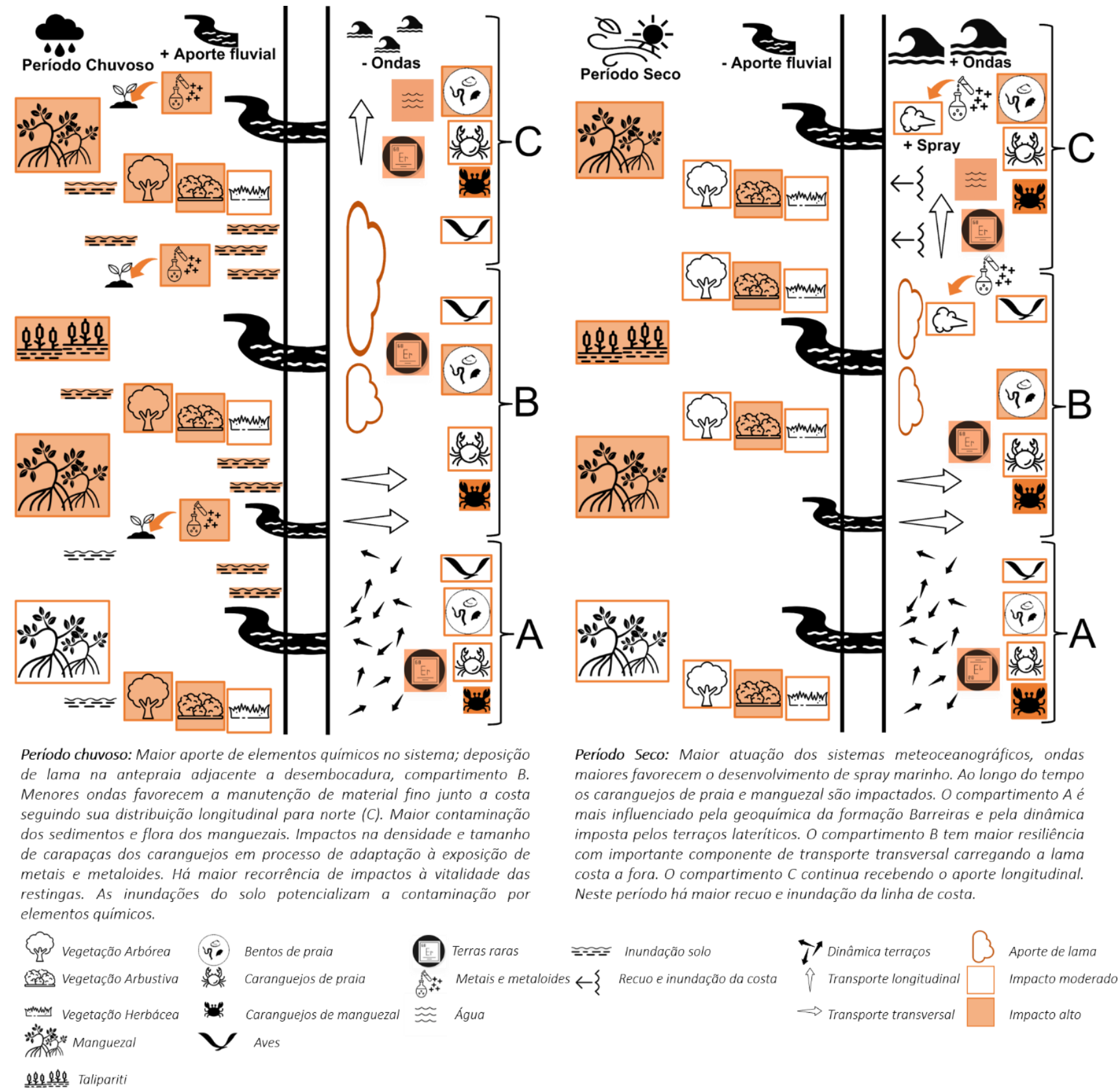
Juntamente às respostas relacionadas ao dano oxidativo, a resposta funcional pode ser vista como chave para a análise de plantas com potencial bioacumulador, já que uma espécie bio ou hiperacumuladora precisa ter características específicas em relação às elevadas taxas de absorção de metais, sistema radicular mais eficiente na translocação de nutrientes e maior potencial de captura e retenção de elementos na parte aérea (RASCIO, 2011). Igualmente ao que foi observado para aspectos de produtividade primária, o estresse oxidativo da vegetação apresentou estreita relação com as variações foliares de Mn e bioacúmulos de Mn e Zn, bem como a variação da composição do sedimento em relação a teores de lama, matéria orgânica, Zn e Mn. Vale destacar que o elemento Mg permanece em excesso em todas as estações e formações avaliadas, e devido a sua relação com as variações biológicas, se destaca como elemento químico de grande impacto na flora. As e V também apresentaram impactos genotóxicos à vegetação da restinga, acarretando em aumento de danos ao DNA de plantas da formação herbácea, observados no Ano 5.

Entretanto, o período seco do Ano 5, aponta para uma melhoria das condições em relação ao início do monitoramento. Essa melhora se refletiu na análise global nas variáveis das categorias biológicas, que juntas constituem o indicador Vitalidade da vegetação. Os dados atuais corroboram a tendência delimitada a partir do período chuvoso do Ano 3, em que assim como para os níveis de contaminação, os Anos 1 e 3 persistem como os mais críticos à Vitalidade da vegetação, corroborando o maior impacto dos seus fatores abióticos à biota. Este resultado confirma que, embora ainda haja oscilações consideráveis na distribuição de elementos minerais sobre a vegetação e no sedimento, essas alterações apresentam influência no padrão espacial de níveis integrados de resposta da vegetação.

Sob perspectiva temporal, a comunidade herbácea do Compartimento C apresentou flutuações na sincronia reprodutiva (assincronia) em algumas estações avaliadas e podem estar associadas aos contaminantes contidos no MLD oriundo do aerossol marinho. Em termos estruturais, a vegetação exibiu 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 em alguns trechos desse Compartimento. A diminuição da cobertura vegetal pode influenciar a fenologia de espécies ameaçadas de extinção que ocorrem em trechos mais abrigados das dunas. Maiores impactos são observados nos Compartimentos B' e C, com respostas agudas e recorrentes para a área próxima à foz do rio Doce, em virtude da variação dos eventos abióticos e de maneira crônica na porção norte e extremo norte da área monitorada.

4.5 SÍNTESE GRÁFICA

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



4.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo dos 5 anos de monitoramento do PMBA/Fest no Ambiente Costeiro conclui-se que o alcance do Material Ligado ao Desastre (MLD) é 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. O transporte de sedimentos e os processos morfodinâmicos apontam, que ao longo do litoral estudado, nas proximidades da desembocadura e margem norte do rio Doce, são encontrados os mais altos teores de lama e da concentração de elementos químicos associados ao MLD, e consequentemente, são os Compartimentos onde a biota encontra-se mais impactada.

Os ecossistemas Praia, Manguezal e Restinga 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. Destacam-se as alterações sobre o padrão ecológico dos bentos de praia, com a ocorrência de organismos oportunistas, e a diminuição da densidade e do tamanho dos caranguejos dos manguezais, sendo estas últimas, uma preocupação econômica para a região. A Vitalidade da Vegetação da Restinga, que se mostrou impactada ao longo de quase todo período monitorado, apresentou pequena recuperação no Ano 5, assim como a bioacumulação sobre os caranguejos de praia e manguezal, que após evento de muita alta pluviosidade, apresenta valores mais baixos.

Desta maneira geral, devido ao aporte sazonal do MDL ao Ambiente Costeiro, a continuidade do monitoramento permitirá conhecer a adaptação e capacidade de resiliência do Ambiente Costeiro sobre os sedimentos e água, fatores abióticos que atuam diretamente sobre os impactos bióticos. Por fim, vale destacar que a presente síntese não esgota os principais resultados encontrados para o Ambiente Costeiro, que podem ser consultados em maiores detalhes nos Materiais Suplementares de cada um dos Temas.

5 MATRIZ DE RESULTADOS

5.1 INTRODUÇÃO

O Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I é executado pela Fundação Espírito-santense de Tecnologia (PMBA/Fest) desde junho de 2018, no âmbito do TERMO DE REFERÊNCIA 4 e inclui o monitoramento de parâmetros/indicadores abióticos e bióticos, com o objetivo de entender as alterações espaciais e temporais na qualidade e na biodiversidade dos Ambientes Dulcícola (porção capixaba do rio Doce), Marinho e Costeiro.

Para tanto, o conceito de impacto utilizado pelo PMBA/Fest é aquele definido no Artigo 1º da Resolução n.º 001/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Conforme 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 básico do conceito é que são produzidas alterações no meio ambiente 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 e são, sob o ponto de vista ambiental, insustentáveis.

Tendo em vista a dimensão de seu escopo, a apresentação dos principais resultados pelo PMBA/Fest sempre foi um desafio. Em dezembro de 2020, o PMBA/Fest propôs a construção de uma Matriz de Resultados, construída a partir da adaptação 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), de forma a facilitar a compreensão dos resultados do PMBA/Fest, contribuindo, assim, para o completo atendimento do Termo de Referência 4 (TR4). A construção de Matriz de Interação é amplamente utilizada em Estudos de Impacto Ambiental e Relatórios de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) no Brasil.

Apesar do conceito inicialmente baseado na Matriz de Interação proposta por Leopold *et al* (1971), o produto alcançado pelo PMBA/Fest se diferencia em muitos pontos de seu modelo original e utiliza ainda outros métodos e análises em sua construção. Diferentemente de uma matriz de impacto, que é um modelo de previsão que leva à indicação de ações que subsidiarão as atividades e ações visando monitorar e mitigar os impactos que ainda poderão ser causados por um empreendimento, o conceito aplicado na presente Matriz de Resultados volta-se à apresentação e análise do conjunto de impactos, observados como resultados dos anos de execução do PMBA/Fest, após o evento causador, ou seja, após o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.

A cada ano a Matriz de Resultados PMBA/Fest se expande sua representatividade, com a inclusão de novos dados e contínuo aperfeiçoamento 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 revista de forma a considerar apontamentos pertinentes realizados 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 2024, para a atualização da Matriz de Resultados de cinco anos de monitoramento (dados até o período seco de 2023), também foram consideradas sugestões de melhorias metodológicas identificadas durante workshops internos ao PMBA/Fest.

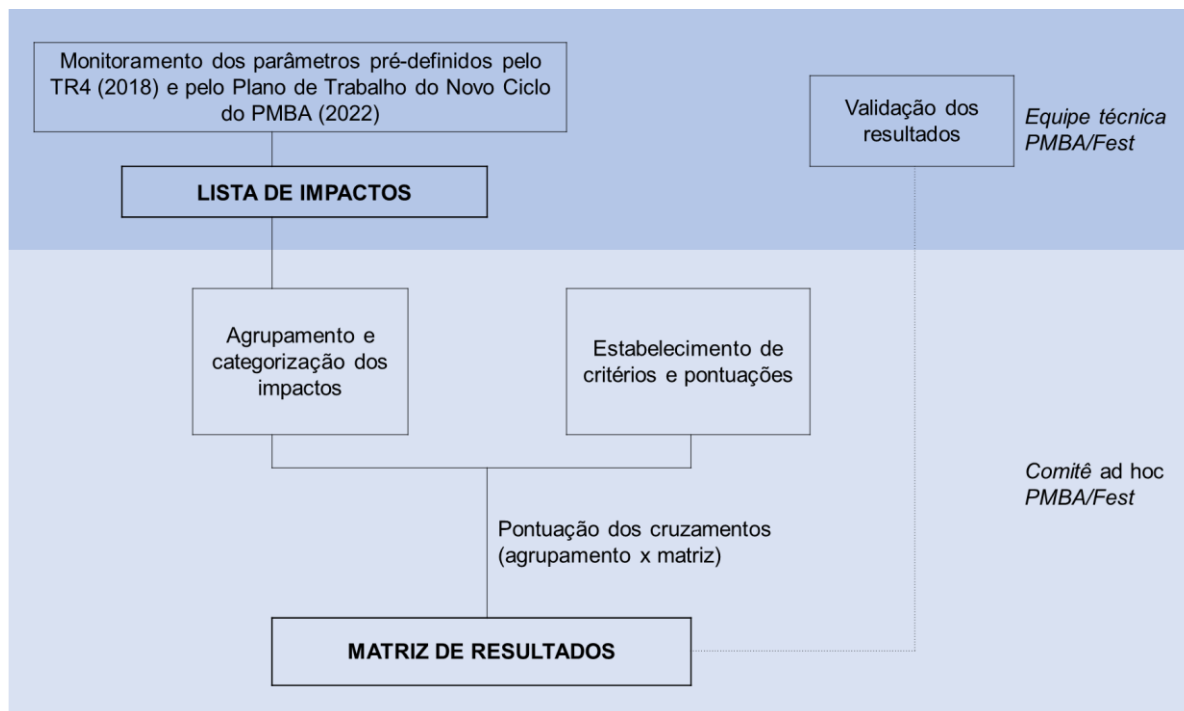
Dessa forma, o objetivo da presente Matriz de Resultados é avaliar, a partir das contribuições dos pesquisadores que conduziram os estudos específicos do PMBA/Fest, os impactos que ocorreram ou que ainda ocorrem em diferentes compartimentos (abiótico e biótico) e que afetaram ou ainda afetam os diferentes níveis tróficos das cadeias alimentares dos ecossistemas estudados. Cabe destacar que o uso de matrizes de interação permite apresentar de forma clara e sistematizada os principais resultados do PMBA/Fest, de modo que todas as instituições interessadas e a sociedade possam usufruir dos resultados obtidos a partir do trabalho realizado.

5.2 METODOLOGIA

A metodologia de avaliação dos impactos ambientais do PMBA/Fest tem como base a Matriz de Leopold (LEOPOLD *et al.*, 1971) com as devidas adaptações para o enquadramento da mesma no escopo do PMBA/Fest (FRANCO *et al.*, 2024). A Matriz de Resultados PMBA/Fest 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 do evento de perturbação no meio. A Matriz de Resultados do PMBA/Fest 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 PMBA/Fest.

O processo de construção da Matriz de Resultados PMBA/Fest (Tabela 1) se inicia a partir de uma lista de impactos pré-definida, construída com base na resposta de parâmetros e indicadores monitorados ao longo dos cinco anos do PMBA/Fest – 2018 a 2023. 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 (linhas em **negrito**) do processo de construção da Matriz de Resultados do PMBA/Fest e de seus responsáveis.



Os coordenadores dos Ambientes monitorados pelo PMBA/Fest participam ativamente do processo de construção da Matriz de Resultados e estão contidos na listagem abaixo. Já a relação de coordenadores de Temas, professores e pesquisadores e demais colaboradores envolvidos nos projetos técnico-científicos que fazem parte do PMBA/Fest e que, conseqüentemente, contribuíram ativamente na elaboração da lista de impactos, está sendo apresentada no Sumário Executivo que compõe o RA2023.

5.2.1 Lista de impactos

A lista de impactos, por sua vez, é produzida pelos pesquisadores de cada Tema constituinte do PMBA/Fest 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 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; **(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, foi estipulado o critério **(H)**, que considera a comparação entre os resultados obtidos ao longo da execução do PMBA/Fest, 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 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. 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 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 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

A Matriz de Resultados do Relatório Anual 2023 (PMBA/Fest) é uma matriz de interação e funciona como uma listagem de controle bidimensional, dispondo 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 podem ser observados para diferentes compartimentos. A quantificação da matriz é realizada para cada interseção entre linhas (agrupamentos de impactos) e colunas (compartimentos ambientais afetados). Para isso, cada cruzamento é pontuado pelo comitê *ad hoc* do PMBA/Fest de acordo com as características descritas para os impactos e com base em critérios preestabelecidos.

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), 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 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 destacar e 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.

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, era 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
<u>Caráter (Ca)</u>	Negativo (-1)	Nulo (0)	Positivo (1)
<u>Definição (Def)</u>	Alta (3)	Média (2)	Baixa (1)
<u>Relação com o Rompimento (RR)</u>	Direta (3)	Indireta (2)	Sem relação definida (1)
<u>Abrangência Espacial (Ab)</u>	Regional (3)	Local (2)	Pontual (1)
<u>Nível Ambiental/Trófico (Nat)</u>	Grande (3)	Média (2)	Baixa (1)
<u>Duração (D)</u>	Permanente (3)	Recorrente (2)	Transitório (1)
<u>Reversibilidade (R)</u>	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 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, o impacto 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

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, itens 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).

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

Para uma análise aderente à estrutura organizacional e operacional do PMBA/Fest, fora desenvolvida uma Matriz de Resultados para cada Ambiente monitorado: Dulcícola, Marinho e Costeiro. A matriz gerada para cada ambiente representa uma análise quantitativa, com base nos impactos e critérios, em que o cruzamento entre as linhas e colunas apresentam um número referente a esta análise. Entretanto, considerando as especificidades de cada um dos ambientes, para que pudesse ser feita uma comparação entre eles, adicionalmente foi realizada uma análise qualitativa, ou seja, foi avaliado o comportamento dos valores (por exemplo, tendências de aumento ou diminuição) e não o valor propriamente dito.

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.

5.3.1 Impactos e suas características

A lista inicial elaborada por todas as equipes de pesquisa que executam o PMBA/Fest apresentou 288 impactos, sendo 86 impactos no Ambiente Dulcícola, 137 impactos no Ambiente Marinho e 65 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). As categorias identificadas para as Matrizes de Resultados do PMBA/Fest foram: 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), considerando-se os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro.

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

^D Impactos observados no Ambiente Dulcícola

^M Impactos observados no Ambiente Marinho

^C 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 resultado para os três ambientes, sendo o compartimento “Água” no Ambiente Costeiro, uma inclusão para o RA2023, em relação às demais Matrizes de Resultados, devido a incorporação deste escopo analítico no Novo Ciclo do PMBA/Fest, que teve início em setembro de 2022. O compartimento “Sedimento” no Ambiente Costeiro é analisada separadamente de acordo com seu ecossistema de coleta (praia, restinga e manguezal), por representarem regiões com características ambientais muito diversas. 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, por exemplo, o Ambiente Dulcícola monitora “Macrófitas” enquanto o Ambiente Marinho monitora “Macroalgas”. Ainda no Ambiente Dulcícola, o compartimento “Perifíton” aparece com exclusividade. O compartimento “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 grande 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, sanguessugas, larvas de libélulas, efêmeras e mosquitos. No Ambiente Costeiro os compartimentos são “Bentos: macrofauna” e “Bentos: meiofauna” para praias, que correspondem aos grupos anfipodas, isopodas, poliquetas, platelmintos, nematódeos, nemertinos e copepodas. Já as análises de ecotoxicologia neste Ambiente são feitas em anfípodas, 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 *habitat* com características muito distintas, “Bentos de fundo inconsolidado” (areia e lama) e “Bentos de fundo consolidado” (bancos de rodólitos 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 117 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 no Novo Ciclo do PMBA/Fest. 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 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 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, dumarizando 32 impactos negativos e 19 impactos nulos.

CATEGORIA	AGRUPAMENTO DE IMPACTOS	Abiótico		Biótico								
		Água	Sedimento	Macrófitas	Micobiota	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	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ecotoxicologia	Contaminação por metais e metaloides	-17	-16	-	-	-18	-	-	-	-	-18	-19
	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 taxóns 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, plâncton, macroinvertebrados e ictiofauna. Este fato indica a persistência dos impactos dessa natureza em todos os níveis tróficos, ao longo dos cinco 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 valor máximo 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 interconectividade 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 escala de valores, 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.

Impactos de nível médio (pontuação entre -9 a -12) ocorreram na categoria Química para os impactos Variação da concentração de nutrientes e Contaminação por metais e metaloides, ambos em água. 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 três categorias: 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 dois foram considerados baixos, relacionado a Danos morfológicos e celulares (Saúde) na ictiofauna, Aumento nos valores de índice de resposta biológica (Ecotoxicologia) para 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
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	-	-17	-	-18	-	-18	-9	-19	-19	-16
	Contaminação por compostos orgânicos	-13	-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-11	-14	0
Ecotoxicologia	Aumento nos valores de índice de resposta biológica	-	-	-	-	-11	-	-	-	-12	-8	-10	-	-
	Alterações nos níveis de toxicidade	-10	-10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ecologia	Alterações na estrutura de população	-	-	-	-	-	-	-	-	-7	-	-11	0	-12
	Alterações na estrutura de comunidade	-	-	-17	0	-	-18	-17	-17	-18	-18	-12	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	-17	-	0	-17	0	-16	0	0	-	-
	Aumento da vulnerabilidade populacional	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-13	-
Genética	Alterações da diversidade e estrutura genética	-	-	-	-	-	-	-	-	-11	-	-13	-17	-13
Saúde	Danos morfológicos e celulares	-	-	-12	-	-	0	0	-18	0	0	-8	0	-11
	Alterações nos parâmetros de saúde e fisiologia	-	-	0	-	-	-17	0	0	0	-11	-12	-19	-14
	Mortalidade de organismos	-	-	-	-	-	-	-	-	-18	-	-	-	-16
	Doenças e presença de agentes infecciosos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-19	-12
Comportamento	Alterações do Uso do Habitat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-12	0	-12
	Alterações nas taxas de encaixe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-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	Crítico

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 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 e Aumento na abundância dos táxons indicadores de impacto para microbiota e zooplâncton. 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 no compartimento água, Contaminação por compostos orgânicos e metais e metaloides nos compartimentos água e cetáceos, e Contaminação por compostos orgânicos nestes dois compartimentos citados anteriormente e no sedimento. Na categoria Ecologia os impactos considerados altos são referentes à Alterações nos parâmetros reprodutivos em tartarugas, Alterações do nicho isotópico e diversidade na ictiofauna, Aumento de táxons indicadores de impacto em bentos de fundo inconsolidado e Aumento da vulnerabilidade populacional em cetáceos. 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 são 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), por sua vez, apresenta impactos nas categorias Sedimentologia, Química, Ecotoxicologia, Ecologia e Saúde para os compartimentos água, um incremento analítico desta versão tendo em vista a inclusão deste escopo no período do Novo Ciclo do PMBA/Fest, 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.

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	-	-	-12	-
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 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 para sedimento 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 Alterações na estrutura de população e da comunidade, e a Vegetação de Restinga em Alterações da 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, e na categoria Ecologia com as Alterações nos parâmetros reprodutivos do caranguejo de manguezal.

Impacto de nível baixo (-5 a -8) foi verificado somente na categoria Ecotoxicologia em crustáceos de praia.

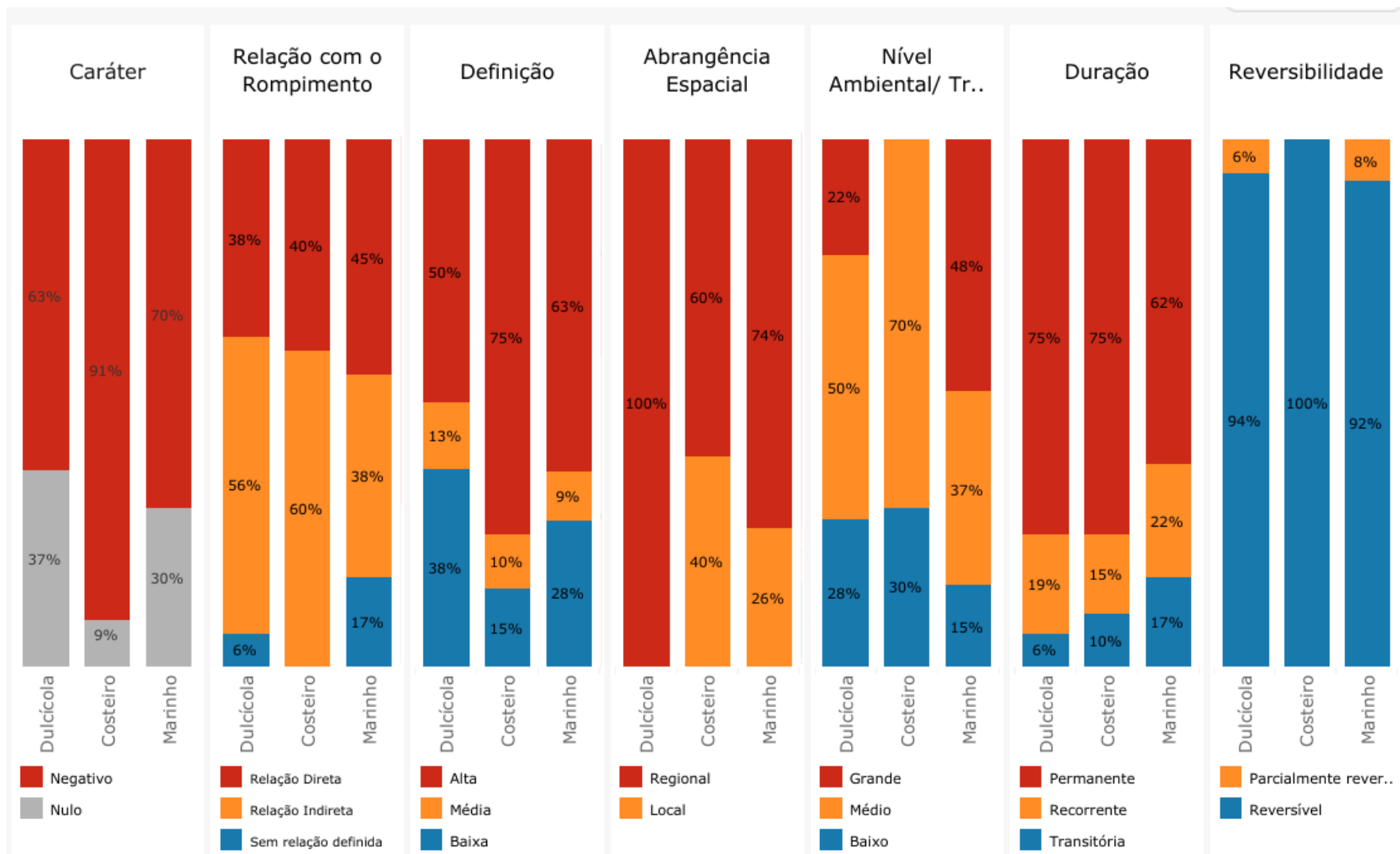
O quantitativo total de impactos considerados na matriz do Ambientes corresponde ao somatório dos impactos classificados no critério **Caráter** com pontuação negativa (-1) ou nula (0) (Figura 15). A Matriz de Resultados do PMBA/Fest, tal qual foi planejada, não considera a análise de efeitos positivos (+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 (45%), seguido do Ambiente Costeiro (40%) e Dulcícola (38%). O aumento do percentual de efeitos diretos, nos Ambientes Costeiro e Dulcícola, pois antes respectivamente 37% e 35%, e a manutenção do número de impactos sem relação definida, em relação ao RA2022 (PMBA, 2023), pode ser um indicativo do avanço e robustez na compreensão dos efeitos do MLD nos ecossistemas Dulcícola, Marinho e Costeiro estudados no PMBA/Fest, ou ainda, uma resposta da evolução do ecossistema ao impacto agudo oriundo da chegada do MLD em 2015. 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, 60% 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. Estes impactos tendem a ter a **Duração** 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 impactos da Matriz de Resultados dos Ambientes Dulcícola (n=51), Marinho (n=90) e Costeiro (n=21).

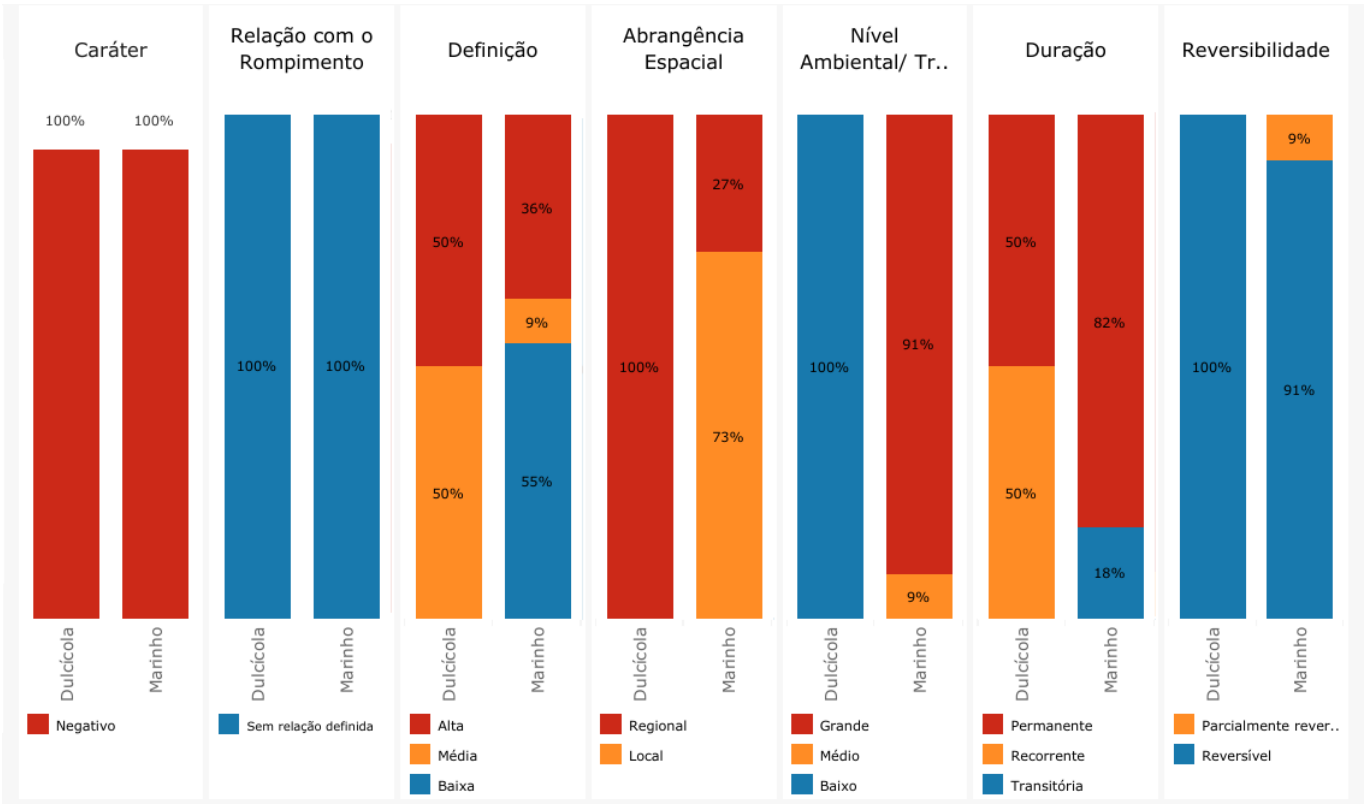


Considerando a importância do estabelecimento de um nexo de causalidade entre os impactos observados e sua relação com o rompimento da barragem de Fundão, a metodologia adotada para a construção da Matriz de Resultados gerada no âmbito do PMBA/Fest permitiu a classificação destes impactos utilizando-se do critério Relação com o Rompimento da referida barragem (Figura 16).

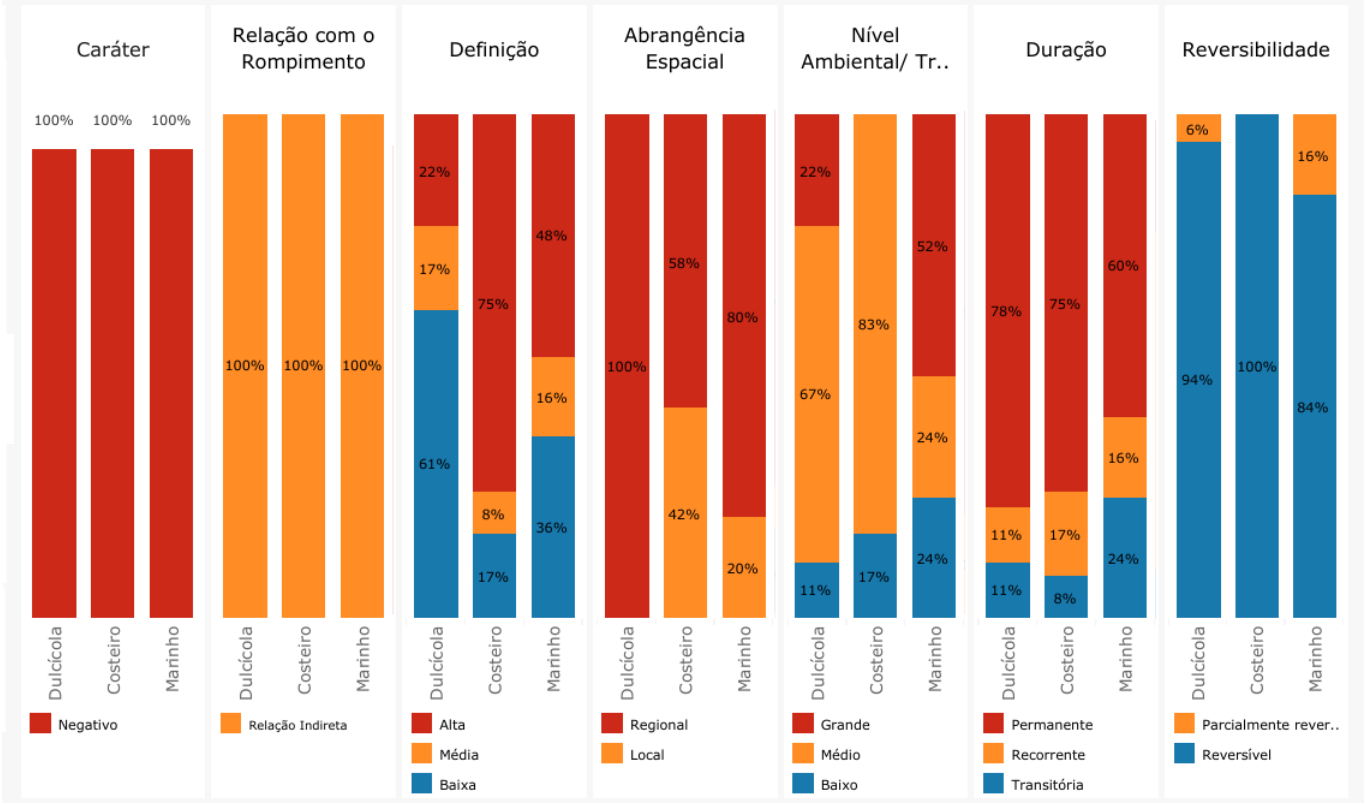
Nesta seleção pode-se verificar que a maior parte dos impactos mostra relação indireta ($n = 55$) ou direta ($n = 49$). De forma geral, para a relação indireta com o rompimento, os critérios que mais influenciam em valores indicativos de maiores impactos são a Definição, especialmente para o Ambiente 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, entretanto, 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.

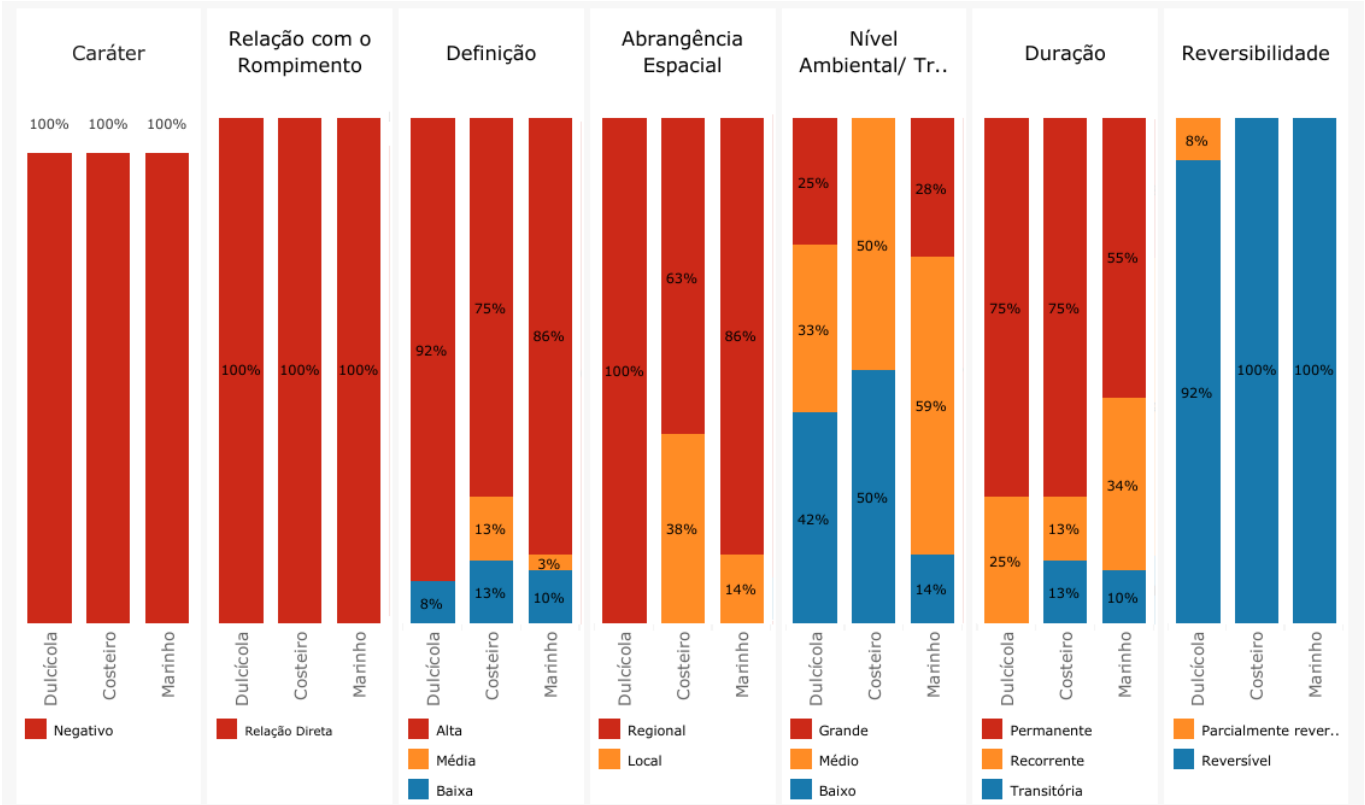
Sem Relação Definida Ainda (n =13)



Indireta (n =55)



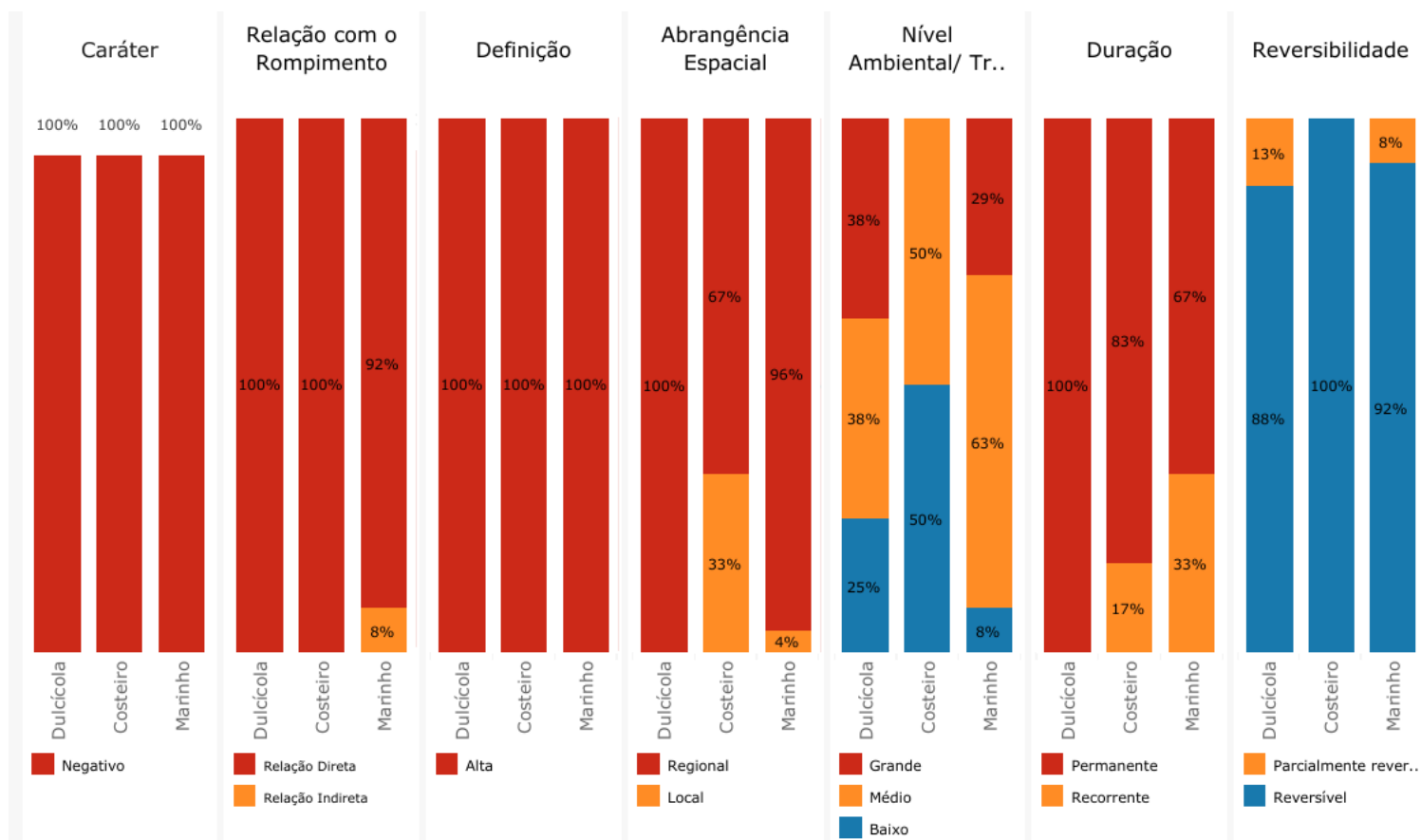
Direta (n =49)



Visando ainda complementar as informações e fornecer mais subsídios para a tomada de decisão, os resultados obtidos a partir das Matrizes geradas no âmbito do PMBA/Fest 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 = 38).

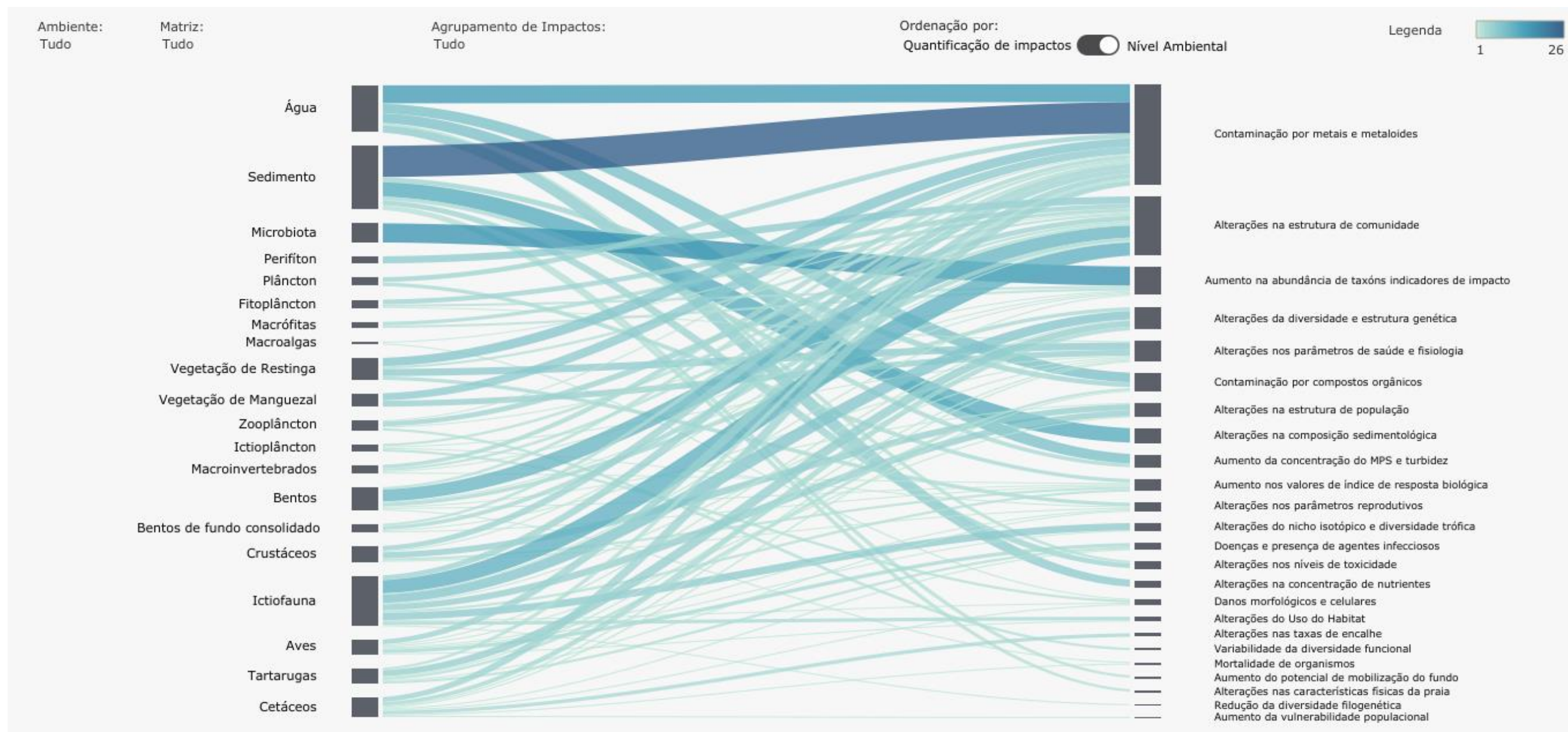


Para complementar apresentamos a seguir gráfico de sankey correlacionando os compartimentos analisados, considerando unificadamente os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e os 24 agrupamentos de impactos identificados pelos resultados do PMBA/Fest (Figura 18). A espessura da linha, assim como sua 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 o que possui maior número de inter-relações com as matrizes do PMBA/Fest, que apresenta-se na água, sedimento, plâncton, vegetação de restinga e manguezal, zooplâncton, macroinvertebrados, bentos 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 matrizes analisadas e agrupamento de impactos, considerando os Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro.



5.3.2 Espacialização dos impactos

A partir da Matriz de Resultados gerada no âmbito do PMBA/Fest, as possibilidades de espacialização dos resultados são diversas. Cabe, portanto, ao pesquisador, analista ou gestor selecionar os elementos caracterizadores dos impactos, como categorias, compartimentos e/ou áreas de interesse com interface ao problema analisado.

Nesta seção enfatizamos 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 de Baixo. A representação em cada um dos setores mostra, além do grau de severidade do impacto, quais foram os impactos relacionados (números ao lado dos símbolos do compartimento nas mandalas). Por exemplo, no Ambiente Dulcícola, em quase todos os setores, exceto o setor Reservatório, a ictiofauna foi classificada como criticamente impactada em relação à contaminação por metais e metaloides (impacto de número 4 na Figura 19). De forma similar, o Plâncton (exceto setores afluentes e reservatórios) e o compartimento Água (todos os setores) foram considerados criticamente impactados (impacto de número 4 na Figura 19). Por fim, esses mesmos setores são classificados com grau de impacto crítico no que se refere ao aumento da abundância de organismos indicadores de impacto na Microbiota. Alguns compartimentos ficaram restritos a alguns graus de impactos, por exemplo, o impacto no Perifíton foi somente de grau Alto, em sua estrutura de comunidade, enquanto o 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.

No Ambiente Marinho, a maior parte dos compartimentos foram classificados para pelo menos um impacto, como grau Crítico, especialmente nos setores Foz, Norte e APA/Revis. O único não classificado como crítico foi o compartimento Água. Contudo, este compartimento foi identificado como Alto em relação a concentração de nutrientes, aumento da concentração de material particulado e turbidez, contaminação por compostos orgânicos e contaminação por metais e metaloides, nos setores Foz, Norte e APA/Revis. Os impactos nos organismos de base da cadeia foram classificados principalmente como grau Crítico, especialmente nos setores Foz, Norte e APA/Revis. Pode-se ressaltar nestes setores o compartimento Bentos de fundo inconsolidados, com impactos relacionados a 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. Destacam-se os impactos nas Tartarugas nos setores Foz e APA/Revis, relacionados com contaminação por metais e metaloides e doenças e agentes infecciosos em grau Crítico, e os

impactos em Cetáceos com grau Alto, relacionados a cinco impactos nos setores Foz, Norte e APA/Revis.

O Ambiente Costeiro, diferentemente do Dulcícola e Marinho, não possui monitoramento de organismos classificados como de topo de cadeia. Em todos os setores, o Sedimento de Manguezal foi classificado como Crítico quanto à contaminação por metais e metaloides, enquanto o Sedimento de Restinga foi classificado como Alto, para os setores A, B e C. Por último, o Sedimento de Praia foi criticamente impactado em relação às alterações das características físicas da praia. Em relação à biota, o Caranguejo de Manguezal se destaca por apresentar impactos de grau Alto, em todas os setores, relacionados às alterações na estrutura de populações, no setor C, relacionado às mudanças nos parâmetros reprodutivos, e no setor B, às alterações na estrutura de comunidades. Além disso, o Caranguejo de Manguezal, nos setores B e C, foi classificado como impacto médio em relação ao aumento dos índices de respostas biológica.

Figura 19: Mapa de espacialização dos resultados para o Ambiente Dulcícola de acordo com a pontuação alcançada pela Matriz de Resultados -PMBA/Fest 2023.

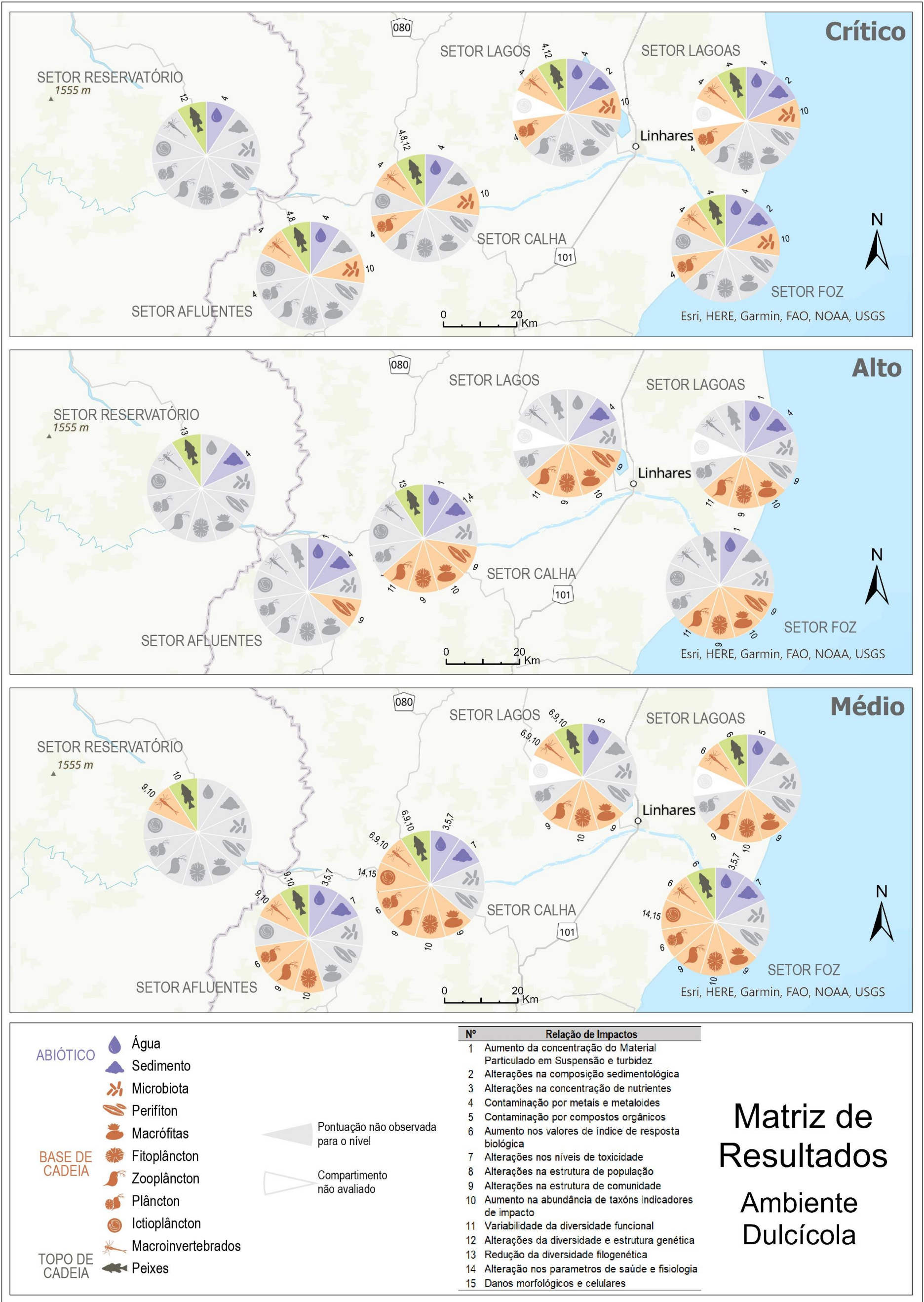


Figura 20: Mapa de espacialização dos resultados para o Ambiente Marinho de acordo com a pontuação alcançada pela Matriz de Resultados -PMBA/Fest 2023.

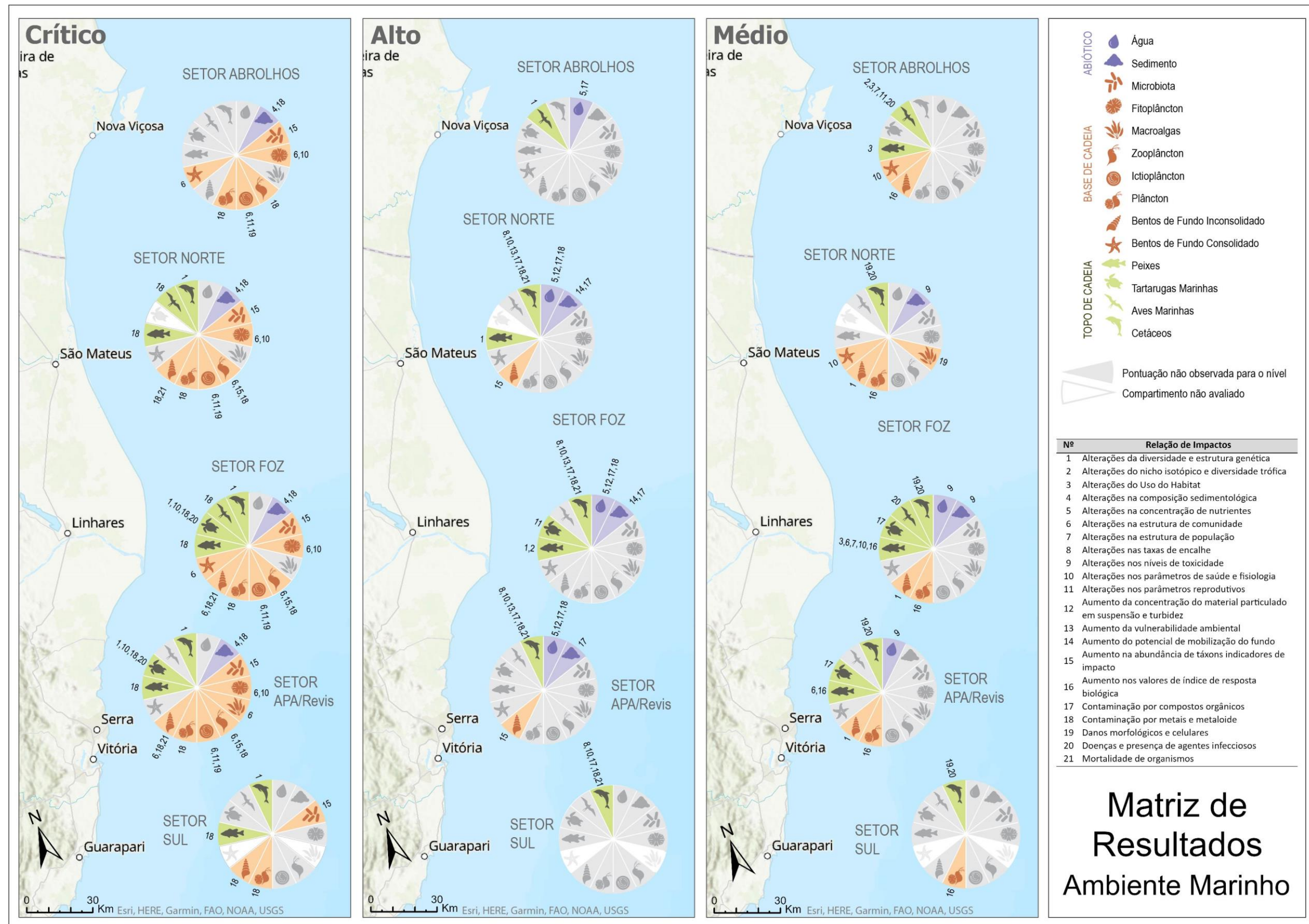
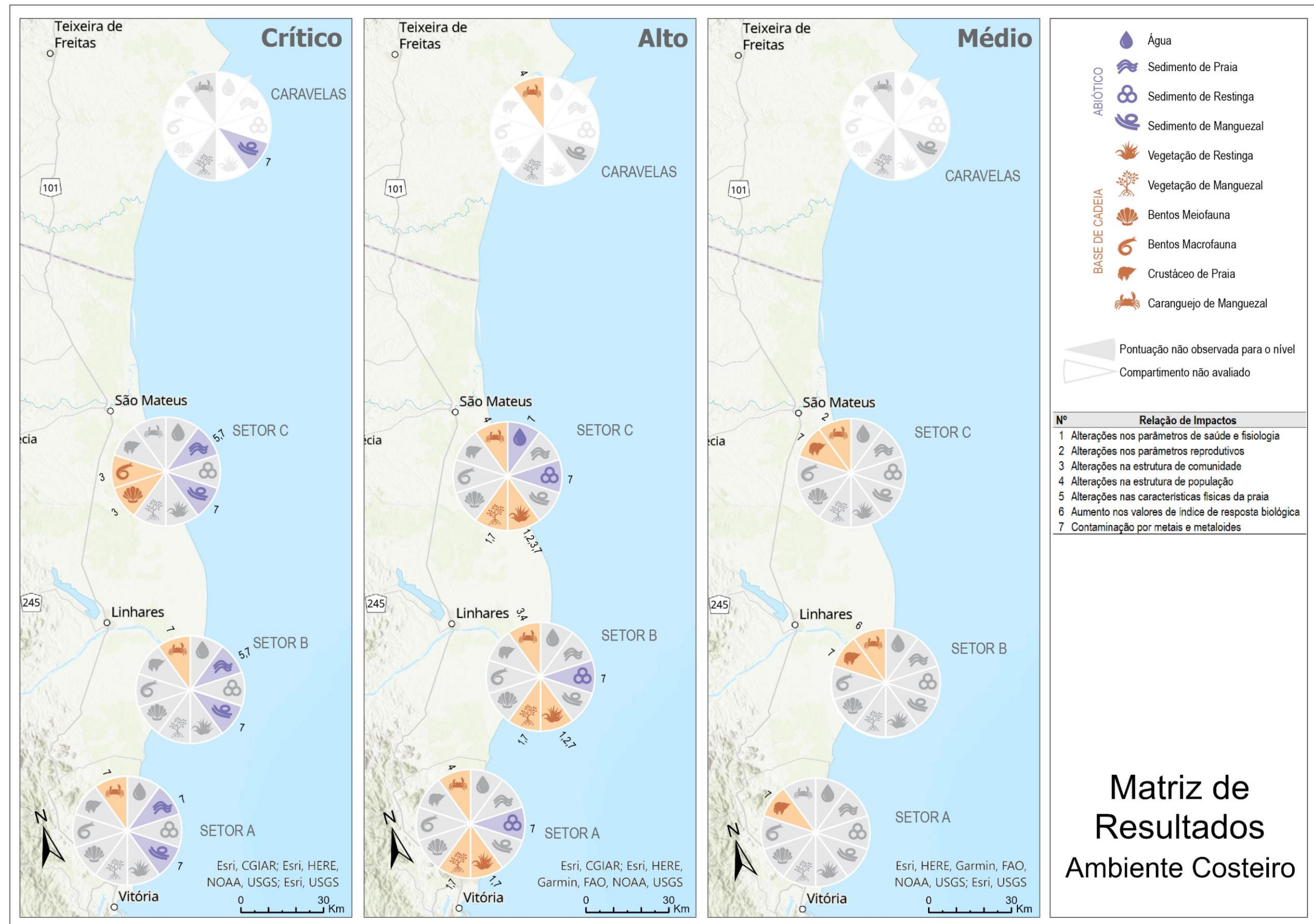


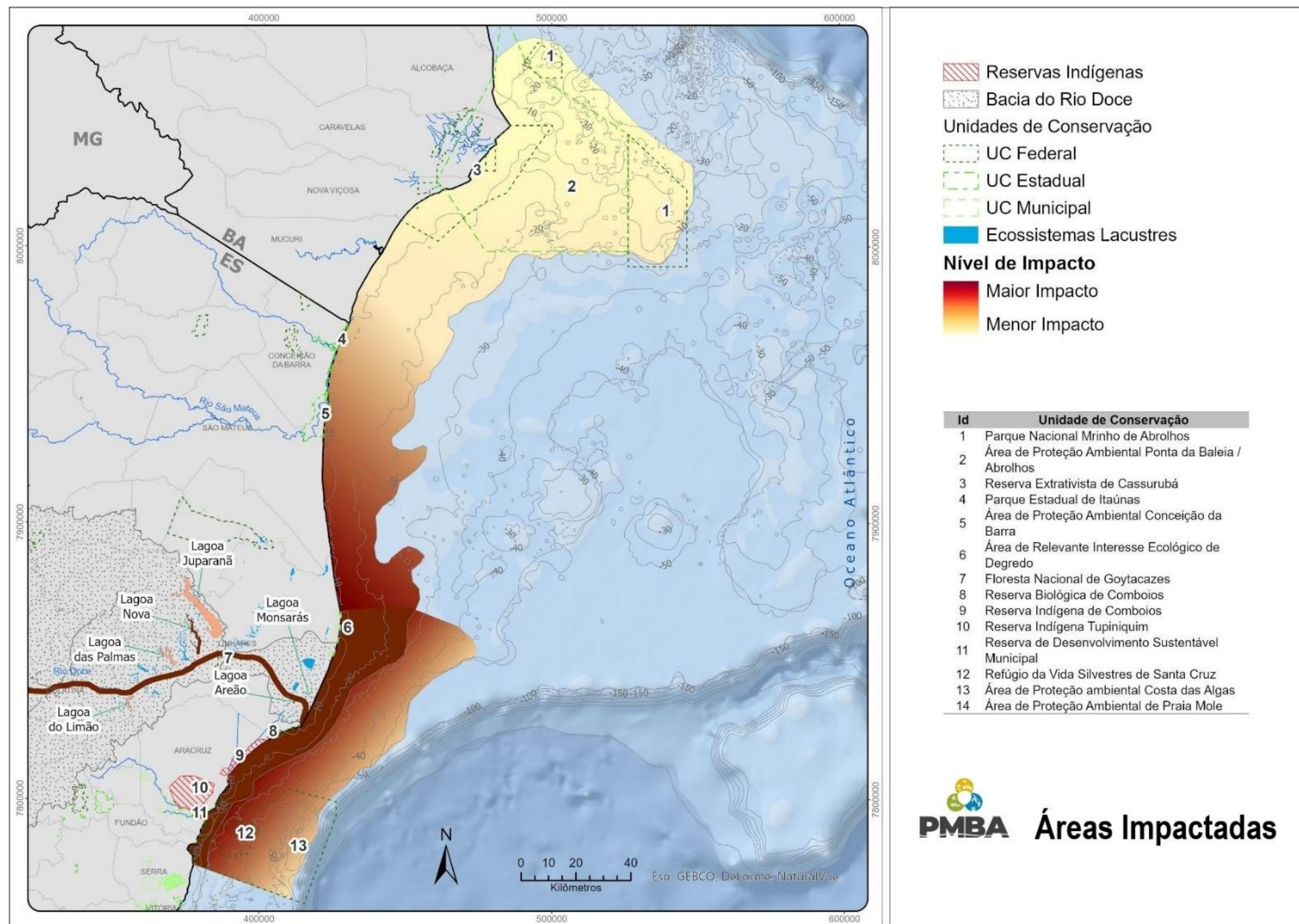
Figura 21: Mapa de espacialização dos resultados para o Ambiente Costeiro de acordo com a pontuação alcançada pela Matriz de Resultados -PMBA/Fest 2023.



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 anteriores da Matriz de Resultados. Também, destaca-se que a distribuição das estações do PMBA/Fest 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.



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. 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 *input* deste material e 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 energia 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 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O PMBA/Fest reuniu, ao longo dos últimos cinco anos de execução, uma série de evidências de impactos causados pela passagem e permanência do MLD, permitindo o entendimento 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 resumiu de forma sistemática esses impactos em cada um dos Ambientes estudados: Dulcícola, Marinho e Costeiro.

Os resultados indicam que todos os compartimentos foram impactados, em níveis que variaram de baixo a crítico. A maioria dos impactos nos Ambientes foi classificado com relação direta ou indireta com o rompimento da barragem de Fundão, afetando o ambiente quanto à Sedimentologia, Química, Ecotoxicologia, Ecologia, Genética, Saúde e Comportamento. Metade dos impactos no Ambiente Dulcícola foram identificados a partir da análise comparativa com dados pretéritos - o que aumenta a robustez da descrição, ou possuem correlação com metais associados ao MLD, enquanto nos Ambientes Marinho e Costeiro esse valor extrapola os 60%. Ainda, a maioria dos impactos foram detectados em escala regional, abrangendo dois ou mais setores da área de estudo.

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 qual compartimento os impactos estão atuando, permite a definição de ações de restauração ou mitigação do impacto de forma mais pontual e, por vezes, mais assertiva. Ainda, é possível definir os compartimentos e setores chave para

acompanhamento dos resultados da 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 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 tróficos as ações deverão atuar.

Por fim, observa-se que o impacto ainda persiste na região monitorada pelo PMBA/Fest, 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 em longo prazo a permanência e/ou redução do impacto crônico, 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

Em 5 de novembro de 2015, o rompimento da barragem de Fundão, Mariana-MG resultou no lançamento de 43,8 Mm³ de rejeito nos vales fluviais à jusante (SAMARCO, 2020), sendo considerado o maior da história da mineração (VANELI et al 2022). O material vazado da barragem era constituído por água, partículas sólidas de óxidos e hidróxidos de ferro, minerais portadores de traços de alumínio, além de óxidos de manganês e sílica/quartzo, e em menores concentrações, de metais-traço como chumbo, cobre e zinco (SAMARCO, 2020). Ao longo da trajetória percorrida dentro da Bacia Hidrográfica, o material alcançou os rios Gualaxo do Norte, do Carmo e por fim o rio Doce. No rio Doce, parte desse material, nesse momento já misturado ao solo remobilizado, ficou depositado na Usina Hidrelétrica de Candonga, enquanto o remanescente fluíu na forma de cargas suspensas mais finas rumo ao Oceano Atlântico (NOTA TÉCNICA CT-GRSA nº 02/2023). 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, é chamado neste relatório de Material Ligado ao Desastre (MLD; CIF, 2023). Durante o seu deslocamento, o MLD alterou drasticamente a paisagem e a biodiversidade da bacia hidrográfica do rio Doce, devastando grandes porções de floresta do bioma Mata Atlântica e deixando grandes áreas de vertentes e planícies com o solo totalmente exposto (NOTA TÉCNICA CT-GRSA 10/2018).

O Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – porção capixaba do rio Doce e região marinha e costeira adjacente, executado pela Fundação Espírito-santense de Tecnologia e Universidade Federal do Espírito Santo (PMBA/Fest) tem exitosamente mostrado a variabilidade espaço-temporal da dispersão do MLD na área monitorada, bem como as alterações e os impactos causados em vários níveis e componentes da biodiversidade no baixo rio Doce e regiões marinha e costeira adjacentes. Os resultados encontrados pelas equipes dessa rede de pesquisadores destacam-se no âmbito das publicações científicas mundiais sobre o tema, principalmente entre os desastres com impactos em zonas costeiras e marinhas, tendo contribuído significativamente e de forma multidisciplinar para o conhecimento sobre os impactos resultantes de eventos similares (vide MS_Síntese Integrativa - Cienciometria), sendo fundamentais nos âmbitos políticos, sociais, econômicos e ambientais para as regiões impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão.

Como uma forma de melhorar ainda mais o entendimento das possíveis alterações nas interações ecossistêmicas promovidas pelo MLD na porção do baixo rio Doce e regiões marinhas e costeiras adjacentes, neste relatório anual são apresentados os avanços teóricos e analíticos, os quais contemplam a realização da modelagem de ecossistemas aquáticos utilizando como ferramenta principal o 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). Entretanto, a amplitude e complexidade do PMBA/Fest traz dificuldades para apresentação de resultados unificada entre os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e seus distintos compartimentos. Há uma variabilidade espaço-temporal de coleta dos dados entre os Temas

estudados, o que exige uma avaliação especializada para padronização dos dados, de modo a oferecer uma descrição multi-escala dos processos ocorrendo nos meta-ecossistemas.

Dessa forma, é apresentada uma síntese integrativa de dados que busca compreender os resultados a partir de uma análise integrada. Adicionalmente, as interações existentes entre os diversos componentes da biodiversidade e os ambientes foram aprimoradas, bem como seu significado causa-consequência para uma melhor compreensão por parte de gestores e tomadores de decisão. Os resultados do monitoramento multi-grupo e multi-ecossistêmico da biodiversidade aquática aqui apresentados permitem analisar a complexidade de interações ecológicas e são compatíveis com as abordagens ecossistêmica e multidimensional do nicho ecológico, constituindo-se em uma eficiente estratégia para entender padrões e processos nos ecossistemas.

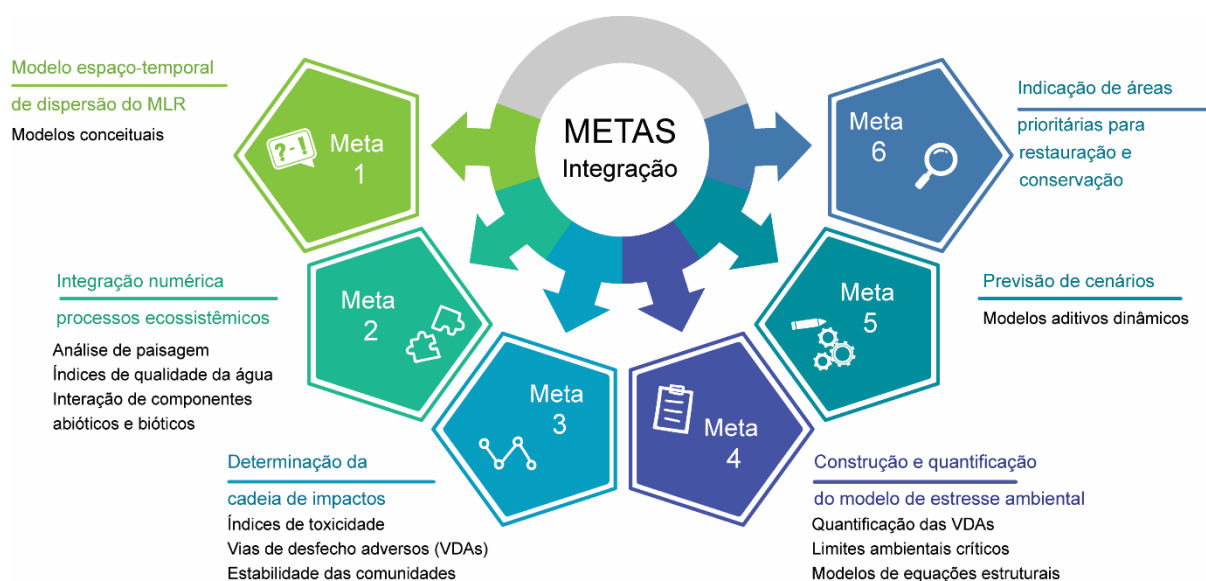
Tendo como objetivo desenvolver uma narrativa racional e relacional de causalidade, cientificamente referenciada, e estatisticamente robusta, buscou-se, ao longo deste relatório, associar processos entre Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, entre compartimentos de água e sedimento, entre dados abióticos e bióticos e por meio dos compartimentos biológicos que expressam a biodiversidade aquática. Evidentemente, se conhece muitos desses processos, mas cada ambiente, local, setor ou campanha possui particularidades que não são triviais. Especialmente, para uma melhor compreensão dos efeitos dos metais associados ao rompimento da barragem no ecossistema de modo a permitir inferências e predições, é preciso combinar perspectivas em diferentes níveis de organização e complexidade biológica: toxicidade individual, toxicidade de comunidade, e de maneira assertiva informar como uma substância química pode afetar a diversidade, abundância e função ecológica, e como a modelagem ecológica pode prever efeitos no ecossistema inteiro (SCHNEEWEISS et al., 2022).

Considerando as seis metas da Proposta Técnica para a Integração do PMBA/Fest (Figura 23), o objetivo da estrutura integrativa para o PMBA/Fest foi o de consolidação de estratégias de comunicação e integração entre os projetos já existentes e seus pesquisadores para compreensão dos dados e dos principais resultados, de forma a propor modelos conceituais teóricos que acessem o nexo causal, que testem as respostas integradas transversais aos sistemas ecológicos e que, permitam evoluir de forma participativa em uma síntese dos principais resultados e perspectivas futuras. Desta forma, apresentamos aqui:

- i) **Modelo espaço-temporal de dispersão MLD:** análises da integração do fluxo hidrológico e da dispersão da pluma, bem como sua qualidade, possibilitando a identificação de alterações nos padrões observados na dispersão do MLD dentro da bacia hidrográfica do rio Doce (porção capixaba) e na região marinha e costeira adjacente;
- ii) **Integração numérica e processos ecossistêmicos:** os resultados da dinâmica espacial e temporal da biodiversidade aquática, bem como as interações entre componentes abióticos e bióticos, buscando compreender quais os principais processos determinantes;

- iii) **Determinação da cadeia de impactos:** nos Ambientes Marinho, Costeiro e Dulcícola, bem como a possibilidade de identificação da sincronia entre comunidades biológicas e variabilidade de comunidades biológicas e determinação das vias de desfecho adversos;
- iv) **Construção e quantificação do modelo de estresse ambiental:** a partir das determinações dos limites ambientais críticos de cada variável, das quantificações das vias de desfecho adversos e dos modelos de equações estruturais;
- v) **Previsão de cenários:** análises de modelos dinâmicos para avaliar o comportamento das comunidades frente a diferentes cenários simulados quanto à dinâmica hidro-meteoceanográfica, identificando as características críticas do sistema aquático relacionado ao impacto;
- vi) **Indicação de áreas prioritárias para restauração e conservação:** apresentação de resultados para subsidiar as ações de conservação, reparação, restauração e manejo da biodiversidade aquática, no âmbito da região monitorada, através da integração de dados e modelagem ecossistêmica.

Figura 23: Metas propostas para a integração dos diferentes Temas monitorados pelo PMBA/Fest e as análises realizadas para possibilitar que elas fossem cumpridas.



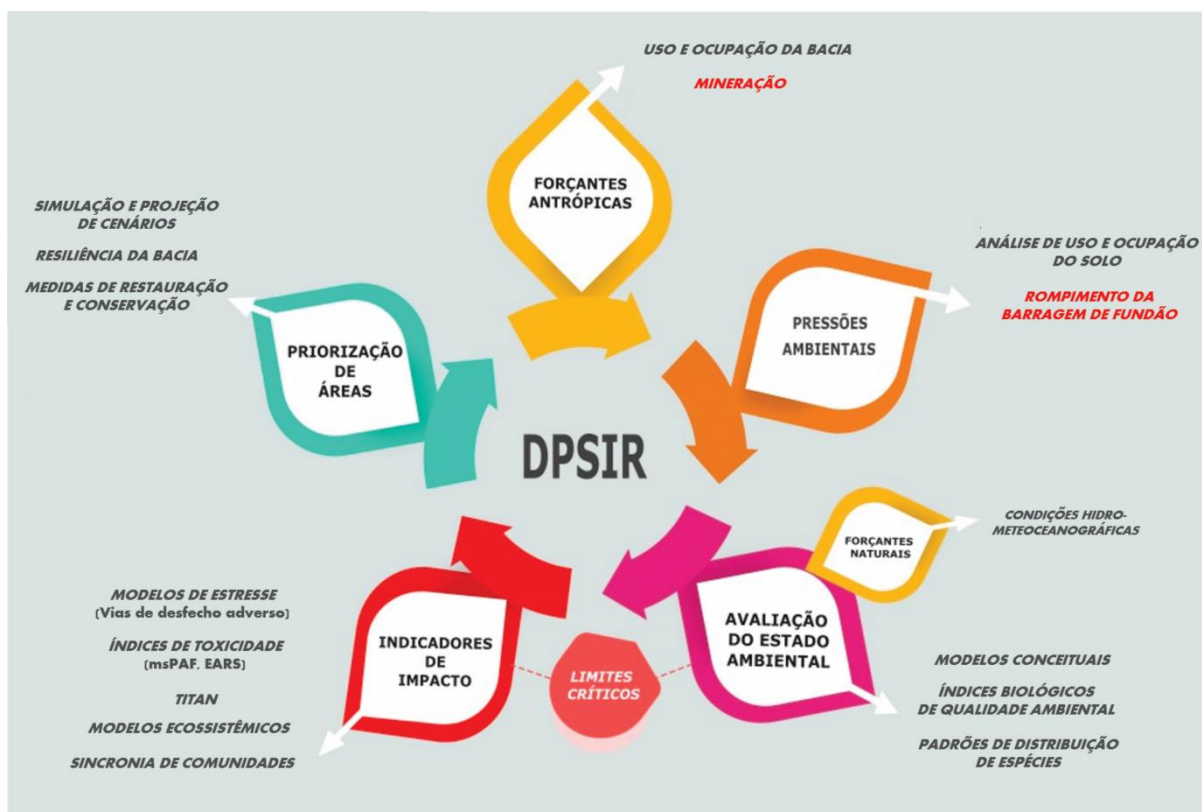
Para essa abordagem integrativa, partiu-se das contribuições existentes, a partir da análise de relatórios, artigos científicos e bancos de dados, para construção de modelos conceituais teóricos e numéricos que incorporam diferentes escalas de processos ecológicos tendo em vista a conectividade das inter-relações ecológicas entre água, sedimento e biota. Dessa forma, a estratégia inicial se deu a partir de uma análise exploratória dos dados provenientes do monitoramento ambiental realizado pelo PMBA/Fest em diversos Temas (conforme Plano de Trabalho, modelo e objetivos sugeridos pelo Ofício SEI 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio). Isto é, buscou-se compreender as relações e variabilidades de diversos parâmetros bióticos e abióticos com o propósito de refinar os modelos conceituais e determinar, de forma acurada, as abordagens metodológicas que permitam relacionar, de forma

integrada, os mecanismos de causa e efeito entre os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. Esta análise partiu tanto de uma visão de escala macro, compreendendo os sistemas como um todo, quanto micro, focando nos detalhes e nas interações específicas.

Assim, foi dada ênfase às discussões integradas dos diversos componentes dos ecossistemas aquáticos, com os Temas, seus parâmetros monitorados entre setembro de 2018 e setembro de 2023 e os resultados provenientes do monitoramento da região impactada pela presença do MLD. Destaca-se também que 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, não foi possível utilizar a totalidade dos parâmetros monitorados pelo PMBA/Fest. 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 MLD sobre a área.

Tendo como base dados provenientes do PMBA/Fest, este relatório está estruturado 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), o qual permite uma avaliação da evolução a longo prazo dos indicadores de estado e impacto da área monitorada, a qual está submetida a diversas forças e pressões naturais (processos hidro-metecceanográficos) e antrópicas (como o MLD, mudanças climáticas, e usos e ocupação da bacia hidrográfica). Assim, o modelo DPSIR, foi utilizado como norteador para a identificação i) das **forçantes** (Meta 1; seção 6.2) e **pressões** (Metas 1 e 2; seção 6.3) naturais e antrópicas sobre ii) o **estado** da biodiversidade e do ambiente (Meta 3; seção 6.4), que podem estar levando a iii) **impactos** (Meta 4; seção 6.5) que necessitem de iv) **respostas** (Metas 5 e 6; seção 6.6) 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 (Figura 24) e do monitoramento necessário para a avaliação de sua efetividade.

Figura 24: Modelo DPSIR considerando as abordagens a serem realizadas nessa proposta de monitoramento a longo prazo da região da bacia hidrográfica do rio Doce.



A estrutura do DPSIR foi desenvolvida 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 da região do rio Doce afetada pelos MLD, possibilitando gerar possíveis respostas robustas e adequadas a respeito da problemática identificada. Dessa forma, posteriormente, a avaliação da evolução dos indicadores provenientes do monitoramento de longo prazo poderá auxiliar em políticas públicas que auxiliem em respostas de manejo através da recuperação de áreas degradadas, da criação de áreas prioritárias de conservação, da identificação de processos de resiliência da bacia e da restauração de áreas degradadas. 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 forçantes e pressões, tais como na identificação do tipo de monitoramento a ser implementado.

6.2 FORÇANTES ANTRÓPICAS

Apesar das forçantes antrópicas não serem monitoradas pelo PMBA/Fest, sabe-se que as fontes contaminantes para a porção capixaba do rio Doce e região costeira e marinha adjacente vêm principalmente das atividades de mineração, agricultura, pecuária, urbanização, entre outros (VANIELI et al., 2022). Historicamente, a mineração pode ser considerada uma das principais atividades

antrópicas que contribuem para alterações na paisagem, com mobilização de grandes quantidades de rochas e solos, alta demanda de água e energia e efluentes associados à produção e disposição de rejeitos (geralmente em barragens). Uma vez que na região do Quadrilátero Ferrífero, a SAMARCO e outras multinacionais conduzem operações de mineração, é esperado encontrar anomalias de metais traço devido à litologia rica em metais e ao garimpo de ferro (Fe), alumínio (Al) e ouro (Au) que ocorre desde o século 17 (COSTA et al., 2006; HATJE et al., 2017).

Além dessas fontes contínuas de contaminantes na área explorada pela mineração, por serem construídas com materiais locais e facilmente disponíveis, as barragens que armazenam os rejeitos dessa atividade são inerentemente vulneráveis a vazamentos e rompimentos (KOSSOFF et al., 2014; SANTAMARINA et al., 2019). Devido à natureza muitas vezes tóxica dos rejeitos e a dimensão das barragens, o rompimento de uma dessas barragens implica em impactos socioambientais e econômicos de grandes proporções (ISLAM & MURAKAMI, 2021). Esse tipo de evento levaria a pressões no ambiente que, associados ao uso e ocupação da bacia, podem alterar o estado do ambiente já fragilizado pelas demais forçantes antrópicas, provocando impactos ambientais em diversos níveis ecológicos/biológicos. Nas próximas seções, os efeitos potenciais das pressões decorrentes de forçantes antrópicas no estado do ambiente (e.g., redução da qualidade da água) e os impactos associados a nível de indivíduo e comunidade foram estimados e integrados.

6.3 PRESSÕES

6.3.1 Rompimento da barragem de Fundão

O rompimento da barragem de Fundão resultou no lançamento de aproximadamente 44 Mm³ de rejeito de minério nos vales fluviais a jusante, dos quais cerca de 31,22 Mm³ de rejeito de minério se depositaram entre a barragem de Fundão e a usina hidrelétrica de Candonga, aproximadamente 5,76 Mm³ de rejeito de minério se depositaram ao longo do trecho entre Candonga e à foz do rio Doce, enquanto a parcela remanescente fluiu na forma de cargas suspensas mais finas para o Oceano Atlântico (RENOVA, 2016). Durante o seu deslocamento, o material da barragem de Fundão alterou drasticamente a paisagem da Bacia Hidrográfica do rio Doce, devastando grandes porções de floresta do bioma Mata Atlântica e deixando grandes áreas de vertentes e planícies com o solo totalmente exposto (NOTA TÉCNICA CT-GRSA 10/2018). Desta forma, o rompimento da barragem de Fundão além de aportar um grande volume de rejeito de minério de ferro nos vales fluviais, resultou na geração de um grande fluxo de lama e detritos caracterizado pela elevada concentração de sedimento em suspensão, e pela alta concentração de metais e outros contaminantes (CPRM, 2015; BASTOS et al., 2017; QUARESMA et al., 2020). Esses contaminantes estavam associados tanto ao rejeito oriundo da barragem de Fundão quanto ao solo que estava depositado ao longo das calhas e das planícies de inundação dos sistemas fluviais (GOMES et al., 2017; HATJE et al. 2017, BASTOS et al., 2017, QUARESMA et al., 2021, SÁ et al., 2021), e que foi remobilizado durante o deslocamento do fluxo de

lama e detritos. Conforme mencionado na introdução desta síntese, esse material formado pelo rejeito que vazou da barragem de Fundão, pelo solo remobilizado e pelos contaminantes associados é denominado de Material Ligado ao Desastre (MLD). Os estudos realizados após o rompimento da barragem de Fundão mostraram que a deposição e a dispersão do MLD podem ser avaliadas a partir das características sedimentológicas, geoquímicas e mineralógicas desse material (seção 4.2, RRDM, 2022 - RT-39D).

6.3.2 Uso e ocupação da bacia

O uso e cobertura da terra de uma bacia hidrográfica possui relação direta com as pressões antrópicas sobre a biodiversidade pelo potencial de afetar a qualidade da água e sedimentos dos rios e, consequentemente, as áreas costeiras e oceânicas. A presença de vegetação natural é apontada como um fator benéfico para a qualidade da água e dos sedimentos transportados pelos rios, atuando como uma barreira física que reduz a erosão e o transporte de sedimentos (VARGAS-LUNA et al., 2015). Sabe-se o papel importante da cobertura florestal da bacia do rio Doce, como um todo, para garantir o abastecimento de água, aumentar a resiliência da bacia e melhorar a qualidade da água (PIRES et al., 2017). Toda a bacia hidrográfica exerce uma função fundamental na proteção dos recursos hídricos especialmente, as áreas vegetadas próximas aos rios, exercem um papel importante na integridade dos ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, estudos demonstram que o aumento da cobertura vegetal ribeirinha tende a reduzir o aporte de poluentes carregados durante eventos de chuva, diminuindo assim as alterações na qualidade da água (KLAPPRATH & JOHNSTON, 2009). Segundo PIRES et al. (2017), durante a estação seca, a vegetação ribeirinha melhora a resiliência de bacias hidrográficas, apresentando um aumento na qualidade da água ao longo da última década, para estudo realizado na bacia do rio Doce. Dessa forma, a preservação dessas áreas pode contribuir para a redução da influência de nutrientes e materiais químicos nas águas superficiais. Além disso, analisar o estado da vegetação próxima aos rios pode ser um indicador dos efeitos de projetos de restauração em áreas ripárias em curso (MOREIRA et al., 2015; SANTOS et al., 2010; WENZEL et al., 2020). Nesse sentido, sabe-se que na bacia do rio Doce, é comum ocorrerem chuvas acima da média em certas épocas do ano, que ocasionalmente causam enchentes inundações de rios em cidades localizadas próximas às margens dos rios, como por exemplo, os eventos de enchentes precipitações anômalas ocorridos em 2013 (523 mm/mês no mês de dezembro), que ocasionou inundações em diversas localidades na bacia do rio Doce (CPRM, 2014). Vários trabalhos (e.g., COIMBRA et al., 2019; RUDORFF et al., 2017), também têm demonstrado uma alta conectividade entre a hidrologia da bacia do rio Doce e os fluxos de sedimentos na região costeira e oceânica adjacente. Dessa forma, avaliar os padrões e as tendências do uso e cobertura do solo, antes e depois do rompimento da barragem de Fundão, bem como relacionar espacialmente esses padrões com a dinâmica dos sedimentos na região costeira e marinha, é crucial para identificar variações nos mecanismos de pressões que integram o continente ao ambiente costeiro e marinho.

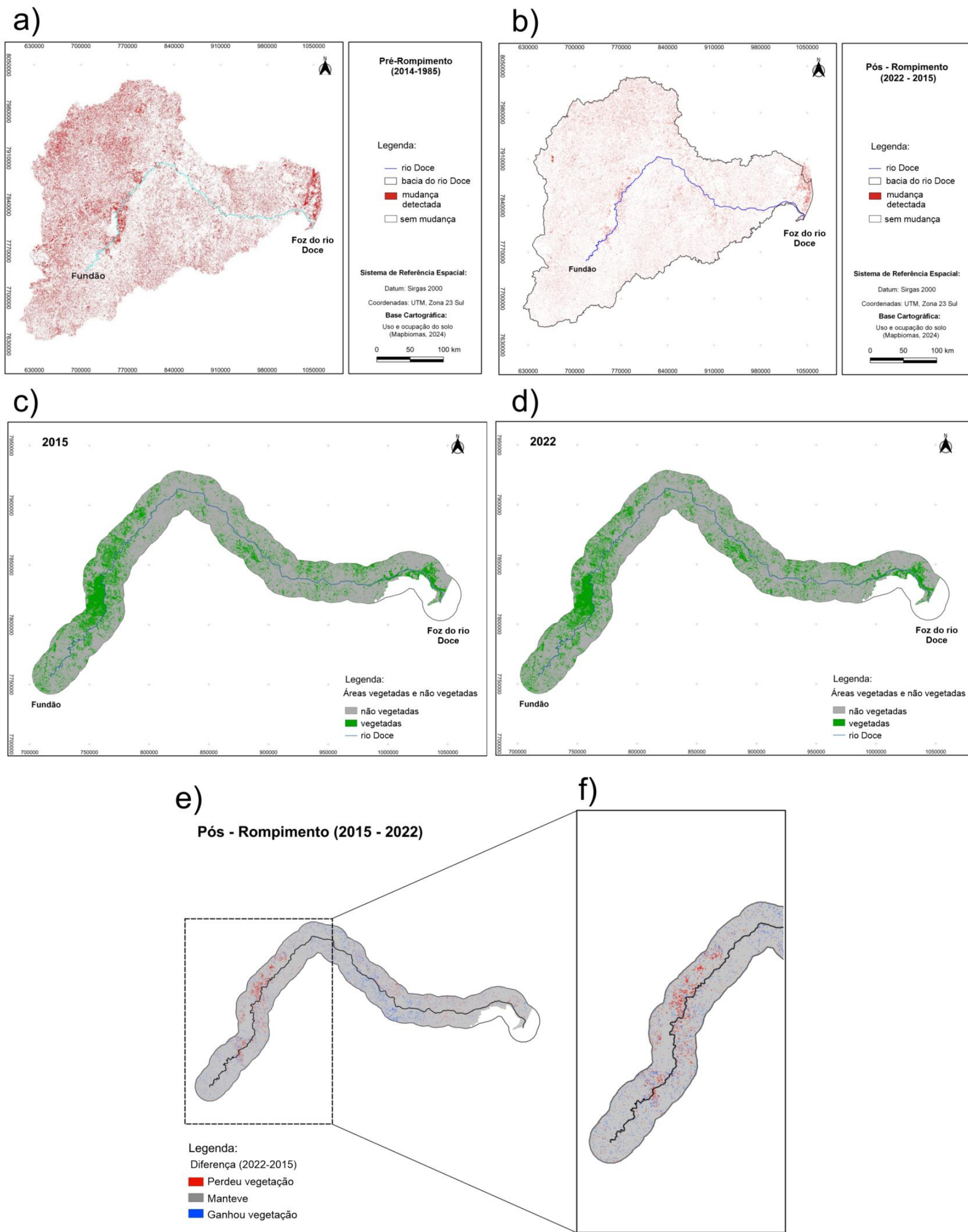
Neste contexto, uma análise de áreas de proteção permanente próximas ao rio Doce é de suma importância devido aos impactos positivos que essas áreas proporcionam ao ecossistema e à qualidade da água. Assim, o objetivo desta seção é analisar: (1) as mudanças na paisagem da bacia do rio Doce e nas áreas próximas ao rio; (2) avaliar as variações espaço-temporais das concentrações do material particulado em suspensão na região marinha adjacente à foz do rio Doce, e sua relação com a hidrologia continental. Esse conhecimento é de grande importância tanto para avaliar os efeitos do rompimento como dar suporte a futuras tomadas de decisão para iniciativas de recuperação, restauração e até de monitoramento.

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 da ruptura 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 (2022). 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 (2022), para verificar as áreas vegetadas e não vegetadas.

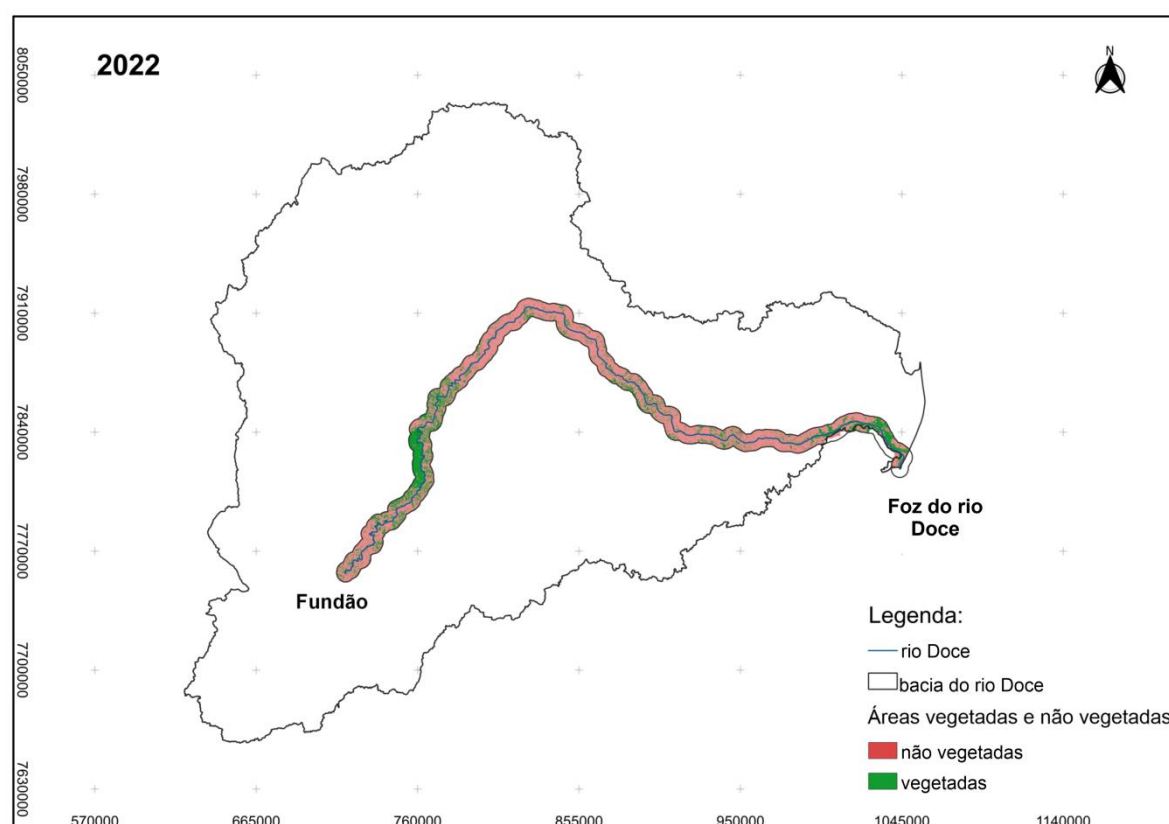
As Figura 25a e Figura 25b mostram o resultado da análise de áreas de mudança de uso e cobertura do solo, destacadas em cor vermelha. Fica evidente que a bacia hidrográfica já havia sofrido um processo de forte mudança no uso e cobertura do solo ao longo dos trinta anos precedentes ao rompimento, entre os anos de 1985 e 2014, principalmente na porção oeste (Figura 25a). Nos sete anos após o rompimento, entre 2015 e 2022, mudanças foram detectadas em toda a bacia, com destaque para a porção leste (Figura 25b). Nas áreas próximas aos rios, nota-se uma maior cobertura vegetal entre a região da barragem de Fundão e o município de Governador Valadares no ano de 2022 quando comparado ao ano de 2015 (Figura 25c e Figura 25d). Entretanto, detectou-se uma ampla variação do uso e cobertura do solo entre os períodos analisados, com redução de 32.924,38 hectares, principalmente nas mesmas regiões citadas acima (Figura 25e e Figura 25f) e um aumento de 44.641,57 hectares principalmente na porção sul do Rio Doce entre Governador Valadares e Aimorés. CAMPOS et al. (2023) identificaram, utilizando dados recentes de uso e cobertura da terra (2021), que essa variável é que mais influencia na vulnerabilidade ambiental da bacia do rio Doce, ou seja, apresenta maior suscetibilidade à degradação ambiental. Apesar da diferença entre o aumento e redução na vegetação identificadas não ser expressiva, mudanças nessa variável pois pode influenciar os processos de conectividade e variabilidade hídrica.

Figura 25 Detecção de mudanças no uso e cobertura do solo entre 1985 e 2014(a) e de 2015 a 2022(b) (pontos vermelhos). Coberturas de vegetação próximas ao Rio Doce (buffer de 15km) para 2015 (c) e 2022 (d), respectivamente. Pontos de aumento (azul) e redução (vermelho) da vegetação de 2015 a 2022 (e) com a recorte para a área de maior perda (f).



A análise da faixa de 5km, onde se localiza as APPs, mostra que 23,19% do trecho analisado correspondem a áreas vegetadas enquanto 76,81% correspondem a áreas não vegetadas (Figura 26). Esse cenário de degradação das Áreas de Proteção Permanente pode potencializando a vulnerabilidade dos ecossistemas a diversos impactos negativos, como perda de biodiversidade, degradação do solo, perda de resiliência da bacia, contaminação da água e fragilização dos recursos hídricos. Dessa forma, é imprescindível atentar para medidas de restauração e a proteção adequada dessas áreas para garantir a sustentabilidade e a resiliência dos ecossistemas, e como uma forma de controlar as pressões ambientais e antropogênicas em sinergia com a atividade de mineração.

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.



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 252 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 27 evidencia as diferenças nos padrões médios mensais de MPS (g/m^3) nos Ambientes Marinho e Costeiro, para os meses do ano, obtidas para o período antes (setembro de 2002 a outubro de 2015) e depois (dezembro de 2015 a setembro de 2022) do rompimento. Nesse sentido, essa figura evidencia, principalmente, um aumento na expressão espacial e nas concentrações médias depois do rompimento (Figura 27), com exceção para os meses de maio e junho, onde observa-se padrões de redução dos valores de MPS. Os meses que mostram valores mais acentuados de MPS pós-rompimento são os meses entre julho e setembro. Essa mudança das concentrações de material particulado e em suspensão se dão tanto ao longo do sentido sul-sudoeste quanto para norte-nordeste, provavelmente relacionado ao sinal de frentes frias de sul que invertem o fluxo das correntes (RRDM, 2019; RRDM 2022; LEMOS et al., 2022; COPPETEC, 2019), alterando também a altura significativa das ondas, um dos fatores capazes de remobilizar o MLD, como será discutido nas próximas seções.

Para avaliar temporalmente as concentrações dos materiais particulados em suspensão desde antes do rompimento até o presente momento, extraiu-se uma série temporal de um transecto localizado próximo à foz do rio Doce (linha vermelha no mapa da Figura 28) e aplicou-se a análise espectral de transformada de ondeletas de acordo com TORRENCE & COMPTON (1998). Nota-se no resultado da análise uma predominância de um ciclo anual bem marcado durante todo período de estudo, com uma intensificação desse sinal a partir do segundo semestre de 2015. Além disso, nota-se um sinal interanual bem marcado entre 4 e 8 anos. Esse conjunto de resultados sugere que o rompimento pode estar causando um efeito prolongado, resultando em possíveis consequências no ambiente relacionadas a um aumento da amplitude e variância do sinal dos sedimentos no oceano. Somado a isso, mecanismos climáticos de larga escala contribuem para flutuação dos sedimentos, o que ressalta a importância de relacionar a variabilidade climática aos possíveis vetores de contaminação.

Para estabelecer os padrões de covariabilidade do sinal anual de MPS próximo à foz do rio Doce aos padrões de precipitação médios mensais dentro da bacia hidrográfica, realizou-se uma análise de correlação temporal similar a GOUVEIA et al. (2019) e SOARES et al. (2014) entre os dados de MPS de um transecto próximo ao rio Doce e os dados de precipitação total do ERA5 entre 2002 e 2023. 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. O resultado sugere que a variabilidade anual do MPS possui forte coerência com o sinal anual da precipitação que ocorre na região Norte e Sudoeste da bacia (Figura 28d). Essas regiões identificadas ao sul coincidem com as áreas de maior excedente anual climatológico hídrico observado em LOUZADA et al. (2018), e corrobora com as regiões de maior produção de sedimentos observados no Material Suplementar do Tema Integração Fluvio-Estuarina. As correlações na região Norte podem ter relação com a maior suscetibilidade de erosão dessa região, como apontado no Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (PIRH; 2021). Todavia, as correlações significativas alcançaram valores não maiores que

0.5, indicando que outras fontes de variabilidade (e.g., outras bacias e o próprio oceano), e eventos anômalos de cheias e secas também podem exercer um papel importante na quantidade de MPS próximo à foz do rio Doce. Esse resultado é demonstrativo de uma abordagem possível para o estabelecimento da conectividade da paisagem terrestre e marinha, ressaltando ainda que outras variáveis também influentes podem ser incorporadas às análises como, inclinação, tipo de solo, entre outros. Como visto na seção anterior, a cobertura do solo em áreas ripárias tem sido historicamente deficiente e, portanto, medidas consideradas devem incluir as áreas mais conectadas como prioritárias.

Figura 27: Padrões de diferenças mensais de MPS, antes (setembro de 2002 a outubro de 2015) e depois (novembro de 2015 a outubro de 2023). A cor vermelha indica maior valor de MPS pós-rompimento, enquanto a cor azul indica menor valor.

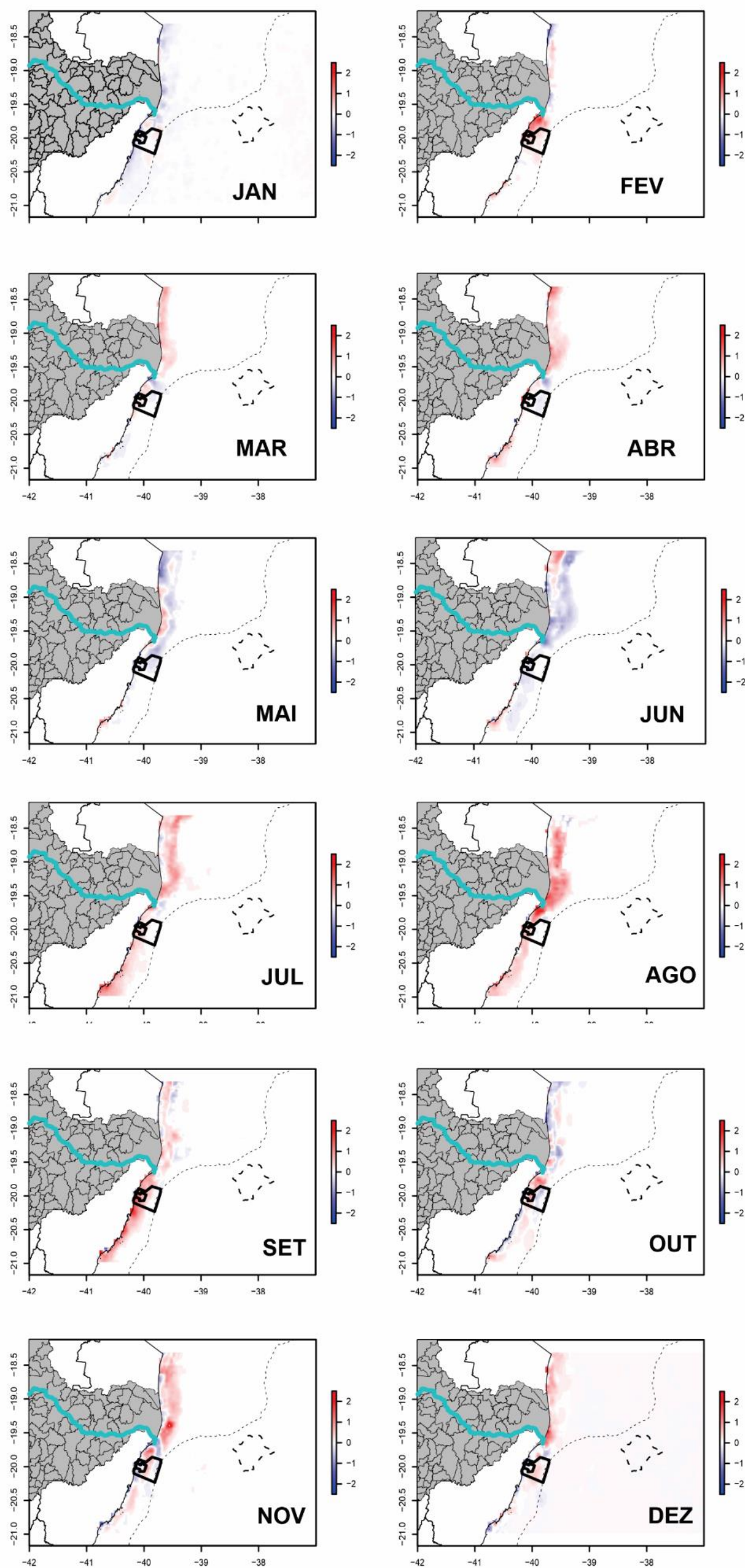
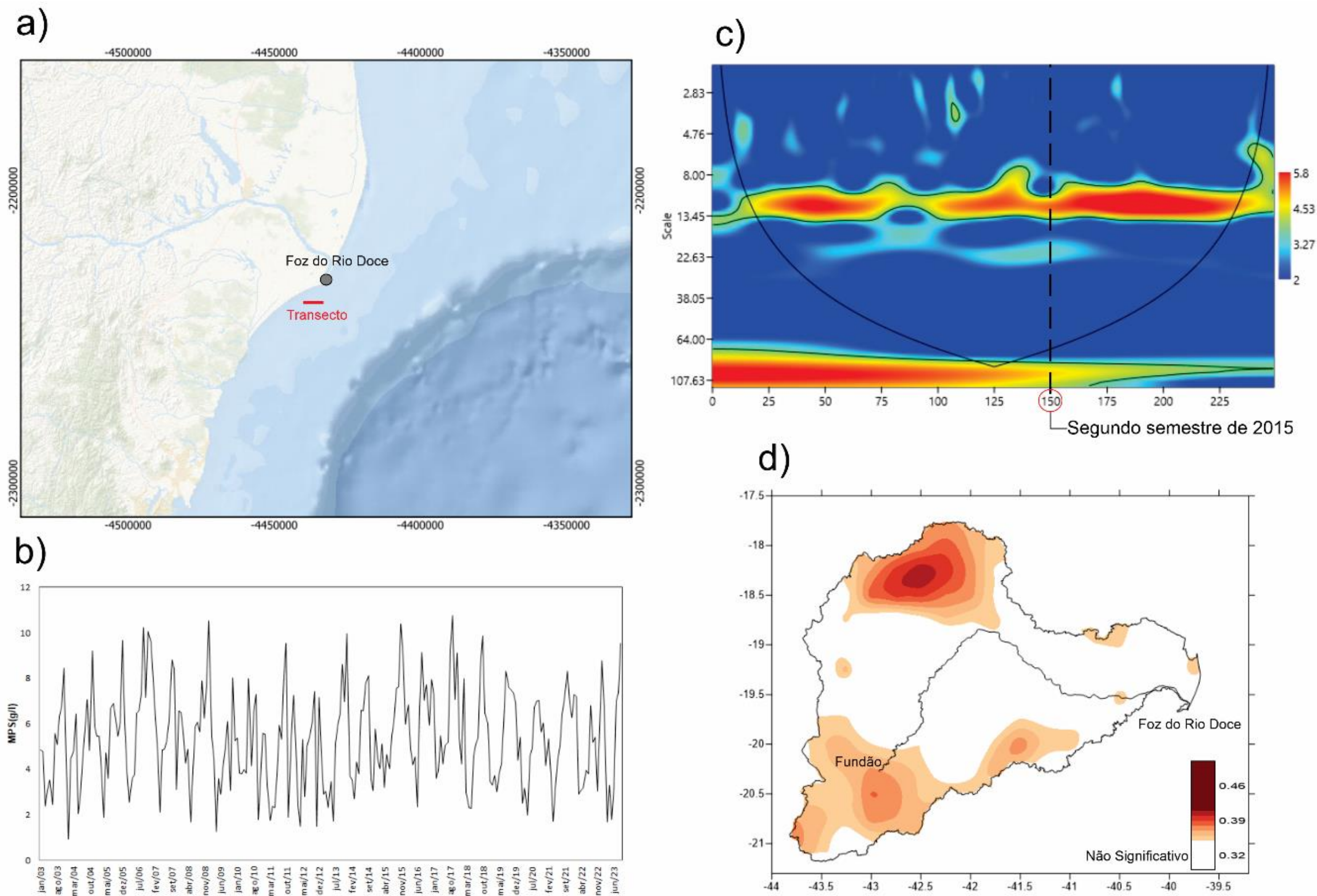


Figura 28 a) Localização do transecto próximo a foz do rio Doce (linha vermelha). b) série temporal da MPS do transecto de (a). c) análise de transformada de ondeletas, utilizando a onda mãe Morlet para o transecto entre 2002 e 2023. d) Análise de correlação temporal entre a série temporal de MPS e os dados de precipitação do ERA-5. A análise foi similar aos trabalhos de Gouveia et al. (2019) e Soares et al. (2014). A c) demonstra uma intensificação do sinal anual a partir do segundo semestre de 2015 e uma variabilidade interanual entre 4 a 8 anos, provavelmente associado a mecanismos climáticos (c). Além disso, mostra-se que a variabilidade anual de MPS próximo à foz do Rio Doce é modulado pelo padrão de precipitação na porção Norte e Sudoeste da bacia do Rio Doce.



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, 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. 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 – 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.

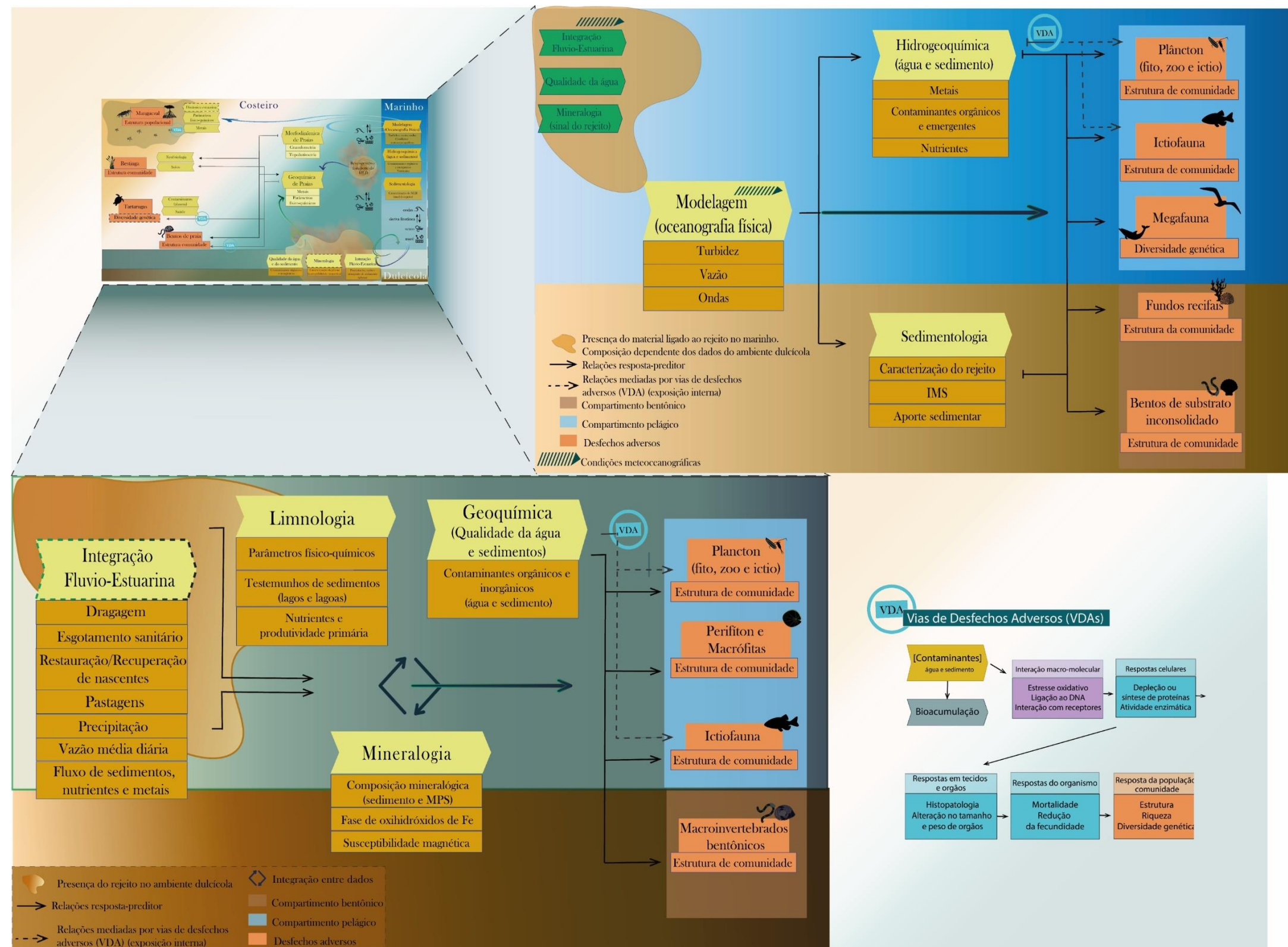
Na Figura 29, o modelo conceitual do Ambiente Dulcícola aponta para a presença do MLD. Pressões como a variabilidade espaço-temporal da chuva, mediadas pelo uso e ocupação da Bacia Hidrográfica, atividades de recuperação e restauração, incluindo a dragagem nas áreas que ainda apresentam a deposição de rejeito (exemplo: a Usina Hidrelétrica de Risoleta Neves), influenciam a descarga hídrica, o fluxo de sedimentos (RRDM, 2022 - RT-39B) e, conseqüentemente, 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 a MLD no ambiente.

Ainda na Figura 29, 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, conseqüentemente, 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 forçantes hidro-meteeceanográficas contribuem para o entendimento e previsão da dispersão dos contaminantes sobre a coluna d'água e sedimento. Os dados hidrogeoquímicos 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. Assim como no Ambiente Dulcícola, 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. As comunidades biológicas monitoradas pelo Ambiente Marinho e que potencialmente respondem à disponibilidade de contaminantes foram: Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Ictiofauna, Megafauna, Fundos Recifais (que compreende macroalgas e bentos de fundo consolidado) e Bentos de Fundo Inconsolidado.

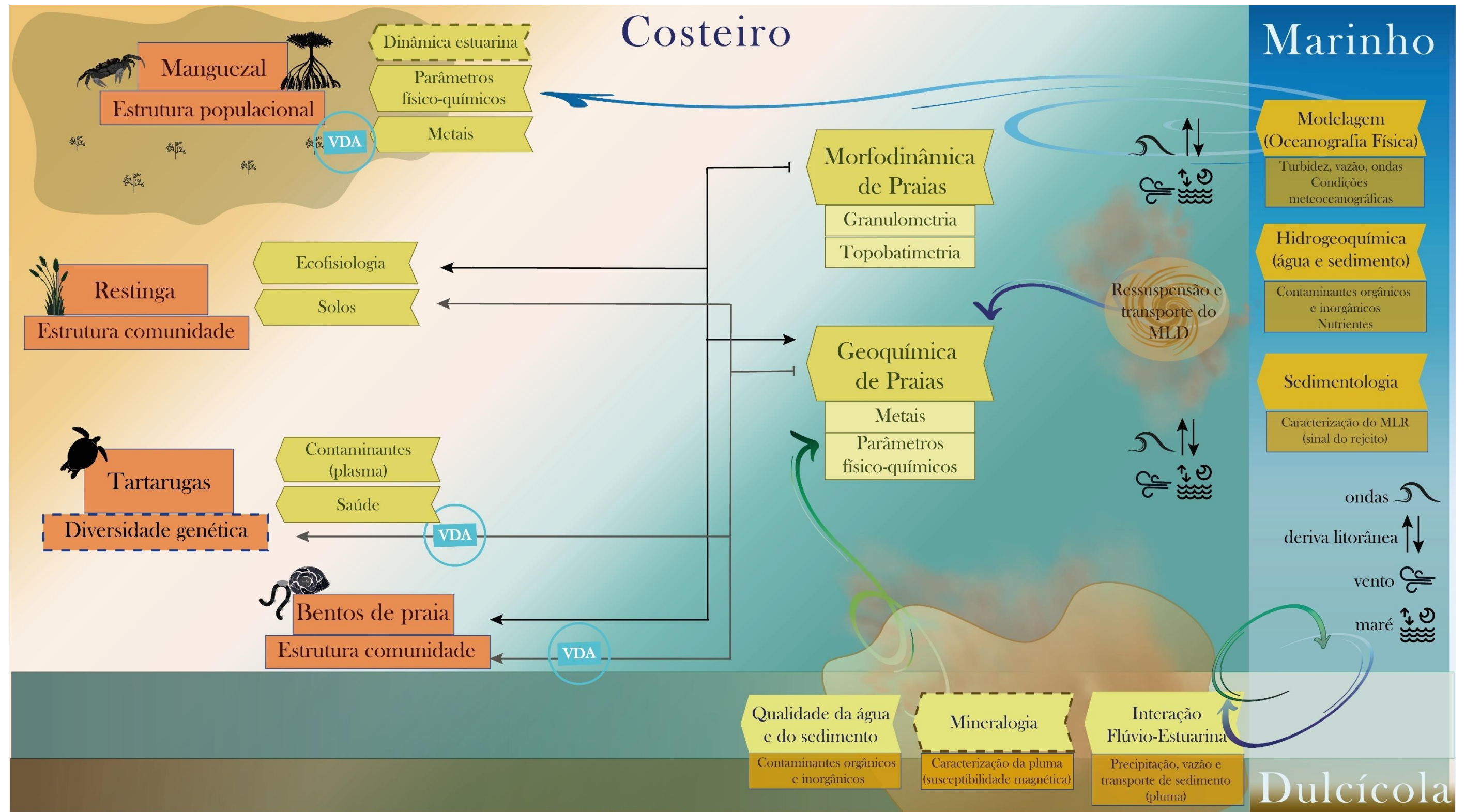
Figura 29: Modelo conceitual integrado dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. A figura aponta como variáveis analisadas pelos Temas processos dos Ambientes Dulcícola e Marinho estão relacionados ao Ambiente Costeiro. Nos modelos conceituais do Ambiente Dulcícola e Marinho as principais relações resposta-preditor com base nos dados disponíveis e apresentados pelos Temas. Caixas-seta amarelas indicam os nomes dos Temas e abaixo, nas caixas laranjas, 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 Fitoplâncton, Zooplâncton, Ictioplâncton, Perifiton, 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. À direita, entre os modelos conceituais, um detalhamento das VDAs, demonstrando como a exposição a contaminantes interfere com os diferentes níveis de organização biológica, levando em última análise a um desfecho adverso de interesse regulatório.



Na Figura 30, o 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 setores Foz, Norte e Costa das Algas (RRDM, 2023). Os mesmos dados também auxiliam o entendimento do aporte fluvial e o rastreamento do MLD pelos Temas Sedimentação Marinha, Hidrogeoquímica da Água e do Sedimento, e da Modelagem, do Ambiente Marinho (RRDM, 2022 - RT-39D). 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 do 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 do 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; RRDM, 2023; VINZON et al., 2023).

Os dados que caracterizam as forçantes hidro-meteoceanográficas contribuem para o entendimento e previsão da dispersão dos contaminantes sobre a coluna d'água e sedimento. Os dados hidrogeoquímicos 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 MLD (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. Assim como no Ambiente Dulcícola, 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 indivíduo – e está detalhado na seção 6.5.

Figura 30: 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. Setas pontilhadas indicam relações entre variáveis. 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.



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

Um primeiro modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do MLD no sedimento de fundo foi apresentado para o Ambiente Marinho no Relatório Anual de 2019 (RRDM, 2019). A elaboração desse modelo foi feita através da aplicação de critérios geoquímicos e mineralógicos. O modelo conceitual espaço-temporal de dispersão do MLD dentro da Bacia do rio Doce (porção capixaba) e na região marinha e costeira adjacente apresentado neste relatório é resultado do aprofundamento do conhecimento sobre o MLD, bem como sobre seu comportamento nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro ao longo dos 5 anos do PMBA/Fest (outubro de 2018 a setembro de 2023).

Seguindo os pontos demonstrados na seção 6.3.1, o modelo aqui apresentado avalia a dispersão espaço-temporal do MLD, composto pelo rejeito da barragem, pelo solo remobilizado e pelos contaminantes presentes nesse solo. Os estudos realizados após o rompimento da barragem de Fundão mostraram que a deposição e a dispersão do MLD podem ser avaliadas a partir das características sedimentológicas, geoquímicas e mineralógicas desse material.

Do ponto de vista sedimentológico, o MLD é caracterizado por areia fina à média, silte e argila (SILVA et al. 2016; FIGUEIREDO et al., 2020; QUARESMA et al., 2020, 2021). Logo após o rompimento da barragem foi encontrado um aumento da proporção de sedimentos com granulometria mais fina entre as estações de Cachoeira dos Óculos (Município de Córrego Novo) e Baixo Guandu, indicando que houve uma sedimentação da fração mais grossa ao longo da calha do rio Doce (CPRM, 2015). Nas proximidades da usina hidrelétrica de Candonga (MG), FIGUEIREDO et al. (2020) caracterizaram o MLD com um diâmetro médio de 55 μm , de forma que 90% das partículas analisadas tinham diâmetro inferior a 123 μm . Além disso, os autores identificaram dois grupos principais de partículas: um com diâmetro em torno de 100 μm e outro com diâmetro próximo a 15 μm . GOMES et al. (2017), detectaram uma redução do tamanho, com predominância geral de frações de lama no dia da chegada do MLD na porção interna da Foz do rio Doce. A alteração na granulometria do sedimento de fundo nessa região também foi identificada por SÁ et al. (2021), que encontraram que o tamanho do grão do sedimento mudou de areia muito grossa para areia fina quando o material oriundo do rompimento atingiu o estuário do rio Doce. Já na região marinha adjacente à Foz do rio Doce, QUARESMA et al. (2020) observaram um aumento no teor de argila em 60%, o que resultou na redução do tamanho mediano do grão de 7 μm para 2 μm . Além disso, os autores concluíram que o rompimento da barragem de Fundão durante um período extremamente seco (2015 – 2017; JESUS et al., 2020) levou à formação de uma suspensão de elevada concentração, alterando, pelo menos em um curto prazo, os processos sedimentares ao longo da plataforma interna.

Do ponto de vista geoquímico, os estudos têm encontrado uma elevada concentração de metais no MLD (BASTOS et al., 2017; GOMES et al., 2017; HATJE et al., 2017; LONGHINI et al., 2020; RICHARD et al., 2020; QUARESMA et al., 2021; SÁ et al., 2021). Para os rios Gualaxo do Norte, do Carmo, e Doce, avaliando amostras coletadas entre novembro de 2015 e setembro de 2017, RICHARD et al.

(2020), encontraram que as alterações nas concentrações das formas totais e dissolvidas de Fe, Al, Mn foram mais pronunciadas imediatamente após a chegada do MLD, embora tendências de aumento nas concentrações tenham sido observadas durante a estação chuvosa dos anos seguintes, sendo essa tendência mais pronunciada nas áreas próximas à barragem de Fundão. Na porção interna da Foz do rio Doce, SÁ et al. (2021) encontraram que o aumento nas concentrações de Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, V e Zn foi marcante tanto na fase aguda (dias subsequentes à chegada do MLD), quanto na fase crônica (3 meses até 1 ano após o rompimento). Segundo os autores, as mudanças nas concentrações de metais na fase aguda ocorreram principalmente nas frações dissolvida, particulada e total na água, enquanto que na fase crônica o aumento da concentração de metais no sedimento mostrou a ocorrência de novos aportes e de seu acúmulo ao longo do tempo. BASTOS et al. (2017) destacaram que a chegada do MLD na região marinha da Foz do rio Doce resultou no aumento das concentrações dos elementos Al, Fe, Mn, Ba, Cu, Ni, Zn, Pb, Cr e V. Também para a região marinha adjacente à Foz do rio Doce, QUARESMA et al. (2021), encontraram logo após a chegada do MLD, um aumento nas concentrações de Zn, Pb, Ni, Cr, Cu e Fe no sedimento. Além disso, os autores também destacam o aumento na concentração desses metais na região da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz.

A partir das características mineralógicas, o rejeito depositado da barragem de Fundão tem sido caracterizado por um conjunto de fases minerais contendo ferro (FIGUEIREDO et al., 2020; ORLANDO et al., 2020): hematita, goethita, grenalita-T, maghemita e magnetita. ORLANDO et al. (2020) nomearam esse conjunto por Iron Mineralogical Set – IMS, e identificaram que o mesmo é um marcador da presença do rejeito da barragem de Fundão. Além disso, ORLANDO et al. (2020) compararam a medida da susceptibilidade magnética ac (χ_{ac}) de amostras coletadas na região marinha adjacente à foz do rio Doce antes do rompimento da barragem, amostras coletadas nas proximidades da barragem de Fundão, e de amostras coletadas na região marinha adjacente à Foz do rio Doce após do rompimento da barragem, e mostraram que além do aumento das fases mineralógicas que caracterizam o rejeito da barragem de Fundão, a medida da susceptibilidade magnética pode ser utilizada como um marcador para indicar a presença do sinal do rejeito. A indicação da presença do sinal do rejeito da barragem de Fundão em sedimentos tem sido estabelecida no Ambiente Marinho ao longo dos 5 anos do PMBA/Fest, quando ocorre um aumento de 20% (1,2 vezes) da medida da susceptibilidade magnética em relação ao valor de referência, como explicado em ORLANDO et al. (2020).

Desta forma, a presença do MLD na área monitorada no PMBA/Fest pode ser identificada a partir: (a) do aumento do teor da fração lamosa no sedimento dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, visto que à jusante de Candonga a maior parte do material remanescente fluiu na forma de cargas suspensas mais finas; (b) do aumento da concentração de metais na água e no sedimento, com destaque para As, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn, Al, Co, Cu, Fe, e V na água, e para Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V e Zn no sedimento; (c) e do aumento das fases mineralógicas que compõem o IMS no sedimento, que pode ser detectado a partir da análise da composição mineralógica e a partir da medida de susceptibilidade magnética.

Para este relatório, o modelo conceitual de dispersão do MLD foi construído a partir da identificação do aumento das fases mineralógicas que compõem o IMS no sedimento de fundo: a partir da análise da composição mineralógica no Ambiente Dulcícola; e a partir do aumento da medida de susceptibilidade magnética no Ambiente Marinho (razão IMS maior que 1,2 indicando a presença do Sinal do Rejeito da barragem de Fundão). Nos Ambientes Dulcícola e Marinho, o teor da fração lamosa no sedimento e a concentração de metais na água e no sedimento serão utilizados em conjunto com a composição mineralógica para entender a dispersão do MLD, bem como a sua influência na alteração da qualidade da água e do sedimento, e no impacto da biodiversidade. Para o Ambiente Costeiro, o modelo de dispersão do MLD avaliou somente o teor da fração lamosa e a concentração de metais na água e no sedimento (quando coletados nos ecossistemas monitorados), visto que nesse ambiente não é avaliada a mineralogia da fração lamosa. Além disso, a distribuição dos teores de lama e de metais no Ambiente Costeiro foi investigada conjuntamente com o padrão de dispersão do MLD no Ambiente Marinho, bem como relacionadas com as variáveis que descrevem os processos físicos que transportam e dispersão esse material para os ecossistemas costeiros monitorados.

É importante destacar que, como será mostrado a seguir, os resultados obtidos por estudos prévios ao PMBA/Fest, bem como ao longo do PMBA/Fest mostram que as áreas preferenciais de deposição do MLD também são as áreas cuja qualidade de água e sedimento é a mais alterada e onde também se observa o maior impacto na biodiversidade.

A análise integrada da mineralogia nos Ambientes Dulcícola e Marinho 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 do Tema Mineralogia – Ambiente Dulcícola). Nessa região, SÁ et al. (2021) observou o acúmulo do MLD. Ao longo da calha do rio Doce, a descarga hídrica do rio não permite a formação de depósitos de lama (principal fração que fluiu à jusante de Candonga – MG, após o rompimento da barragem de Fundão), e desta forma, o sedimento fluvial é caracterizado principalmente por areia e cascalho, o que explica a baixa contribuição (menos de 10%) dos minerais característicos do material oriundo da barragem de Fundão. Já nas lagoas e na porção interna da Foz do rio Doce, a menor energia hidrodinâmica permite o acúmulo não só do sedimento lamoso natural da bacia, mas também do material oriundo da barragem de Fundão. Entretanto, os resultados do Tema Mineralogia – Ambiente Dulcícola (Material Suplementar do Tema Mineralogia – Ambiente Dulcícola) mostram uma baixa porcentagem de oxihidróxidos de Fe nesses ambientes, com exceção da lagoa Areal, na qual os altos teores de goethita foram associados a processos autogênicos.

No Ambiente Marinho, a análise da razão IMS mostra que o MLD tem sido encontrado nas regiões já identificadas como trajetórias preferenciais de dispersão do material aportado pelo rio Doce em estudos anteriores (Material Suplementar do Tema Sedimentação Marinha). Os resultados encontrados pelo Tema Sedimentação Marinha mostram que assim como o sedimento lamoso aportado pelo rio Doce, a presença do MLD tem sido encontrada principalmente na porção rasa (até 30 m) dos setores da Foz do rio Doce, e na porção rasa dos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (até 36 m) e Norte

(até 20 m). Além disso, é possível observar que na porção rasa dos subsetores da Foz do rio Doce há um aumento da porcentagem de ocorrência da presença do MLD em direção à norte, enquanto no setor Foz Sul, a presença é observada em média 43,66% das campanhas, no setor Foz Central a presença é observada em média 63,23% das campanhas e no setor Foz Norte a presença é observada em média 83,70%. Em relação à porção rasa do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, a presença do MLD foi observada em todas as estações, em ao menos 2 campanhas. A porcentagem de ocorrência em média foi de 25,63%, com destaque para a estação CA 13 que apresentou presença do MLD em 47,06% das campanhas (2018 - 2023). Na porção profunda do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, somente três estações apresentaram a presença do MLD, CA 04, CA 06 e CA15 (Material Suplementar do Tema Sedimentação Marinha). Já na porção rasa (até 20m) do setor Norte, tem sido encontrada uma tendência de redução da porcentagem de ocorrência da presença do MLD em direção à norte. Enquanto na porção rasa da região de Degredo a presença foi observada em 100% das campanhas, em Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra e Itaúnas, a presença foi observada em 46,15%, 11,76%, 15,38% e 5,88% das campanhas, respectivamente. No setor Abrolhos, somente a estação que fica em Mucuri (profundidade da estação: 24 m) apresentou a presença do MLD, e somente na Campanha de Janeiro de 2022. Embora ainda seja identificada a presença do MLD nos setores acima, a análise temporal mostra uma diminuição do sinal deste material 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 apresentaram presença do MLD nas Campanhas dos Anos 5 e 6.

Como mencionado anteriormente, o padrão de deposição e dispersão do MLD no Ambiente Marinho corresponde às trajetórias preferenciais de deposição do material aportado pelo rio Doce em estudos anteriores (BASTOS et al., 2015; QUARESMA et al., 2015; BOURGUIGNON et al., 2018; VIEIRA et al., 2019; QUARESMA et al., 2021). Segundo QUARESMA et al. (2015), ao sul da Foz do rio Doce, o sedimento de fundo até 30 m é dominado pela fração lamosa depositada pelo aporte do rio Doce, enquanto nas porções central e norte o sedimento é caracterizado por areia e lama, sendo estas reconhecidas como uma zona de “*by-pass*” de sedimentos ressuspensos durante eventos de alta energia. OLIVEIRA (2018) mostrou que embora as condições meteoceanográficas tipicamente observadas durante eventos de cheia na Bacia do rio Doce favorecem a deposição de sedimento em águas rasas, radialmente ao sul da foz, eventos energéticos oriundos da passagem de Sistemas Transientes controlam a dispersão de sedimento na região da Foz do rio Doce. Estes eventos redistribuem o sedimento aportado pelo rio Doce para norte ao longo das porções interna e média da plataforma continental. A trajetória de transporte de sedimento preferencial para norte, bem como o aumento da concentração de metais no sedimento nesta direção também foi encontrada por QUARESMA et al. (2021), logo após o rompimento da barragem de Fundão. A tendência de aumento na concentração de metais no sedimento para norte, ao longo do ano que se seguiu após o rompimento da barragem de Fundão, também foi encontrada por BASTOS et al. (2017).

Ao longo do PMBA/Fest, a análise integrada das condições hidro-meteoceanográficas, dos padrões de distribuição do material particulado em suspensão e do sedimento de fundo, e da distribuição da concentração de metais no sedimento mostra que o transporte do material aportado pelo rio Doce em

direção aos setores Foz Central, Foz Sul e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz ocorre principalmente durante ventos de norte e nordeste, os quais favorecem correntes para sul, sudeste e sudoeste; e que o transporte do material aportado pelo rio Doce para os setores Foz Norte e Norte ocorre, principalmente, durante ventos do quadrante sul (RRDM, 2021). Além disso, os resultados da deriva litorânea nos setores da Foz do rio Doce e Norte mostram que a direção resultante da deriva litorânea nesses setores é para norte (RRDM, 2021). Ou seja, além dos eventos mais energéticos derivados da passagem de Sistemas Transientes na região resultarem no transporte preferencial para norte ao longo da plataforma continental, a deriva litorânea também resulta no transporte preferencial para norte junto à costa.

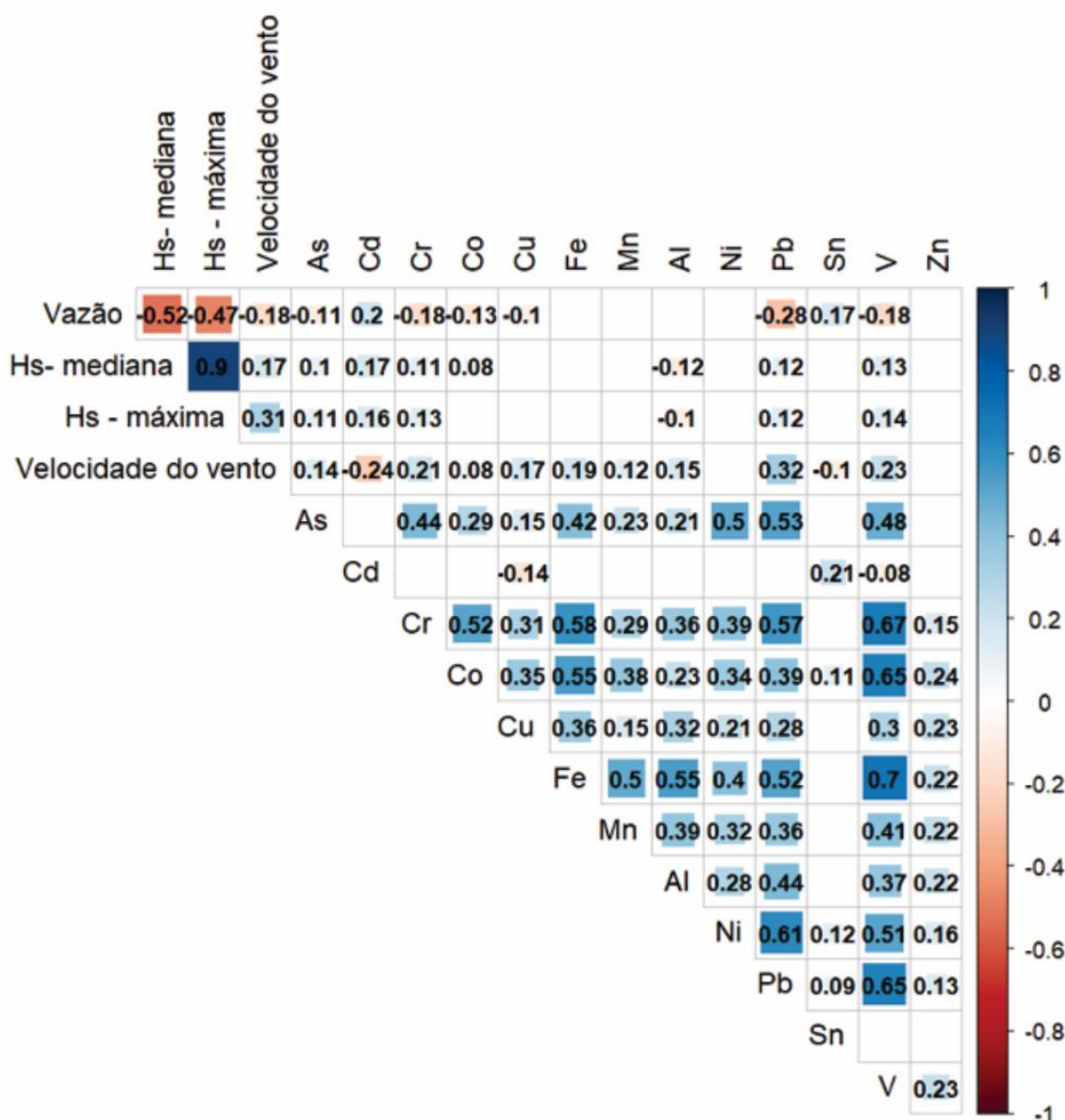
Os processos físicos que influenciam a distribuição do MLD no Ambiente Marinho também atuam na chegada desse material no Ambiente Costeiro. Além desses, a chegada desse material nos ecossistemas costeiros monitorados no âmbito do PMBA/Fest também é influenciada por outros processos físicos que atuam em pequena escala. No ecossistema praia, a chegada pode ocorrer principalmente a partir da atuação da circulação induzida pela ação da onda (por exemplo: correntes de retorno, deriva litorânea e *undertow*), que ressuspende o material depositado na antepraia e na plataforma continental adjacente, transportando e dispersando para a praia submersa e emersa (DALLY, 2005; SHORT, 2012; CASTELLE et al., 2016). Já no ecossistema restinga, a chegada do MLD pode ocorrer a partir do espreamento das ondas sobre a restinga e a partir do aerossol marinho. O aerossol marinho é formado a partir da quebra das ondas junto à costa e a partir da tensão do vento exercida sobre a superfície do oceano, de forma que a produção de aerossol marinho tem relação direta com a velocidade do vento (DE LEEUW et al., 2011; GHRYTHE et al., 2014; VARLAS et al., 2021). No ecossistema manguezal, para os pontos monitorados, a chegada do material pode ocorrer tanto a partir do aerossol marinho, como a partir dos processos estuarinos que transportam para as áreas de manguezal os contaminantes, os nutrientes e o sedimento em suspensão, a partir do Ambiente Marinho (DE MIRANDA et al., 2002; DU et al., 2009). Destaca-se que o manguezal tem a capacidade de reter contaminantes e de material particulado em suspensão nos sedimentos estuarinos, devido aos processos estuarinos e através de processos físico-químicos (DU et al., 2009). Dessa forma, embora a abordagem utilizada no atual modelo de dispersão não evidencie totalmente a presença do MLD no Ambiente Costeiro, ela permite apontar fortemente, moderadamente ou fracamente a presença desse material na região costeira monitorada.

No ecossistema praia, as porções submersas das praias (5 e 10 metros de profundidade) localizadas nas adjacências da desembocadura e flanco norte da planície do rio Doce têm apresentado tendência significativa de aumento das concentrações de lama ao longo do período monitorado. Para os outros pontos monitorados, os teores de lama foram baixos ou ausentes. Para a porção mais ao sul da área monitorada a lama presente é de origem carbonática. Em relação às características geoquímicas que caracterizam o MLD, ao longo de todo o período de monitoramento, foram registrados para a porção emersa valores acima dos dados pré-rompimento para o As nos pontos ao norte da foz do rio Doce, e para Fe em todos os pontos monitorados. Ademais, as praias monitoradas entre Barra do Riacho e Itaúnas apresentam consistentemente as maiores concentrações de todos os elementos químicos nas

isóbatas de 10 m durante todo o período de monitoramento, com destaque para Al, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Pb e Z. Como já descrito nesse modelo, essas praias estão localizadas na região costeira adjacente às áreas do Ambiente Marinho que apresentam as maiores concentrações de metais, bem como a maior frequência de ocorrência da presença do MLD. Portanto, apesar da ausência do monitoramento das características mineralógicas da fração argila no sedimento, os resultados para o Tema Praia indicam fortemente a presença do MLD na porção submersa das praias localizadas nas adjacências sul e norte da desembocadura do rio Doce, bem como ao longo do setor Norte.

No ecossistema restinga, além da ausência do monitoramento da fração mineralogia da argila, a análise da granulometria do solo mostrou predominantemente baixos teores de lama no sedimento ao longo do monitoramento. Já em relação aos metais que caracterizam o MLD, os resultados mostram que, 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. Para avaliar a influência dos processos hidro-meteoceanográficos na deposição de metais no solo da restinga, foi realizada uma análise de correlação de *Spearman* (Figura 31) entre as concentrações de metais no solo e as variáveis que caracterizam o aporte fluvial (vazão do rio Doce – média diária), as ondas superficiais de gravidade (altura significativa de ondas – mediana e máxima diária) e vento à 10 m (velocidade do vento). Os resultados indicam uma influência tanto da velocidade do vento quanto da altura significativa de ondas sobre as concentrações de metais no solo da restinga, com destaque para uma maior influência da velocidade do vento. Foi encontrada uma correlação significativa positiva entre a altura significativa de ondas e as concentrações de As, Cd, Cr, Pb e V, bem como uma relação direta significativa entre a velocidade do vento e a maior parte dos metais. A exceção foram Cd, Se e Zn. Uma análise da direção do vento mostra que, no geral, as maiores concentrações de metais no solo estão associadas às direções norte-nordeste, leste-sudeste, norte e a partir de sul, sugerindo uma influência tanto do aerossol marinho, como também a partir da região costeira. Desta forma, os resultados analisados no solo da restinga indicam moderadamente a presença do MLD, com destaque para as forçantes que geram o aerossol marinho.

Figura 31: Análise da Correlação de *Spearman* entre as concentrações de metais no solo da restinga e as variáveis que caracterizam o aporte fluvial (vazão do rio Doce – média diária), as ondas superficiais de gravidade (altura significativa de ondas – mediana (Hs - mediana) e máxima diária (Hs - máxima)) e vento à 10 m (velocidade do vento). Coeficientes de correlação não significativos estão ausentes



No ecossistema manguezal, somente as concentrações de metais no sedimento (dados coletados no âmbito do PMBA/Fest (nov/2028 a julho/2023) e do Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento - PMQQS (fev/2018 a dez/2020)) foram consideradas. Enquanto no PMBA foram analisadas as concentrações de metais no sedimento dos estuários dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, Rio Doce, Barra Nova e São Mateus, no PMQQS foram analisadas as concentrações de metais no sedimento dos estuários do Sistema Estuarino Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, do rio Barra Nova e do Rio Cricaré. Para o ecossistema manguezal, foi investigado se as maiores concentrações de metais (concentrações superiores ao percentil 75) estão associadas a eventos de chuva nas Bacias Hidrográficas dos rios que deságuam nos estuários monitorados em ambos os programas ou à

dispersão do MLD em decorrência da atuação dos processos meteoceanográficos. Os eventos de chuva nas Bacias Hidrográficas foram analisados a partir dos Mapas de Precipitação Acumulada fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia, do Informativo Climático Mensal do Espírito Santo fornecido pelo Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper), dos produtos fornecidos pelo Grupo de Estudos Climáticos da Universidade de São Paulo e a partir das cartas sinóticas fornecidas pelo Centro de Hidrografia da Marinha do Brasil. Já para a análise dos processos meteoceanográficos foram consideradas as condições de maré (sizígia ou quadratura; enchente ou vazante), dos dados de vento para a região próxima à foz do rio Doce (SAHA et al., 2014) e da vazão do rio Doce, coletada no âmbito do PMBA/Fest. Para os dados coletados no âmbito do PMBA, a análise das condições hidro-meteoceanográficas mostra que no as maiores concentrações de metais no sedimento (Material suplementar do Tema Manguezal) foram encontradas durante ou após eventos de chuva muito forte e forte na porção centro-norte do estado do Espírito Santo e Sul da Bahia. Como exemplo, destacamos as campanhas realizadas no final de dezembro de 2020 e no início de janeiro de 2021 (Figura 32b), quando todos os estuários monitorados apresentaram as maiores concentrações de metais no sedimento. Para estas campanhas, pôde-se concluir que as chuvas estiveram associadas à atuação da Zona de Convergência do Atlântico Sul, à passagem de uma frente fria e posteriormente a áreas de instabilidade que atuaram em médios e altos níveis da atmosfera. Estas áreas de instabilidade ocasionam chuvas ao longo de todo o estado do Espírito Santo. Para os dados coletados no âmbito do PMQQS (Figura 32 e Figura 33), as maiores concentrações de metais também foram observadas durante ou após eventos de chuva nas Bacias Hidrográficas dos rios que deságuam nos estuários monitorados. Para os dados coletados no âmbito do PMQQS, destacamos a campanha realizada em agosto de 2018, quando todos os estuários monitorados apresentaram valores de concentrações de metais no sedimento, superiores ao percentil 75. Para estas campanhas, pôde-se concluir que as chuvas estiveram associadas à passagem de dois sistemas frontais nos primeiros 10 dias de agosto.

Figura 32: Mapas de precipitação acumulada para os últimos 5 dias, considerando as datas 10/08/2018 (a) e 28/12/2020 (b). Os Mapas foram obtidos a partir do Instituto Nacional de meteorologia – INMET.

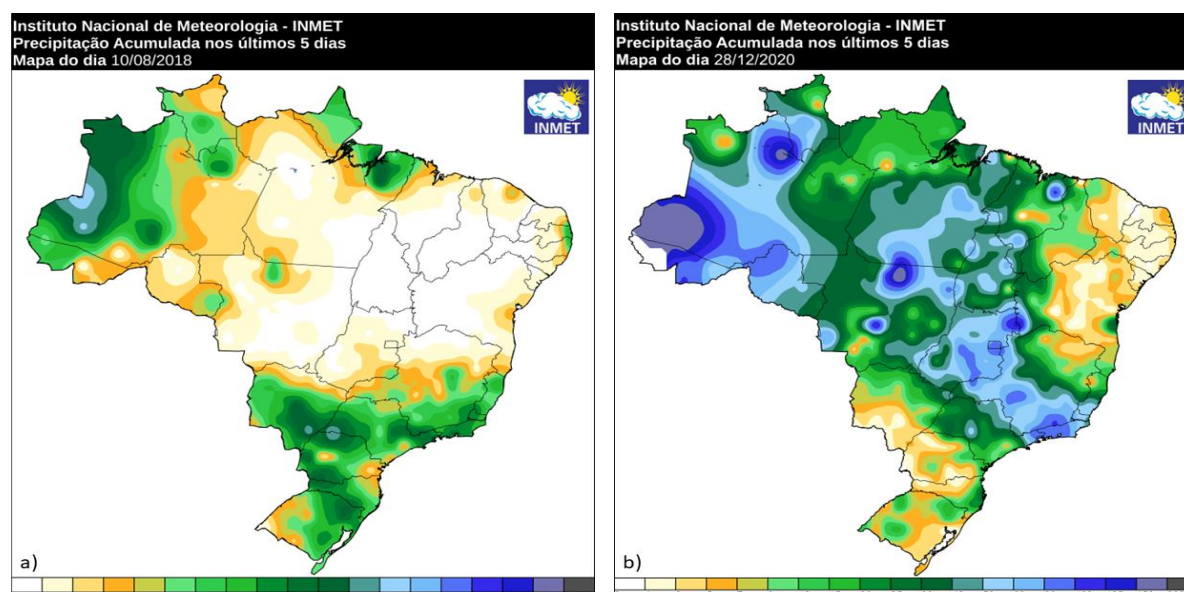
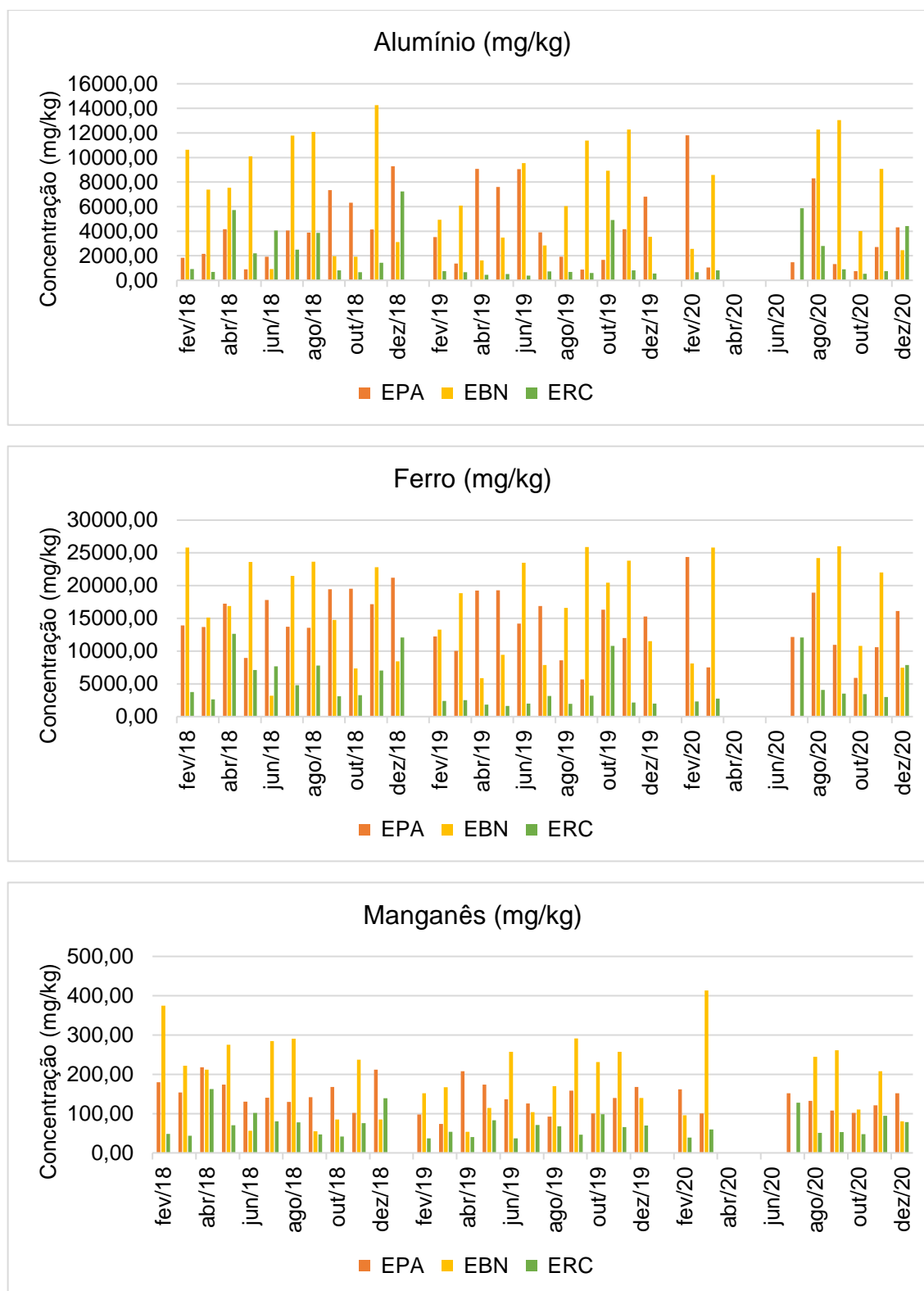


Figura 33: Médias mensais das concentrações dos metais Alúminio (topo), Ferro (meio) e Manganês (base) para o período entre fevereiro de 2018 e dezembro de 2020. Os dados são apresentados para os estuários do Sistema Estuarino Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim (EPA - valor do percentil 75 em mg/kg - Al: 7306,75; Fe: 24027,25; Mn: 179,00), do rio Barra Nova (EBN - valor do percentil 75 em mg/kg - Al: 12817,25; Fe: 30542,00; Mn: 349,50) e do rio Cricaré (ERC - valor do percentil 75 em mg/kg - Al: 1552,25; Fe: 4605,75; Mn: 85,25).



Desta forma, a concentração de metais no sedimento dos manguezais monitorados em ambos os programas é fortemente influenciada por eventos de chuva nas bacias hidrográficas dos estuários monitorados. Entretanto, como descrito anteriormente para o Ambiente Marinho, a porção rasa da plataforma continental adjacente aos estuários monitorados apresenta deposição do MLD. Assim, é esperado 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. Desta forma, para o ecossistema manguezal, foram identificados fracos indicativos da presença do MLD dentro dos estuários. Aqui vale destacar que tais conclusões não descartam o impacto na biodiversidade dos manguezais monitorados (como é mostrado na seção 6.5.3), visto que as larvas do caranguejo *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) apresentam uma estratégia reprodutiva que envolve dispersão larval e posterior retorno de megalopas aos estuários após desenvolvimento em águas costeiras ao sair dos estuários (SIMITH & DIELE, 2008). Tal estratégia pode expor essas larvas ao MLD no Ambiente Marinho, e afetar a biodiversidade dos manguezais.

Portanto, a análise integrada das condições hidro-meteoceanográficas e dos parâmetros que caracterizam o MLD, tanto a partir de resultados de estudos prévios, como a partir dos resultados obtidos ao longo do PMBA/Fest mostra que no Ambiente Dulcícola, esse material se deposita preferencialmente na porção interna da Foz do rio Doce. Já no Ambiente Marinho, a análise mostra que as áreas preferenciais de deposição do material são determinadas pela circulação e hidrodinâmica da plataforma. Enquanto as condições meteoceanográficas típicas explicam a presença do material oriundo da barragem de Fundão nas porções rasas dos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul e Foz Central, a resultante de transporte para norte, derivada das 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 que há fortes indicativos da presença desse material no ecossistema praia, moderados indicativos no solo do ecossistema restinga e fracos indicativos no sedimento dos manguezais monitorados.

Numa perspectiva temporal, desde que as condições hidro-meteoceanográficas controlam a deposição e a dispersão do MLD nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, é esperada 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 têm sido climatologicamente observados durante o período chuvoso, que vai de outubro a março (OLIVEIRA E QUARESMA, 2017; RRDM, 2021). Em relação à dispersão nos Ambientes Marinho e Costeiro, como mencionado anteriormente, esta depende das condições meteoceanográficas durante e após os eventos na Bacia Hidrográfica do rio Doce. Aqui é importante destacar que tais condições podem variar ano a ano em decorrência da variabilidade climática natural, e, portanto, influenciar na deposição e na dispersão do MLD.

6.4.3 Índices de qualidade ambiental (monitoramento ambiental)

Como apresentado nos tópicos anteriores, os dados disponíveis no monitoramento ambiental da porção capixaba do rio Doce e região marinha e costeira adjacente auxiliaram na compreensão a respeito do funcionamento dos ambientes monitorados, possibilitando a idealização teórica de modelos conceituais e de dispersão do MLD, que por sua vez ajudaram em um maior entendimento deste “metaecossistema”. Esse foi um importante ponto de partida para a identificação dos padrões de distribuição e disponibilidade do material oriundo do rompimento da barragem de Fundão, caracterizando quais os Temas do PMBA/Fest podem ser analisados em uma visão de macroescala e quais as relações possíveis de serem estabelecidas entre eles.

A partir destes modelos, se fez necessário - dentro do modelo DPSIR idealizado - estabelecer qual o estado dos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest, ou seja, identificar os principais fatores abióticos e bióticos que possibilitem uma integração robusta e factível dos ambientes analisados (vinculando tais análises à Meta 2 - Figura 23). Para isso, os Temas dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho foram avaliados 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.

Isso se deve primeiramente ao fato de que, dentro de um modelo DPSIR, a análise do estado do ambiente é um fator preponderante para a posterior avaliação dos impactos e respostas a serem levadas em consideração, além de evidenciar como as forças e pressões, sejam elas naturais ou antrópicas, podem em conjunto alterar um determinado ecossistema (KRISTENSEN, 2004; SONG E FROSTELL, 2012). Para que isso aconteça é fundamental entender a condição do ambiente a ser analisado, descrevendo espaço-temporalmente como são as respostas dos mais diversos parâmetros, além da verificação das possíveis interações que ocorrem entre eles.

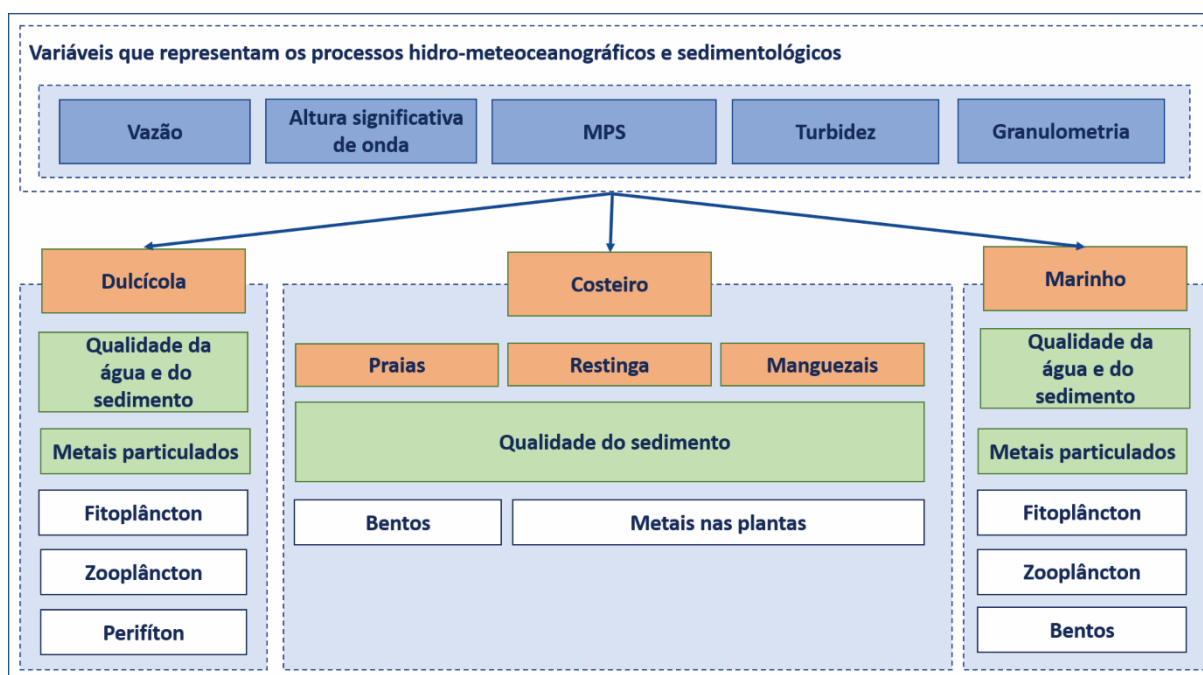
Segundo MAXIM et al. (2009), o estado deve descrever uma ampla gama de características, desde parâmetros físico-químicos dos ecossistemas, quantidade e qualidade dos recursos ou “capacidade de suporte”, até à gestão de espécies e ecossistemas frágeis, condições de vida dos seres humanos, exposição ou efeitos de pressões sobre os seres humanos, ou questões socioeconômicas ainda maiores. No âmbito do PMBA/Fest, o foco será dado às questões fundamentais para a biodiversidade aquática, objetivo principal do monitoramento. Assim, a presente subseção traz uma descrição geral do estado dos ambientes monitorados pelo âmbito do PMBA/Fest, identificando através de indicadores ambientais da coluna d’água e/ou sedimento como está a qualidade dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, avaliando também a possível influência dos principais processos hidro-meteoceanográficos que atuam sobre estes ambientes. Além disso, serão destacadas também as relações entre estes indicadores e as alterações nas comunidades aquáticas, perfazendo assim as relações entre parâmetros abióticos e bióticos.

A Figura 34 mostra uma síntese dos parâmetros utilizados para a caracterização do estado dos ambientes monitorados no âmbito do PMBA/Fest. Primeiramente foram caracterizadas as variáveis que representam os processos hidro-meteoceanográficos e sedimentológicos que podem afetar os distintos

ambientes. Para isso foram utilizados dados de vazão do rio Doce, altura significativa de ondas, material particulado em suspensão (MPS), turbidez e a granulometria do sedimento de fundo (Figura 34). Em seguida foram analisadas as concentrações de metais 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 melhoria 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 (RRDM, 2023).

Por fim, foi verificado o estado do ambiente através de 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 Perífiton (Figura 34).

Figura 34: Esquema dos indicadores utilizados para avaliação do estado dos distintos ambientes monitorados no âmbito do PMBA/Fest: (a) as caixas azuis são as variáveis que representam os processos hidro-meteoceanográficos e sedimentológicos que atuam sobre os sistemas, isto é, vazão, altura significativa de ondas, material particulado em suspensão (MPS), turbidez e granulometria; (b) as caixas laranja representam os Ambientes Marinho, Costeiro (praias, restinga e manguezais) e Dulcícola; (c) em verde estão representados os índices de qualidade ambiental e também os metais particulados; e (d) 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.



Cabe ressaltar que cada Tema e/ou Ambiente possui suas particularidades nos dados coletados e também em questões espaço-temporais realizadas ao longo do monitoramento, o que poderia dificultar a integração entre eles. Além disso, é sabido que cada um dos ambientes monitorados apresenta suas características próprias e que os processos hidro-meteoceanográficos ocorrem de forma distinta em cada um deles, podendo influenciar nos indicadores de qualidade ambiental e consequentemente nas respostas biológicas. Para solucionar essas discrepâncias espaço-temporais e do número de amostragens em cada Tema, se realizou uma integração entre as datas de coleta de cada ambiente e também uma caracterização em determinados setores, dependentes da localização de cada ponto amostral (MS_Síntese Integrativa – Estado Ambiental).

Deste modo, os dados apresentados na presente 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. Além disso, para os pontos amostrais situados na calha rio Doce, rios afluentes e reservatórios, a caracterização do estado ambiental foi idealizada subdividindo os pontos em relação à duas regiões: jusante (entre Linhares e a foz do Rio Doce) e montante (entre Resplendor e Colatina) (MS_Síntese Integrativa – Estado Ambiental), possibilitando visualizar possíveis diferenças entre eles e também uma maior correlação com os Ambientes Costeiros e Marinho. Em termos temporais, buscou-se uma otimização para que não houvessem diferenças significativas entre o número de coletas de cada Ambiente/Tema. Sendo

assim, foram selecionadas 16 amostragens do grupo marinho integrado, 11 de praias, 11 da restinga, 9 de manguezais e 16 do Ambiente Dulcícola (MS_Síntese Integrativa – Estado Ambiental), que ocorreram em períodos similares ao longo do monitoramento.

Como mostrado na Figura 34, o primeiro passo para avaliação do estado dos distintos ambientes foi identificar os processos físicos, que podem consequentemente alterar a qualidade ambiental da água e do sedimento espaço-temporalmente (OLIVEIRA, 2018; OLIVEIRA & QUARESMA, 2017; OLIVEIRA et al., 2021; QUARESMA et al., 2021; LEMOS et al., 2022). Os valores de vazão nos dias das coletas de cada um dos ambientes mostraram os padrões já demonstrados para a região, isto é, com diferenças entre períodos chuvosos e secos (OLIVEIRA & QUARESMA, 2017). De forma geral, as campanhas com maior vazão ocorreram nos meses de janeiro (período chuvoso) enquanto os menores valores foram observados em campanhas realizadas em julho/agosto (período seco). Os resultados de altura significativa de onda mostraram resultados inversos, ou seja, maiores valores durante as estações secas e menores nas estações chuvosas, o que está relacionado ao aumento da frequência da passagem de sistemas transientes durante os meses de outono e inverno (RRDM, 2023).

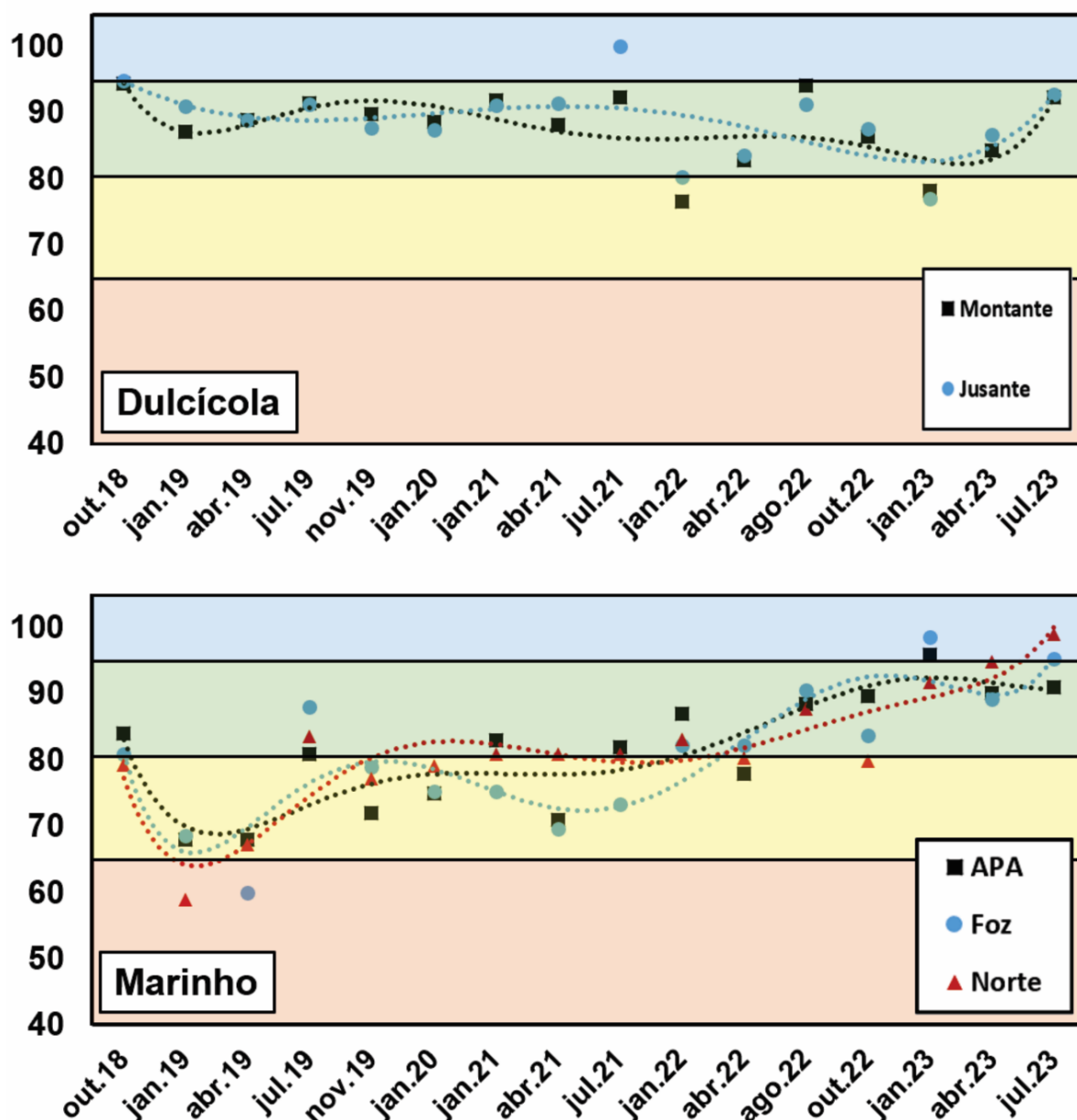
Em seguida, foram caracterizados os níveis de turbidez, material particulado em suspensão (MPS) e percentual de sedimentos finos dos Ambientes Dulcícola e Marinho nos dias em que foram executadas as campanhas. Ademais, também foram determinados os teores de sedimentos finos para os ecossistemas de praias, manguezais e restinga. Com relação à turbidez e MPS do Ambiente Dulcícola foi possível identificar maiores valores nos períodos chuvosos e menores nos períodos secos. Já para o Ambiente Marinho esses mesmos padrões não foram observados, não havendo uma variação clara ao longo das campanhas. Com relação ao teor de sedimentos finos, se observou os menores percentuais nos Ambientes Dulcícola - tanto os pontos localizados à montante (entre Resplendor e Colatina) quanto para os pontos mais próximos à jusante (entre Regência e a foz do Rio Doce) - e restinga, para todos os setores e períodos. Para as praias também foram observados baixos percentuais de lama na porção emersa, enquanto valores mais elevados foram identificados nas isóbatas de 5 e 10 metros, como observado no Material Suplementar – Praias.

Em termos dos índices da qualidade do ambiente – ao qual foi estabelecido através da avaliação das concentrações de metais, metaloides, nutrientes e compostos orgânicos presentes nas matrizes ambientais e sua razão com valores pré-estabelecidos nas legislações globais e nacionais – foi possível observar alterações espaciais para cada um dos ambientes analisados, além de tendências significativas de mudança ao longo do tempo em alguns ambientes/setores. Na análise do estado da água foi utilizado o índice CWQI, caracterizando os Ambientes Marinho e Costeiro, 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) Razoável, 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).

Para o Ambiente Dulcícola não foram identificadas tendências significativas de alteração no índice de qualidade de água, observando-se estabilidade para os pontos do rio Doce, além de também não haver uma linearidade temporal de melhora ou piora ao longo do tempo (Figura 35). Ainda, foi possível observar flutuações temporais mais evidentes para este ambiente, com poucas alterações entre categorias ao longo do tempo. De forma geral, o rio Doce mostrou-se majoritariamente como Bom, com algumas campanhas apresentando categoria Excelente ou Razoável. Os valores mais baixos do índice ocorreram em períodos chuvosos, devido principalmente às maiores concentrações de metais ocasionadas possivelmente pelo aporte proveniente da calha do rio Doce (Material Suplementar Qualidade de Água e Sedimento - Análises Químicas). Para o Ambiente Marinho, por outro lado, se identificou tendências significativas de melhora da qualidade da água para os setores APA, Foz e Norte (Figura 35), evidenciando uma mudança da categoria Marginal/Razoável para Bom e Excelente ao longo do tempo. Vale destacar que essa tendência de melhora não apresenta uma linearidade ao longo de todo o monitoramento, ou seja, é possível identificar flutuações nos resultados encontrados, o que pôde ser evidenciado por modelos polinomiais ($R^2 = 0,76; 0,74; 0,83$ para os setores APA, Foz e Norte, respectivamente) (Figura 35).

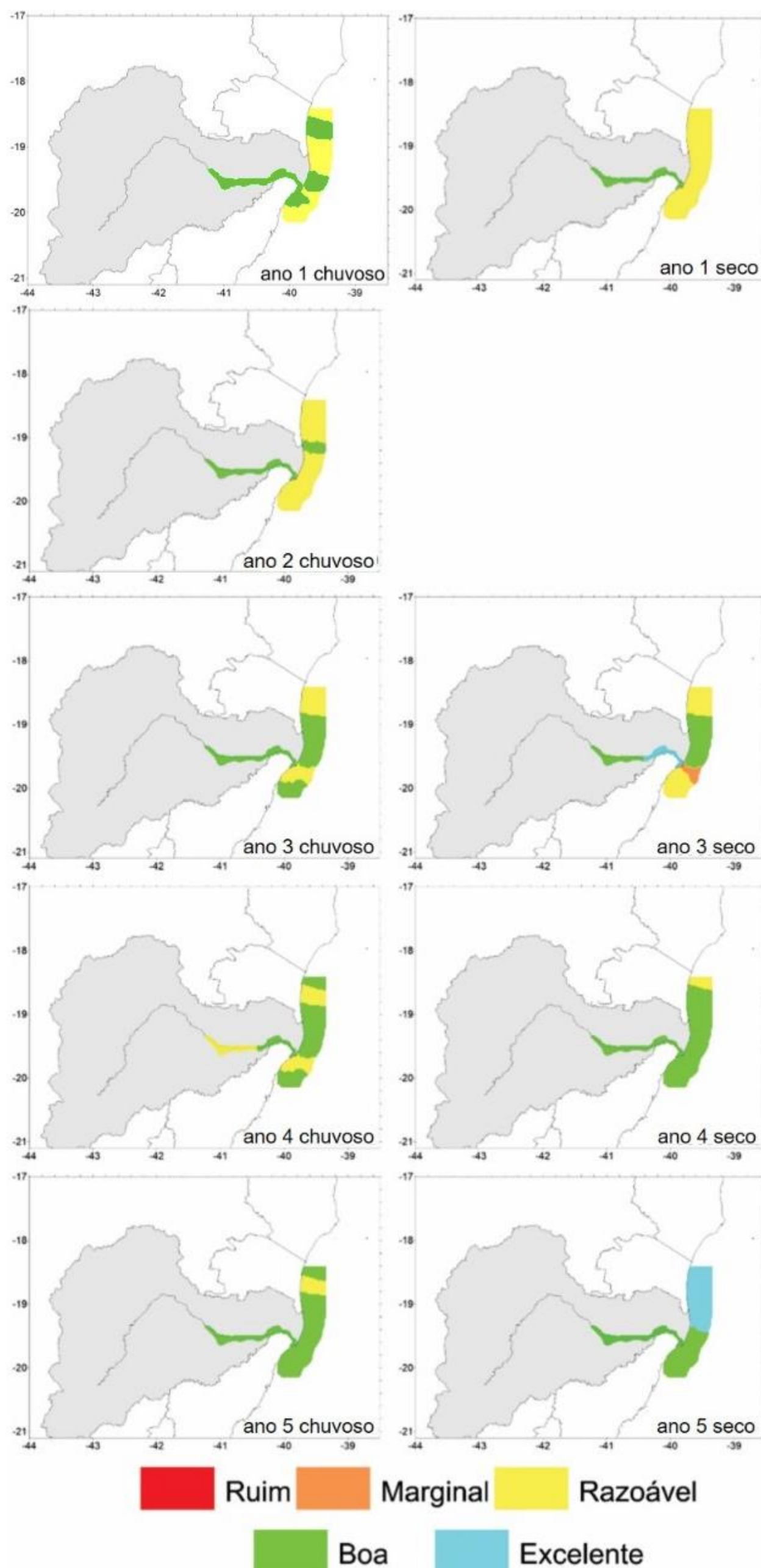
Figura 35: Índices de qualidade de água para os Ambientes Marinho e Dulcícola, aos quais foram analisados a partir da concentração de metais totais e dissolvidos, nutrientes e compostos orgânicos presentes nas distintas campanhas e setores.

Na figura superior os quadrados pretos representam os pontos localizados mais à montante do rio Doce, rios adjacentes e reservatórios (pontos entre Resplendor e Colatina), enquanto os círculos azuis representam os pontos do rio Doce próximos à desembocadura (jusante; pontos entre Regência e a foz do Rio Doce). As linhas pontilhadas de mesma cor representam as linhas de tendência polinomial que melhor configuraram cada setor. Na figura inferior 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 pretas e azuis representam a melhor linha de tendência polinomial para ambos. 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 Razoável 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 relatado como Ruim e mostra ameaça ou prejuízo muito frequente porém não foi aqui destacado na figura por nenhuma amostragem relatar valores dentro dessa categoria.



A partir desses valores foram performadas correlações para verificar se há correspondências espaço-temporais entre a qualidade de água dos Ambientes Dulcícola e Marinho. De forma geral, não foi possível identificar correspondências entre os valores dos índices entre ambientes, tanto para os períodos chuvosos quanto para os períodos secos, como pode ser observado através da Figura 36. Isso evidencia que outros processos além do transporte do material proveniente do rio Doce também podem ser importantes para a avaliação do estado do Ambiente Marinho, como demonstrado para o setor Foz por LONGHINI et al. (2022). Ademais, foi possível observar nesta figura a evolução da qualidade da água em termos temporais, com mais setores melhorando ao longo do tempo monitorado, sendo que o período seco de 2023 foi o único que apresentou níveis bons e excelentes para toda a região em questão.

Figura 36: 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). As cores representam as categorias usadas para avaliação da qualidade da água: Vermelho – Ruim; Laranja – Marginal; Amarelo – Razoável; Verde – Boa; e Azul – Excelente.

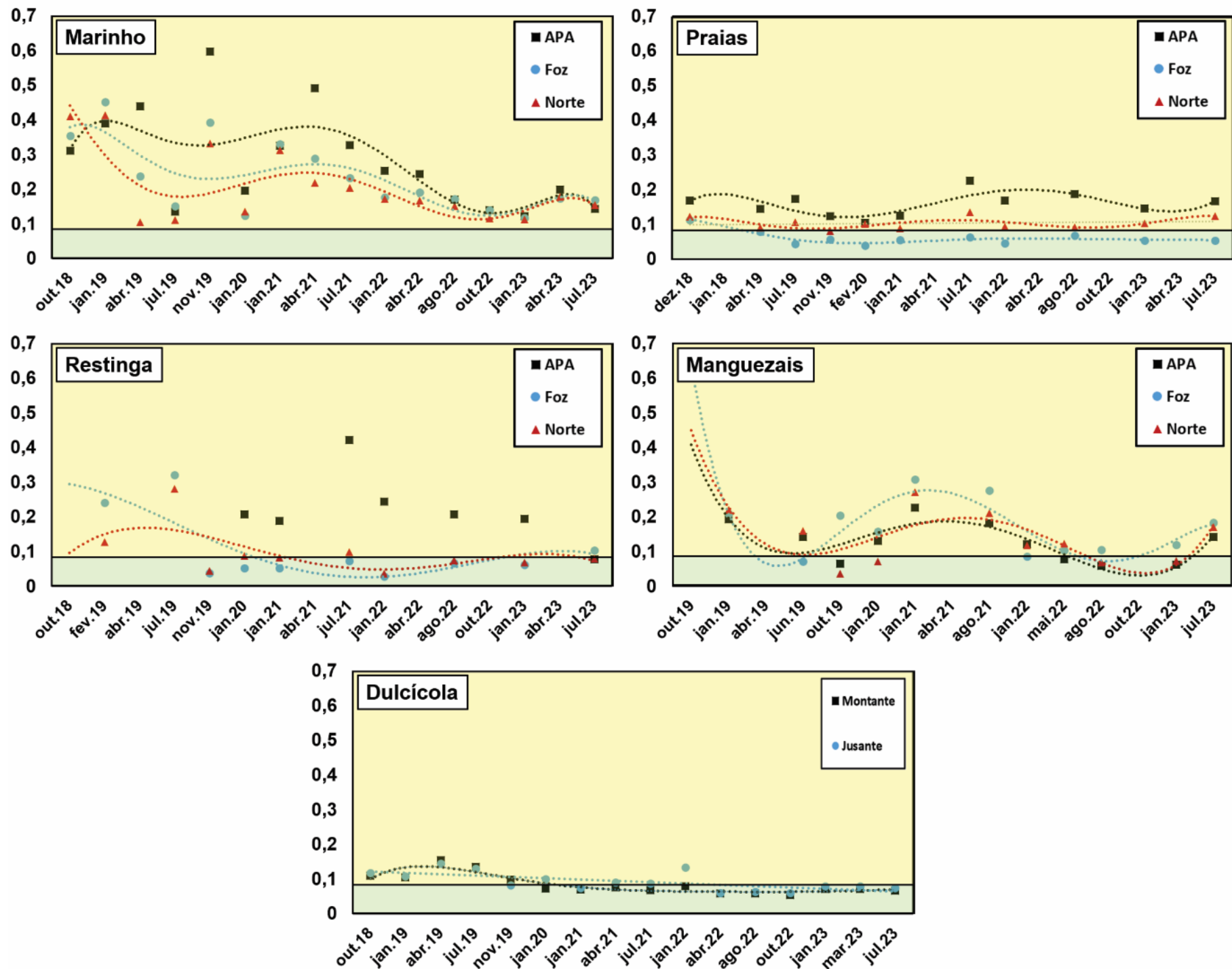


Outro ponto a ser considerado para avaliação do estado da água são os metais em sua forma particulada, que não podem ser caracterizados pelo índice CWQI por não possuir valores de referência, mas que também podem influenciar nas comunidades aquáticas (RRDM, 2023). De forma geral, para o Ambiente Dulcícola foi possível verificar flutuações sazonais mais claras nos metais particulados ao longo do tempo, isto é, com maiores concentrações nos períodos chuvosos e menores nos períodos secos. Para este ambiente não foram identificadas tendências significativas de diminuição nas concentrações dos metais particulados, ou seja, eles continuam atuando de forma importante no rio Doce. Já para o Ambiente Marinho esses padrões não foram tão claros, com picos de concentração dos metais particulados tanto em períodos chuvosos quanto secos. Também não foram identificadas tendências significativas de diminuição dos metais particulados nos setores APA, Foz e Norte do Ambiente Marinho, o que demonstra a importância de se avaliar os metais em sua forma particulada, tanto para a caracterização do estado do ambiente como na avaliação dos impactos, o que será demonstrado nas seções subsequentes.

Com relação à qualidade do sedimento foi possível caracterizar todos os ambientes monitorados pelo PMBA/Fest, isto é, Marinho, Costeiro (praias, restinga e manguezais) e Dulcícola. Para tanto, foram usados os seguintes metais: As, Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Eles representam alguns dos principais metais que tiveram aumento nas concentrações no sedimento após o rompimento da barragem de Fundão (QUARESMA et al., 2021) e por isso foram escolhidos para a análise. Cabe salientar 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. No entanto, foi possível correlacionar positiva e significativamente os valores obtidos pelo índice com as concentrações deste metal nos distintos ambientes, podendo então utilizá-lo como um bom *proxy* para o impacto do MLD.

Para a caracterização da qualidade do sedimento foi utilizada metodologia idealizada por MACDONALD et al. (2004), aos quais os valores encontrados para o índice SQG-q foram 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 ($0,1 < SQG-q < 1,0$) e Altamente impactado ($SQG-q > 1,0$). De forma geral, os resultados demonstraram que – como também identificado para os índices de qualidade de água – houve variações espaço-temporais na qualidade do sedimento ao longo do monitoramento, com cada ambiente possuindo suas particularidades e diferenças (Figura 37).

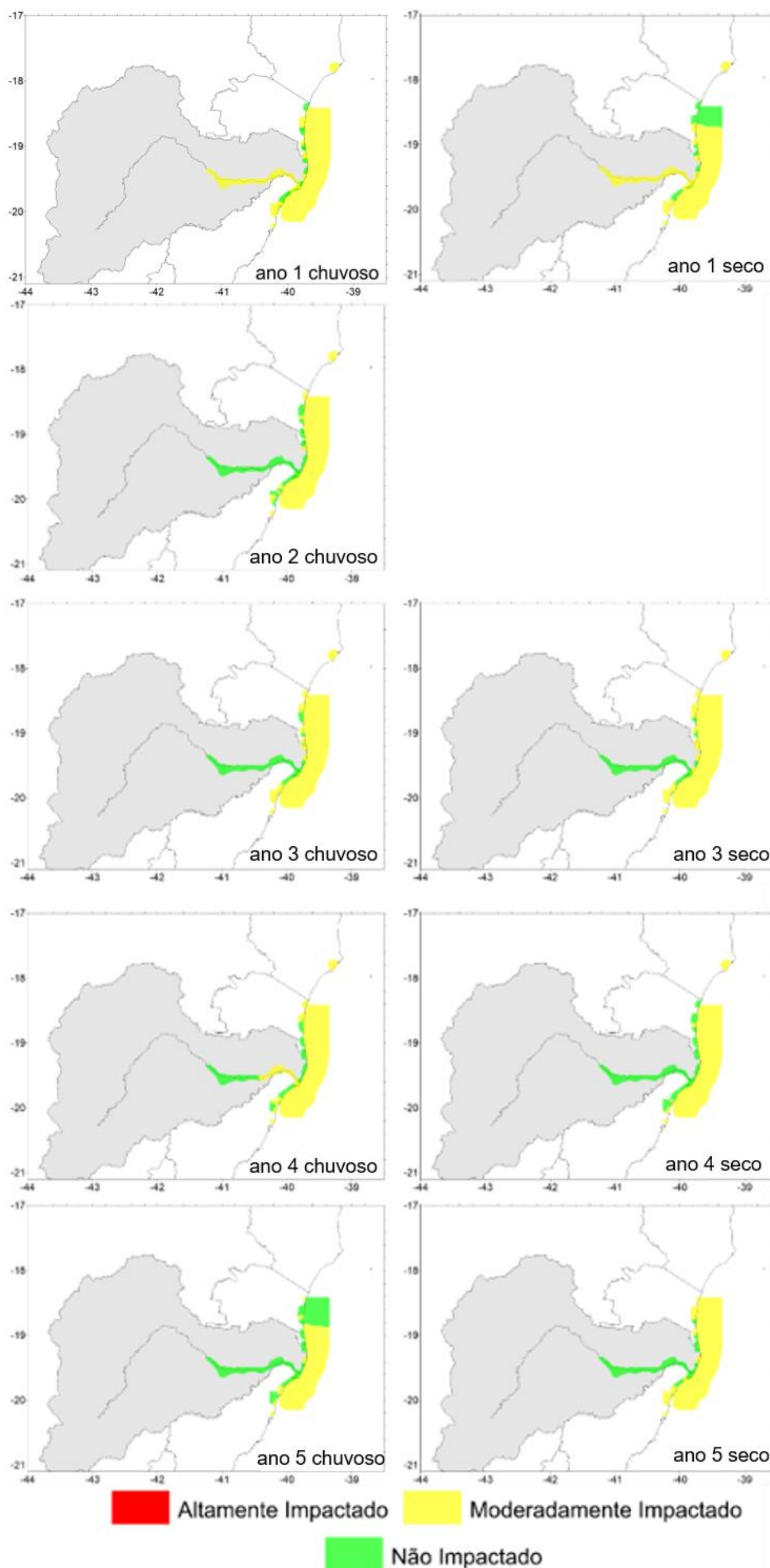
Figura 37: Índices de qualidade de sedimento para os Ambientes Marinho, Costeiro (praias, restinga e manguezais) e Dulcícola, aos quais foram analisados a partir da concentração de metais presentes nas distintas campanhas e setores. Cada gráfico representa um ambiente em particular, com quadrados pretos representando o setor APA, os círculos azuis o setor Foz e os triângulos vermelhos, o setor Norte. As linhas pontilhadas de mesma cor representam as linhas de tendência polinomial que melhor configuraram cada setor. No gráfico inferior os quadrados pretos representam os pontos localizados mais à montante do rio Doce, rios adjacentes e reservatórios, enquanto os círculos azuis representam os pontos do rio Doce próximos à desembocadura (jusante). Do mesmo modo, as linhas pontilhadas pretas e azuis representam a melhor linha de tendência polinomial para ambos. 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.



Essas alterações espaço-temporais foram mais evidentes no Ambiente Marinho, em que se observou tendências significativas de melhoria na qualidade do sedimento para os setores APA e Foz, o que não ocorreu para o setor Norte. Para este ambiente foi ainda possível verificar maiores flutuações ao longo do tempo, o que pode ser identificado através dos modelos polinomiais da Figura 37 ($R^2 = 0,46$; $0,54$ e $0,59$ para os setores APA, Foz e Norte, respectivamente). Cabe destacar ainda que mesmo apresentando essas tendências de melhoria, o Ambiente Marinho está caracterizado majoritariamente como moderadamente impactado ao longo de todo o monitoramento, independentemente de períodos chuvosos ou secos (Figura 38). Para os demais ambientes, não foi possível identificar tendências significativas de melhoria ou piora na qualidade do sedimento, com todos os setores dos Ambientes Costeiro e Dulcícola denotando estabilidade nos valores deste índice.

Quando comparados os valores do índice entre setores para cada um dos ambientes foi possível identificar distintos resultados ao longo do tempo (Figura 38): as praias dos setores APA e Norte apresentaram sedimento moderadamente impactados na maioria das campanhas, enquanto o setor Foz esteve majoritariamente classificado como não-impactado. Para a restinga, os setores Foz e Norte apresentaram melhor qualidade – sobretudo a partir do período chuvoso de 2019/20 – quando comparado ao setor APA, que esteve sempre classificado como moderadamente impactado. Os manguezais apresentaram flutuações temporais similares entre setores, com o sedimento variando entre moderadamente impactado (principalmente nos períodos chuvosos) e não-impactado (períodos secos) ao longo do monitoramento. Por fim, o Ambiente Dulcícola apresentou os maiores níveis de estabilidade, com o sedimento caracterizado majoritariamente como não-impactado ao longo de todo o monitoramento, sobretudo a partir do período chuvoso de 2020.

Figura 38: 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). As cores representam as categorias usadas para avaliação da qualidade do sedimento: Vermelho – Altamente impactado; Amarelo – Moderadamente impactado; Verde – Não impactado



Em termos do estado dos componentes bióticos, foi constatado 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 as comunidades fitoplanctônicas têm apresentado reduções significativas na contribuição de cianobactérias e os índices de riqueza e diversidade estão melhorando ao longo do tempo (mesmo com variações), sobretudo nos pontos mais próximos à Foz. A comunidade do perifíton apresentou tendências de estabilidade na diversidade para os pontos situados mais à montante e jusante, enquanto a riqueza teve tendência significativa de aumento apenas nos pontos à montante.

Para o Ambiente Marinho se detectou que a comunidade fitoplanctônica está melhorando ao longo do tempo em termos de clorofila ativa e densidade total, para os setores APA, Foz e Norte. Já para a diversidade foram identificadas tendências significativas de aumento nos setores APA e Norte, enquanto o setor Foz possui uma tendência de estabilidade, mesmo com os menores valores ao longo do monitoramento nas últimas campanhas (Material Suplementar – Fitoplâncton Marinho). Com relação à comunidade zooplanctônica do Ambiente Marinho não foram identificadas tendências significativas de melhoria para os valores de diversidade, equitabilidade e Índice de Prevalência de Indicadoras (IPI) ao longo do monitoramento para todos os setores. Ainda, se observou flutuações sazonais para estes índices, com os piores valores nos períodos chuvosos, sobretudo no setor Foz. Por fim, para o Bentos de Fundo Inconsolidado se identificou diferenças entre os setores, com tendências de diminuição nos valores de diversidade (setores APA e Foz) e equitabilidade (Foz), enquanto a riqueza possui tendência significativa de aumento para o setor Norte.

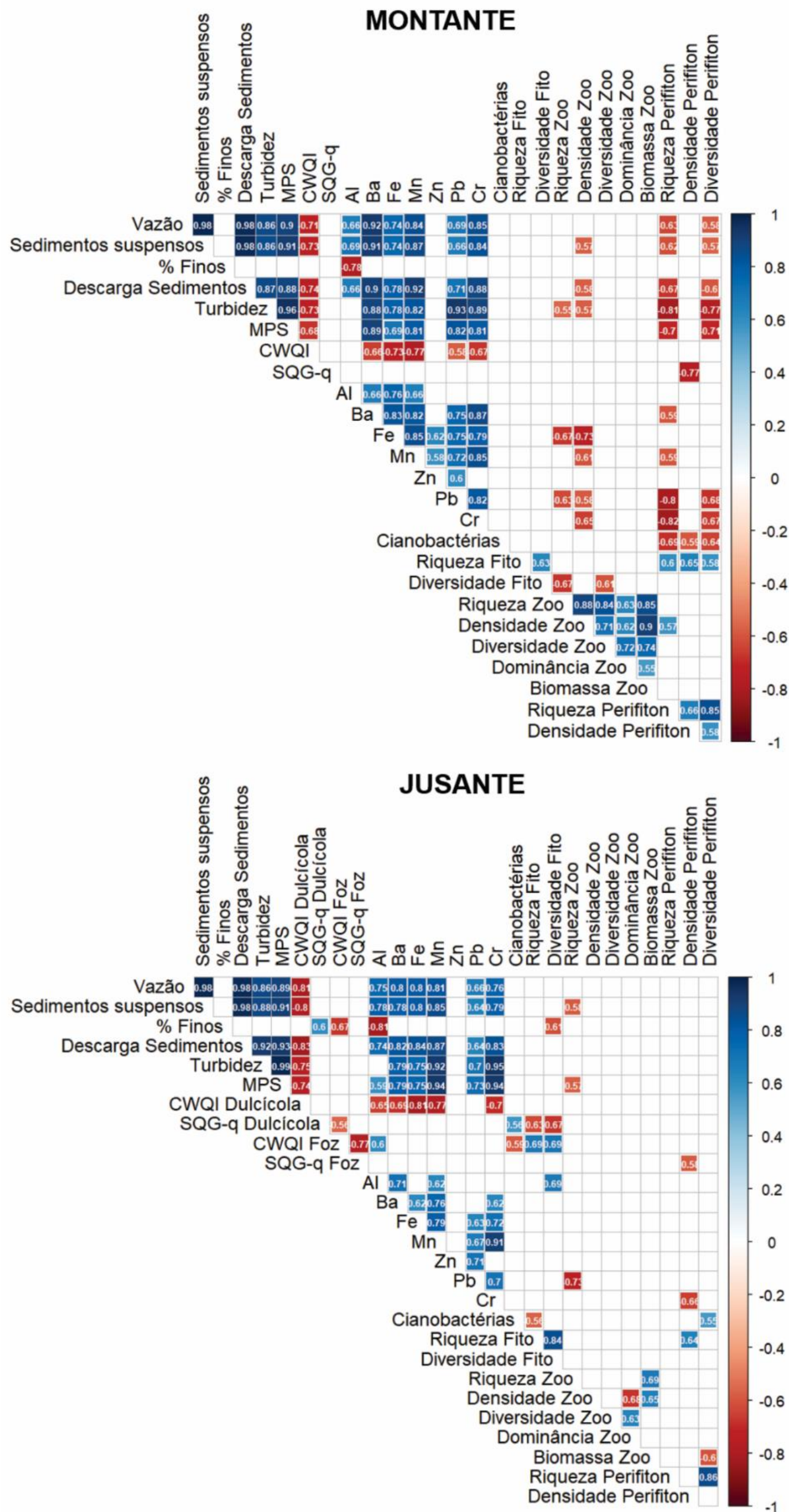
Para o Ambiente Costeiro foram verificados índices de biodiversidade dos organismos bentônicos de praia (macrofauna e meiofauna de Praia) e as concentrações de metais na vegetação de restinga e manguezais. Para a macrofauna foi identificado que para os setores APA e Foz não há tendências significativas de melhoria ao longo dos anos para a densidade, riqueza e diversidade. Por outro lado, para o setor Norte foram observadas tendências de aumento para os dados de riqueza e diversidade. Já para a meiofauna, se identificou tendências temporais de melhoria na densidade dos setores APA e Norte, além de diminuição na diversidade no setor Foz. Na restinga, as concentrações de metais nas folhas não tiveram tendências claras de diminuição ao longo do tempo, para a maioria dos metais nos distintos setores e tipo de vegetação. Destaca-se o aumento significativo na concentração de Ferro nas herbáceas do setor Norte. Ainda, de forma geral, há maiores concentrações dos principais metais nas 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. Os resultados evidenciaram que o Ferro e o Manganês são os principais metais acumulados nas folhas da vegetação deste ambiente, independentemente do setor analisado, o que pode acarretar em redução da atividade fotossintética, ocasionando assim danos para a saúde deste ambiente (Material suplementar - Manguezais).

Por fim, para verificar o estado do ambiente como um todo, foram performadas análises de correlação de modo a analisar as possíveis relações entre os dados apresentados acima, possibilitando assim a caracterização integrativa entre os ambientes, através de parâmetros abióticos e bióticos. A Figura 39 mostra as correlações para o Ambiente Dulcícola, em que foram identificadas relações positivas entre as principais variáveis que representam os processos hidro-meteoceanográficos atuantes neste ambiente, isto é, entre os dados de vazão, sedimentos suspensos, descarga de sedimento, turbidez e MPS, tanto para os pontos à montante quanto para os pontos localizados entre Regência e a foz do rio Doce (jusante). Esse resultado evidencia a importância da entrada de água no sistema dulcícola nos períodos de maior precipitação, ocasionando alterações no estado ambiental. Esse fato pode ser corroborado por dois pontos: (1) a relação inversa destes parâmetros com o índice de qualidade da água, ou seja, o aumento da vazão e conseqüentemente dos demais parâmetros acarreta em uma piora da qualidade da água; e (2) a 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.

Outro ponto de destaque na matriz de correlações do Ambiente Dulcícola são as relações entre os índices de água e sedimento dos pontos à jusante e dos mesmos índices para o setor Foz do Ambiente Marinho. Para os índices de água dulcícola e marinho não foi estabelecida uma correlação significativa. Por outro lado, há correlações entre o CWQI marinho com o SQG-q de ambos ambientes, ou seja, quando a água marinha apresenta melhor qualidade, o sedimento presente próximo à desembocadura do rio Doce e também na região marinha adjacente também apresentam melhores resultados, evidenciando as interações entre estes ambientes.

Ressalta-se ainda as correlações negativas entre os processos/metais particulados com os índices de biodiversidade dos grupos avaliados, sobretudo para os pontos à montante, o que não foi observado para os índices de qualidade de água e sedimento. Isso pode estar relacionado ao fato de que as comunidades não respondem imediatamente à melhoria/piora da qualidade ambiental e que a sazonalidade também pode ser um fator importante a ser considerado. Já para os pontos próximos à Foz, as interações entre processos e índices de diversidade não ocorreram de forma frequente. Para este setor foi possível, no entanto, identificar que uma menor qualidade do sedimento dulcícola e a água marinha adjacente influencia a comunidade fitoplanctônica, ocasionando aumento na densidade de cianobactérias, além de diminuição na riqueza e diversidade, mais uma vez corroborando a interação entre o Ambiente Dulcícola e Marinho.

Figura 39: Gráficos de correlação de *Spearman* para o Ambiente Dulcícola separados em montante e jusante. Foram feitas comparações entre os principais processos hidro-meteoceanográficos, índices de qualidade de água e sedimento, metais em sua forma particulada e índices de diversidade biológica das comunidades fitoplancônicas, zooplancônicas e do perífiton. 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

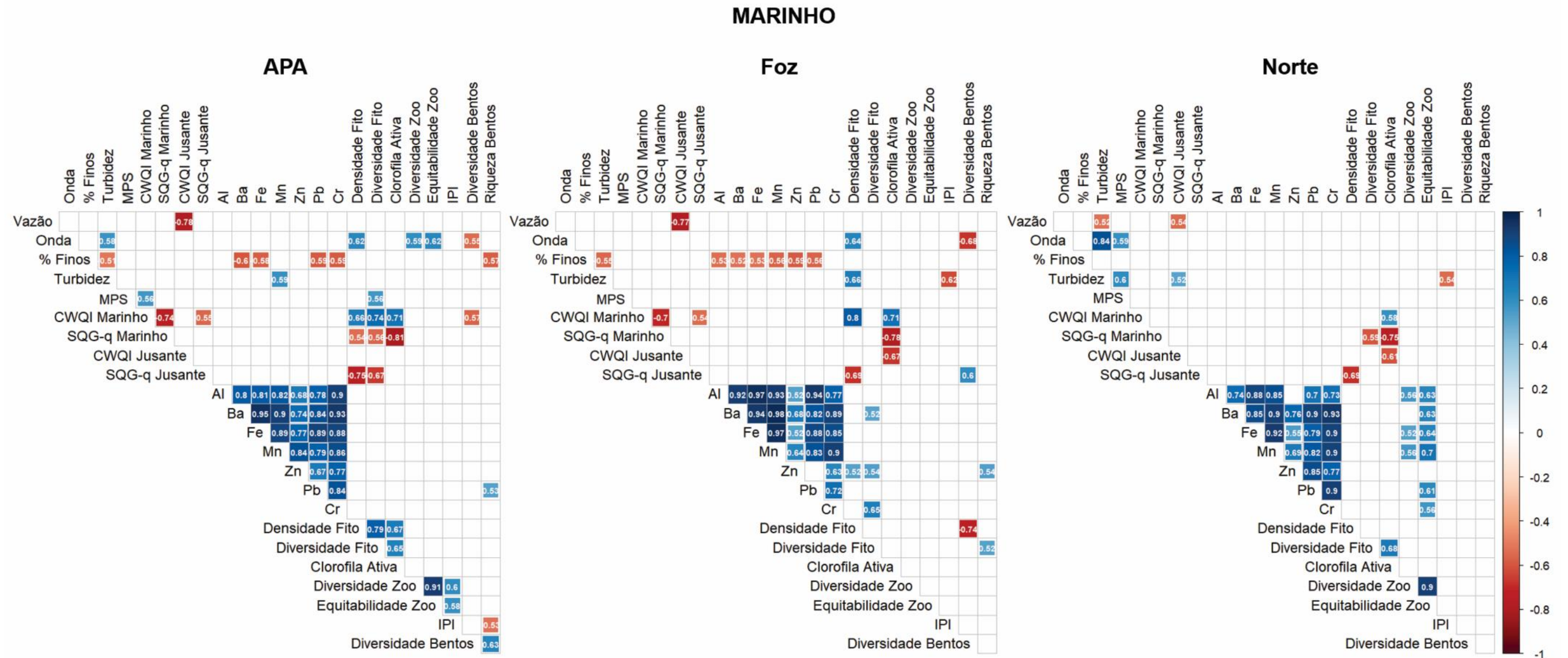


Para o Ambiente Marinho não foram identificadas correlações tão significativas entre as variáveis que representam os processos hidro-meteoceanográficos, porém alguns padrões foram observados (Figura 40). De forma geral, a altura significativa de ondas é o principal responsável por alterações na turbidez no Ambiente Marinho, sobretudo nos setores APA e Norte, o que pode estar relacionado com os processos de ressuspensão causados pela diminuição da resistência de mobilidade do sedimento em períodos de maiores alturas significativas de onda (RRDM, 2023). Esse mesmo resultado não foi observado para o setor Foz provavelmente pelas flutuações sazonais de vazão/altura significativa de ondas, que podem atuar intercaladamente na turbidez deste setor.

No geral, os dados que representam os processos também não possuem correlações significativas com os índices de qualidade da água e do sedimento para o Ambiente Marinho (exceto para o MPS e CWQI do setor APA) e também com os índices de biodiversidade, evidenciando que não é um único fator que influencia no estado do ambiente, mas que vários fatores atuam de forma conjunta. Por outro lado, há uma forte correlação entre os índices de qualidade de água e sedimento nos setores APA e Foz, mostrando que um melhor estado do ambiente está relacionado a melhorias nos distintos compartimentos analisados. Ainda, há uma estreita relação dos índices com a comunidade fitoplanctônica para estes mesmos setores, corroborando que a qualidade ambiental pode influenciar nas comunidades de produtores primários, o que não é identificado para as demais comunidades.

Diferentemente do relatório anual de 2022 (RRDM, 2023) não foram encontradas correlações significativas entre os processos hidro-meteoceanográficos e a concentração de metais particulados, mostrando uma distinta evolução temporal nas últimas campanhas amostrais. Em contrapartida, observou-se correlações negativas entre o teor de finos e os metais particulados, o que pode estar ligado à ressuspensão desse material para a coluna d'água, que aumentaria as concentrações de particulados. Estes fatos também corroboram que não é um único fator que influencia os setores marinhos e que para uma avaliação robusta do estado do ambiente, eles devem ser avaliados concomitantemente, o que poderá ser observado na seção 6.5.5.

Figura 40: 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.

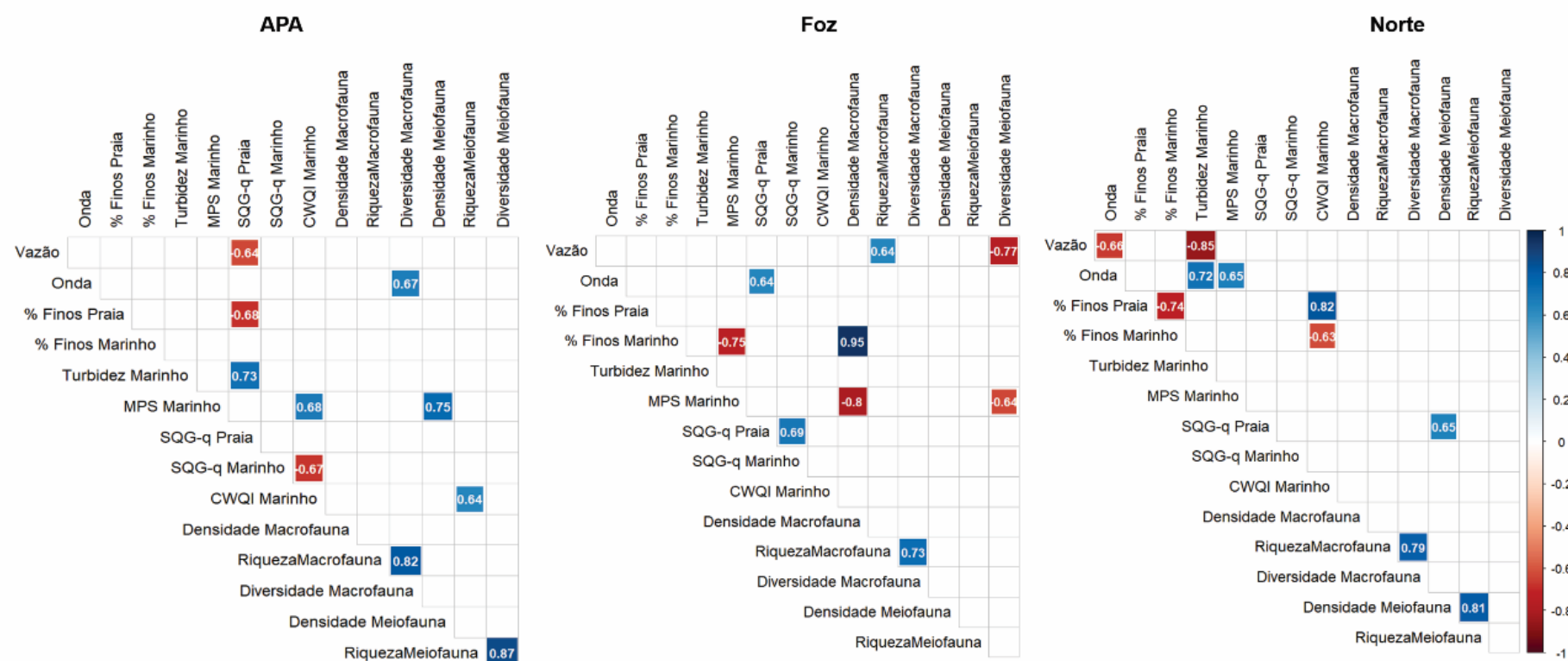


Para o Ambiente Costeiro foram realizadas correlações para cada ecossistema em particular (praias, restinga e manguezais), usando dados hidro-meteoceanográficos dos Ambientes Dulcícola e Marinho correspondente, a fim de identificar possíveis relações entre estes ambientes (Figura 41). De forma geral, foram identificadas poucas correlações significativas entre os resultados dos processos hidro-meteoceanográficos e os dados coletados em cada um dos ecossistemas costeiros, independente do setor analisado. Além disso, também não foi possível identificar uma correlação direta entre os índices do sedimento dos ambientes de praias, restinga e manguezais com os índices do ambiente marinho, evidenciando que os processos de alteração para estes ambientes não se dão diretamente através das alterações ocorridas no Ambiente Marinho adjacente.

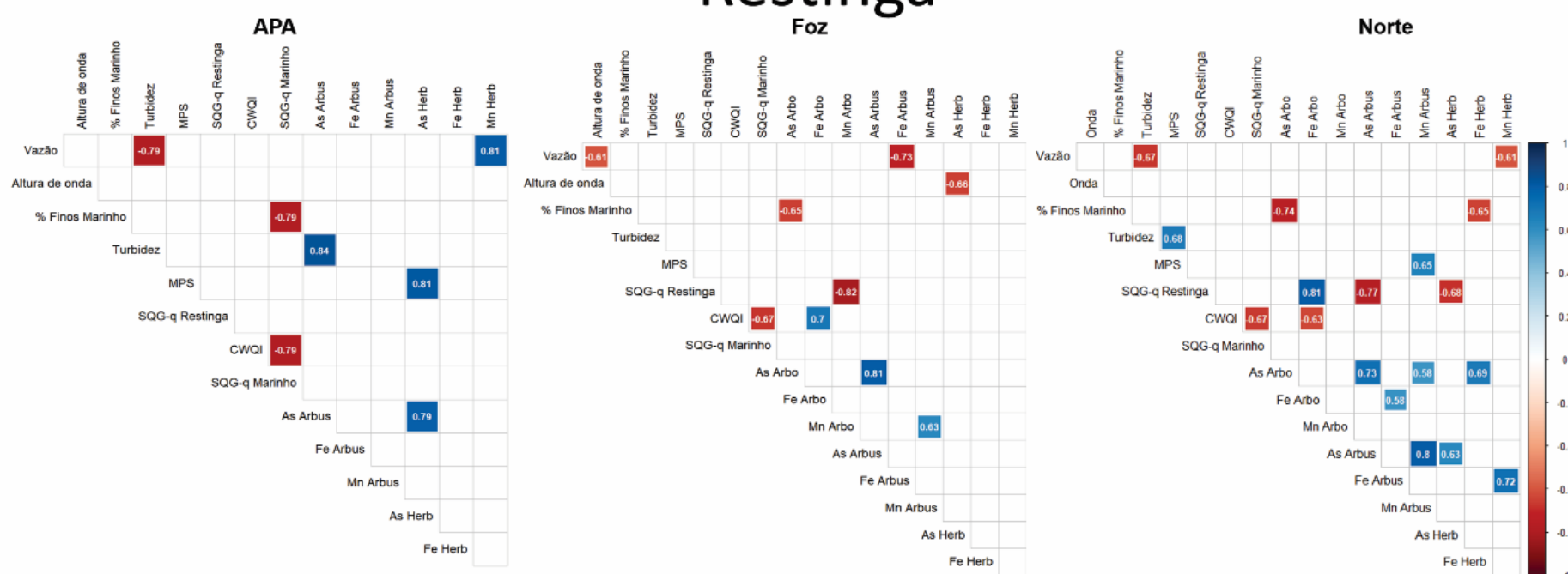
Também foram identificadas correlações pontuais entre os índices de qualidade do sedimento e os dados bióticos, tanto para a acumulação de metais em plantas de restinga e manguezais, como para os índices da macrofauna e meiofauna de praias. Isso mostra que as alterações nos ambientes costeiros parecem não responder imediatamente aos processos hidro-meteoceanográficos provenientes dos Ambientes Dulcícola e Marinho (como altura 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 41: 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 sedimentação, 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

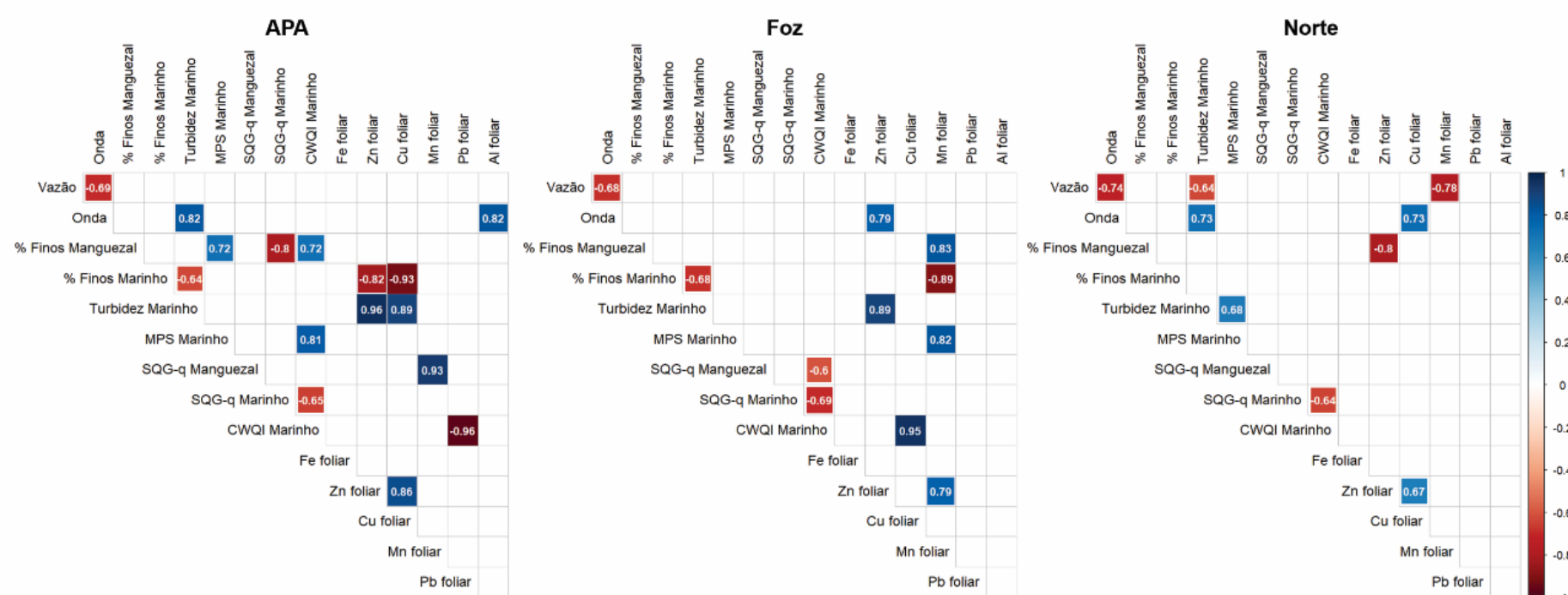
Praias



Restinga



Manguezais



Assim, essa subseção do presente relatório apresentou o estado do ambiente monitorado pelo PMBA/Fest, dando uma caracterização geral de parâmetros e processos hidro-meteoceanográficos que podem influenciar na qualidade ambiental e consequentemente se correlacionar com os índices ecológicos usados para avaliar a estrutura das comunidades monitoradas. Seguindo o modelo DPSIR, se faz necessário então observar os impactos ocasionados por estes processos e parâmetros, tanto a nível de espécie quanto à nível de comunidade, pontos a serem discutidos nas subseqüentes subseções e que se tornarão fundamentais para as possíveis respostas a serem dadas para os ecossistemas em questão.

6.4.4 Distribuição da biodiversidade

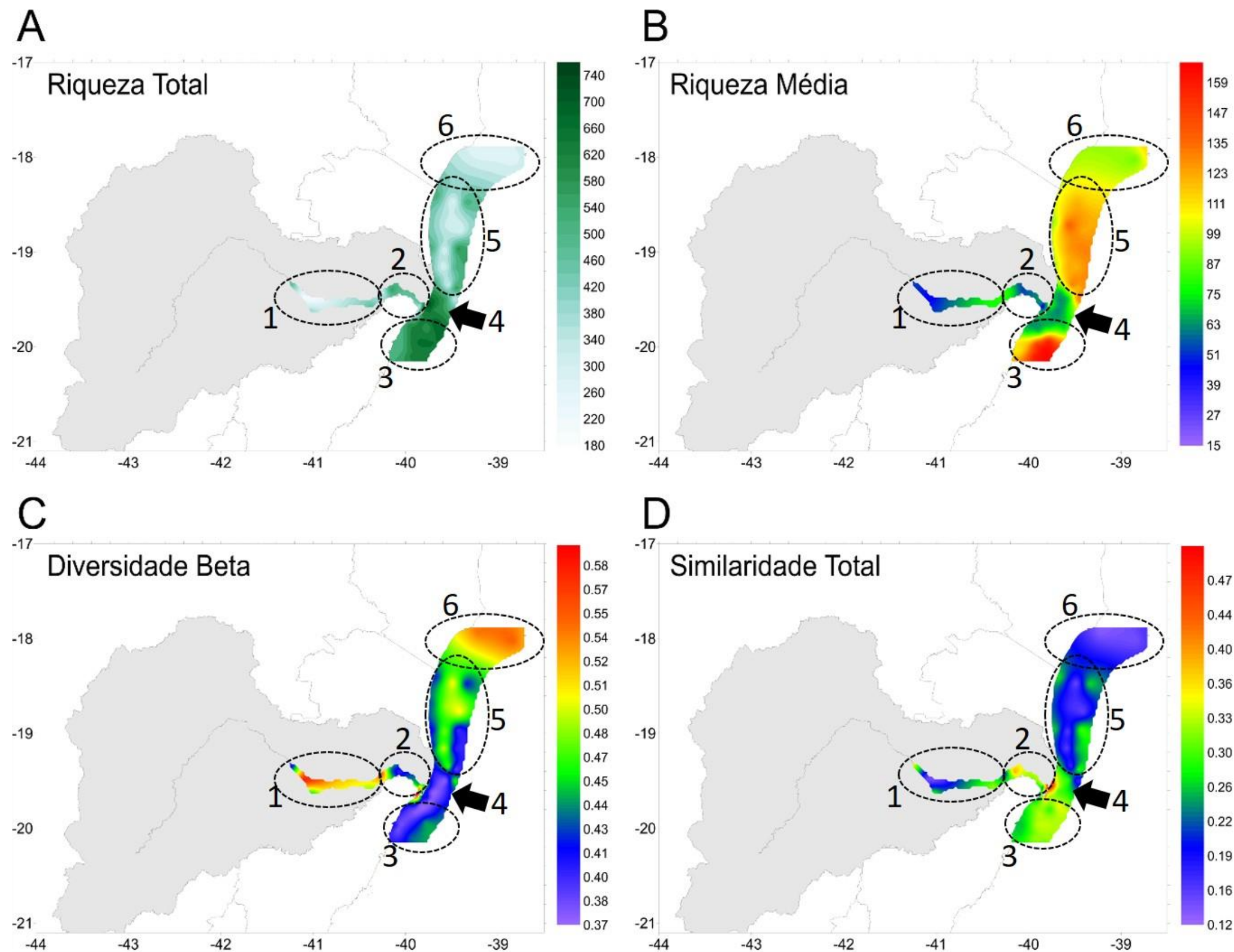
Para se avaliar o estado da biodiversidade aquática da porção do baixo rio Doce e regiões marinhas e costeiras adjacentes, foram calculados índices biológicos a partir das ocorrências de espécies/táxons durante o monitoramento realizado pelo PMBA/Fest. A distribuição da biodiversidade foi calculada para cada estação de amostragem, de acordo com a malha amostral específica de cada Tema do PMBA/Fest. A Riqueza Total dos táxons foi calculada a partir do somatório das ocorrências dos táxons encontrados em cada estação de amostragem ao longo do monitoramento. Já a Riqueza Média foi obtida pela média aritmética do número de táxons registrados em cada período de amostragem. Diferenças na composição dos táxons encontrados em cada local foram estimadas a partir da diversidade beta, usando o índice de dissimilaridade de *Bray-curtis*. Por fim, para medir a porcentagem de espécies que determinado local possui em relação ao Ambiente (Dulcícola ou Marinho), foi calculado o índice de similaridade de *Jaccard*. Os índices de Diversidade Beta, assim como os cálculos das Riquezas foram realizados no software R (R CORE TEAM, 2023). A sumarização dos resultados foi então plotada na forma de mapas, conforme Figura 42.

A partir da Figura 42A é possível observar que o maior número de espécies/táxons (no mapa, as áreas em verde escuro - Riqueza Total) foi distribuída em duas regiões principais: i) trecho fluvial próximo à Foz do rio Doce na estação de Linhares e na área lacustre correspondente ao Lago Juparanã (Área 2 circulada no mapa) e; ii) região marinha da Foz ao Sul da foz do rio Doce, correspondendo às estações de amostragem da área profunda da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (Áreas 3 e 4 circulada no mapa da Figura 42A). 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 (região em vermelho na Figura 42B, representadas pelas Áreas 3 e 5). Por outro lado, em geral, o Ambiente Dulcícola obteve médias de riqueza de táxons menores que os Ambientes Marinho e Costeiro. Nesse sentido, foi possível perceber três regiões de baixa riqueza média de espécies: i) à montante do trecho fluvial do rio Doce - estações de amostragem de Resplendor (Área 1 do mapa da Figura 18B); ii) Área 2 circulada na Figura 18B, correspondente ao trecho fluvial da calha do rio Doce próximo à Foz (estação de Linhares) e na área lacustre correspondente ao Lago Juparanã (o qual obteve alta riqueza total) e, iii)

imediatamente após a foz do rio Doce (região azul escuro, apontada pela seta 4 da Figura 42B), indicando já a área estuarina do rio Doce.

Em relação às variações nas composições dos táxons entre locais (diversidade beta), observou-se maiores valores (áreas em vermelho no mapa da Figura 42C) em três regiões: i) ao longo do trecho intermediário da calha do rio Doce - entre as estações de Resplendor e Linhares (Área 1 da Figura 18C); ii) imediatamente na região marinha da Foz Central do rio Doce (Figura 42C) e iii) região do extremo Norte da área monitorada (Área 6 da Figura 18C). Por fim, a partir do índice de similaridade de *Jaccard* (Figura 42D), foi possível observar, em geral, baixa similaridade dos táxons ao longo do tempo, sendo destacadas apenas duas regiões de maiores valores (áreas vermelhas no mapa da Figura 18D), sendo elas: i) estação de amostragem no trecho dulcícola próximo à Linhares e Lago Juparanã (Área 2) e; ii) região marinho na Foz Central do rio Doce (região 4).

Figura 42: Mapa de distribuição dos índices de Biodiversidade ao longo do monitoramento do PMBA/Fest na porção do baixo rio Doce e regiões marinhas e costeiras adjacentes considerando 6 conjuntos distintos de locais: 1) Trecho fluvial intermediário do rio Doce entre as estações de Resplendor e Linhares; 2) Trecho fluvial do baixo rio Doce sob maior influência dos Lagos; 3) APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; 4) Trecho marinho sob influência da Foz do rio Doce; 5) Setor marinho Norte; 6) Abrolhos. 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



Essas áreas de maior diversidade beta são indicativas de que está havendo uma 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). Nesse sentido, o trecho 1 destacado no mapa da Figura 42 (trecho fluvial intermediário do rio Doce), a combinação dos resultados encontrados de baixas riquezas (total e média), alta diversidade beta e baixa similaridade são indicativos de baixa estabilidade dos táxons locais (como demonstrado nos resultados da Figura 73) e, como já mencionado, podem ser causados devido a uma maior instabilidade das condições ambientais. Contrariamente, a região 3 (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). Dessa forma, é importante destacar que nem sempre altos valores de riqueza total e diversidade beta são indicativos de qualidade ambiental. Por isso, é importante que haja uma abordagem integrativa dos índices de biodiversidade com a qualidade ambiental para uma melhor compreensão dos fatores ambientais responsáveis pelas mudanças nas comunidades - tópico a ser discutido nas próximas seções.

6.5 INDICADORES DE IMPACTOS

6.5.1 Potencial ecotoxicológico - índices de toxicidade

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 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. De maneira geral, esses índices são capazes de indicar a toxicidade desde o nível molecular ao nível de comunidade. Detalhamento sobre o cálculo dos índices, bem como resultados adicionais, encontram-se no Material Suplementar da Síntese Integrativa (MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)).

Adicionalmente, a caracterização do potencial ecotoxicológico está alinhada à determinação de cadeias de impacto (Meta 3) e à descrição do impacto associado às pressões ambientais e alterações do estado do ambiente monitorado no contexto DPSIR. Portanto, 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.

6.5.1.1 Razão exposição-atividade (REA): potencial de bioatividade de contaminantes orgânicos a nível molecular e celular

A razão exposição-atividade (REA) é uma medida utilizada na avaliação de risco químico associado aos contaminantes orgânicos presentes na água. A partir dos dados do programa ToxCast da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA's Toxicity Forecaster, <https://www.epa.gov/comptox-tools/toxicity-forecasting-toxcast>), as concentrações ambientais e locais amostrados são caracterizados pelo seu potencial toxicológico. O programa avalia substâncias químicas individualmente através da interação com, ou efeitos em, células, proteínas, DNA, RNA, mitocôndrias, receptores, enzimas, entre outros alvos biológicos. Atualmente, o ToxCast fornece perfil de bioatividade para 4746 substâncias e a descrição dos alvos pretendidos nos ensaios conduzidos no programa estão disponíveis no banco de dados ou dashboard relacionado CompTox (<https://comptox.epa.gov/dashboard>).

A REA é um índice limitado apenas a contaminantes orgânicos. No escopo do PMBA/Fest, o monitoramento de contaminantes orgânicos em algumas matrizes ocorreu até 2022, sendo descontinuado em agosto/2022. Entretanto, como o objetivo é analisar integralmente todos os anos do programa de monitoramento, buscou-se compreender o potencial de toxicidade do conjunto de contaminantes avaliado a cada ano, gerando uma variável representativa da contaminação ambiental. Importante ressaltar que apesar de descontinuado em águas, o monitoramento dos contaminantes orgânicos continua sendo conduzido nos sedimentos do Ambiente Dulcícola e do Ambiente Marinho. Porém, a REA foi concebida para concentrações de orgânicos encontradas na água ou plasma de animais e não possui aplicabilidade para dados de sedimento. Pelo mesmo motivo, as concentrações de orgânicos quantificada no músculo de cetáceos encalhados não puderam ser utilizadas para obtenção da REA.

REAs da água superficial do Ambiente Dulcícola e Marinho

Os valores de REA das amostras de água superficial coletadas entre 2018 e 2022, nos setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho, representam um conjunto de 69 substâncias (Figura 5, MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)) identificadas na base da ToxCast. Houve uma clara tendência de redução nos valores da razão ao longo dos anos, com picos notáveis em 2018 para ambos os ambientes. Mesmo em 2022, apesar de registrar os valores mais baixos, as REAs ainda excederam o limite estabelecido. Além disso, é importante observar que, além da redução nos valores de REA, a variação também diminuiu consideravelmente, conforme evidenciado pelos menores intervalos interquartis ao longo do período analisado.

De maneira geral, os valores do índice foram mais altos e mais variáveis no Ambiente Dulcícola, especialmente nos sistemas fluviais (setores calha do rio Doce e Afluentes) e lacustres (setores Lagos e Lagoas), com exceção de 2018 e 2021. Os fenóis, em particular o herbicida Dinoseb e o fungicida

pentaclorofenol, foram os principais químicos que contribuíram para os elevados valores do índice e, consequentemente, para o potencial de bioatividade nesse Ambiente em todos os anos (Figura 6, MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)). Em 2022, observa-se uma mudança nesse padrão, com o Dinoseb não sendo mais predominante, enquanto o hidrocarboneto indeno(1,2,3-cd)pireno passa a contribuir, juntamente com outros fenóis, para os valores da REA (Figura 6, MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)). Os maiores valores do REA ocorreram em 2019 nos setores fluviais e lacustres durante o período chuvoso, associados majoritariamente à presença de fenóis.

No Ambiente Marinho, os maiores valores foram encontrados em 2018 associados principalmente aos contaminantes emergentes 17 β -estradiol e estriol (Figura 6, MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)). Em 2019, os valores do índice diminuíram em todos os setores, com apenas algumas estações dos setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz do rio Doce apresentando picos no período chuvoso associados ao contaminante emergente estrona (Figura 6, MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)). Em 2020, houve uma redução na presença desses contaminantes emergentes e uma maior contribuição do ácido graxo C18:0 e do hidrocarboneto policíclico aromático (HPA) Indeno(1,2,3-cd)pireno, especialmente nas regiões da Foz do rio Doce. Observou-se que, em 2021, os valores da razão aumentaram consideravelmente no setor Foz Norte, associado a presença de C18:0 e 17 β -estradiol (Figura 6, MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)). Em 2022, os valores do índice foram maiores durante o período chuvoso, fortemente associados ao ácido graxo C18:0.

Os ácidos graxos foram relevantes para a composição da REA no Ambiente Marinho e chamaram atenção por possuírem potencial de bioatividade. Apesar de estarem naturalmente presentes no ambiente, uma vez que são encontrados em gorduras animais e vegetais, alguns ácidos graxos foram testados e classificados como irritantes, citotóxicos, e potencialmente prejudiciais à vida aquática em exposições crônicas ou agudas. Especificamente, o ácido esteárico (C18:0) possui ampla aplicação na indústria, sendo adicionado a muitas formulações de produtos de higiene natural e de limpeza (<https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical/product-use-categories/DTXSID8021642>) e de acordo com a classificação da ECHA (*European Chemicals Agency*), pode ser muito tóxico para vida aquática (<https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/notification-details/210644/1153443>). Entretanto, outros ácidos graxos como C18:2 cis, apesar de identificados na base *ToxCast* por sua aplicação em cosméticos, não oferece risco ecológico. Sua presença pode estar associada a um aumento da produção primária devido ao maior aporte de MO e nutrientes, como apontado em relatórios anteriores (RA2021_RT39D_Ambiente Marinho).

REA das tartarugas marinhas:

A mesma razão foi calculada para o conjunto de contaminantes orgânicos detectados no plasma das tartarugas marinhas *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758) e *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758). Um total

de 37 substâncias teve identificação na base *ToxCast* e entrou no cálculo do índice REA. Os dados disponíveis para análise vão de 2018 a 2021 para indivíduos da espécie *Caretta caretta* coletados em Arembepe, Foz do rio Doce e Praia do Forte. Para indivíduos da espécie *Chelonia mydas* amostrados na Foz do rio Piraquê-Açu e em Coroa Vermelha, os dados contemplam os anos de 2018 a 2022.

Para *Caretta caretta*, os maiores valores foram encontrados em 2018, tanto na região da Foz do rio Doce como na Praia do Forte (Figura 7, MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)), associado principalmente ao HPA indeno(1,2,3-cd)pireno (Figura8, MS_Síntese Integrativa – Cálculo da Razão Exposição-Atividade (REA)). Esses valores reduziram muito ao longo dos anos, ficando abaixo do limite de detecção para a maior parte dos indivíduos. Em 2019 e 2021, alguns indivíduos apresentaram REA maior que 1, associado principalmente à presença de HPAs acenafteno, acenaftileno e fluoranteno, especialmente na Foz do rio Doce. Para *Chelonia mydas*, de maneira geral, não houve distinção entre os indivíduos de Coroa Vermelha e da Foz do rio Piraquê-Açu. Os maiores valores do índice ocorreram em 2019 em ambas regiões e estiveram associados principalmente ao organoclorado g-HCH e ao HPA indeno(1,2,3-cd)pireno. Em 2018 e 2019, g-HCH foi o contaminante com maior contribuição para os valores da razão na Foz do rio Piraquê-Açu. A partir de 2020, a presença de g-HCH diminui no plasma e outros organoclorados como metoxicloro e o,p-DDT compõem o índice juntamente com os HPAs benzo(k)fluoranteno, benzo(b)fluoranteno, acenafteno, entre outros, têm maior presença em termos de potencial de bioatividade.

Ainda que seja uma ferramenta nova, com limitações e em constante desenvolvimento, as REAs fornecem uma nova perspectiva para o ambiente, integrando os compartimentos água e biota. O potencial de bioatividade de determinados HPAs detectados na água do Ambiente Marinho, foram também detectados no plasma das tartarugas. Isso aproxima os compartimentos e permite rastrear o alcance de contaminações presumidamente locais.

6.5.1.2 msPAF (fração potencialmente afetada por múltiplas substâncias): índice de pressão tóxica a nível de comunidade

O índice msPAF visa estimar a pressão tóxica, exercida pela mistura de contaminantes (orgânicos e metais) da água superficial, a nível de comunidade. O índice é baseado em modelos de distribuições de sensibilidade de espécies (SSDs), derivados de dados de efeitos não-observáveis (NOEC, *no observed effect concentration*) ou de dados de concentração efetiva mediana (EC50, *effective median acute concentration*). POSTHUMA et al. (2019) consolidou e disponibilizou os parâmetros das SSDs NOEC e EC50 (ponto médio e inclinação) para 12.386 substâncias químicas.

Com os parâmetros disponibilizados em POSTHUMA et al. (2019) e assumindo que todos os contaminantes agem de forma aditiva das concentrações (DE ZWART & POSTHUMA, 2005), é possível estimar a pressão tóxica potencial associada a um único contaminante (PAF) ou à mistura de contaminantes (msPAF) a partir de duas abordagens:

i) A partir de SSDs NOEC, que estão alinhadas a práticas globais de avaliação de qualidade ambiental, operando através de limites protetivos como PNEC ou outros padrões de qualidade (POSTHUMA et al., 2019). Exposições observadas abaixo do limite de $PAF_NOEC_{máx} = msPAF_NOEC_{máx} = 0.05$ implicam em ambientes “suficientemente protegidos”, com baixo ou nenhum impacto. Em termos regulatórios, isso significa que 95% das espécies estariam protegidas contra efeitos adversos de contaminação.

ii) A partir de SSDs EC50, que estão alinhados a práticas globais de avaliação e classificação de impacto ecológico utilizados pela Diretiva-Quadro da Água (EUROPEAN COMMISSION, 2000). O $msPAF_EC50$ indica a probabilidade de efeitos a nível de população (e.g., reprodução, crescimento, desenvolvimento) em metade das espécies, ou seja, indica risco à biodiversidade (WANG et al., 2021). Portanto, exposições acima do limite de referência $msPAF_EC50_{máx} = 0.05$ implicam em impactos na biodiversidade.

msPAF_NOEC:

A Figura 43 apresenta a variação do $msPAF_NOEC$ ao longo dos anos de monitoramento do PMBA/Fest (Ano 1: out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 - excepcionalmente neste ano, em razão das limitações provocadas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso; Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23), considerando os períodos chuvosos (outubro à março) e secos (abril à setembro), nas diferentes estações dos Ambientes Dulcícola e Marinho. Os limites estabelecidos pelas cores frias (tons azuis) representam áreas suficientemente protegidas da pressão tóxica, enquanto cores mais quentes representam degradação aumentada, tornando as áreas mais vulneráveis à pressão tóxica exercida pela mistura de contaminantes.

Dentro da abordagem de proteção ambiental do $msPAF_NOEC$, nota-se que em todos os setores o índice esteve muito acima do limite de proteção, especialmente nos dois primeiros anos do monitoramento, sendo observada uma maior contribuição dos contaminantes orgânicos no período chuvoso e dos metais no período seco. Embora haja uma redução do índice ao longo dos anos, indicativo de melhora da qualidade da água, é importante considerar as mudanças na malha amostral, na periodicidade de amostragem e na abrangência de substâncias quantificadas ao longo dos anos do PMBA/Fest. Especificamente, o setor Sul do Ambiente Marinho foi removido da malha amostral em 2020 e, em 2022, a quantificação dos contaminantes orgânicos foi descontinuada.

Evidentemente, isso influencia a capacidade de caracterização do espaço químico de um índice que contempla o efeito da mistura. Entretanto, ao integrar a contaminação com e sem orgânicos, foi viável traçar um comparativo e compreender a presença e o potencial de toxicidade dos metais na água superficial. Adicionalmente, foi possível atestar a capacidade do PMBA/Fest de avaliar e identificar impactos frente às modificações. O índice foi calculado incluindo os contaminantes orgânicos e metais (Figura 43a), e apenas para os metais (Figura 43b), permitindo assim o isolamento e acompanhamento do efeito dos metais ao longo dos anos. Observa-se que, mesmo com a redução do escopo, foi possível identificar fragilidades nos setores associadas, principalmente, à presença dos metais. Além disso,

pode-se inferir que a presença dos contaminantes orgânicos aumentam a variabilidade do índice em um cenário de fragilidade já estabelecido pelos metais.

O Ambiente Dulcícola apresentou os valores mais altos, mesmo quando a contribuição dos contaminantes orgânicos foi desconsiderada (Figura 43b), com pouca distinção entre os períodos seco e chuvoso. Entre 2018 e 2020, os fenóis Dinoseb e pentaclorofenol, juntamente com ferro (Fe) e cobre (Cu), contribuíram significativamente para os altos valores dos índices em todos os setores do Ambiente Dulcícola (Figura 44). Entre 2021 e 2022, a presença dos fenóis diminuiu consideravelmente e os metais Fe, Cu e Al compuseram em grande proporção os valores do msPAF. Destaca-se também a contribuição dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) benzo[g,h,i]perileno nos setores Reservatório, Lagos e Lagoas, e do dibenzo[a,h]antraceno no Rio, Lagos e Lagoas a partir de 2019. A presença desses HPAs e do Al aproxima os ambientes, visto que foram detectados na plataforma continental consistentemente e contribuíram para a pressão tóxica da mistura nos setores marinhos.

Diferentemente do observado para o Ambiente Dulcícola, no marinho foi possível identificar uma diferença entre os períodos seco e chuvoso. No Ambiente Marinho, os valores do msPAF_NOEC foram mais variáveis e reduzidos, com algumas estações próximas do limite de proteção, enquanto as estações dos setores Norte e Foz apresentaram maiores variações ao longo do tempo, sendo que, para a Foz, em geral, maiores valores do msPAF_NOEC foram observados nos períodos chuvosos (da Foz para o sul), enquanto que para o Norte, os maiores valores foram observados nos períodos secos (Figura 43). Fe, Cu, Zn e Al foram os metais que mais contribuíram para os valores do índice ao longo de todos os anos, e em todos os setores (Figura 44). O HPA benzo[g,h,i]perileno teve importante contribuição em 2018 e em 2020 juntamente dibenzo[a,h]antraceno. Em 2019, ano em que os Ambientes Dulcícola e Marinho estavam altamente fragilizados, os metais contribuíram em grande medida em todos os setores. Neste ano, o mercúrio (Hg) contribuiu para os índices elevados especialmente nos setores Sul e Abrolhos. A partir de 2022, observa-se que além dos metais citados, prata (Ag) passa a uma concentração que contribui para pressão tóxica.

Figura 43: Mapa com a distribuição do msPAF_NOEC ao longo dos anos nos Ambientes Dulcícola e Marinho, considerando a variabilidade sazonal do índice (i.e., variabilidade entre os períodos seco e chuvoso). a) Distribuição do msPAF_NOEC considerando contaminantes orgânicos e metais para o cálculo do índice. Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos Ambientes Dulcícola e Marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de orgânicos e metais quantificadas na água superficial. b) Distribuição do msPAF_NOEC considerando apenas os metais para o cálculo do índice. Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos Ambientes Dulcícola e Marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de metais dissolvidos quantificadas na água superficial.

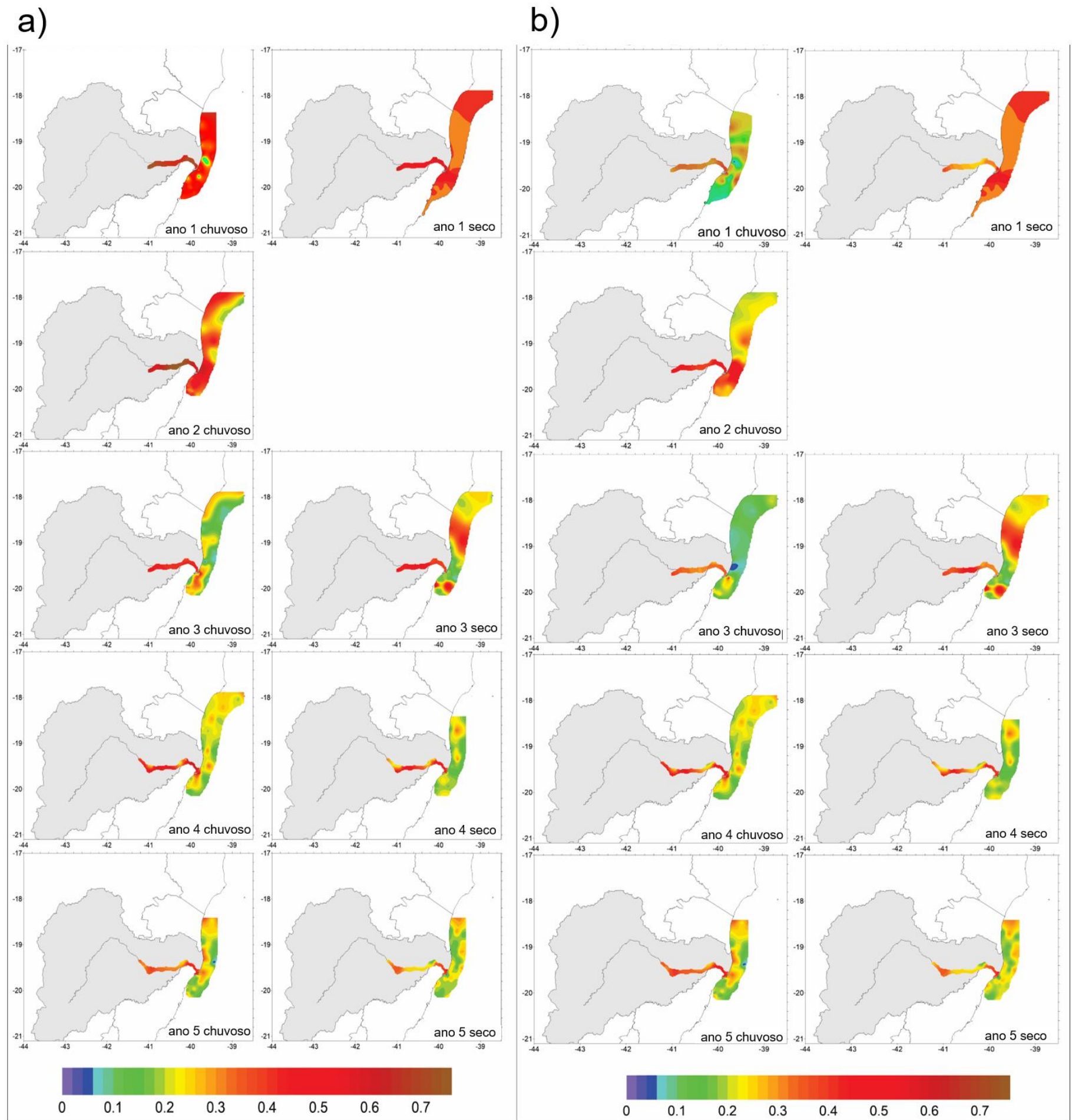
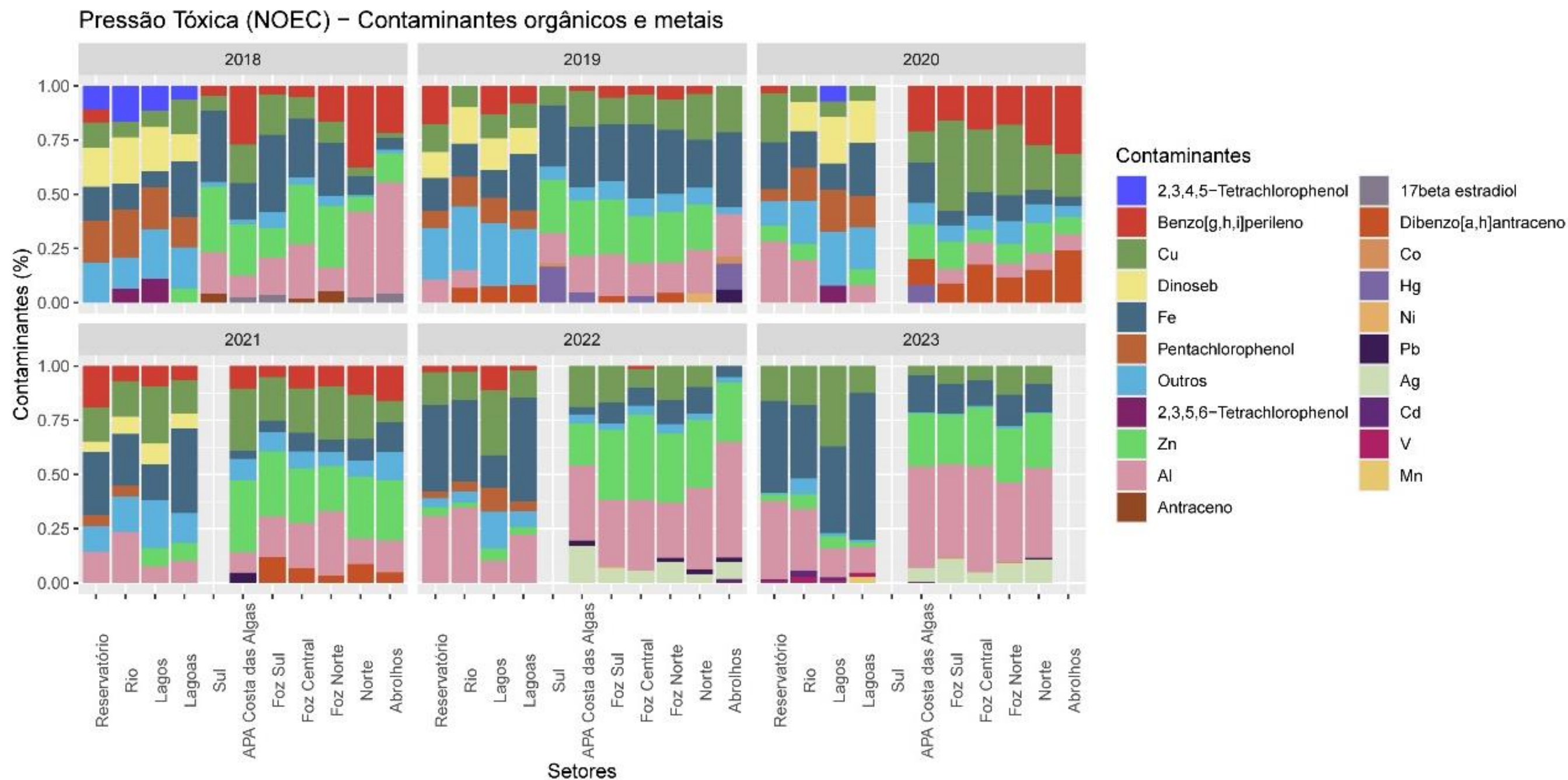


Figura 44: Proporção da contribuição dos contaminantes orgânicos e metais para os valores do msPAF_NOEC encontrados nos setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho ao longo dos anos.



msPAF_EC50

A Figura 45 apresenta a variação do msPAF_EC50 ao longo do monitoramento (de monitoramento do PMBA/Fest (Ano 1: out-18 à set-19; Ano 2: out-19 à set-20 - excepcionalmente neste ano, em razão das limitações provocadas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso; Ano 3: out-20 à set-21; Ano 4: out-21 à set-22 e Ano 5: out-22 à set-23), considerando os períodos seco e chuvoso, nas diferentes estações do Ambiente Dulcícola e Marinho. Os limites estabelecidos pelas cores frias (tons azuis) representam áreas onde o nível de impacto é reduzido e não há risco de perda de espécies ou à biodiversidade, enquanto cores mais quentes representam risco aumentado de perda de espécies ou à biodiversidade. Assim como o msPAF_NOEC, o msPAF_EC50 foi calculado para orgânicos e metais (Figura 45a) e apenas para os metais (Figura 45b).

Dentro da abordagem de proteção ambiental do msPAF_NOEC, nota-se que em todos os setores o índice esteve muito acima do limite de proteção, especialmente nos dois primeiros anos do monitoramento, sendo observada uma maior contribuição dos contaminantes orgânicos no período chuvoso e dos metais no período seco. Embora haja uma redução do índice ao longo dos anos, indicativo de melhora da qualidade da água, é importante considerar as mudanças na malha amostral, na periodicidade de amostragem e na abrangência de substâncias quantificadas ao longo dos anos do PMBA/Fest. Especificamente, o setor Sul do Ambiente Marinho foi removido da malha amostral em 2020 e, em 2022, a quantificação dos contaminantes orgânicos foi descontinuada.

Evidentemente, isso influencia a capacidade de caracterização do espaço químico de um índice que contempla o efeito da mistura. Entretanto, ao integrar a contaminação com e sem orgânicos, foi viável traçar um comparativo e compreender a presença e o potencial de toxicidade dos metais na água superficial. Adicionalmente, foi possível atestar a capacidade do PMBA/Fest de avaliar e identificar impactos frente às modificações. O índice foi calculado incluindo os contaminantes orgânicos e metais (Figura 45a), e apenas para os metais (Figura 45b), permitindo assim o isolamento e acompanhamento do efeito dos metais ao longo dos anos. Observa-se que, mesmo com a redução do escopo, foi possível identificar fragilidades nos setores associadas, principalmente, à presença dos metais. Além disso, pode-se inferir que a presença dos contaminantes orgânicos aumentam a variabilidade do índice em um cenário de fragilidade já estabelecido pelos metais.

O Ambiente Dulcícola apresentou os valores mais altos, mesmo quando a contribuição dos contaminantes orgânicos foi desconsiderada (Figura 45b), com pouca distinção entre os períodos seco e chuvoso. Entre 2018 e 2020, os fenóis Dinoseb e pentaclorofenol, juntamente com ferro (Fe) e cobre (Cu), contribuíram significativamente para os altos valores dos índices em todos os setores do Ambiente Dulcícola (Figura 46). Entre 2021 e 2022, a presença dos fenóis diminuiu consideravelmente e os metais Fe, Cu e Al compuseram em grande proporção os valores do msPAF. Destaca-se também a contribuição dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) benzo[g,h,i]perileno nos setores Reservatório, Lagos e Lagoas, e do dibenzo[a,h]antraceno no Rio, Lagos e Lagoas a partir de 2019. A

presença desses HPAs e do Al aproxima os ambientes, visto que foram detectados na plataforma continental consistentemente e contribuíram para a pressão tóxica da mistura nos setores marinhos.

Diferentemente do observado para o Ambiente Dulcícola, no marinho foi possível identificar uma diferença entre os períodos seco e chuvoso. No Ambiente Marinho, os valores do msPAF_NOEC foram mais variáveis e reduzidos, com algumas estações próximas do limite de proteção, enquanto as estações dos setores Norte e Foz apresentaram maiores variações ao longo do tempo, sendo que, para a Foz, em geral, maiores valores do msPAF_NOEC foram observados nos períodos chuvosos (da Foz para o sul), enquanto que para o Norte, os maiores valores foram observados nos períodos secos (Figura 45). Fe, Cu, Zn e Al foram os metais que mais contribuíram para os valores do índice ao longo de todos os anos, e em todos os setores (Figura 46). O HPA benzo[g,h,i]perileno teve importante contribuição em 2018 e em 2020 juntamente dibenzo[a,h]antraceno. Em 2019, ano em que os Ambientes Dulcícola e Marinho estavam altamente fragilizados, os metais contribuíram em grande medida em todos os setores. Neste ano, o mercúrio (Hg) contribuiu para os índices elevados especialmente nos setores Sul e Abrolhos. A partir de 2022, observa-se que além dos metais citados, prata (Ag) passa a uma concentração que contribui para pressão tóxica.

Figura 45: Mapa com a distribuição do msPAF_EC50 ao longo dos anos nos Ambientes Dulcícola e Marinho, considerando a variabilidade sazonal do índice (i.e., variabilidade entre os períodos seco e chuvoso). a) Distribuição do msPAF_EC_50 considerando contaminantes orgânicos e metais para o cálculo do índice. Cores mais quentes representam uma maior probabilidade dos Ambientes Dulcícola e Marinho não estarem suficientemente protegidos, ou seja, estarem vulneráveis à mistura de orgânicos e metais quantificadas na água superficial. b) Distribuição do msPAF_EC_50 considerando apenas os metais para o cálculo do índice.

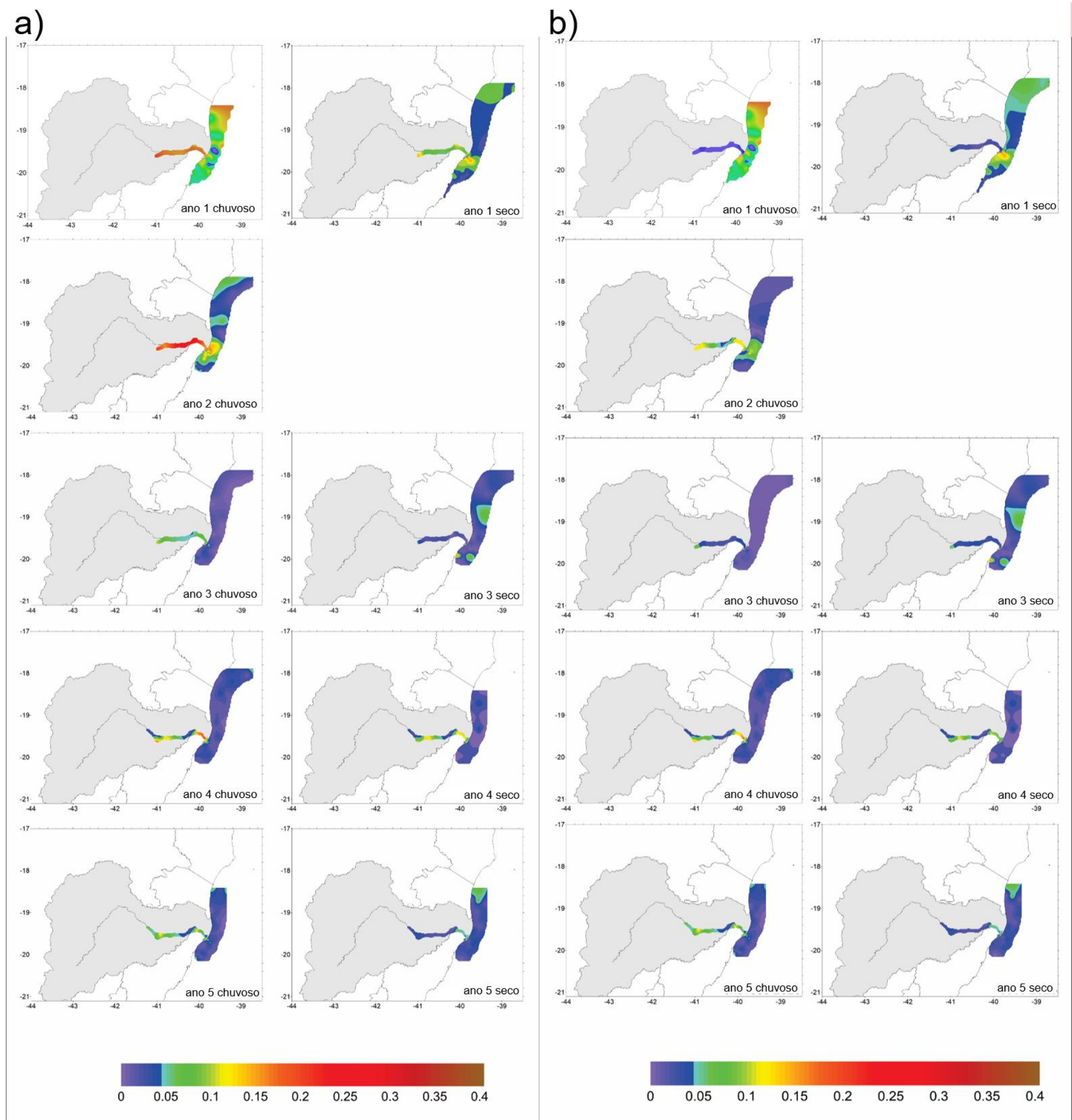
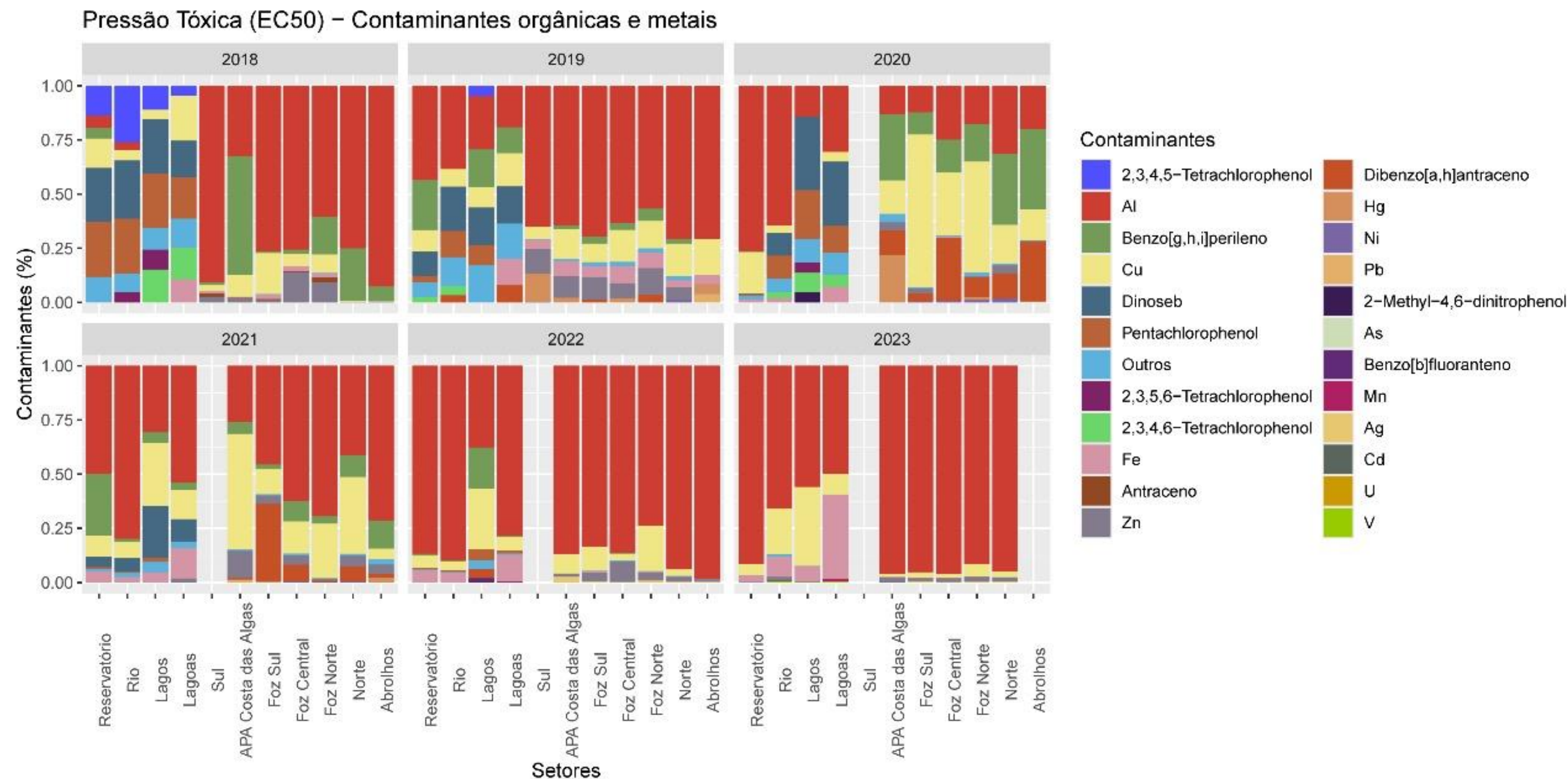


Figura 46: Proporção da contribuição dos contaminantes orgânicos e metais apenas dos metais para os valores do msPAF_EC50 encontrados nos setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho ao longo dos anos.



Na perspectiva de avaliação do estado, de maneira geral, a qualidade da água e sedimento dos ambientes foi caracterizada como moderada ou boa. 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.

Os modelos conceituais das VDAs apresentadas no presente relatório foram construídos para peixes, caranguejo do manguezal, macrofauna benthica de praia e tartarugas marinhas. O objetivo é apresentar vias que podem ser biologicamente plausíveis, compatíveis com os dados gerados pelos PMBA/Fest e, na medida do possível, abrangentes para os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho e seus setores. Os modelos apresentados na Figura 47, Figura 48, Figura 49 e Figura 50 baseiam-se em organismos representativos dos Ambientes monitorados, para os quais há dados ecotoxicológicos e de saúde e com abrangência espacial conectada a outros Temas do PMBA/Fest. Além disso, as vias biológicas associadas a estresse oxidativo são relativamente conservadas em animais (PAMPLONA & COSTANTINI, 2011), podendo ser extrapoladas para outros indivíduos desde que variações na sensibilidade intrínsecas a diferentes espécies sejam consideradas (Ankley et al., 2010)

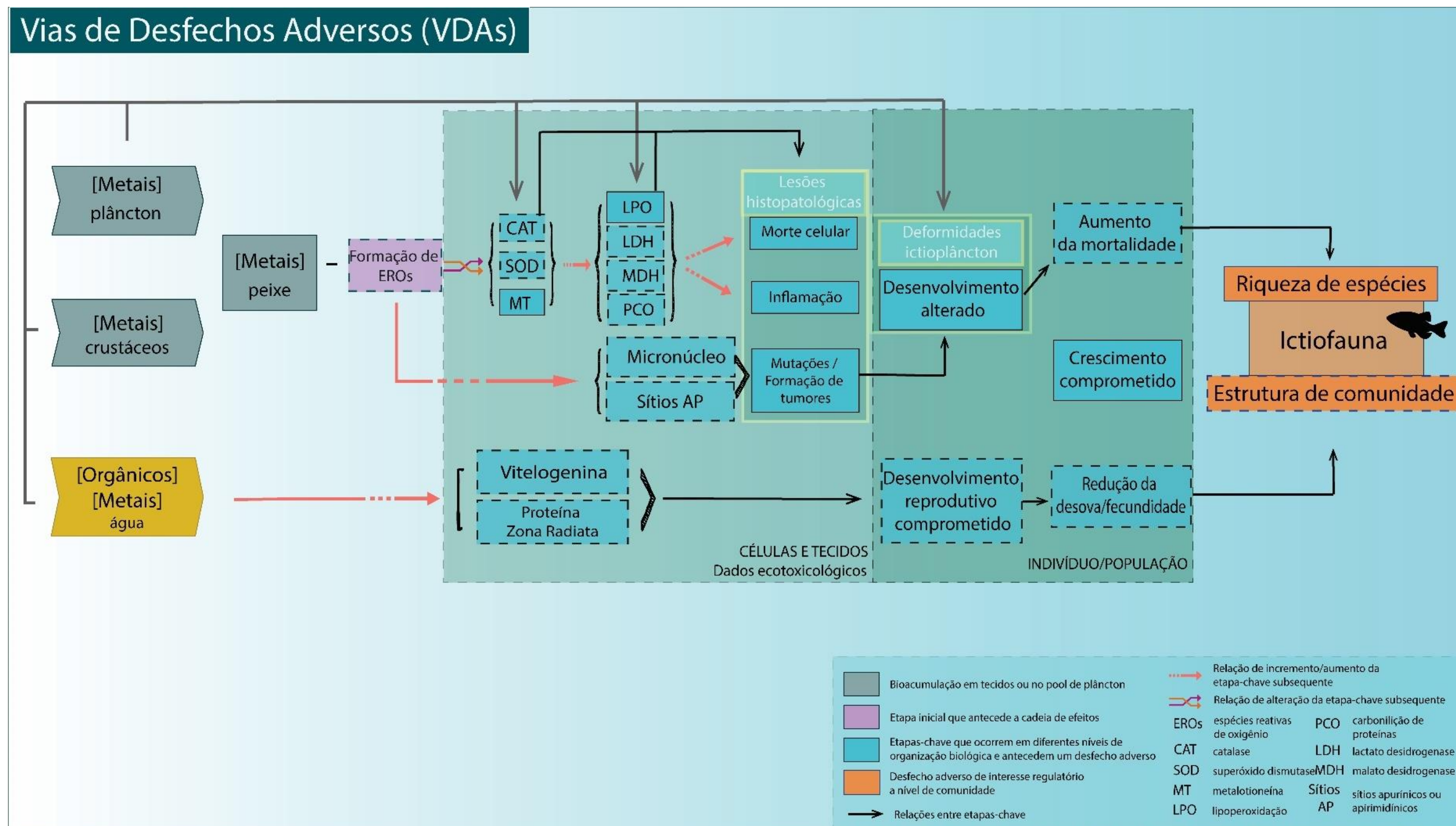
A construção das vias, e sua posterior quantificação, estão alinhadas às metas da proposta da equipe integração (Figura 23) ao que concerne determinação da cadeia de impactos nos diferentes ambientes (*Meta 3*) e identificação de relações causa-efeito a partir de um modelo de estresse ambiental (*Meta 4*) (Plano de Trabalho de Nova Estrutura Integrativa para o PMBA/Fest, 2022). Vale ressaltar que as vias

são pontos de partida para quantificação subsequente das relações. As sequências apresentadas serão testadas, validadas ou não, e atualizadas conforme o avanço analítico, ou seja, os modelos são dinâmicos e as relações podem ser específicas aos ambientes e aos diferentes setores amostrados.

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/>). As vias partem das diferentes fontes de exposição às quais um organismo ou população estão sujeitos. Isso inclui a exposição a contaminantes presentes na água e no sedimento, bem como rotas de exposição relacionadas aos hábitos de vida e fontes de alimento. Nas Figura 46 à Figura 49, as diferentes fontes de exposição estão representadas em setas amarelas. Uma vez expostos a metais e outros contaminantes (direta ou indiretamente associados ao rompimento da barragem), um evento molecular é iniciado, desencadeando eventos-chave subsequentes que podem levar ao desfecho adverso de interesse regulatório. As caixas com linhas contínuas representam eventos-chave adicionados aos modelos estatísticos que visam validar os conceitos aqui apresentados.

Na Figura 47, o principal evento molecular inicial associado a presença de metais é a formação de espécies reativas de oxigênio (EROs) (MARQUES et al., 2022; YANG et al., 2022), o que leva a um aumento do estresse oxidativo representado por uma alteração das defesas antioxidantes (i.e., metalotioneína, catalase (CAT), superóxido dismutase (SOD)) e consequente dano oxidativo em lipídios, proteínas e DNA (i.e., lipoperoxidação (LPO), carbonilação proteica (PCO), sítios apurínicos ou apirimidínicos (sítios AP), micronúcleo). O evento molecular inicial pode ocorrer após bioacumulação nos indivíduos, porém, após a absorção, as interações moleculares entre metais e componentes celulares podem gerar EROs independentemente da bioacumulação e, assim, provocar dano oxidativo (SUN et al., 2022). Sobretudo, o custo energético associado aos efeitos adversos trazidos por essas interações (i.e., indicados nos peixes por alterações nos biomarcadores lactato desidrogenase (LDH) e malato desidrogenase (MDH)), repercute ecologicamente em níveis superiores de organização (GROH et al., 2015; VAN DER OOST et al., 2020). Sendo assim, a persistência de uma alta demanda metabólica e consequentes danos poderão ter efeitos no crescimento, comportamento e estratégias de vida dos organismos.

Figura 47: Modelo conceitual das vias de desfecho adverso da ictiofauna. As setas amarelas mostram as principais fontes de exposição. Caixas em cinza representam metais bioacumulados no em diferentes tecidos dos peixes. A caixa em lilás representa o evento molecular inicial que não é contemplado nos dados do PMBA/Fest, porém é indiretamente mensurado pelas respostas dos biomarcadores. Caixas em azul representam eventos-chave que estão organizados em uma sequência lógica, considerando os diferentes níveis de organização biológica, até o desfecho adverso de interesse regulatório (caixas vermelhas-alaranjadas). 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. No canto inferior direito do diagrama, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.



Para a Ictiofauna, é possível identificar os efeitos dos metais a partir da presença na coluna d'água ou bioacumulado no plâncton e crustáceos. Após a absorção, os metais podem interagir diretamente com componentes celulares provocando estresse oxidativo, bioacumular em brânquias, fígado e músculo. Os efeitos desses processos podem ser observados em diferentes níveis de organização biológica, incluindo danos histopatológicos (BEVITÓRIO et al., 2022), deformidades em estágios iniciais de vida (BONECKER et al., 2019), crescimento comprometido (RRDM, 2022 RT - 39D), redução da diversidade e abundância de espécies, levando a uma desestruturação da comunidade de peixes (CONDINI et al., 2022). Os estudos citados aqui, utilizados como referência para construção dos modelos, são produtos do PMBA/Fest.

Alguns metais (e.g. Hg (mercúrio), Pb (chumbo) e Cu (cobre)) e contaminantes emergentes (e.g. bisfenol A, 17 β -estradiol) podem agir como desreguladores endócrinos, interferindo no funcionamento normal do sistema endócrino, afetando a produção, transporte, metabolismo, ligação ou ação dos hormônios (CHAKRABORTY, 2021; PASCHOALINI et al., 2019). Através da ligação com receptor estrogênio ou outro mecanismo, metais e contaminantes emergentes podem alterar a produção da vitelogenina e proteína zona radiata, ambas as proteínas envolvidas no desenvolvimento dos ovos e na reprodução. Portanto, os modelos apresentados na Figura 47 apontam potenciais vias pelas quais metais e outros contaminantes podem levar ao desfecho adverso de interesse regulatório, i.e., sobre a estrutura de comunidade ou de assembleias de peixes.

Entende-se que a sequência de eventos-chave após a indução de estresse oxidativo tenha ampla aplicação taxonômica e portanto, nas Figura 48 e Figura 49 espera-se que após a exposição a metais e contaminantes orgânicos, caranguejos de manguezal e a macrofauna bêntica respondam a nível celular e populacional de maneira previsível, uma vez que alterações das defesas antioxidantes, bem como aumento dos danos oxidativos nessas espécies foram descritos nos últimos resultados da Ecotoxicologia (RRDM, 2021 RT - 39C), incluindo os do relatório atual (Material Suplementar do Tema Ecotoxicologia – Costeiro).

Figura 48: Modelo conceitual das vias de desfecho adverso dos caranguejos do manguezal. As setas amarelas mostram as principais fontes de exposição. A caixa selecionada representa as concentrações de contaminantes orgânicos e de metais do Ambiente Marinho que podem influenciar as respostas dos caranguejos. Caixas em cinza representam metais bioacumulados no em diferentes tecidos dos caranguejos. A caixa em lilás representa o evento molecular inicial que não é contemplado nos dados do PMBA/Fest, porém é indiretamente mensurado pelas respostas dos biomarcadores. Caixas em azul representam eventos-chave que estão organizados em uma sequência lógica, considerando os diferentes níveis de organização biológica, até o desfecho adverso de interesse regulatório (caixas vermelhas-alaranjadas). 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. No canto inferior esquerdo do diagrama, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.

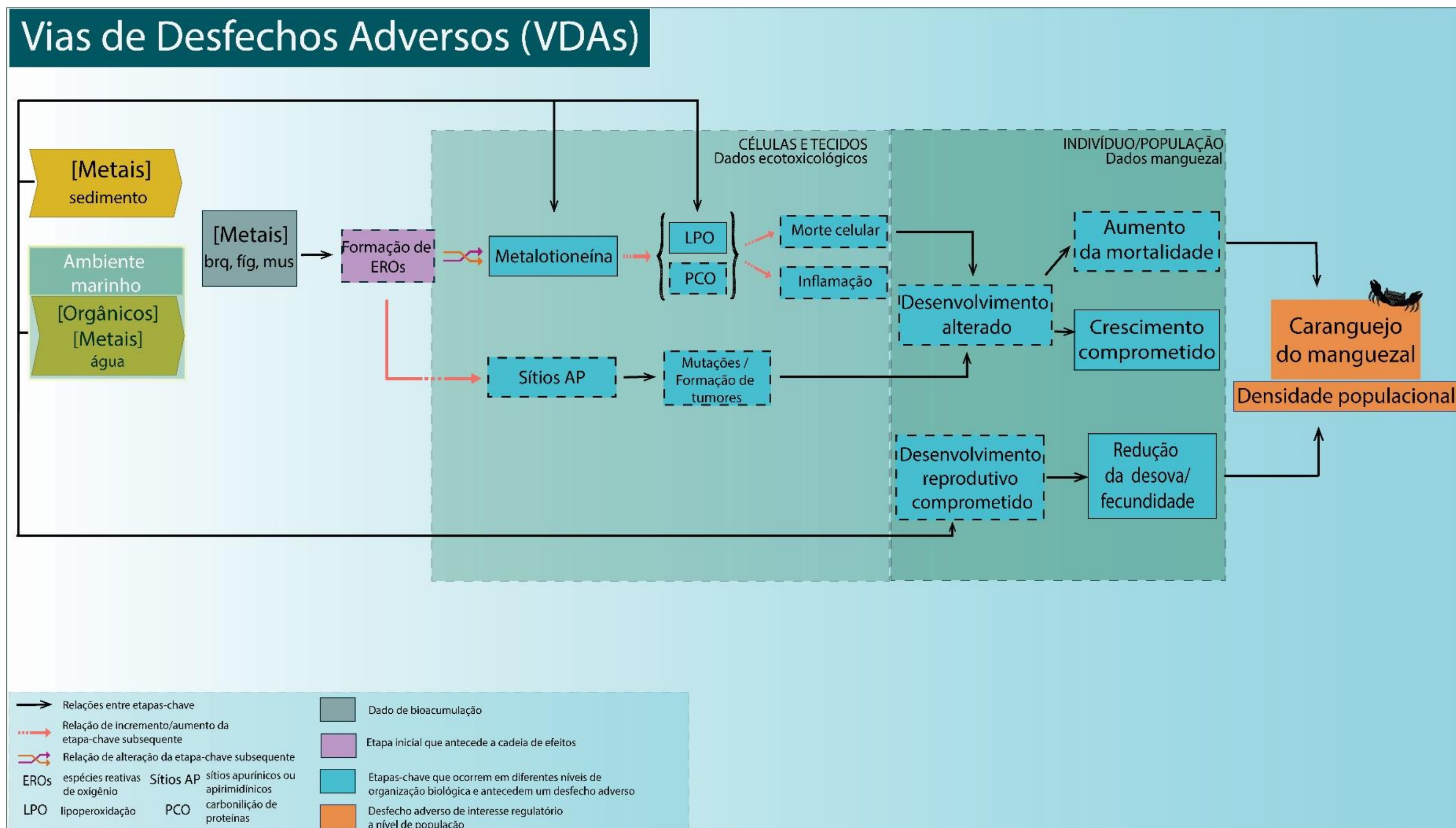
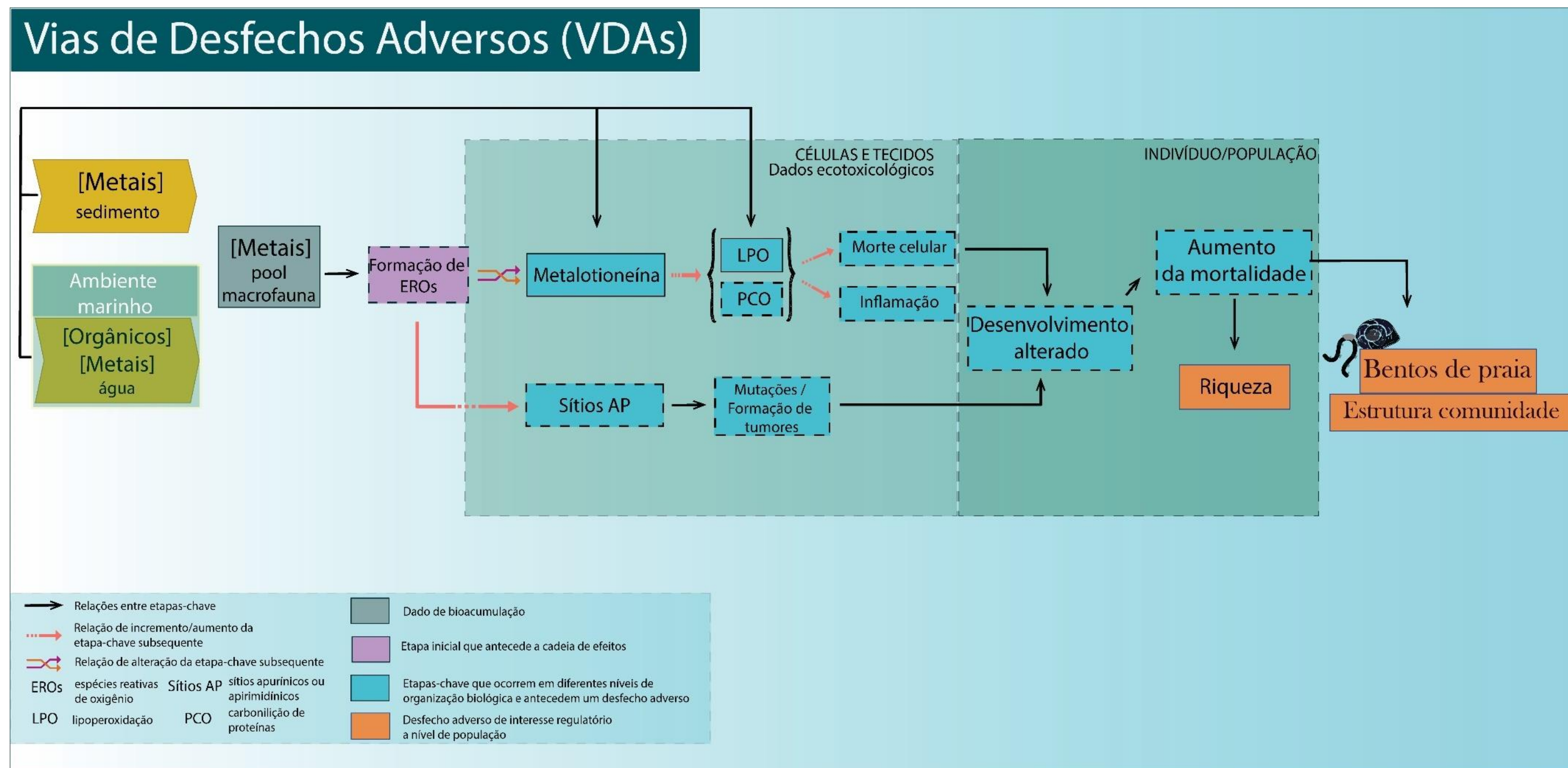


Figura 49: Modelo conceitual das vias de despecho adverso dos macroinvertebrados bênticos de praia. As setas amarelas mostram as principais fontes de exposição. A caixa selecionada representa as concentrações de contaminantes orgânicos e de metais do Ambiente Marinho que podem influenciar as respostas dos caranguejos. Caixas em cinza representam metais bioacumulados no em diferentes grupos integrantes do bentos (i.e., poliquetas, anfípodos, isópodos). A caixa em lilás representa o evento molecular inicial que não é contemplado nos dados do PMBA/Fest, porém é indiretamente mensurado pelas respostas dos biomarcadores. Caixas em azul representam eventos-chave que estão organizados em uma sequência lógica, considerando os diferentes níveis de organização biológica, até o despecho adverso de interesse regulatório (caixas vermelhas-alaranjadas). 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. No canto inferior esquerdo do diagrama, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.

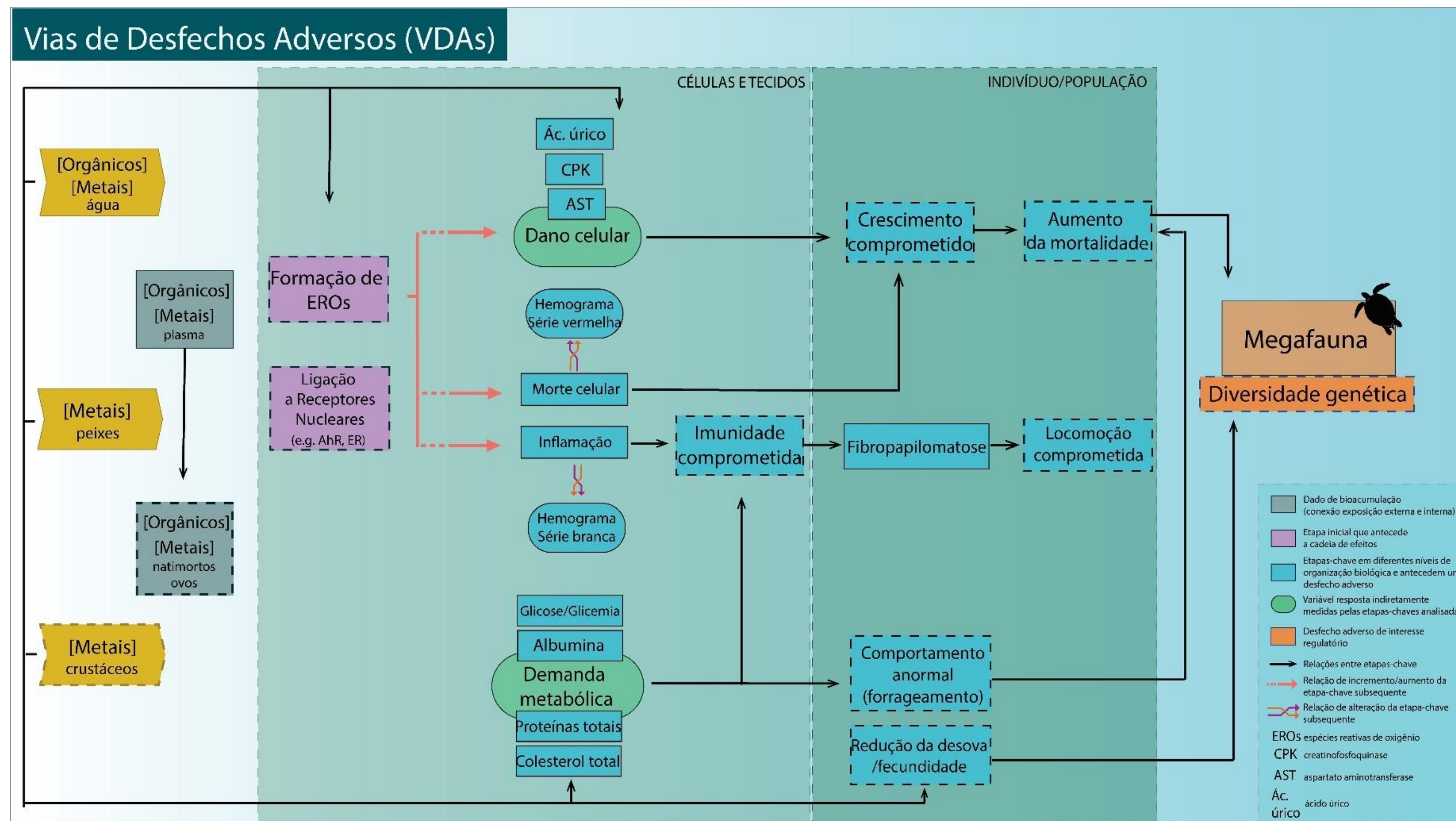


Por fim, na Figura 50, a complexidade das relações entre eventos-chave fica explícita no modelo da VDA da tartaruga marinha, compatível com seu nível trófico. O modelo aponta como os dados de saúde das tartarugas estão relacionados em uma sequência de eventos que pode ter início pela formação de espécies reativas de oxigênio (EROs). Esse evento-chave sucede a exposição e absorção de metais e outros contaminantes a partir da água e outras fontes relacionadas aos hábitos de vida das diferentes espécies de tartaruga (e.g., metais bioacumulados nos peixes e crustáceos).

O estresse oxidativo induzido por metais pode causar danos moleculares e celulares, traduzidos por alterações nas atividades da creatinofosfoquinase (CPK), alanina aminotransferase (ALT), aspartato aminotransferase (AST) (KUMAR et al., 2019; MIGUEL et al., 2022). Esses danos oxidativos podem levar a morte celular e respostas inflamatórias, expressos em alterações significativas da série vermelha e branca do hemograma das tartarugas. Quando persistentes, esses efeitos a nível molecular e celular são traduzidos em alterações do desenvolvimento e comprometimento da imunidade, eventos-chave representados pela alteração no crescimento, morte de indivíduos e presença de fibropapilomatose, que podem ter envolvimento com o desfecho adverso de interesse regulatório, nesse caso, levando a perda da diversidade genética e tamanho da população (RRDM-RT39D, 2022; MIGUEL et al., 2022).

Assim como nas VDAs de peixes, os metais e outros contaminantes aumentam a demanda metabólica dos indivíduos afetados. Esse desgaste energético – traduzido nas tartarugas por alterações em marcadores como glicemia/glicose, colesterol total, albumina e proteínas totais – pode vulnerabilizar os indivíduos, comprometendo a imunidade e o desenvolvimento adequado e consequentemente, levando ao desfecho adverso de interesse regulatório (DA SILVA et al., 2016). Adicionalmente, alguns metais e outros contaminantes podem agir como desreguladores endócrinos, comprometendo o desenvolvimento reprodutivo das tartarugas. Como consequência, pode ocorrer uma redução da fecundidade e postura de ovos associada a presença de metais, afetando significativamente o tamanho da população e diversidade genética.

Figura 50: Modelo conceitual das vias de desfecho adverso da tartaruga marinha. As setas amarelas mostram as principais fontes de exposição. Caixas em cinza representam metais bioacumulados e encontrados em natimortos, ovos (cascas e inteiros) e no plasma. Caixas em lilás representam eventos moleculares iniciais que não são necessariamente contemplados nos dados do PMBA/Fest, porém são indiretamente mensurados pelas respostas dos biomarcadores. Elipses verdes são eventos-chaves medidos indiretamente pelo tema. Caixas em azul representam eventos-chave que estão organizados em uma sequência lógica, considerando os diferentes níveis de organização biológica, até o desfecho adverso de interesse regulatório (caixas vermelhas-alaranjadas). 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. No canto inferior direito do diagrama, encontra-se uma legenda das abreviações e das relações representadas por diferentes setas.



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/ou refinar os modelos conceituais das VDAs, a intensidade e direção 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 MS_Síntese Integrativa – Modelos de Equações estruturais .

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. No caso das tartarugas marinhas, também buscou-se reduzir a grande variedade de dados de saúde em marcadores representativos dos eventos-chave destacados no modelo conceitual (Figura 50).

VDAs com respostas biológicas integradas (IBRs):

Foram exploradas, primeiramente, as relações entre os índices de toxicidade (especificamente, msPAF_EC50) de qualidade de sedimento apresentados na subseção 6.4.3(SQG-q) e do sinal do rejeito (IMS), respostas biológicas integradas (IBR bioacumulação e IBR biomarcador) do plâncton, crustáceos e peixes dulcícola e marinhos, caranguejos do manguezal e da macrofauna bêntica de praia, com respostas em níveis de organização superiores (Figura 51). A nível de indivíduo, estão presentes o fator de condição de *Fulton* para os peixes dulcícola e marinho, enquanto tamanho e densidade populacional para o caranguejo do manguezal e a riqueza de espécies para a macrofauna bêntica de praia. Todos os modelos apresentados possuem bom ajuste (C de Fisher > 0.05) e nenhuma relação indireta foi indicada.

Através das relações entre os índices integrados (IBR bioacumulação e biomarcador), no Ambiente Dulcícola, observa-se uma associação significativa e positiva entre a bioacumulação de metais do plâncton e de crustáceos com os metais bioacumulados em peixes (Figura 51a). A mistura de contaminantes (orgânicos e metais), representada pelo índice de pressão tóxica (msPAF_EC50) esteve negativamente associada aos biomarcadores dos peixes e ao fator de condição de espécies de peixe introduzidas, i.e., em locais com risco elevado à biodiversidade, há impacto negativo a nível de indivíduo, sem esse padrão levar necessariamente um aumento do IBR biomarcador.

Já no Ambiente Marinho, apenas a bioacumulação e os biomarcadores de peixe IBR_peixe_ba e IBR_peixe_bm, respectivamente) tiveram relações significativas com os preditores (Figura 51b). A bioacumulação dos peixes esteve positivamente associada à bioacumulação dos crustáceos, apresentando forte variação de campanha para a campanha (Tabela 1, MS_Síntese Integrativa - ToxIndex_VDAsSEM). O IBR biomarcador dos peixes esteve negativamente associado ao sinal do rejeito, i.e., onde o IMS apontou forte presença do rejeito, houve um decréscimo dos valores dos biomarcadores.

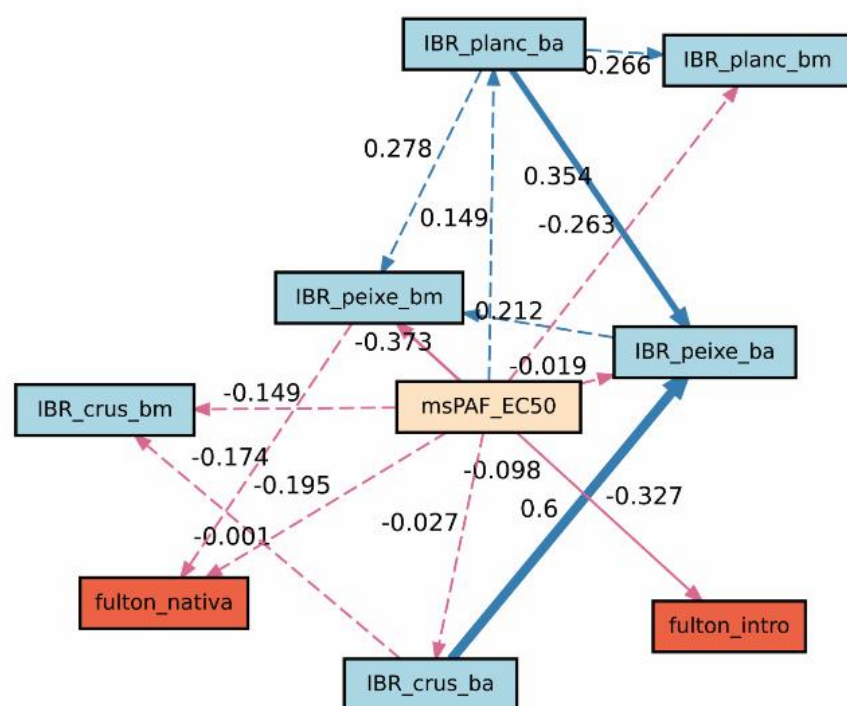
Ainda que pareça uma relação contraintuitiva, a queda dos valores de IBR associada à presença do rejeito pode ter relação forte com a complexidade da resposta biológica ao estresse oxidativo induzido por metais. Níveis intermediários de estresse oxidativo causam ativação de genes e expressão de proteínas como resposta adaptativa (i.e., levando a um aumento nos níveis de antioxidantes e, potencialmente, a valores de IBR biomarcadores elevados). Entretanto, face a níveis elevados de estresse oxidativo, a sinalização intracelular leva à morte celular programada ou por necrose (BOELSTERLI, 2007). Portanto, a avaliação dos biomarcadores individualmente pode auxiliar o entendimento dos padrões observados para os peixes dulcícola e marinho.

Para o manguezal, o IBR biomarcador dos caranguejos esteve forte e negativamente relacionado ao IBR bioacumulação, semelhante ao observado para os peixes dulcícola e marinho (Figura 51c). A relação positiva entre o SQG-q e o IBR biomarcador indica que em locais com pior qualidade de sedimento, são encontrados maiores valores de IBR associados a aumento dos níveis de danos oxidativos (LPO) e defesas antioxidante (metalotioneína), padrão observado pelo Tema Ecotoxicologia (Material Suplementar do Tema Ecotoxicologia – Costeiro). Essa relação aparentemente contraditória entre bioacumulação, biomarcadores e qualidade de sedimento pode indicar os diferentes mecanismos de estresse induzido por metais, àqueles que alteram os biomarcadores através de bioacumulação e àqueles que resultam diretamente da exposição aos metais no ambiente. Além do IBR biomarcador, a fecundidade (número de ovos/fêmea) esteve positivamente associada à largura média das fêmeas. Entretanto, houve uma tendência ainda que não significativa ($p=0.08$) de diminuição da fecundidade onde há maior bioacumulação (i.e., IBR bioacumulação mais elevados). Possivelmente, com a continuidade do monitoramento, será possível estabelecer essas conexões de maneira mais concreta.

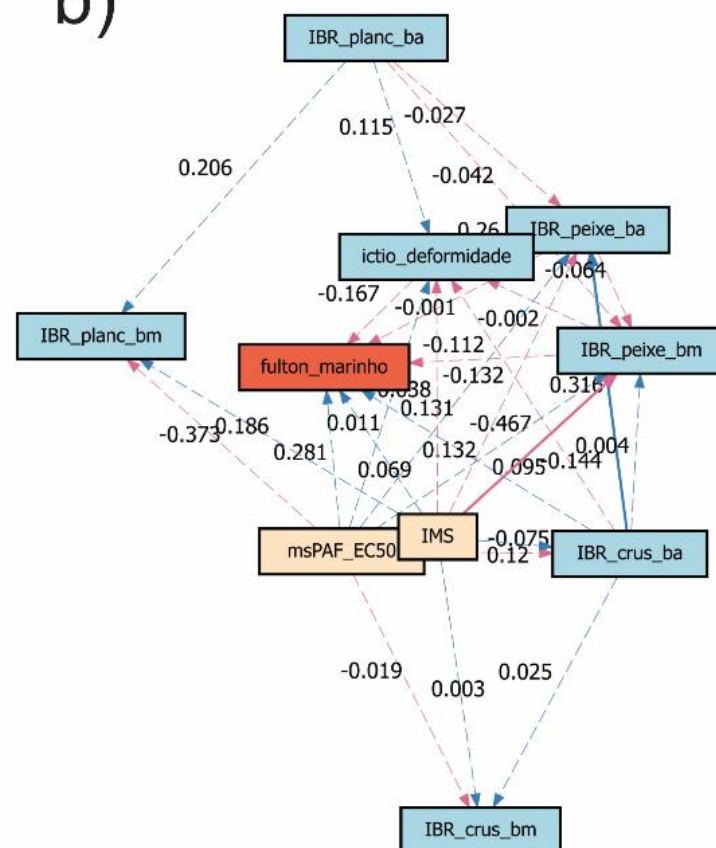
Por fim, para a macrofauna bêntica de praia, o índice de pressão tóxica teve um forte efeito negativo na bioacumulação dos invertebrados (Figura 51d). Como o índice representa condições no Ambiente Marinho, a diminuição da bioacumulação pode estar relacionada a alguns fatores não contemplados no modelo que reduz a exposição de contaminantes provenientes do Ambiente Marinho em áreas costeiras, como a morfodinâmica de praias. Entretanto, a piora na qualidade do sedimento de praia (i.e., maiores valores do SQG-q) estão relacionados a maiores valores do IBR biomarcador, indicando que os metais que são retidos na praia são fontes de estresse e danos para esses grupos de organismos.

Figura 51: Relações entre índices que sintetizam e representam as concentrações de contaminantes na água e no sedimento (i.e., msPAF_EC50 e SQG), os índices de resposta biológica (i.e., IBR bioacumulação e IBR biomarcador), bem como respostas a nível de indivíduo e/ ou população (e.g., tamanho, densidade, riqueza). a) Ambiente Dulcícola: relação os contaminantes detectados na água (msPAF_EC50), bioacumulação do plâncton (IBR_planc_ba), crustáceos (IBR_crus_ba), peixes (IBR_peixe_ba), com os biomarcadores dos peixes (IBR_peixe_bm) e tamanho das espécies introduzidas (fulton_intro) e espécies nativas (fulton_nativa); b) Ambiente Marinho: relação entre os contaminantes detectados na água (msPAF_EC50), sinal da presença do rejeito (IMS), bioacumulação do plâncton (IBR_planc_ba), crustáceos (IBR_crus_ba), peixes (IBR_peixe_ba), com os biomarcadores dos peixes (IBR_peixe_bm), deformidade do ictioplâncton (ictio_deformidade) e com o tamanho dos indivíduos; c) Manguezal: relações entre os contaminantes do Ambiente Marinho (msPAF_EC50), metais no sedimento dos manguezais (SQG), bioacumulação de metais nos tecidos dos carangueijos de manguezal (IBR_ba) com as respostas dos biomarcadores dos carangueijos (IBR_bm), largura média das fêmeas, fecundidade (ovos/fêmea), tamanho médio populacional e, por fim, densidade populacional; d) Praias: relações entre a presença dos contaminantes do Ambiente Marinho (msPAF_EC50), metais presentes no sedimento das praias (SQG), bioacumulação dos metais nos invertebrados de praia (IBR_bioacumulação), com os biomarcadores dos invertebrados (IBR_biomarcador) e a riqueza de espécies do bentos de praia

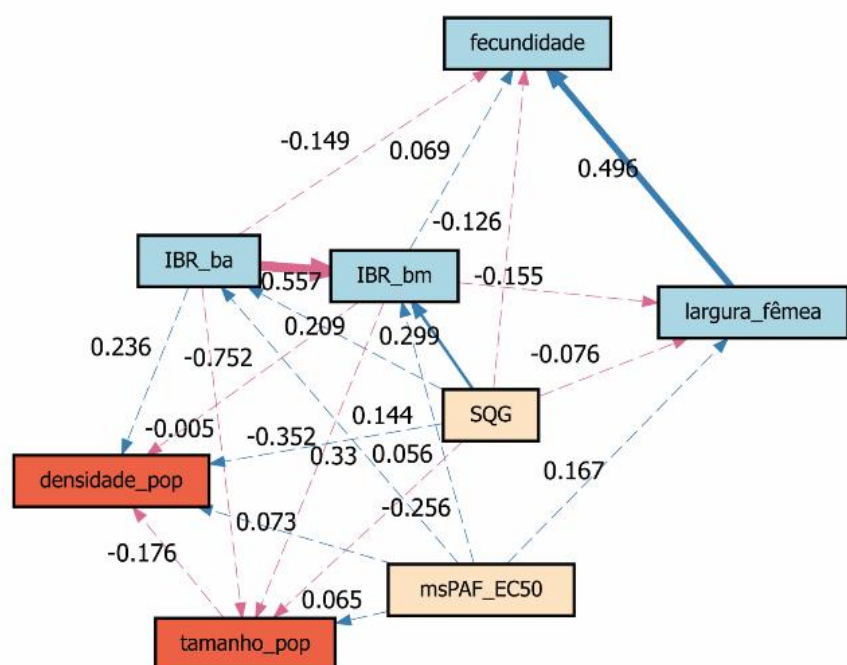
a)



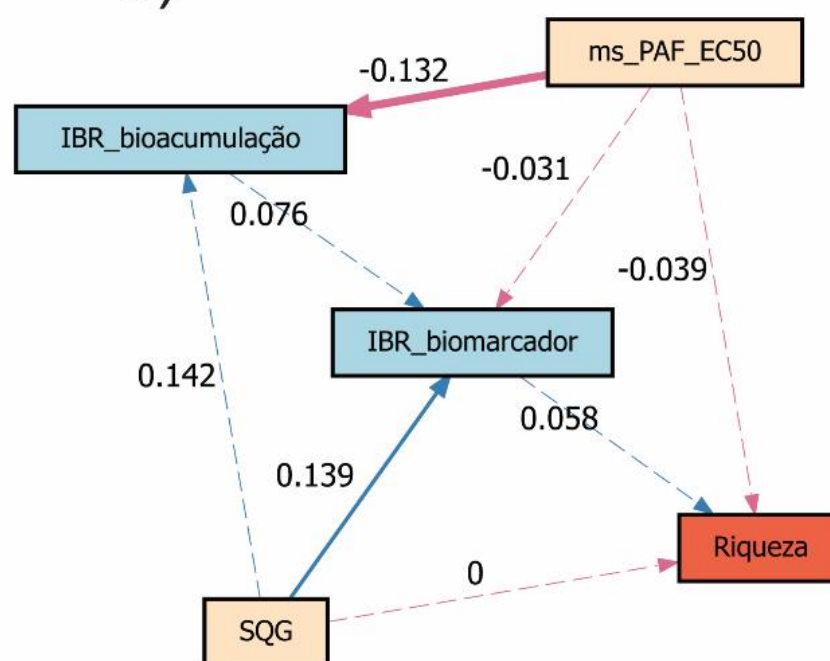
b)



c)



d)



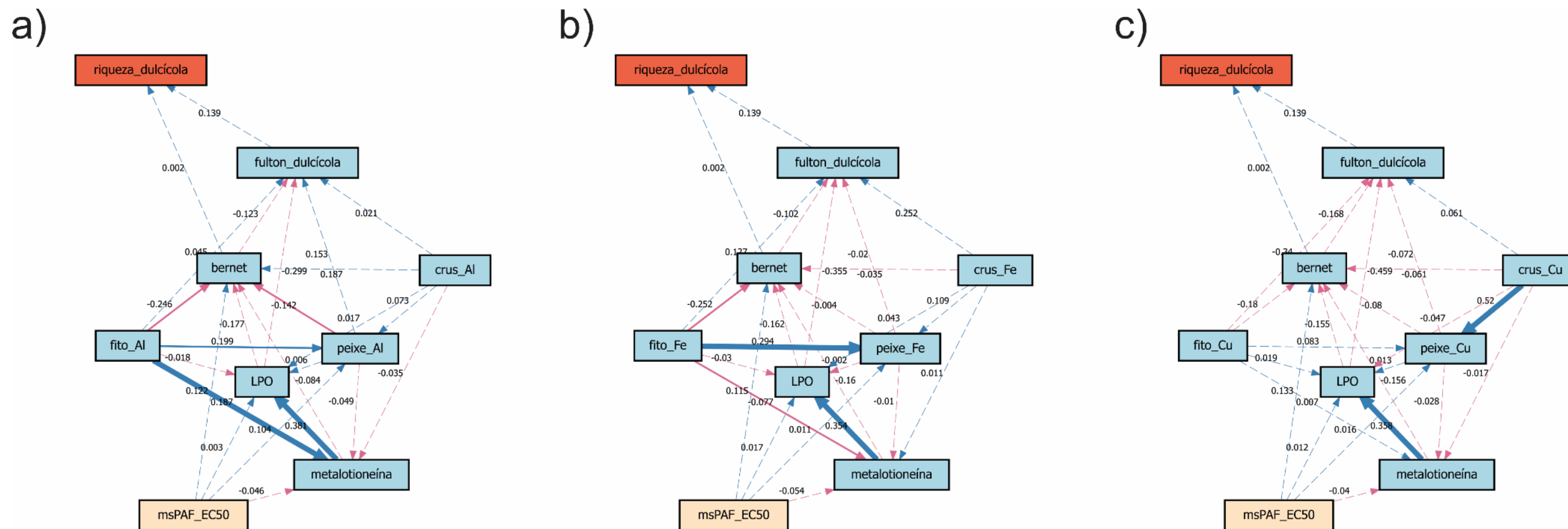
VDA's com respostas de biomarcadores individuais:

Devido à natureza sintética dos índices, a capacidade de estabelecer e explorar os mecanismos de toxicidade e relações com outras variáveis em níveis biológicos superiores (e.g., riqueza de espécies) ficou limitada. Sendo assim, foram testadas relações considerando metais e respostas dos biomarcadores isoladamente, em diferentes níveis de organização biológica: bioacumulação dos principais metais apontados pelo índice de pressão tóxica (i.e., Al, Fe e Cu) em fitoplâncton, crustáceo e peixes, dano oxidativo (LPO), índice de lesão histopatológica (índice de *Bernet*) de peixes. A exposição ambiental foi representada pelos índices de pressão tóxica (msPAF_EC50), de qualidade do sedimento (SQG) e de sinal do rejeito (IMS). Os modelos apresentados também tiveram bom ajuste (C de *Fisher* > 0.05) e o pSEM não apontou relações entre as variáveis além daquelas estabelecidas pelos modelos.

No Ambiente Dulcícola, a bioacumulação de Al, Fe e Cu esteve relacionada às concentrações desses metais bioacumulados no plâncton ou nos crustáceos, à metalotioneína e a lesões em tecidos (Figura 52). Especificamente, a bioacumulação de Al em peixes e a metalotioneína estiveram positivamente associadas à bioacumulação de Al no fitoplâncton, enquanto lesões histopatológicas apresentaram uma relação negativa com o Al bioacumulado no fitoplâncton e nos peixes (Figura 52a). Isso indica que as concentrações no compartimento biota estão relacionadas entre si e são relevantes para as respostas a nível celular e tecidual dos peixes. Além disso, a redução das lesões nos tecidos (i.e., valores baixos do *Bernet*) pode estar sendo mediada por defesas antioxidantes das células, como o aumento nos níveis de metalotioneína.

Para o Fe, a relação entre bioacumulação de peixes e fitoplâncton foi de maior força e magnitude (Figura 52b). Porém, o Fe bioacumulado nos tecidos dos peixes não apresentou nenhuma relação significativa com as demais respostas. O Fe bioacumulado no fitoplâncton, por outro lado, está negativamente associado à metalotioneína e ao *Bernet*. Possivelmente, outros mecanismos não contemplados nos modelos estão levando a redução de lesões, como a indução de outras defesas antioxidantes. Já para o Cu, apenas a relação entre a bioacumulação de Cu em peixes e crustáceos foi significativamente positiva, indicando que o Cu pode estar exercendo toxicidade por outros mecanismos (Figura 52c). A relação entre a metalotioneína e LPO permaneceu a mesma para todos os metais testados, i.e., níveis altos de metalotioneína associados a níveis altos de dano lipídico com mesma magnitude de efeito.

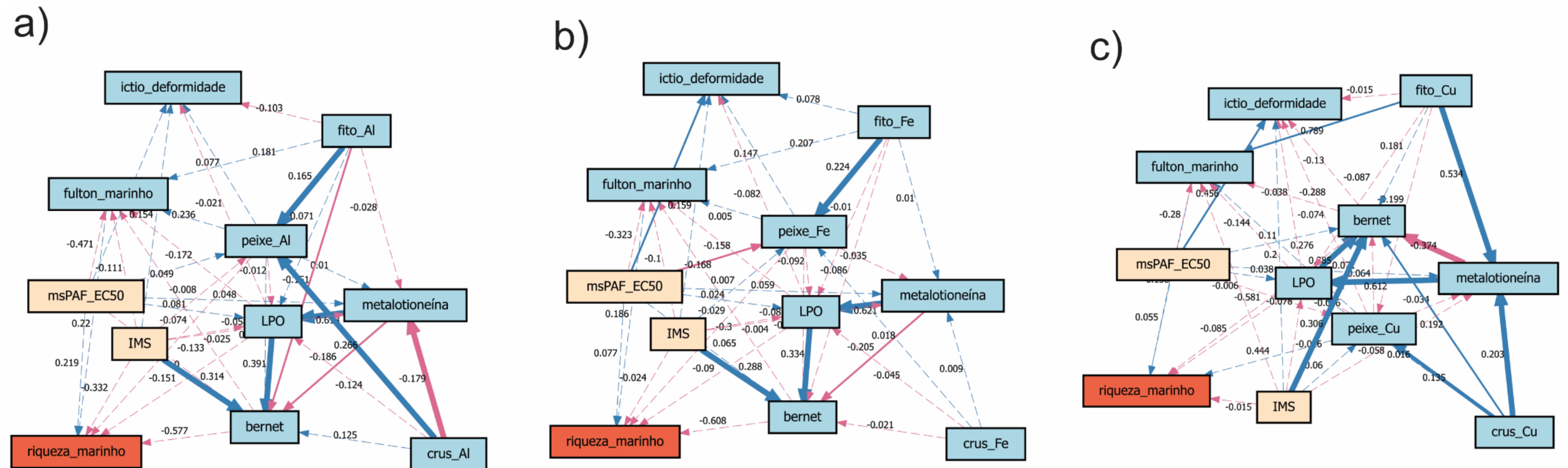
Figura 52: a) Relação do índice de pressão tóxica (msPAF_EC50), bioacumulação de alumínio em peixes (peixe_Al), em crustáceos (crus_Al), em fitoplâncton (fito_Al) do Ambiente Dulcícola, com níveis de metalotioneína, níveis de dano oxidativo em lipídeos (LPO), índice de lesões histopatológicas (Bernet), fator de condição de Fulton (fulton_dulcícola) e a riqueza de espécies b) Relação das mesmas respostas consideração a bioacumulação de b) ferro (Fe) e c) cobre (Cu).



No Ambiente Marinho, a bioacumulação de Al teve relação positiva com o Al acumulado no fitoplâncton e nos crustáceos, corroborando a relação próxima das concentrações no compartimento biota (Figura 53a). A metalotioneína, entretanto, apresentou uma relação negativa com a bioacumulação dos crustáceos. Os resultados indicam que o índice de lesões teve relação significativa com os níveis de metalotioneína, de LPO e com o IMS, indicando que onde há sinal do rejeito, há redução das defesas antioxidantes, maior dano lipídico e maior presença de lesões em tecidos. Esse padrão se repetiu para todos os metais testados, mudando apenas a intensidade da relação metalotioneína -> *Bernet* que se apresentou mais forte com a exposição a Cu.

O Fe bioacumulado em peixes marinhos teve relação positiva com o Fe bioacumulado no fitoplâncton e negativa com o índice de pressão tóxica (Figura 53b). Adicionalmente, tanto para Fe como para Cu (Figura 53c), o índice de pressão tóxica esteve positivamente associado à presença de deformidade no ictioplâncton, i.e., onde houve maior impacto indicado por msPAF_EC50 elevado, observou-se deformidades. A bioacumulação de Cu no fitoplâncton apresentou uma relação positiva com o fator de condição da ictiofauna, i.e., o aumento das concentrações de Cu no plâncton pode contribuir para o *fitness* de peixes.

Figura 53: a) Relação do índice de pressão tóxica (msPAF_EC50), índice da presença do sinal do rejeito (IMS), bioacumulação de alumínio em peixes (peixe_Al), em crustáceos (crus_Al), em fitoplâncton (fito_Al) do Ambiente Dulcícola, com níveis de metalotioneína, níveis de dano oxidativo em lipídeos (LPO), índice de lesões histopatológicas (Bernet), presença da deformidade do ictioplâncton marinho, fator de condição de Fulton (fulton_marinho) e a riqueza de espécies b) Relação das mesmas respostas considerando a bioacumulação de b) ferro (Fe) e c) cobre (Cu).



Nos manguezais, a bioacumulação de Al esteve positivamente associada à qualidade dos sedimentos (SQG-q) (Figura 54a), i.e., quanto pior a qualidade associada a presença de metais, maior a concentração de Al nos tecidos dos caranguejos. Além disso, a piora da qualidade dos sedimentos esteve relacionada a uma redução da largura média da carapaça quando considerando Al e Fe (Figura 54b). Apesar de forte e positivamente associados, a metalotioneína e LPO não tiveram relação significativa com respostas a nível de indivíduo ou população (largura média e densidade, respectivamente). Entretanto, a bioacumulação de ferro (Fe) apresentou uma relação positiva com a metalotioneína, enquanto a bioacumulação de cobre (Cu) mostrou uma tendência, embora não significativa ($p=0.08$), a aumentar os níveis do antioxidante e reduzir significativamente os níveis de dano oxidativo (Figura 54c).

Portanto, pode-se entender que a redução da LPO pode estar sendo mediada por defesas antioxidantes. Apesar dos resultados apresentados na seção 6.4.3 indicarem pouca relação entre o Ambiente Marinho e manguezais, a quantificação das VDAs pelo pSEM aponta alguma influência. O IMS do Ambiente Marinho apresentou uma relação negativa com a bioacumulação, indicando que o sinal do rejeito em áreas marinhas próximas ao manguezal não levou necessariamente a uma maior bioacumulação do Al pelos caranguejos. O índice msPAF_EC50 do ambiente esteve relacionado negativamente a densidade populacional de *Ucides cordatus*, indicando a potencial influência da contaminação marinha nos manguezais como estabelecido no modelo conceitual (Figura 29) e pelos resultados apresentados na seção 6.4.2, que mostram o aumento das concentrações de metais dentro dos manguezais ocorre durante ou após eventos de chuva nas bacias.

Para os macroinvertebrados bênticos de praia, as relações permaneceram as mesmas independente do metal testado. Não houve influência da qualidade do sedimento de praias (SQG-q) ou da pressão tóxica marinha (msPAF_EC50) para a bioacumulação de metais no bentos. A metalotioneína e LPO estiveram positivamente associados e a força dessa relação foi maior quando o Al foi considerado (Figura 55a). A LPO esteve negativamente relacionada à riqueza de espécies, indicando que quando os danos oxidativos aumentam, a riqueza de espécies diminui.

Figura 54: a) Relação do índice de pressão tóxica (msPAF_EC50) do Ambiente Marinho, índice da qualidade do sedimento dos manguezais (SQG), índice da presença do sinal do rejeito (IMS) no Ambiente Marinho, bioacumulação de alumínio nos caranguejos do manguezal (car_Al), com níveis de metalotioneína, níveis de dano oxidativo em lipídeos (LPO), largura média populacional (largura_pop), densidade média populacional da espécie *Ucides cordatus*. Relação das mesmas respostas considerando a bioacumulação de b) ferro (Fe) e c) cobre (Cu).

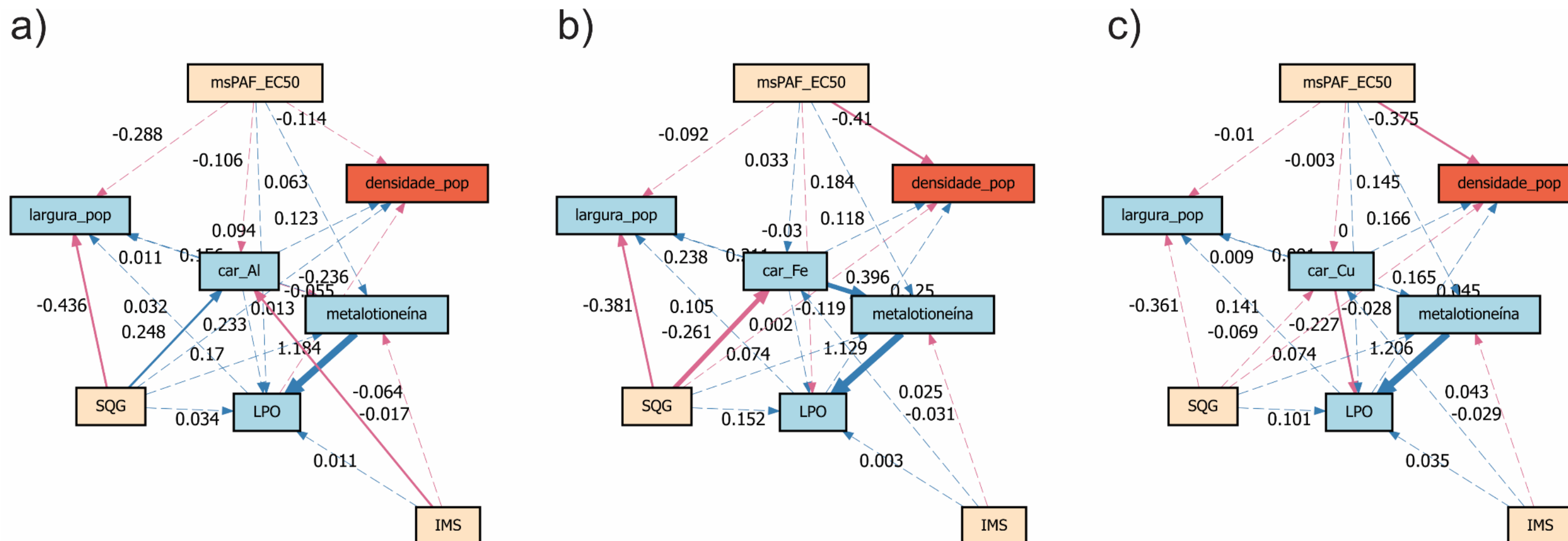
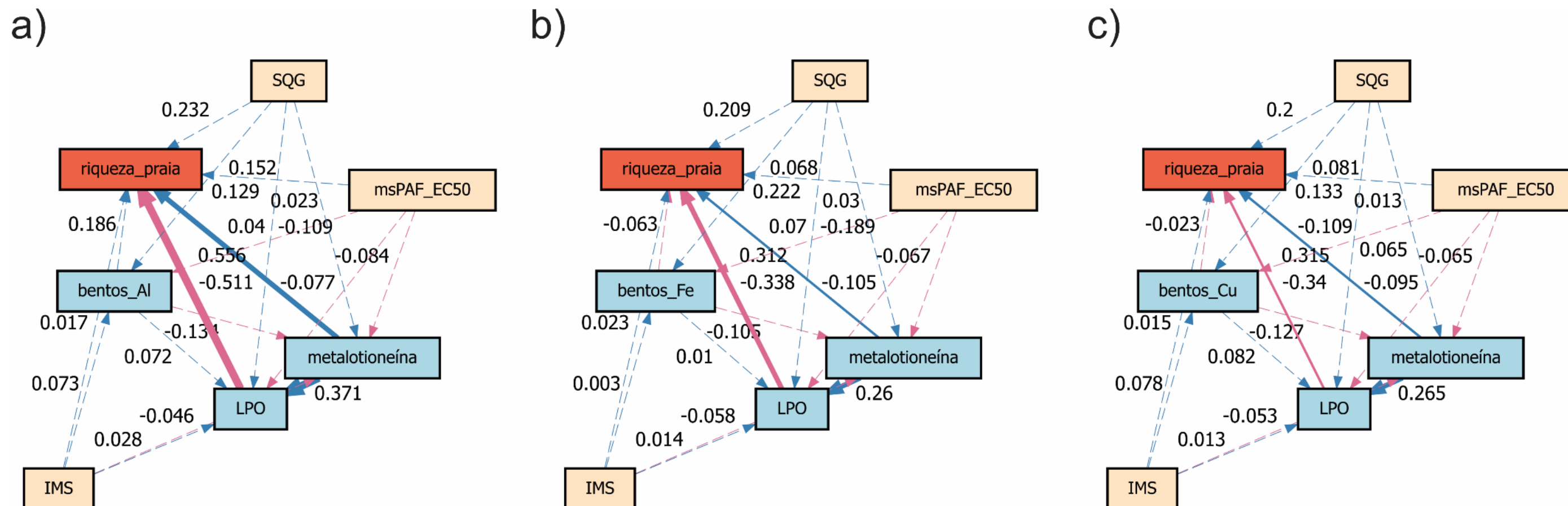


Figura 55: a) Relação entre índice de pressão tóxica (msPAF_EC50) do Ambiente Marinho, índice da qualidade do sedimento das praias (SQG), índice da presença do sinal do rejeito (IMS) no Ambiente Marinho, bioacumulação de alumínio nos macroinvertebrados bênticos de praia (bentos_Al), com níveis de metalotioneína, níveis de dano oxidativo em lipídeos (LPO) e riqueza de espécies. Relação das mesmas respostas considerando a bioacumulação de b) ferro (Fe) e c) cobre (Cu).



VDAs das tartarugas marinhas

A complexidade de respostas das tartarugas marinhas exigiu a redução e seleção de parâmetros representativos da saúde dos indivíduos. Especificamente, o hematócrito é uma métrica da série vermelha do hemograma (i.e., eritrograma) das tartarugas representativa da condição geral dos indivíduos, com valores mais baixos indicando anemia, redução da saúde (YU et al., 2011). A razão heterófilo/linfócito (H/L), métrica obtida da série branca (i.e., leucograma) está relacionada a imunidade inata e adaptativa, podendo refletir exposição crônica a estresse (POLO-CAVIA et al., 2010). A aspartato aminotransferase (AST), creatinofosfoquinase (CPK) e ácido úrico são biomarcadores bioquímicos representativos de estresse e danos em diferentes órgãos. Foi sugerido que o comprimento da carapaça pode ser um importante preditor de muitos marcadores de saúde por ser um *proxy* da idade dos indivíduos (STACY et al., 2023). A fibropapilomatose foi incluída apenas nas pSEM da *Chelonia mydas* porque a ocorrência em *Caretta caretta* foi insuficiente para conduzir análises.

Para indivíduos da espécie *Caretta caretta* amostrados próximos à Foz do rio Doce, as respostas biológicas estiveram significativamente associadas às concentrações de metais no plasma (Figura 56a). Apenas a AST teve uma relação significativamente positiva com o CCC. A concentração de metais nos peixes foi incorporada ao modelo (IBR bioacumulação dos peixes marinhos, IBR_bioac_px) e sua relação com AST, CPK e ácido úrico foi negativa, indicando que onde o IBR foi alto, não houve necessariamente resposta aumentada dos biomarcadores bioquímicos. Porém, a concentração de arsênio (As), Cu e Hg no plasma estavam relacionados ao aumento de marcadores, representando uma redução da saúde dos indivíduos associada à exposição a metais. Esses resultados dialogam com aqueles descritos pelo Tema Tartarugas e podem auxiliar no entendimento da perda de diversidade genética da espécie (Material Suplementar do Tema Tartarugas).

Já para indivíduos da espécie *Chelonia mydas* amostrados próximos à Foz do rio Piraquê-Açu, as concentrações de metais no plasma apresentaram relações não significativas com as respostas, com exceção do cádmio (Cd), cromo (Cr) e Fe (Figura 56b). Especialmente o Fe parece apresentar um efeito protetor, visto que maiores concentrações estão associadas a menor probabilidade de fibropapilomatose e menores níveis de ácido úrico. Entretanto, o índice msPAF_EC50 esteve positivamente relacionado a níveis aumentados de ácido úrico e, em menor intensidade, ao hematócrito, indicando que em locais com maior nível de impacto, houve maior estresse para as tartarugas sem necessariamente levar redução de *fitness*.

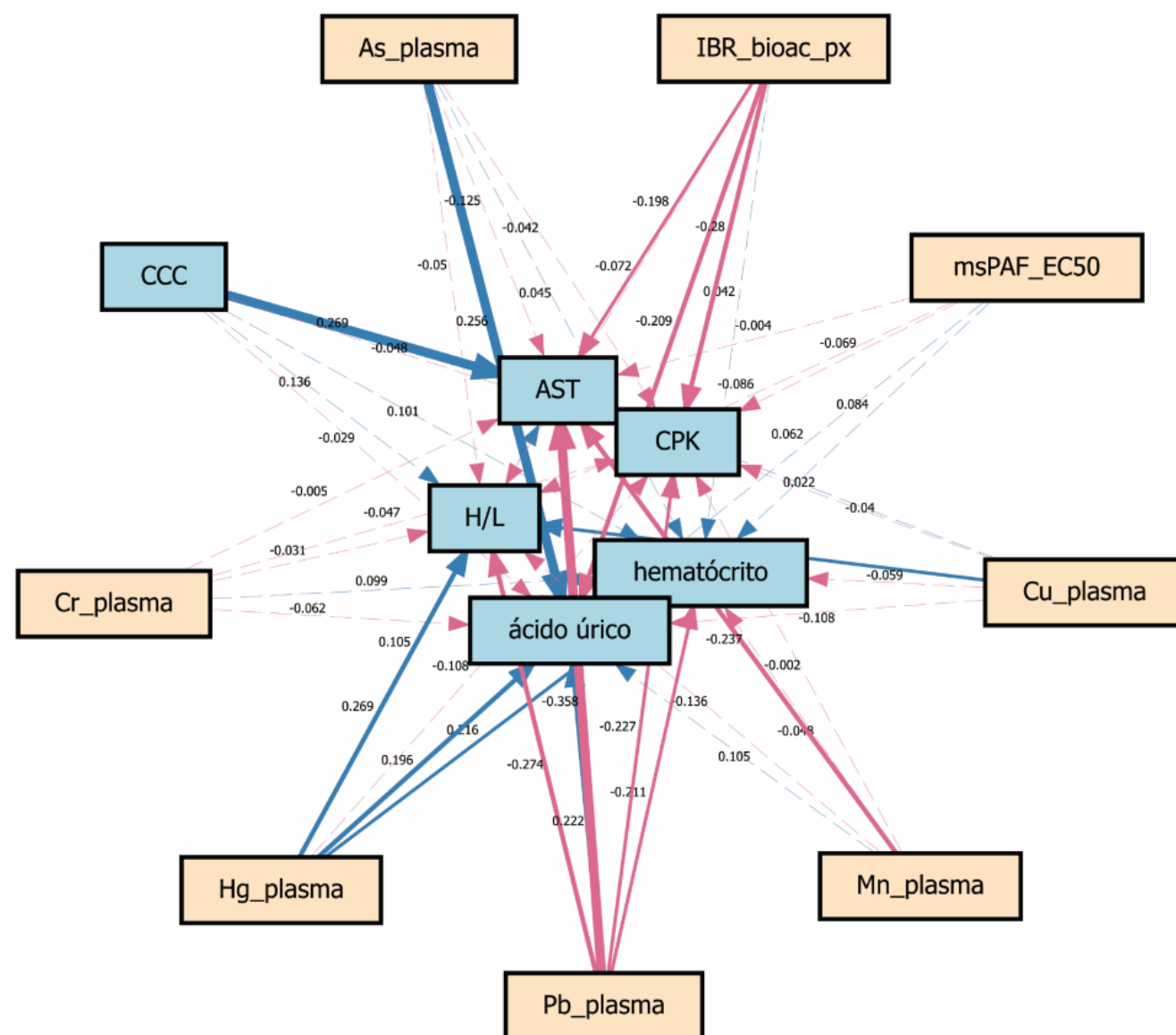
O CCC foi um preditor significativo para o hematócrito e AST, sugerindo que tartarugas maiores podem apresentar níveis mais elevados desses marcadores naturalmente. Porém, a presença de fibropapilomatose esteve negativamente associada ao CCC, indicando que indivíduos menores possuem maior probabilidade de apresentar os tumores. Finalmente, a indução da CPK e a redução do hematócrito estavam fortemente associadas à presença de fibropapilomatose. Considerando os potenciais prejuízos associados aos tumores, a associação com juvenis pode ser uma linha de evidência relevante conectando a incidência com a redução da diversidade genética observada pelo Tema (Material Suplementar do Tema Tartarugas). 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 (Material Suplementar do Tema Tartarugas).

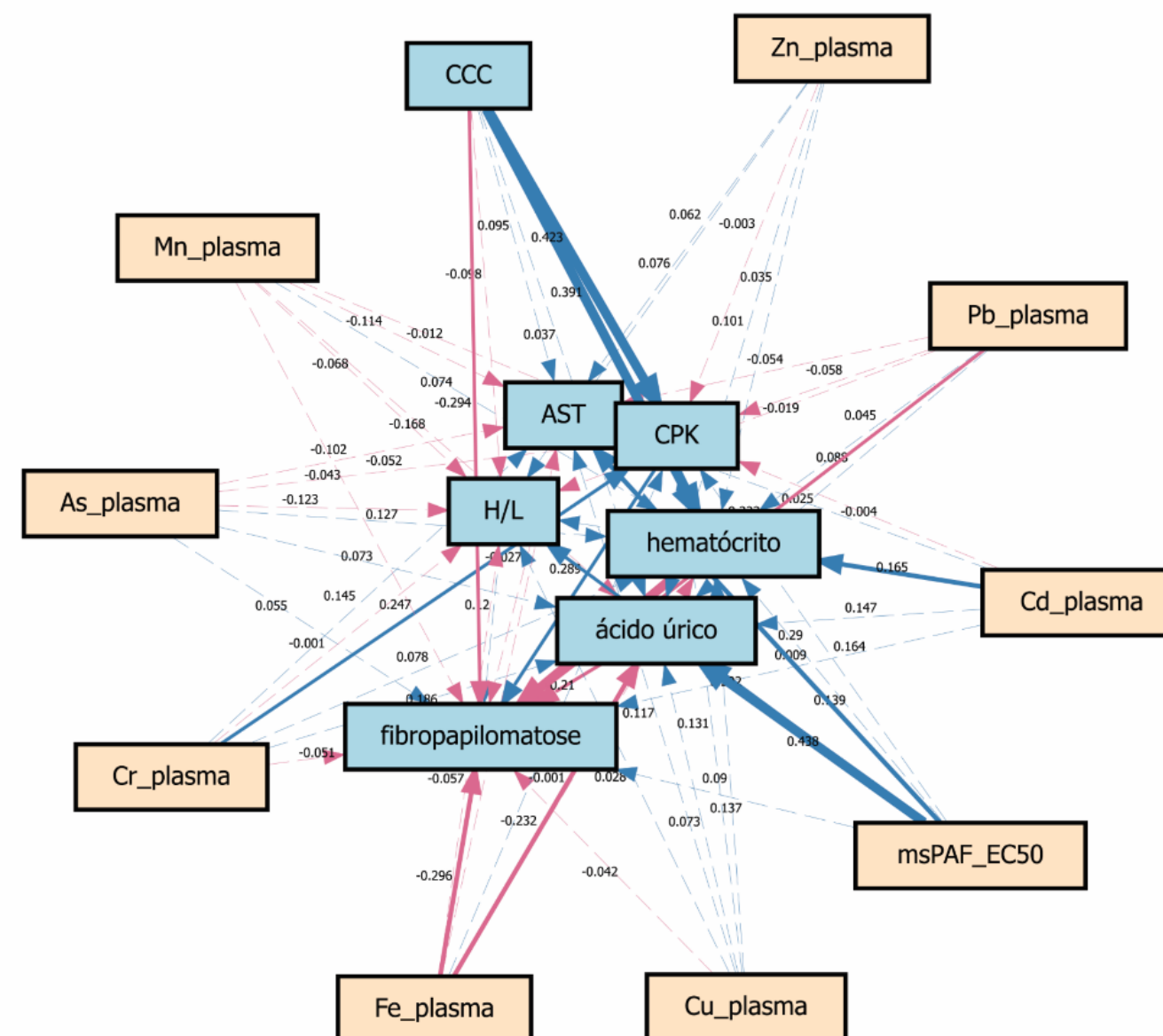
Apesar das respostas terem grande parte de sua variação explicada pelos modelos (Tabela 2, MS_Síntese Integrativa - ToxIndex_VDAsSEM), os pSEM para ambas as espécies não tiveram bom ajuste (Fisher <0.05) devido às relações entre os marcadores de saúde não consideradas nos modelos. Por exemplo, os pSEM indicaram que, para indivíduos da espécie *Caretta caretta*, a atividade da AST pode estar associada a hematócrito, H/L e ácido úrico (Tabela 2, MS_Síntese Integrativa - ToxIndex_VDAsSEM). Enquanto para *Chelonia mydas*, a indução da CPK está relacionada à atividade da AST e ao hematócrito (Tabela 2, MS_Síntese Integrativa - ToxIndex_VDAsSEM). Além de fornecer evidências e contribuir para o entendimento dos efeitos da contaminação nas tartarugas, os modelos pSEM apontaram para relações não consideradas para quantificação das relações. Portanto, os modelos conceituais poderão ser reestruturados a partir dos resultados e, com a continuidade do PMBA/Fest, serem constantemente atualizados.

Figura 56: a) Relação entre contaminantes orgânicos e metais quantificados na água (msPAF_EC50), dos metais acumulados nos tecidos dos peixes (IBR_bioac_px), dos contaminantes orgânicos (EAR) e metais (Pb_plasma, Cr_plasma, As_plasma, Cu_plasma, Hg_plasma, Mn_plasma) circulantes no plasma, bem como o comprimento da carapaça (CCC) com as biomarcadores de saúde (H/L: razão heterófilo/linfócito, AST: aspartato aminotransferase, CPK: creatinofosfoquinase, ácido úrico, hematócrito) dos indivíduos da espécie *Caretta caretta* amostrados na Foz do rio Doce; b) Relação dos contaminantes orgânicos e metais na água superficial (msPAF_EC50), dos metais circulantes no plasma (Pb_plasma, Cd_plasma, As_plasma, Cu_plasma, Mn_plasma, Cr_plasma, Fe_plasma), do comprimento da carapaça (CCC) com os biomarcadores de saúde (H/L: razão heterófilo/linfócito, AST: aspartato aminotransferase, CPK: creatinofosfoquinase, ácido úrico, hematócrito e fibropapilomatose) dos indivíduos da espécie *Chelonia mydas* amostrados na Foz do rio Piraquê-Açu.

a)



b)

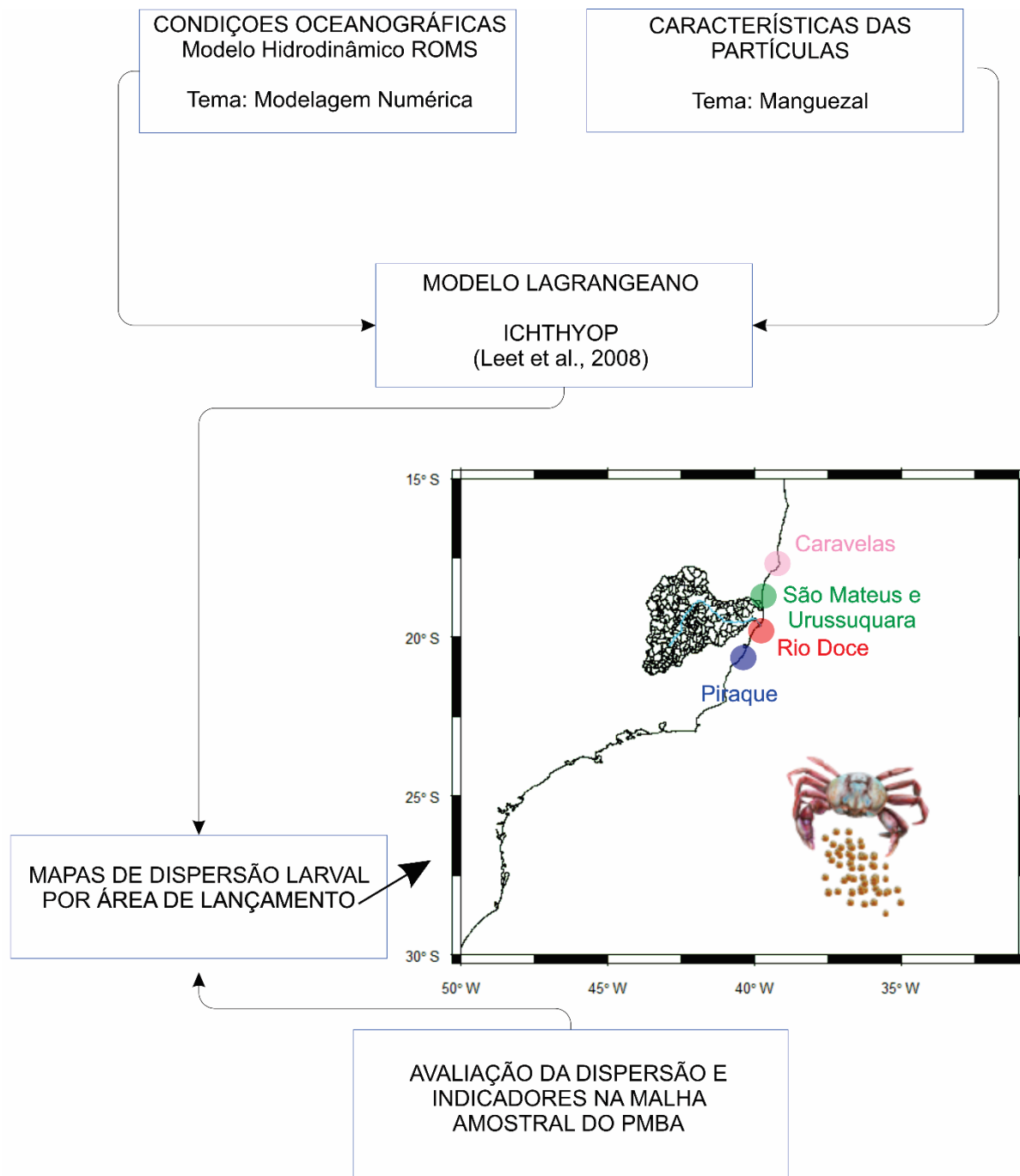


6.5.3 Modelos preditivos da dispersão larval- conexão entre os manguezais e o Ambiente Marinho

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, mesmo os bentônicos e demersais, têm parte de seu ciclo larval no ambiente pelágico, quando são submetidos aos desafios de sobreviver e retornar aos seus locais de assentamento. 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. Esta espécie apresenta 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 avaliar o possível impacto sobre esta espécie costeira durante sua fase marinha. O movimento de larvas entre ambientes costeiros e estuarinos é essencial para a conectividade populacional e manutenção da diversidade genética. A zona costeira do rio Doce ainda apresenta depósitos submersos de sedimentos contendo metais relacionados ao rompimento da barragem de Fundão, 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 sua possível exposição a sedimentos oriundos do rio Doce durante as fases iniciais da espécie, dados sobre as condições oceânicas (obtidos junto ao Tema Modelagem Numérica) e o comportamento reprodutivo da espécie (equipe do Tema manguezal), ou seja, produzidas no âmbito do PMBA/Fest, 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 monitorados pelo PMBA/Fest: (I) Caravelas; (II) São Mateus; (III) rio Doce e (IV) Piraquê Açu/Mirim (mapa da Figura 57); com dispersões simuladas para os meses de desova do *U. cordatus* (janeiro a abril), durante os anos de 2022 e 2023. 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). Finalmente, para verificar o grau de contato com a área de exposição à contaminação, uma camada da área monitorada atualmente pelo PMBA/Fest foi sobreposta à dispersão. Detalhes da análise podem ser visualizados no fluxograma da Figura 57.

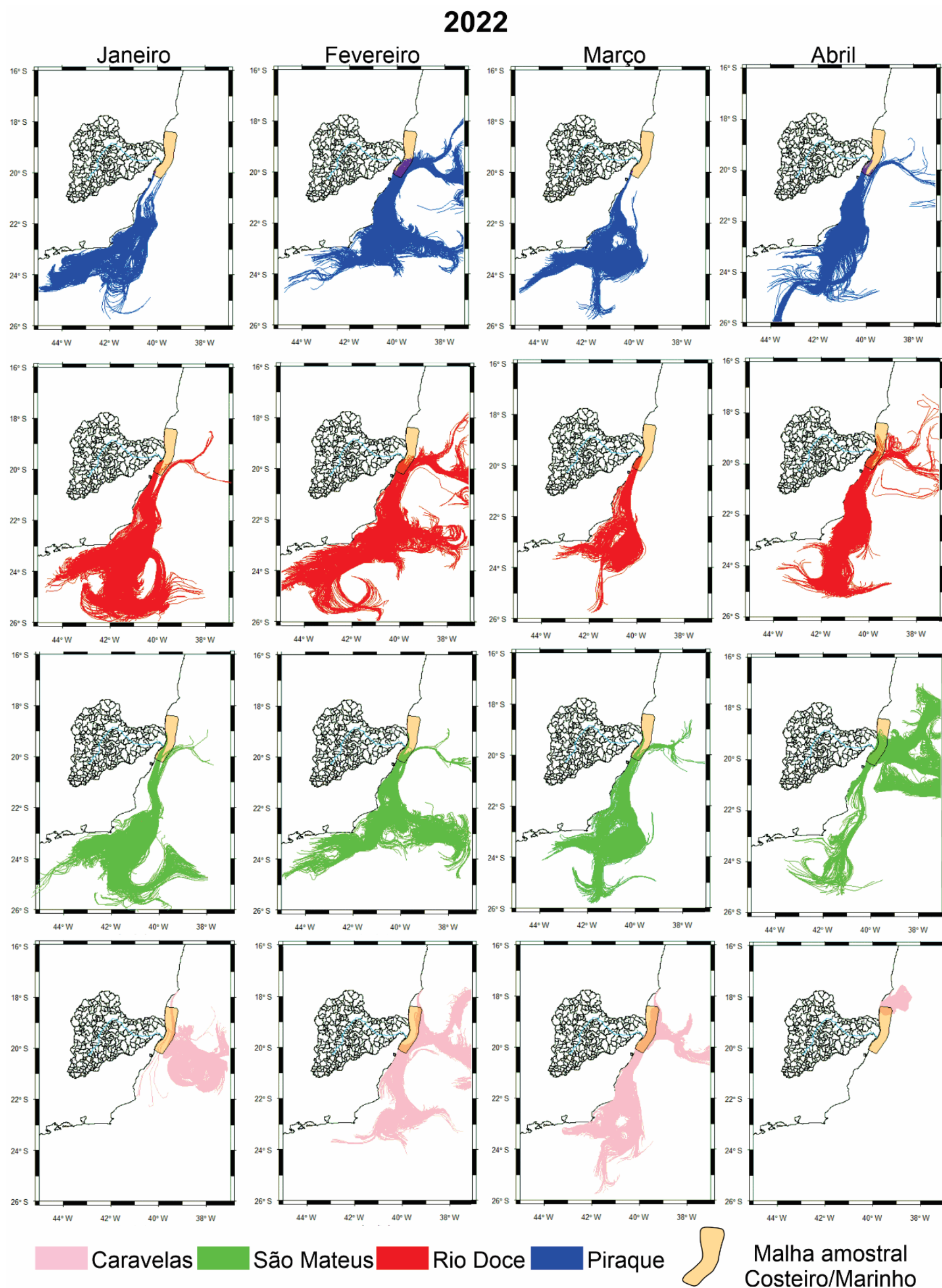
Figura 57: Fluxograma apresentando as etapas da modelagem de dispersão larval do caranguejo *Ucides cordatus*. A imagem mostra a aquisição dos dados das condições oceanográficas (tema Física) e as características das partículas (tema costeiro). Esses dados foram simulados no modelo lagrangeano Ichthyop (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 e 2023 (Figura 58 e Figura 59), e em alguns momentos parte das larvas são transportadas para leste. Durante esses meses grande parte das larvas recruta nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo. No mês de abril, a

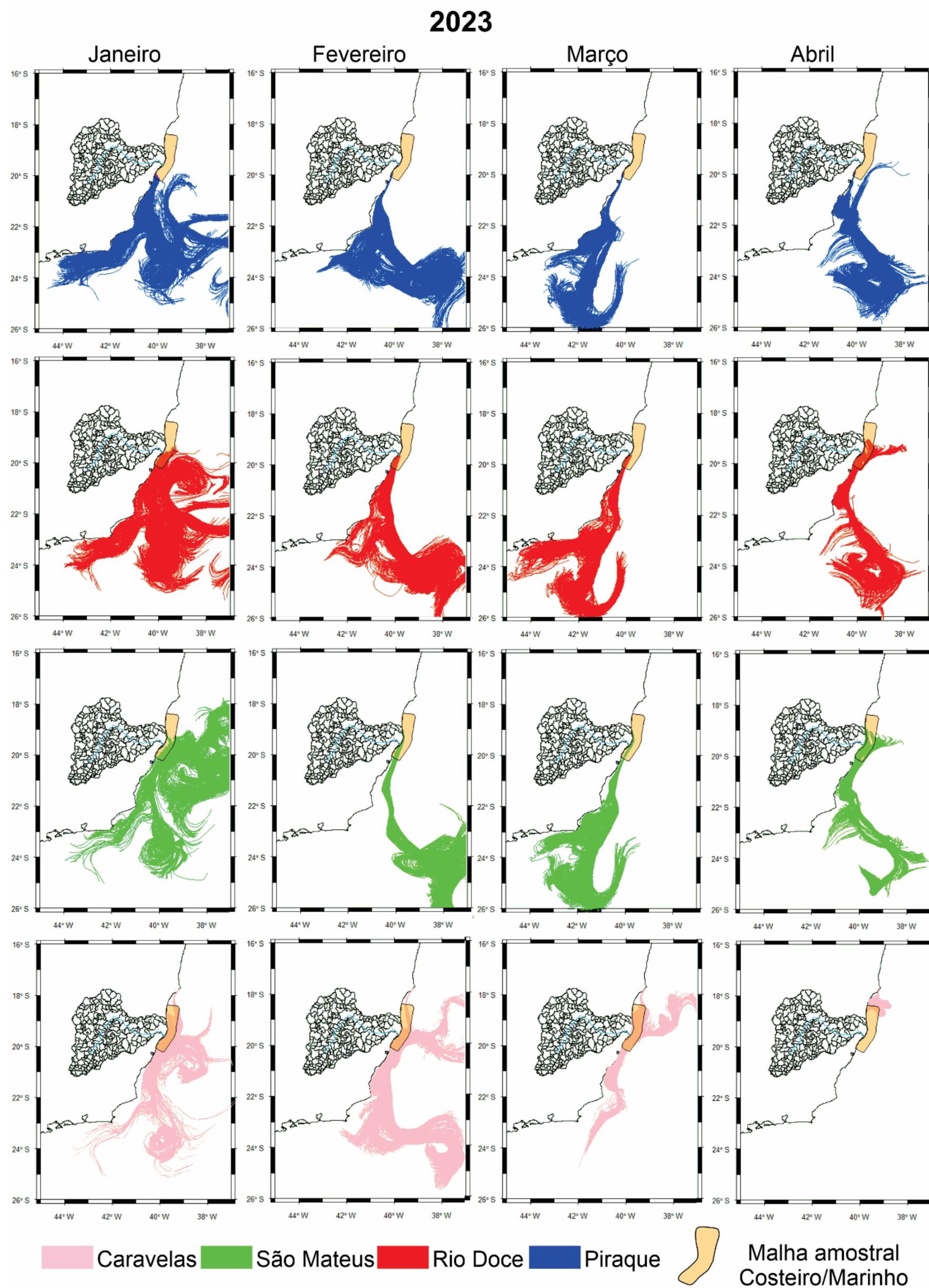
desova nas áreas do rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim fluem para sul, enquanto a desova em São Mateus tende a escoar para o norte e para o leste. Ainda em abril, Caravelas apresenta um padrão de dispersão larval local, favorecendo um auto recrutamento. Esses resultados demonstram que a dispersão larval na região é influenciada por padrões de circulação complexos e dinâmicos. Nos meses de janeiro a março, a dispersão está intimamente ligada ao padrão de escoamento da Corrente do Brasil, condicionada pela tensão de cisalhamento preponderante de nordeste que atua na região, e sua interação com o relevo local. 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 58: Padrões de dispersão larval do caranguejo *Ucides cordatus* para os meses de janeiro, fevereiro, março e abril para o ano de 2022 sobreposto com a malha amostral do PMBA/Fest (laranja claro). As cores rosa, verde, vermelho e azul representam desovas para as áreas de Caravelas, São Mateus, rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim, respectivamente.



Nota-se nas Figura 58 e Figura 59 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 43). Diante desse cenário, torna-se fundamental a continuidade do monitoramento nas quatro áreas de manguezais estudadas, 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 59: Padrões de dispersão larval do caranguejo *Ucides cordatus* para os meses de janeiro, fevereiro, março e abril para o ano de 2023 sobreposto com a malha amostral do PMBA/Fest (laranja claro). As cores rosa, verde, vermelho e azul representam desovas para as áreas de Caravelas, São Mateus, rio Doce e Piraquê-Açu/Mirim, respectivamente

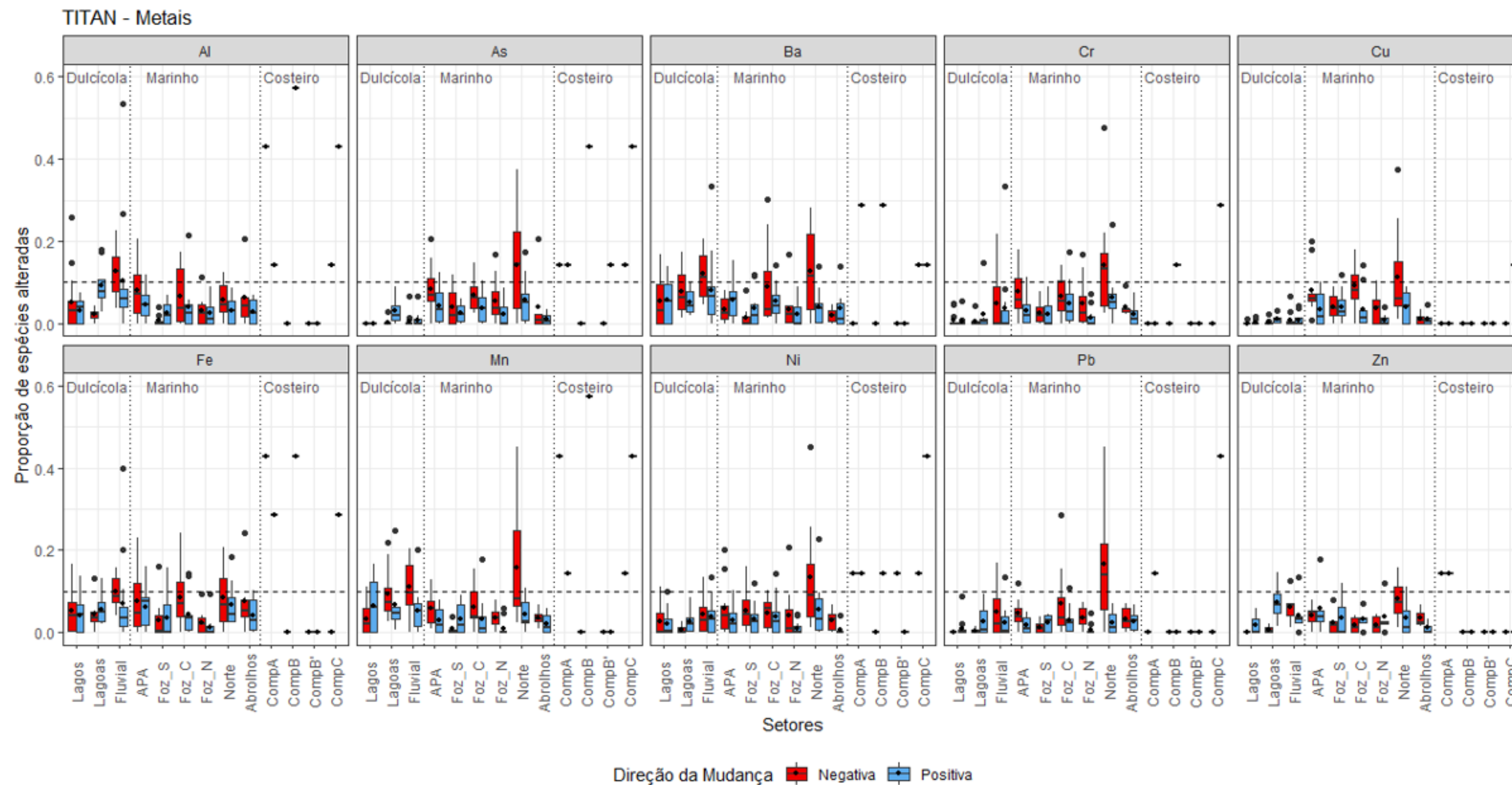


6.5.4 Táxons indicadores de limites ecológicos - TITAN

A avaliação de impactos dentro do modelo DPSIR pode ser realizada também a partir de correlações múltiplas entre o MLD e as comunidades e se alinha à Meta 4 do Plano de Trabalho de Nova Estrutura Integrativa do PMBA/Fest (Figura 23). Para isso, foi realizada uma série de análises correlacionais entre as variáveis preditoras (i.e., os indicadores tanto da presença do material oriundo da barragem de Fundão quanto de variáveis ambientais indicadoras da qualidade da água), e as densidades das espécies das diferentes comunidades biológicas dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro da região impactada pelo rompimento da barragem ao longo do período de amostragem do PMBA/Fest a partir das análises de TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis - BAKER & KING, 2010). A análise de TITAN, em síntese, faz uma correlação par a par entre a densidade de cada espécie ao longo do gradiente ambiental testado (nesse caso, concentração de metais particulados e dissolvidos e variáveis ambientais) e geram as tendências de redução (z-) ou aumento (z+) da densidade para cada espécie/táxon. O ponto dentro do gradiente em que há um grande número de táxons simultaneamente respondendo positiva ou negativamente, é chamado de ponto de mudança, e aqui, foi considerado como um limite ambiental crítico. Assim, a partir das análises de TITAN, buscou-se por pontos dentro dos gradientes ambientais testados em que ocorreu uma mudança brusca da comunidade (onde um conjunto de espécies respondeu simultaneamente às mesmas variações nas concentrações da variável preditora). Dessa forma, a partir do TITAN, avaliou-se a sincronia entre os momentos dentro dos gradientes ambientais (i.e., as concentrações de cada variável), em que houve mudanças nas densidades dos táxons de cada comunidade biológica como uma evidência para os limites ambientais das comunidades (ou seja, pontos em que ocorreram múltiplas respostas, tanto positivas (representadas aqui pelas caixas e barras de cor azul) quanto negativas (representadas aqui por caixas e barras de cor vermelha), nas abundâncias de muitos táxons simultaneamente). A metodologia completa da análise de TITAN se encontra em Material Suplementar (MS_Síntese Integrativa - Táxons Indicadores de Limites Ecológicos).

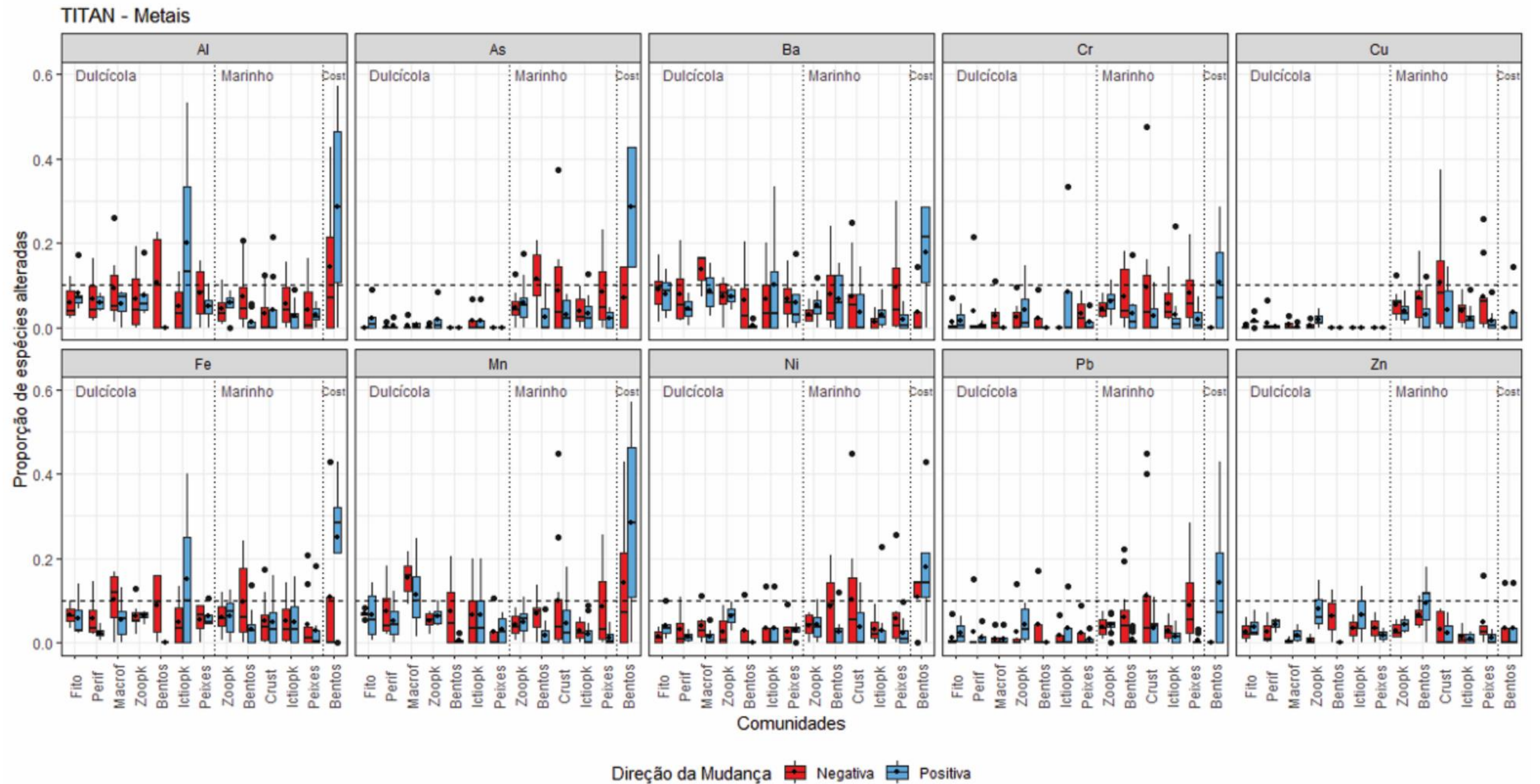
Em geral, foi possível observar que os metais ligados ao MLD: Alumínio (Al), Arsênio (As), Bário (Ba), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Manganês (Mn), exerceram mais efeitos negativos, principalmente nos setores fluvial (dulcícola), APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e áreas marinhas adjacentes, Foz do rio Doce Central e Norte (Ambiente Marinho) e Compartimentos A, B e C (Ambiente Costeiro - praia) (Figura 60).

Figura 60: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas pseudo totais - Ambiente Costeiro, particulados e dissolvidos 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 ± 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 setor. As linhas tracejadas verticais indicam as amostragens nos três ambientes monitorados pelo PMBA/Fest: Dulcícola, Marinho e Costeiro; Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; Foz_S = Foz Sul do rio Doce; Foz_C = Foz Central do rio Doce; Foz_N = Foz Norte do rio Doce. De acordo com a malha amostral do Ambiente Costeiro, padronizou-se os setores desse ambiente da seguinte forma: CompA = Compartimento A; CompA = Compartimento B; CompB' = Compartimento B'; CompC = Compartimento C.



Em relação aos efeitos dos metais sobre as comunidades, resultados significativos e positivos (aumentos nas abundâncias de pelo menos 10% das espécies/táxons) foram observados principalmente para o Ictioplâncton de água doce e o Bentos de praia (Figura 61) e pontualmente para as comunidades de Fitoplâncton e Macrófitas (em relação ao Mn) e Bentos de Fundo Inconsolidado marinho (em relação ao Ba e Zn). É importante ressaltar aqui as limitações causadas pelo baixo número de espécies encontradas para o Tema Bentos de praia, o que pode ter causado a significância dos resultados, tanto positivos quanto negativos. Por outro lado, destacam-se os efeitos negativos significativos para os metais: Al (efeitos negativos para as comunidades: Macrófitas, Zooplâncton, Zoobentos e Ictiofauna (dulcícolas) e Bentos de praia); As (em relação às comunidades marinhas de bentos inconsolidado, carcinofauna e ictiofauna e ao bentos de praia); Ba (efeitos negativos sobre as comunidades dulcícolas: fitoplâncton, perifíton, macrófitas, e sobre o Bentos de Fundo Inconsolidado e a Ictiofauna marinha); Cr (efeitos negativos sobre as comunidades marinhas de Bentos de Fundo Inconsolidado, Carcinofauna e Ictiofauna); Fe (efeitos negativos sobre as comunidades dulcícolas de macrófitas e Zoobentos e bentos marinho e de praia); Mn (efeitos negativos sobre as comunidades dulcícolas de perifíton, macrófitas e Zoobentos, sobre a Carcinofauna e ictiofauna marinha e sobre o bentos de praia); e por fim, o Ni (efeitos negativos para as comunidades marinhas do Bentos de Fundo Inconsolidado e Carcinofauna e Bentos de praia) (veja Figura 61 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), 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, 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 61: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelos metais em suas formas pseudototais - costeiro, particulados e dissolvidos considerando as diferentes comunidades biológicas amostradas nos 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 ± 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: Dulcícola, Marinho e Costeiro Cost = Ambiente Costeiro; Fito = Fitoplâncton; Perif = Perifiton; Macrof = Macrófitas aquáticas; Zooplk = Zooplâncton; Ictiopk = Ictioplâncton; Peixes = Ictiofauna; Crust = Carcinofauna.



Além disso, similarmente aos resultados encontrados nas análises de equações estruturais (Seção 6.5.6) e da dispersão do Material Particulado em Suspensão (MPS - Seção 6.3.2), as análises de TITAN realizadas com os gradientes das variáveis físico-químicas dos ambientes e comunidades amostrados demonstraram uma forte influência da turbidez e do MPS sobre a redução das densidades de praticamente todas as comunidades biológicas dos Ambientes Dulcícola e Marinho (Figura 63), sendo os setores: Fluvial (dulcícola), APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Central do rio Doce e Norte (marinho) os mais negativamente afetados por esta variável (Figura 62). sendo tais variáveis, fortes indicadores da presença do MLD no ambiente (como demonstrado nas seções 6.3.2 e 6.5.6). Para as demais variáveis ambientais analisadas, apenas influências pontuais mais relevantes (em mais de 10% dos táxons) puderam ser detectadas. Nesse sentido, destacam-se os aumentos nas densidades de espécies de Macrófitas em relação à Amônia e Nitrato e de espécies do Zooplâncton dulcícola em relação ao aumento das concentrações de Nitrito e Fosfato - Figura 63).

Figura 62: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelas variáveis físico-químicas da água considerando os diferentes setores amostrados nos Ambientes Dulcícola e Marinho. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0.25 e 0.75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis ± 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: Dulcícola e Marinho; Legendas dos eixos: APA = APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz; Foz_S = Foz Sul do rio Doce; Foz_C = Foz Central do rio Doce; Foz_N = Foz Norte do rio Doce. De acordo com a malha amostral do Ambiente Costeiro, padronizou-se os setores desse ambiente da seguinte forma: CompA = Compartimento A; CompA = Compartimento B; CompB' = Compartimento B'; CompC = Compartimento C.

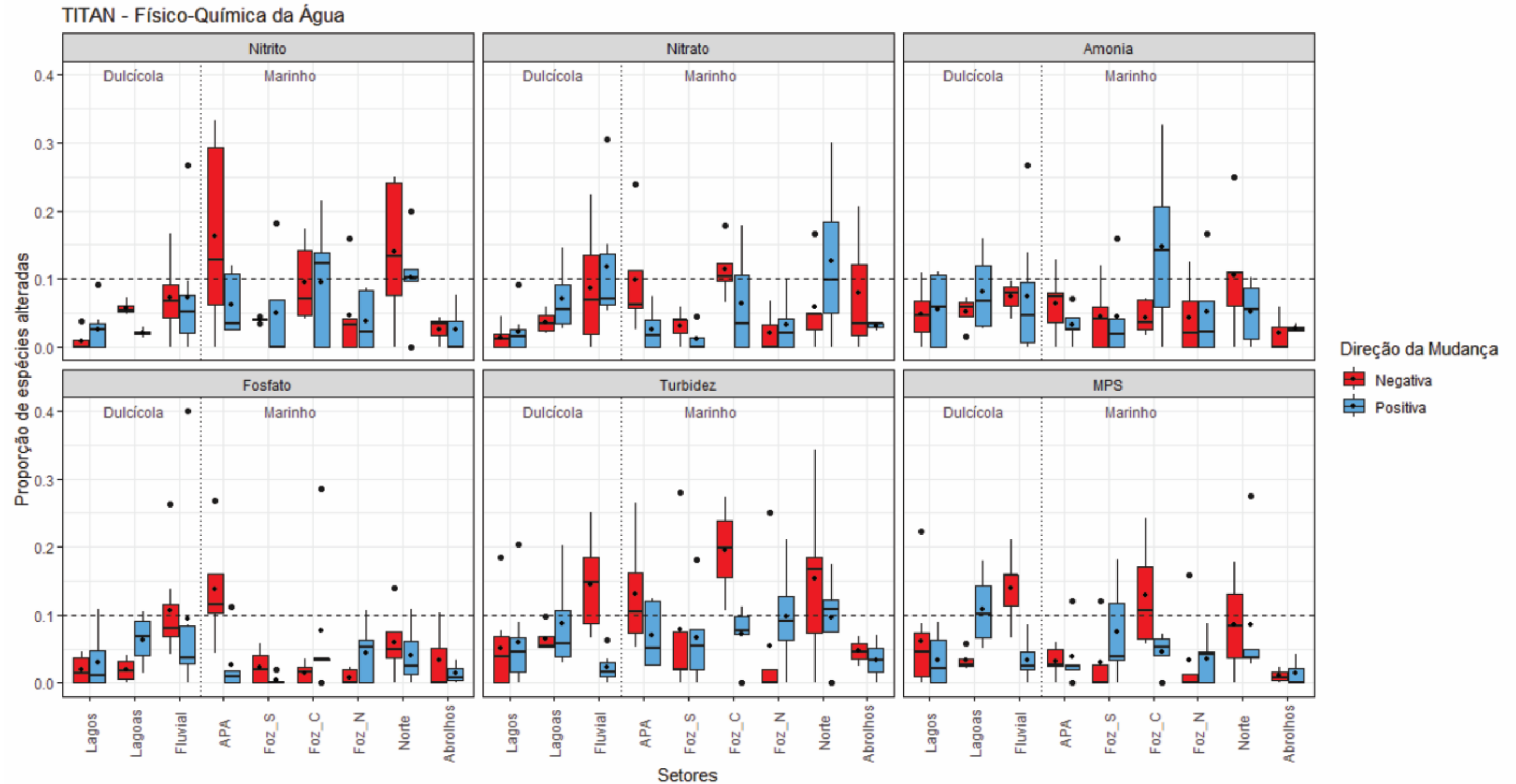
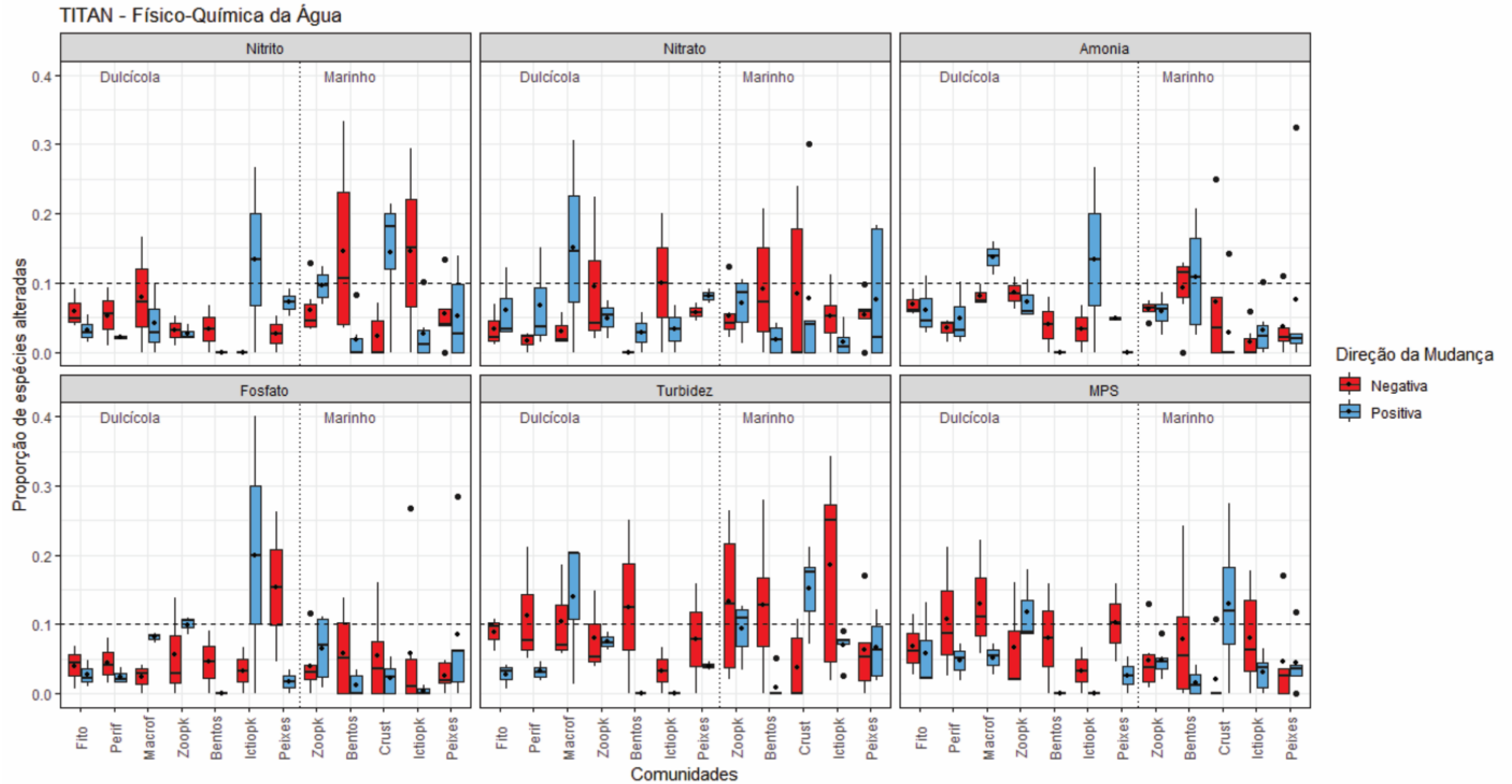
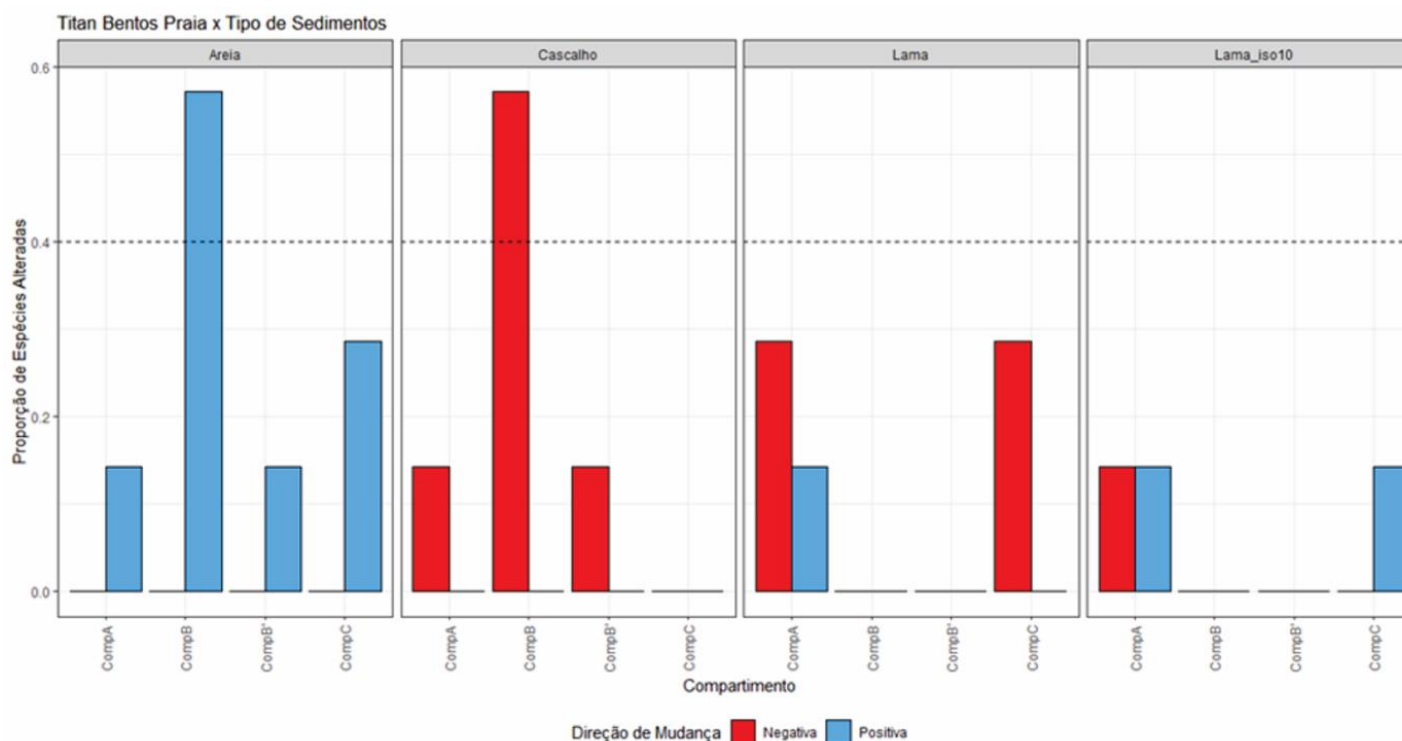


Figura 63: Boxplot da dispersão das proporções de espécies alteradas pelas variáveis físico-químicas da água considerando as diferentes comunidades biológicas amostradas nos Ambientes Dulcícola e Marinho. No gráfico, os retângulos são formados pelos quartis 0.25 e 0.75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis ± 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: Dulcícola e Marinho; Fito = Fitoplâncton; Perif = Perifíton; Macrof = Macrófitas aquáticas; Zoopk = Zooplâncton; Ictiopk = Ictioplâncton; Peixes = Ictiofauna; Crust = Carcinofauna.



A ausência de dados suficientes da físico-química da água nos compartimentos de praias (Ambiente Costeiro) permitiu apenas análises correlacionais da comunidade com os dados de substrato. A partir dos resultados de TITAN para essas análises, observou-se efeitos positivo (barras azuis) da areia e negativo (barras vermelhas) do cascalho sobre as abundâncias dos táxons do Bentos de praia em todos os compartimentos analisados (Figura 64), e um efeito mais negativo (embora não significativo para a comunidade - abaixo da linha pontilhada) das percentagens de lama nos compartimentos A e C.

Figura 64: Proporções de espécies alteradas pelas variáveis relacionadas ao substrato considerando a comunidade Bentos de Praia do Ambiente Costeiro. A linha pontilhada horizontal representa o limiar de alterações de 40% dos táxons. As barras vermelhas representam reduções nas densidades dos táxons, enquanto as azuis, representam aumentos. A espacialização dos pontos de amostragem seguiu a setorização sugerida pelo grupo, considerando os diferentes compartimentos dentro da região costeira: CompA e Comp B = Compartimentos A e B, respectivamente (incluem regiões de praia ao sul da foz do rio Doce); CompB' e CompC = Compartimentos B' e C, respectivamente (incluem regiões da foz para o norte do rio Doce). Lama_iso10 = concentrações de lama presentes no substrato na isóbata de 10 m.



Por fim, realizou-se uma análise da porcentagem de ocorrência dos intervalos de cada gradiente ambiental promotor das alterações nas abundâncias das espécies (aqui tratados como limites ambientais críticos), a fim de se verificar possíveis tendências de melhora, piora ou estabilidade desses valores ao longo do tempo de monitoramento do PMBA/Fest. Para a abordagem temporal, as amostragens foram agrupadas de acordo com o período hidrológico característico da região de monitoramento: período seco (amostragens realizadas entre abril e setembro) e período chuvoso (amostragens entre outubro e março). A cada ciclo hidrológico completo (chuvoso-seco), considerou-se um ano. Dessa forma, os resultados das porcentagens de ocorrências dos valores limitantes das variáveis ambientais foram agrupados da seguinte forma: **Ano 1:** out-18 à set-19; **Ano 2:** out-19 à set-20 (excepcionalmente neste ano, em razão das limitações provocadas pela pandemia por COVID-19, amostrou-se apenas o período chuvoso); **Ano 3:** out-20 à set-21; **Ano 4:** out-21 à set-22 e **Ano 5:** out-22 à set-23.

As frequências de ocorrência dos limites ambientais críticos das variáveis ambientais analisadas oscilaram ao longo do período de monitoramento, não apresentando tendências de declínio ou aumento, tanto para os setores do Ambiente Dulcícola, quanto para os setores do Ambiente Marinho, onde representaram de 25 a 30% dos valores amostrados (vide MS_Síntese Integrativa - TITAN para mais detalhes das variações de cada gradiente ambiental). Ainda, não foi possível observar diferenças nos limites críticos entre os períodos de amostragem (seco ou chuvoso) para nenhum dos componentes analisados. Já para os metais dissolvidos, principalmente no Ambiente Marinho, apresentaram maiores porcentagens de ocorrência que os metais particulados, com picos de aumento no Ano 3 (out/20 à set/21) e Ano 4 (out/21 à set/22) nos limites críticos dos metais analisados, seguido de reduções nas frequências de ocorrência desses valores no Ano 5 (out/22 à set/23) (vide MS_Síntese Integrativa - TITAN). No Ambiente Costeiro, os metais As, Ba, Mn (limites positivos) e Ni (limites negativos) destacaram-se por apresentarem valores dos limites críticos em mais de 50% das amostras (MS_Síntese Integrativa - TITAN).

Como os valores dos limites críticos foram similares entre os períodos de amostragem (seco ou chuvoso), a Figura 65 apresenta uma síntese tabelada das variações encontradas entre o primeiro e o último ano do monitoramento (i.e., Ano 1 _ Ano 5) para cada variável ambiental do estudo, considerando se houve aumento (↑), estabilidade (=) ou redução (↓) do valor de ocorrência de cada limite analisado. Ao longo do período analisado (2018 a 2023) destacam-se os aumentos nas porcentagens de ocorrência dos limites ambientais críticos capazes de reduzir as densidades dos táxons (limites críticos negativos, CP z-) para os metais As e Mn particulados, Fe, Mn e Ni dissolvidos no Ambiente Marinho, Pb e Zn particulados e Ba dissolvido no Ambiente Dulcícola (Figura 65). Por outro lado, destacam-se também as reduções nas porcentagens dos limites críticos negativos dos metais particulados Ba, Cr, Cu e Fe e de As e Cu dissolvidos no Ambiente Marinho, Ni particulado nos Ambientes Marinho e Costeiro.

Figura 65: Síntese das variações temporais (ano final - ano inicial) das porcentagens de limites ambientais críticos capazes de causar alterações nas comunidades das variáveis ambientais (metais - particulados, dissolvidos e pseudo totais; físico-química da água e substrato de praias) resultantes das análises de TITAN. ↑: aumento nas porcentagens; ↓: redução nas porcentagens; =: não alteração nos valores; --: variações não detectadas. CP = direção do ponto de mudança; z- = valores dos limites capazes de reduzir as densidades dos táxons; z+ = valores dos limites capazes de aumentar as densidades dos táxons. A coluna dos resultados de Abrolhos corresponde às variações dos limites entre o período inicial (Ano 1) e o Ano 4 (último período amostrado nesse ambiente).

Categoria	Variável	CP	Dulcícola			Marinho						Costeiro			
			Fluv	Lagos	Lagoas	APA	Foz.S	Foz.C	Foz.N	Norte	Abr	CompA	CompB	CompB'	CompC
Metais Particulados Metais Pseudototais	Al	Z-	↓	=	↓	=	=	↑	↑	=	↑	↓	---	---	↑
		Z+	↑	=	↑	↑	---	---	=	↑	↑	↓	↓	---	↑
	As	Z-	=	---	=	=	↑	↑	↑	=	↓	↑	---	---	↓
		Z+	=	---	=	↑	↓	=	=	=	↓	↑	---	---	↓
	Ba	Z-	=	↑	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓	=	=	↓	↓
		Z+	↑	=	=	=	=	=	=	=	---	=	=	↓	↓
	Cr	Z-	=	=	=	=	=	---	↓	↓	↓	---	---	---	---
		Z+	=	=	↑	=	↑	=	↓	↑	↑	---	---	---	↓
	Cu	Z-	=	---	---	↑	=	↑	↓	↑	↓	---	---	---	---
		Z+	↑	=	↑	↑	=	=	=	↓	↓	=	---	---	↑
	Fe	Z-	↓	---	↓	↑	↑	=	=	↓	↓	=	---	---	---
		Z+	↑	↓	↑	↑	↑	↓	---	↑	↑	↑	↑	---	---
Metais Dissolvidos	Al	Z-	=	=	↑	=	=	↑	=	=	=	---	---	---	---
		Z+	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	=	---	---	---	---
	As	Z-	---	---	---	=	↓	↓	↓	↓	↑	---	---	---	---
		Z+	---	---	---	↓	↓	↓	↓	=	↑	---	---	---	---
	Ba	Z-	↑	↑	↑	↓	↑	↓	↑	↑	↑	---	---	---	---
		Z+	=	↓	↓	↑	=	=	=	↑	---	---	---	---	---
	Cr	Z-	---	---	---	=	↓	=	↓	=	=	---	---	---	---
		Z+	---	---	---	↓	↑	=	↑	↑	=	---	---	---	---
	Cu	Z-	=	---	---	↑	↓	=	↓	=	↓	---	---	---	---
		Z+	=	=	=	↓	↓	=	↓	↑	↓	---	---	---	---
	Fe	Z-	=	=	↑	↑	↑	↑	↓	=	↓	---	---	---	---
		Z+	=	↓	↓	↑	↑	=	↑	↑	↓	---	---	---	---
Físico-química	Nitrito	Z-	=	↑	↑	=	=	↓	=	↓	↓	---	---	---	---
		Z+	=	↓	=	↑	↓	↑	↑	=	↓	---	---	---	---
	Nitrato	Z-	=	↑	↓	↑	↑	↓	↓	=	=	---	---	---	---
		Z+	=	=	=	↓	↑	↓	↑	↓	=	---	---	---	---
	Amônia	Z-	↑	=	↓	=	=	=	=	=	↓	---	---	---	---
		Z+	↓	=	=	=	↓	=	↓	↓	↓	---	---	---	---
	Fosfato	Z-	=	↑	↓	=	=	=	↑	=	=	---	---	---	---
		Z+	↑	↓	↓	=	↓	=	↑	=	=	---	---	---	---
	Turbidez	Z-	=	↑	=	↑	↑	↓	↑	=	=	---	---	---	---
		Z+	=	=	=	=	↑	=	↓	=	=	---	---	---	---
	MPS	Z-	↑	=	↓	=	=	=	=	↓	=	---	---	---	---
		Z+	=	↑	↑	↑	=	↑	=	↑	=	---	---	---	---
Substrato	Areia	Z-	---	---	---	---	---	---	---	---	---	↓	↓	↓	=
		Z+	---	---	---	---	---	---	---	---	---	↓	=	↓	=
	Cascalho	Z-	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	↑	---
		Z+	---	---	---	---	---	---	---	---	---	↓	---	---	=

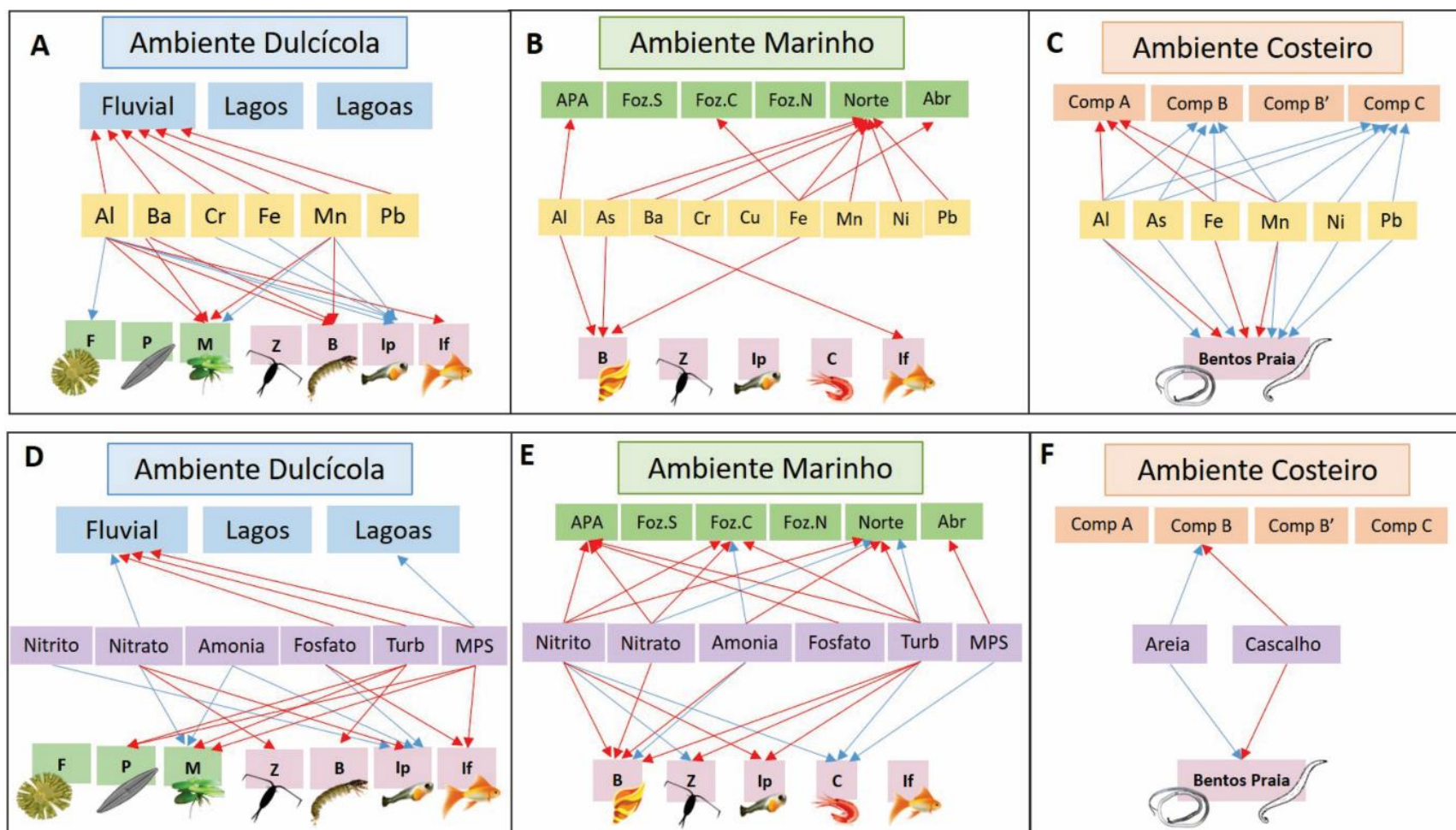
É importante ressaltar que os resultados da porcentagem de ocorrência dos limites ambientais críticos podem ser explicados pelo fato do período de amostragem do monitoramento ser inserido já no período de contaminação crônica (SÁ et al., 2021) dos ambientes em relação ao período inicial, ou seja, muito tempo (3 anos) após o rompimento da barragem. Dessa forma, é difícil estabelecer, com certeza, um

parâmetro de melhora ou piora das condições ambientais. Ainda, os resultados aqui apresentados não fazem inferências a aumentos ou reduções nas concentrações dos contaminantes (para tais detalhes, vide seção 6.4.3 deste relatório) e sim, nos aumentos ou reduções dos valores limites capazes de alterar as comunidades aquáticas, como resultado das correlações encontradas pelas análises de TITAN.

A partir da síntese das análises de TITAN apresentada na Figura 66, foi possível concluir que o setor Fluvial foi o mais negativamente afetado pelas concentrações de metais e variáveis físico-químicas relacionadas (Turbidez e MPS) no Ambiente Dulcícola e, em geral, tais variáveis tenderam a reduzir as densidades das comunidades, principalmente, das macrófitas, macroinvertebrados e ictiofauna (Figura 66A e Figura 66D). Tal cenário fica ainda mais claro ao sumarizar as relações mais relevantes no Ambiente Marinho, onde se evidenciou reduções significativas das abundâncias dos táxons (principalmente Bentos de Fundo Inconsolidado e ictiofauna) nos setores APA, Foz Central do rio Doce, Norte e Abrolhos (Figura 66B e Figura 66E). Tais resultados estão em concordância tanto com análises prévias de TITAN realizadas no último relatório anual (RRDM, 2023), quanto com os resultados do presente relatório (seções 6.3.2 - MPS e 6.5.6 - Turbidez) e indicam, possivelmente, que as condições ambientais se mantiveram similares entre os períodos pós-rompimento. A alta concentração de metais particulados e do MPS na calha do rio Doce e nas estações de amostragem marinhas vinculadas à sua Foz podem ter agido como uma barreira física ou mesmo seletiva para diversas comunidades, principalmente para as comunidades planctônicas. Por exemplo, KANG et al. (2019), relataram, a partir de uma abordagem experimental, a redução de espécies unicelulares e aumento das espécies coloniais de fitoplâncton sob efeito do aumento de turbulência e do material em suspensão na água. 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 todos os ambientes monitorados (Dulcícola, Marinho e Costeiro).

Em relação aos resultados do TITAN para o Ambiente Costeiro, destaca-se a limitação encontrada em relação ao número de táxons identificados da comunidade bentos de praia (apenas 7). Por isso, considerou-se um limiar de alterações de 40% dos táxons para inferir significância nos resultados. Em geral, observou-se uma redução das abundâncias dos táxons representantes da macrofauna de praia no Compartimento A, a qual foi principalmente influenciada pelas concentrações de Al, Fe e Mn (Figura 66C). Por outro lado, nos compartimentos B e C observou-se aumentos nas abundâncias dos táxons dessa comunidade promovidas principalmente pelos metais Al, As, Fe, Mn, Ni e Pb (Figura 66C). Por fim, análises exploratórias da influência do tipo de substrato revelaram um papel positivo da areia e negativo do cascalho sobre a comunidade de praia, mas apenas para o Compartimento B (Figura 66F).

Figura 66: 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, B e C = TITAN realizado com os metais (frações particuladas, dissolvidas e pseudototais); Quadros D, E F = TITAN realizado com as variáveis físico-químicas (Ambientes Dulcícola e Marinho) e partículas do substrato (Ambiente Costeiro). Siglas das comunidades: F = Fitoplâncton; P = Perifiton; M = Macrófitas; Z = Zooplâncton; B = Macroinvertebrados Bentônicos; Ip = Ictioplâncton; If = Ictiofauna; C = Carcinofauna.



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 deste 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 e que foi impactada pelo rompimento da barragem de Fundão.

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, 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

Como uma forma de se identificar possíveis áreas indicadoras de maior impacto promovidas pelo MLD sobre a biodiversidade, avaliou-se a estabilidade das comunidades biológicas através de métricas que resumem a variabilidade temporal e espacial destas nas distintas estações amostrais do PMBA/Fest. Tais análises estão vinculadas à Meta 3 (Figura 23). Diferentemente das análises correlacionais do TITAN, as análises de estabilidade se baseiam nas flutuações sincrônicas das abundâncias de cada espécie ao longo tempo e do espaço, sem atribuir *a priori* o efeito de alguma variável ambiental sobre tais variações. Nesse sentido, tomou-se por pressuposto que a estabilidade local é mantida quando as espécies flutuam independentemente e, espacialmente se suas flutuações covariarem negativamente (comumente referidas como dinâmicas compensatórias), como resultados, por exemplo, da heterogeneidade das respostas das espécies às forçantes ambientais, possivelmente, mediadas por respostas competitivas (GONZALEZ & LOREAU, 2009; HALLETT et al., 2016). Em outras palavras,

espera-se que quando as flutuações ambientais são fracas, as dinâmicas da comunidade são mais dependentes das interações entre as espécies, levando a uma redução da sincronia. Por outro lado, quando há um forte controle das condições ambientais, essas são capazes de sincronizar as dinâmicas das espécies, aumentando a sincronia da comunidade, o que, como já mencionado, pode reduzir a estabilidade e aumentar a vulnerabilidade ecossistêmica.

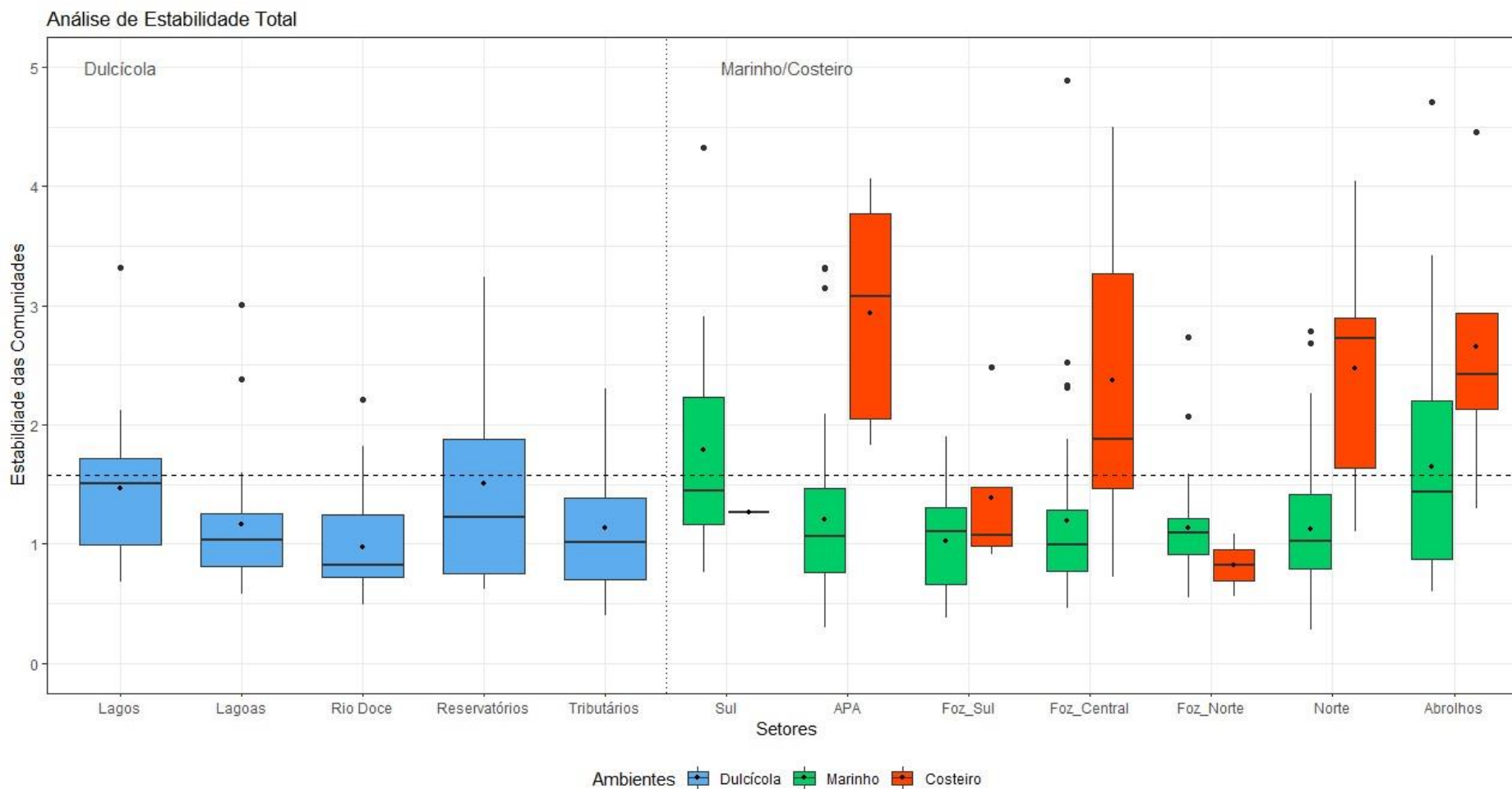
Dessa forma, as variações nas abundâncias dos táxons de cada comunidade ao longo do tempo e das estações de amostragem foram avaliadas a partir da análise de estabilidade, resultando em um valor único para cada local, o qual sumariza as variações sincrônicas e assincrônicas dos táxons local e temporalmente. Ou seja, quando as populações dos diferentes táxons tendem a se substituir ao longo do tempo em determinado local, mantendo a densidade total mais ou menos constante, a análise de estabilidade tende a apresentar um alto valor. Por outro lado, quando não existe substituição, ou ainda, quando as variações dos táxons tendem a ser síncronas no tempo e no espaço, os picos de altas densidades combinados com picos de baixa densidade, resultam em valores baixos de estabilidade.

As análises de estabilidade foram realizadas através do software R (R CORE TEAM, 2023), pelo pacote *codyn* a partir das abundâncias agregadas das espécies de cada local ao longo de uma série temporal determinada (HALLET et al. 2017). Os resultados de cada comunidade e estação amostral avaliadas são apresentados a seguir, na forma de gráfico de barras. A estabilidade das comunidades foi então calculada como a média temporal abundância total de comunidade dividido pelo desvio padrão temporal de cada local (TILMAN, 1999). Dessa forma, é importante destacar que, independente da identidade ou categoria da espécie (se nativa ou invasora; rara ou generalista), a análise de estabilidade calcula se houve manutenção da abundância total da comunidade ao longo de um período de tempo. Como os resultados da estabilidade das comunidades não são padronizados em um determinado intervalo, considerou-se aqui a média da estabilidade total como parâmetro para se inferir alta ou baixa estabilidade.

Além das análises de estabilidade, para um maior entendimento sobre as flutuações nas abundâncias das espécies de cada comunidade entre as estações de amostragem monitoradas pelo PMBA/Fest nos diferentes setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho, foram realizadas análises de sincronia espacial. Os níveis de sincronia espacial de cada comunidade dentro de cada setor foram cálculos a partir do coeficiente de correlação fornecido pela função *meancorr* do pacote estatístico *synchrony* (GOUHIER & MAZANCOURT, 2014) do software R (R CORE TEAM, 2023), o qual varia de 0 (ausência de sincronia) a 1 (perfeita sincronia). Para as análises de sincronia espacial das comunidades, de acordo com a disponibilidade dos dados, foram utilizadas as matrizes de abundâncias das seguintes comunidades do Ambiente Dulcícola: Fitoplâncton, Perifíton, Macrófitas, Zooplâncton, Macroinvertebrados Bentônicos e Ictiofauna; e as comunidades do Ambiente Marinho: Bentos de Fundo Inconsolidado, Zooplâncton e Ictioplâncton. Para cada conjunto de dados, para se evitar o efeito das espécies raras sobre os resultados, foram removidos das análises de sincronia os táxons com frequências de ocorrência menores que 20% entre os locais.

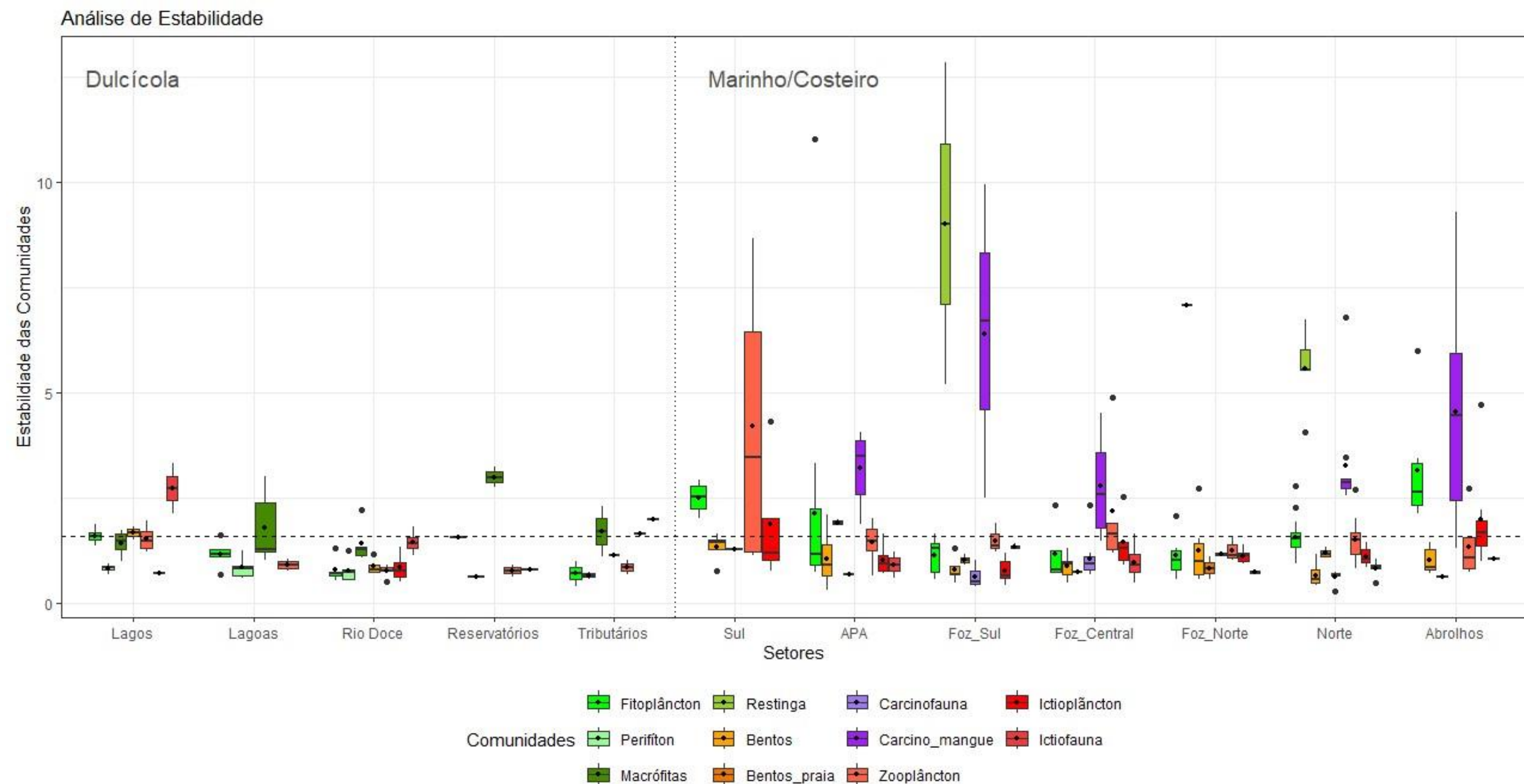
Os maiores valores de estabilidade, considerando as médias dos valores das comunidades entre os setores, foram observados, em geral, para o Ambiente Costeiro (influência principal da Carcinofauna e Restinga - Figura 68), com diferenças significativas em relação aos demais (Costeiro x Dulcícola: $t = -8,61$; $p < 0,001$; Costeiro x Marinho: $t = -11,71$; $p < 0,001$; Figura 67). As médias da estabilidade das comunidades não diferiram entre os Ambientes Marinho e Dulcícola ($t = -0,79$; $p = 0,71$). Já em relação aos resultados dos valores de estabilidade por setor, observou-se menor estabilidade nos lagos e nas estações fluviais (do Ambiente Dulcícola: rio Doce e Afluentes) e nas estações dos setores Foz Sul e Foz Norte do rio Doce, tanto para as comunidades do Ambiente Marinho quanto do Ambiente Costeiro (Figura 67).

Figura 67: Boxplot da dispersão dos valores de estabilidade média 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 ± 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 regiões marinhas e costeiras adjacentes.



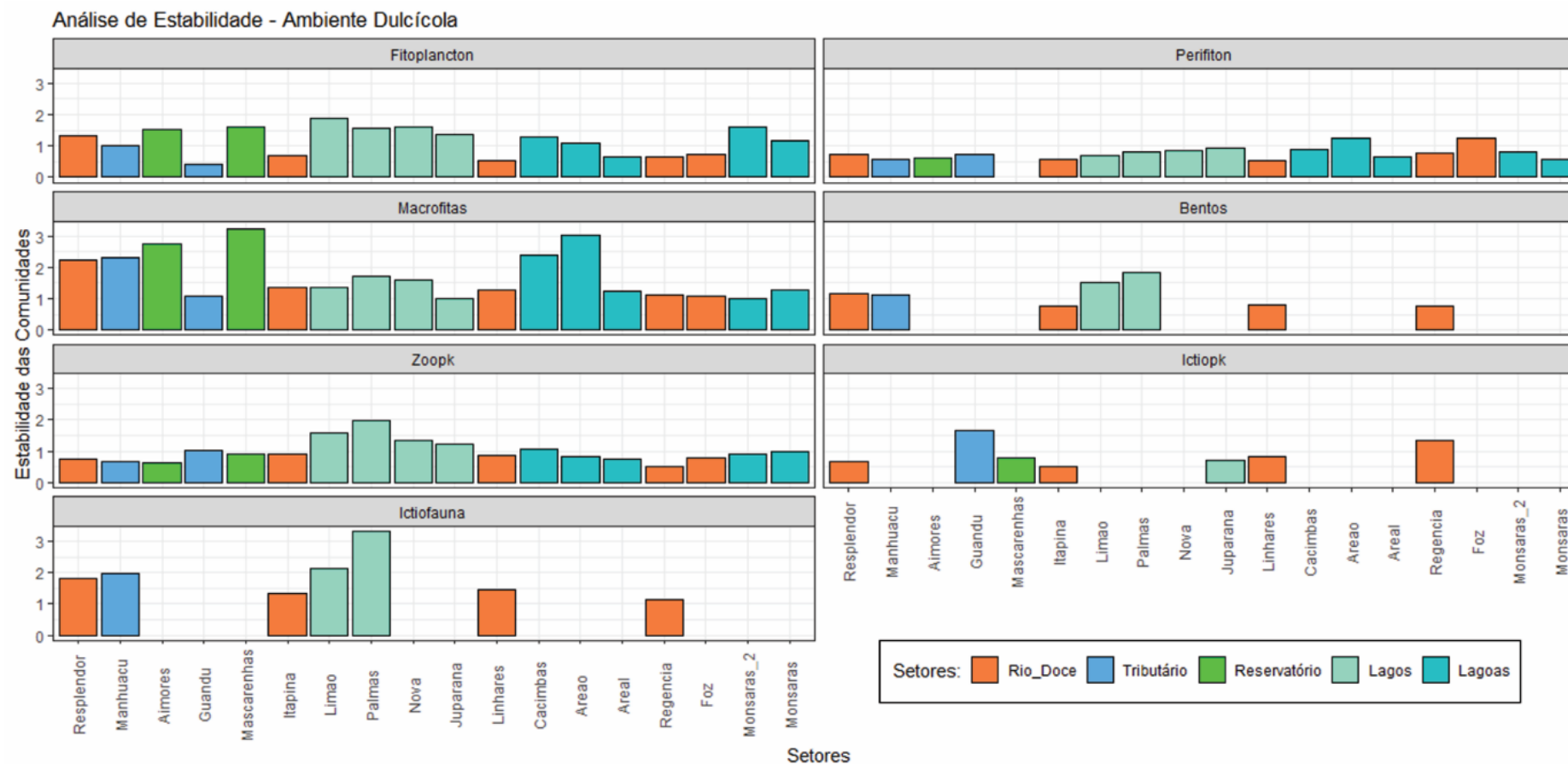
Considerando a variação média de cada comunidade dentro de cada setor, em geral, maiores valores de estabilidade foram observados para a ictiofauna e macrófitas no Ambiente Dulcícola, zooplâncton no Ambiente Marinho e Restinga e Carcinofauna no Ambiente Costeiro (Figura 68). Além disso, os setores Lagos (dulcícola) e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (marinho/costeiro) apresentaram altos valores de estabilidade para a maioria das comunidades amostradas quando comparado aos demais setores desses ambientes. Por outro lado, menores valores de estabilidade foram observados, em geral, para as comunidades: Fitoplâncton, Perifíton, Macroinvertebrados Bentônicos, Zooplâncton e Ictiofauna no Ambiente Dulcícola; Fitoplâncton, Bentos de Fundo Inconsolidado, Carcinofauna e Ictiofauna no Ambiente Marinho e Bentos de Praia no Ambiente Costeiro (Figura 68). Importante destacar algumas limitações dos resultados causadas, principalmente pelo n amostral. Por exemplo, tanto o setor Reservatório (do Ambiente Dulcícola), que foi incluído recentemente na malha amostral do PMBA/Fest, assim como alguns pontos amostrais do Ambiente Marinho que foram descontinuados ao longo do tempo (por exemplo, Guarapari, Vitória - setor Sul, entre outros).

Figura 68: 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 ± 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.



Os resultados da estabilidade das comunidades dulcícolas amostradas em diferentes estações da bacia do baixo rio Doce mostraram grandes variações nos valores, sendo estas mais relacionadas ao tipo de setor amostrado (calha do rio Doce, Reservatórios, Lagos, Lagoas ou Afluentes/Tributários) (Figura 69). Dessa forma, considerando cada estação de amostragem, foi possível observar maiores valores de estabilidade das comunidades, com exceção do Perifíton e do Ictioplâncton, para os Lagos (Figura 69 – barras na cor verde claro). Em geral, variações similares na estabilidade foram observadas para Macrófitas e Fitoplâncton, sendo os maiores valores encontrados nas estações de amostragens localizadas em regiões lânticas (setores Reservatórios, Lagos e Lagoas – barras em tons verdes da Figura 69).

Figura 69: Resultados da análise de estabilidade das comunidades amostradas considerando as estações de amostragem e os principais setores do Ambiente Dulcícola. As estações de amostragem no eixo x estão organizadas de acordo com a posição geográfica da montante para a jusante da foz do rio Doce. Zooplk = Zooplâncton; Ictiopk = Ictioplâncton. Tributário = Afluente. Informações mais detalhadas sobre a malha amostral (nomenclaturas, coordenadas geográficas, entre outros) podem ser encontradas nos materiais suplementares a esse relatório. A ausência de barras de resultados representa ausência de coletas da comunidade biológica em questão nas respectivas estações de amostragem.



Apesar de terem sido descontinuadas em 2019, as amostragens realizadas no Ambiente Marinho pertencentes ao setor Sul (Guarapari e Vitória) apresentaram resultados divergentes para as comunidades biológicas, sendo maiores valores de estabilidade encontrados apenas para o Zooplâncton (Figura 70, barras vermelhas). Similarmente aos resultados encontrados para o Ambiente Dulcícola, no Ambiente Marinho não foi possível estabelecer um único ponto de preocupação em relação à estabilidade das diferentes comunidades amostradas, mas, em geral, todas as comunidades marinhas analisadas nas estações de amostragem correspondentes à Foz Sul do rio Doce apresentaram menores valores de estabilidade quando comparados aos demais locais (Figura 70, barras verdes). Da mesma forma, menores valores de estabilidade foram observados tanto para o Bentos de Fundo Inconsolidado quanto para a Carcinofauna e Ictiofauna (Figura 70) em praticamente todas as estações de amostragem. Para o Fitoplâncton a mesma tendência pode ser observada com apenas os setores APA e Abrolhos apresentando maiores valores de estabilidade. Tais resultados reforçam aqueles encontrados pela análise de TITAN (vide seção 6.5.3 deste relatório), e indicam que tais comunidades estão respondendo de maneira negativa às condições ambientais encontradas na região. Ainda, perante possíveis alterações ambientais, as baixas estabilidades encontradas para a Carcinofauna e para a Ictiofauna marinhas podem explicar os resultados dos declínios esperados pelas análises de previsão de cenários da seção 6.6.1 (Figura 82).

Em geral, no Ambiente Costeiro, os menores valores de estabilidade foram encontrados para o Bentos de Praia, quando comparados com as demais comunidades biológicas, sendo os locais mais críticos em relação à estabilidade, localizados próximos à foz do rio Doce (Figura 71 - Praia). Nenhum padrão pode ser observado para as demais comunidades (Carcinofauna e Restinga) entre os setores analisados, onde as variações na estabilidade tenderam a ocorrer de maneira mais heterogênea, dependendo da estação amostral. Entretanto, os resultados da alta estabilidade encontrados para a Carcinofauna do Manguezal podem ser explicados pelo fato das análises terem sido realizadas a partir das variações nas densidades apenas das espécies *Cardisoma guanhumi* e *Ucides cordatus* (as quais fazem parte do monitoramento realizado pelo grupo do PMBA/Fest). Da mesma forma, a alta estabilidade encontrada para as espécies da Restinga pode estar relacionado à baixa variabilidade dessa comunidade, a qual, uma vez que a maioria das espécies encontradas é pertencente ao estrato arbóreo, que possui crescimento lento, depende de uma janela temporal amostral maior do que a realizada para que alterações na sua estrutura possa ser encontrada. Tais resultados concordam com os encontrados por OLIVEIRA et al. (2021b), que ao estudar a distribuição da restinga ao longo de toda a costa brasileira, encontraram maiores influências da heterogeneidade do terreno do que das alterações antrópicas sobre tal comunidade.

Figura 70: Resultados da análise de estabilidade das comunidades amostradas considerando as estações de amostragem e os principais setores do Ambiente Marinho. As estações de amostragem no eixo x estão organizadas de acordo com a posição geográfica do sul para o norte em relação à foz do rio Doce. Zoopk = Zooplâncton; Ictiopk = Ictioplâncton. APA = APA Costa das Algas e regiões marinhas e costeiras adjacentes. Informações mais detalhadas sobre a malha amostral (nomenclaturas, coordenadas geográficas, entre outros) podem ser encontradas nos materiais suplementares a esse relatório. A ausência de barras de resultados representa ausência de coletas da comunidade biológica em questão nas respectivas estações de amostragem.

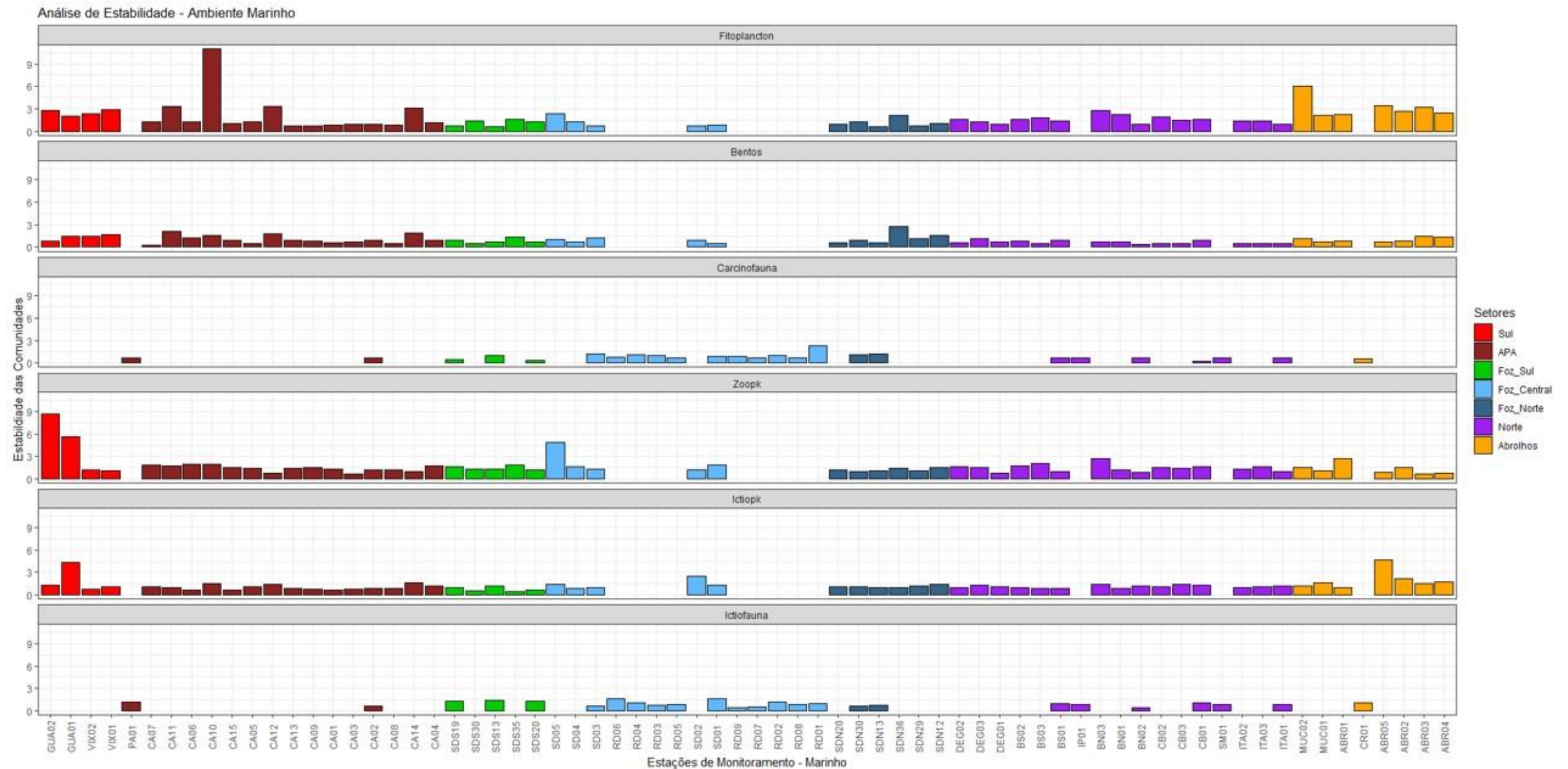
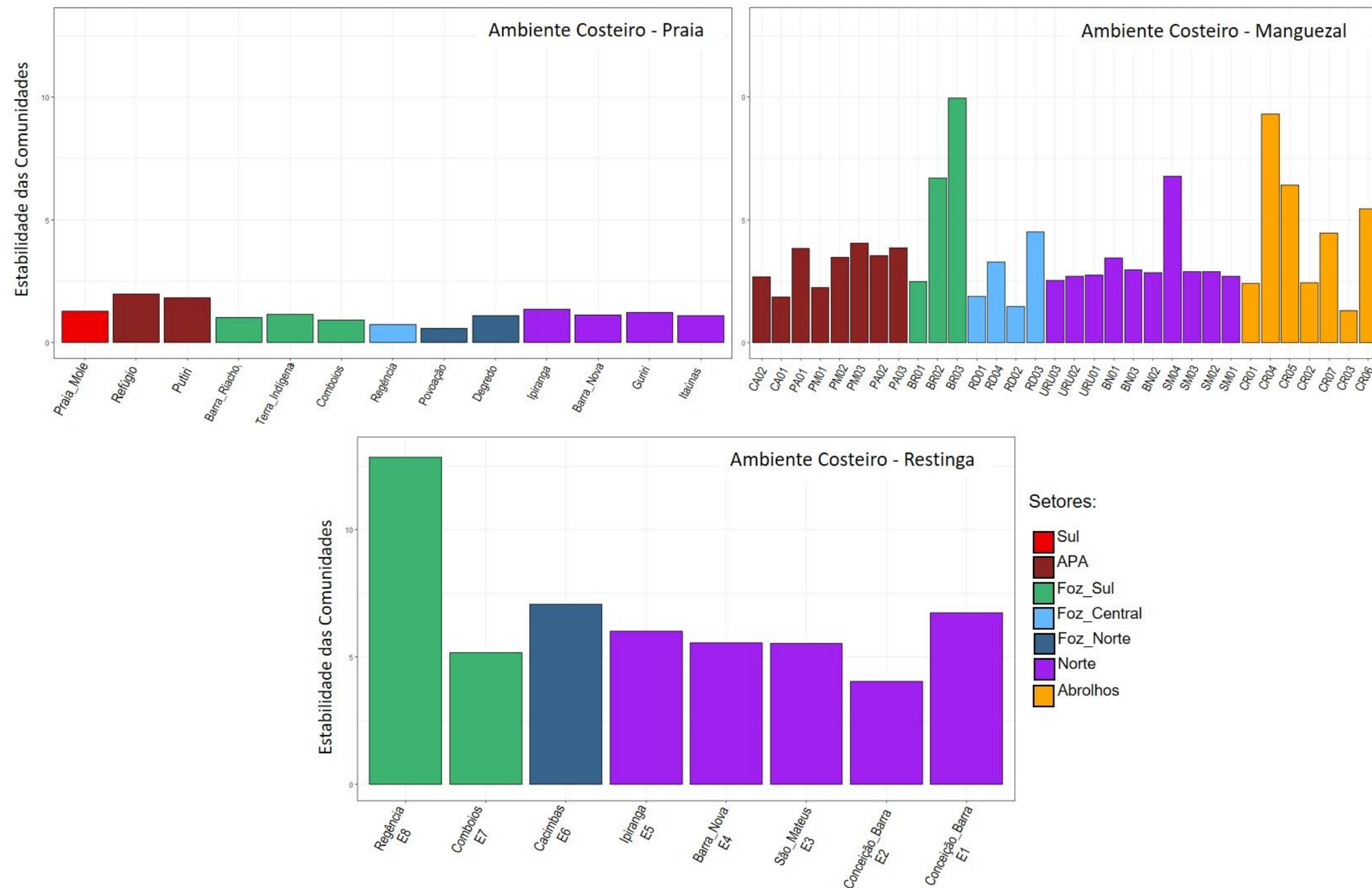


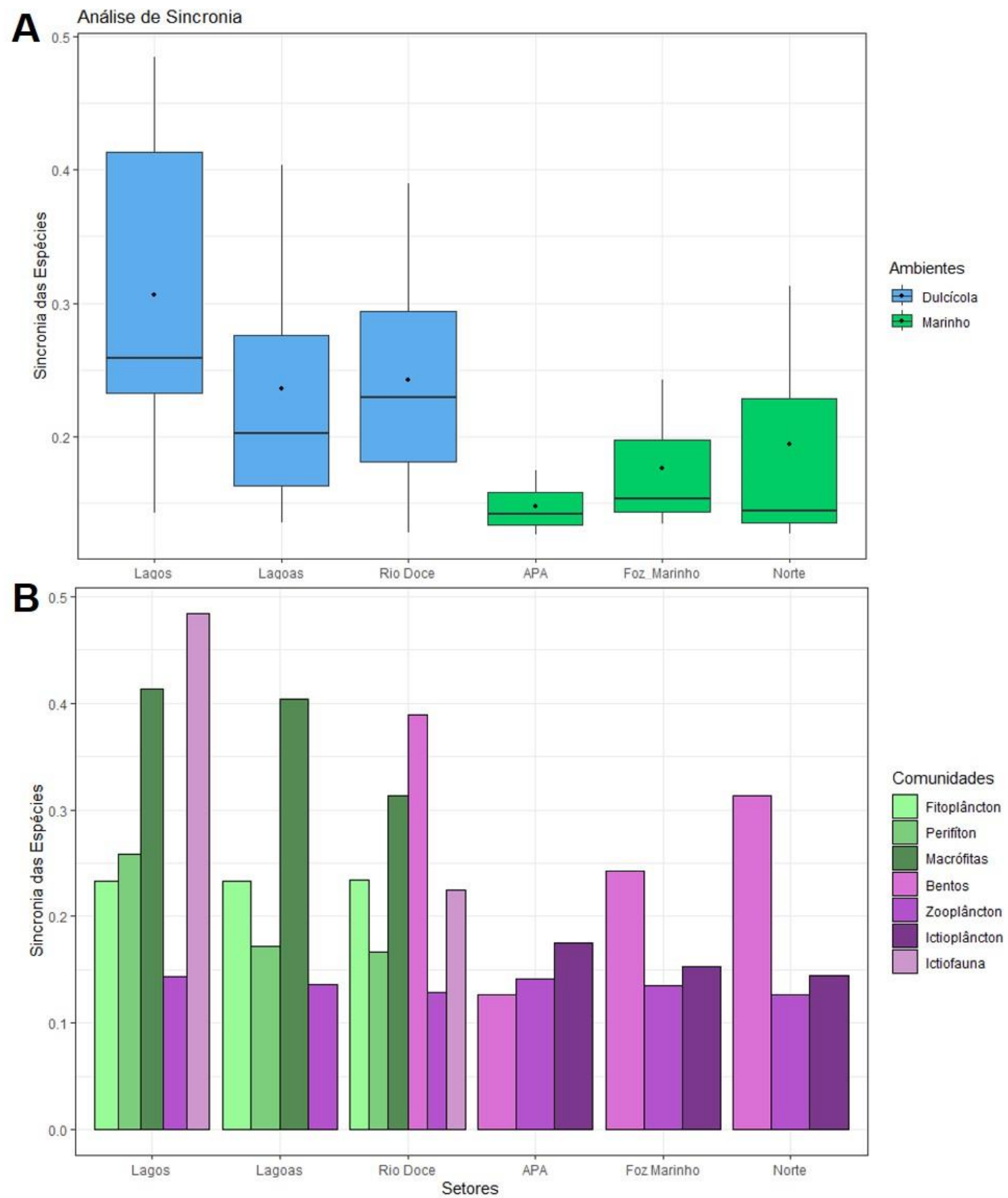
Figura 71: Resultados da análise de estabilidade das comunidades amostradas considerando as estações de amostragem e os principais setores do Ambiente Costeiro. As estações de amostragem no eixo x estão organizadas de acordo com a posição geográfica do sul para o norte em relação à foz do rio Doce. APA = APA Costa das Algas e regiões marinhas e costeiras adjacentes. Informações mais detalhadas sobre a malha amostral (nomenclaturas, coordenadas geográficas, entre outros) podem ser encontradas nos materiais suplementares a esse relatório. Uma vez que as comunidades dentro do Ambiente Costeiro são amostradas em locais bem distintos entre si, optou-se pela exibição gráfica separada. A ausência de barras de resultados representa ausência de coletas da comunidade biológica em questão nas respectivas estações de amostragem.



A partir dos resultados da sincronia espacial das comunidades dentro de cada setor, foi possível observar que para o Ambiente Dulcícola, a maior sincronia foi obtida para o setor Lagos, seguida pela calha do rio Doce e o menor valor, para o setor Lagoas (Figura 48A), onde as comunidades Perifíton, Macrófitas, Zooplâncton, e Ictiofauna seguiram o padrão encontrado para a média dos setores (i.e., maior sincronia nos Lagos e menor, nas Lagoas; Figura 48B). Já para o Ambiente Marinho, houve um aumento nos valores de sincronia média das comunidades do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (menor sincronia) para a Foz do rio Doce e maiores valores no setor Norte (Figura 48A), o qual foi promovido principalmente pelas variações espaciais encontradas na comunidade de Bentos de Fundo Inconsolidado (Figura 48B), uma vez que as demais comunidades apresentaram um padrão inverso (i.e., maior sincronia na APA e menor no Norte; Figura 48B). Devido a diferenças no número de áreas amostradas em cada Ambiente, a comparação entre eles não é possível, mas, em ambos, valores intermediários de sincronia foram observados nos setores da calha e da Foz marinha do rio Doce em relação aos demais setores.

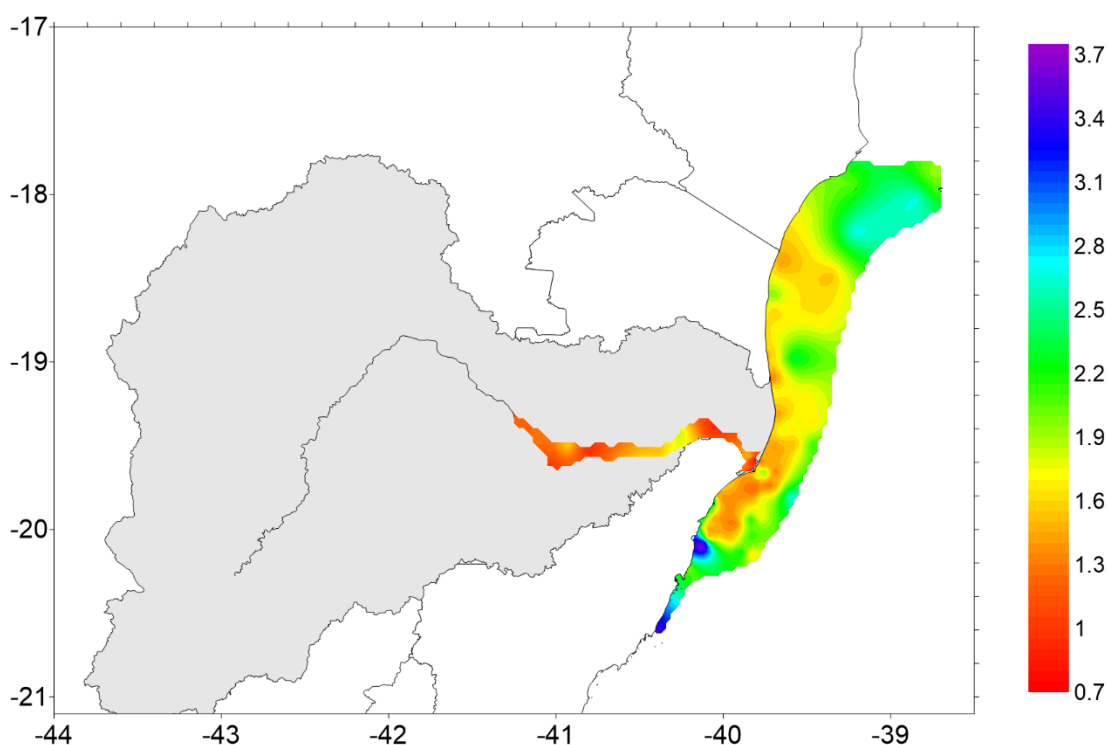
Do ponto de vista ecológico, populações espacialmente sincrônicas têm um risco maior de extirpação ou extinção regionais (SCHINDLER et al., 2015), pois a raridade simultânea reduz o efeito resgate populacional realizado pela dispersão (EARN et al., 1998; HEINO, 1998). Dessa forma, A sincronia na abundância de espécies locais pode servir como um importante indicador de estabilidade e persistência das comunidades ao longo do tempo e do espaço (GOUHIER et al., 2010). Por outro lado, a estabilidade local é mantida quando as espécies flutuam independentemente e, espacialmente se suas densidades covariarem negativamente (comumente referidas como dinâmicas compensatórias), como resultados, por exemplo, da heterogeneidade das respostas das espécies às forçantes ambientais, possivelmente, mediadas por respostas competitivas (GONZALEZ & LOREAU, 2009; HALLETT ET AL., 2017).

Figura 72: A) Boxplot da dispersão dos valores de sincronia média das comunidades amostradas considerando os principais setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho. Nos gráficos, os retângulos são formados pelos quartis 0.25 e 0.75, e são cortados por semiretas que incluem a distribuição dos quartis ± 1.5 , enquanto que os pontos pretos dentro dos retângulos representam as médias B) Resultados da análise de sincronia das comunidades amostradas considerando as estações de amostragem e os principais setores dos Ambientes Dulcícola e Marinho. APA = APA Costa das Algas e áreas costeiras e marinhas adjacentes



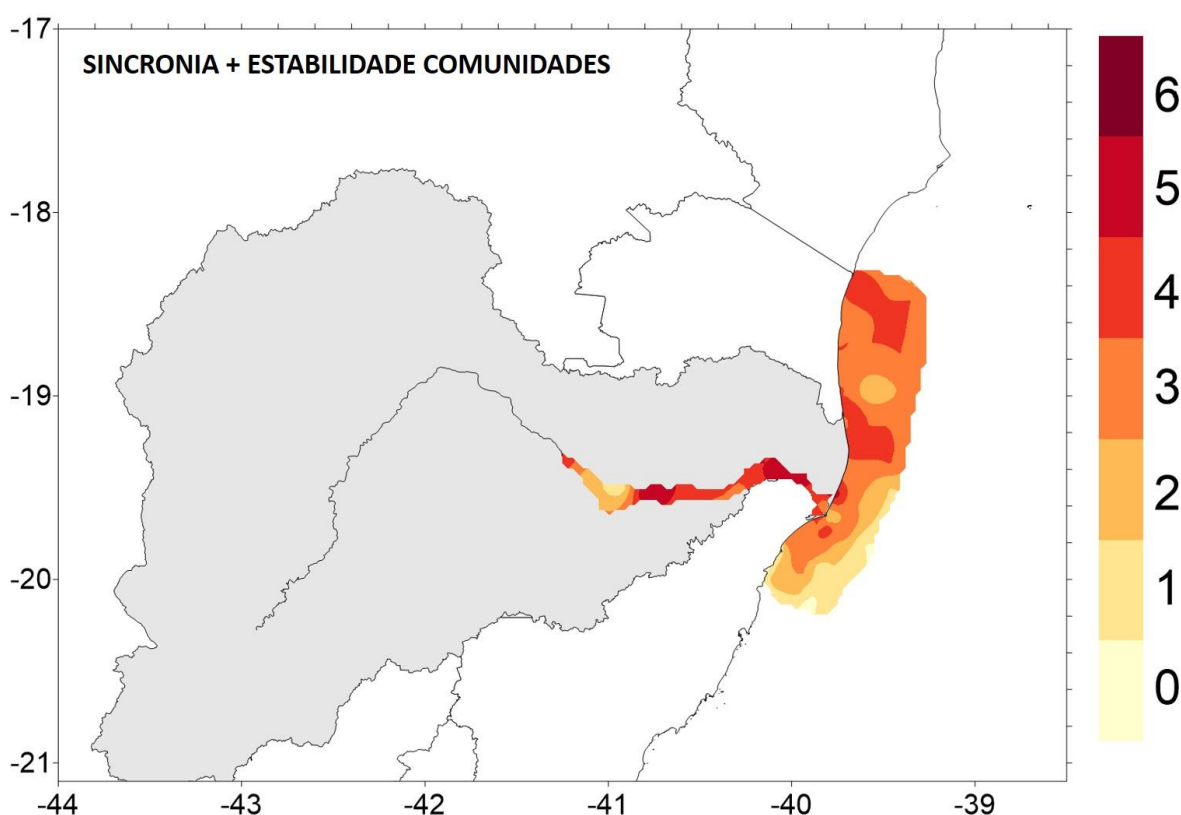
Os resultados da estabilidade média das comunidades de cada local/setor estão sumarizados na Figura 73, a partir da qual é possível observar diversas áreas de baixa/alta estabilidade. Em geral, as estações do Ambiente Dulcícola (exceção a um pequeno trecho entre Itapina e Linhares) apresentaram baixa estabilidade (valores menores que 1). Resultados similares foram também encontrados para as regiões marinhas próximas à Foz do rio Doce e algumas regiões tanto ao Sul quanto ao Norte da Foz, em geral, nas estações mais próximas à costa (Figura 73 - áreas laranjas/vermelhas). Por outro lado, alta estabilidade foi encontrada para regiões do setor Sul (Vitória e Gurapari - apesar das amostragens das comunidades terem sido descontinuadas em 2019, o que poderia alterar tais resultados), e para as estações de amostragem mais distantes do continente, incluindo o Parque Nacional de Abrolhos (áreas verdes e azuis/roxas da Figura 73). Por fim, condições intermediárias de estabilidade média das comunidades puderam ser observadas no setor marinho Foz Central, o que 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 espécies dos dois ambientes. Nesse sentido, a alta substituição de espécies encontrada na Figura 42C explica uma possível dinâmica compensatória ocorrendo nessa região, mantendo as densidades totais das comunidades constantes ao longo do tempo.

Figura 73: Mapa de distribuição dos valores de estabilidade média das comunidades de cada estação de amostragem monitorada pelo PMBA/Fest. 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 (indicado pelas cores mais quentes - do vermelho ao laranja), maior foi a variação nos valores de densidade total ao longo do tempo. Por outro lado, maiores valores de estabilidade (indicado pelas cores do azul ao roxo), indicam locais em que deve ter ocorrido dinâmicas compensatórias das populações de espécies, mantendo a densidade total similar ao longo do tempo. As áreas destacadas em verde, indicam condições intermediárias.



A partir da análise combinada dos resultados de estabilidade e sincronia espacial das comunidades, foram geradas notas (0 a 6) 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 sentido, a Figura 74 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 as áreas do Ambiente Dulcícola e aos setores Foz e Norte do Ambiente Marinho.

Figura 74: Mapa de distribuição dos valores combinados das análises de estabilidade e sincronia espacial média das comunidades de cada estação de amostragem monitorada pelo PMBA/Fest. Os valores da escala são resultados da padronização realizada a partir da atribuição de notas sobre os valores observados.



Uma série de evidências a partir de estudos experimentais vêm demonstrando que a perda de biodiversidade prejudica e desestabiliza o funcionamento ecossistêmico (HECTOR ET AL., 2010; CARDINALE ET AL., 2012; TILMAN ET AL., 2014). Dessa forma, os resultados combinados da análise de estabilidade e sincronia espacial das comunidades demonstram a necessidade de estudos mais detalhados sobre tais comunidades, uma vez o que pode indicar uma possível perda de táxons, os quais não estão sendo substituídos ao longo do tempo, ou ainda, uma alta sincronia temporal e espacial entre os táxons presentes nesses locais (isto é, aumentos e reduções simultâneas, o que, como já mencionado, poderia reduzir a estabilidade média da comunidade ao longo do tempo). Ainda, a partir desses resultados, destacam-se as comunidades Bentos e Ictiofauna, que obtiveram, em geral, baixos valores de estabilidade e altos valores de sincronia nos ambientes monitorados e reforçam os efeitos

negativos encontrados tanto pelos índices ecotoxicológicos quanto pelos resultados correlacionais das análises de TITAN, os quais demonstram possíveis efeitos do MLD sobre os padrões de distribuição dessas comunidades.

A relevância dos resultados da análise de estabilidade e sincronia se justifica pelo fato de que foi possível observar reduções nos valores em mais de uma comunidade de um mesmo local (principalmente aqueles mais próximos à Foz do rio Doce), o que seria um indicativo de que as comunidades nestas áreas estiveram sujeitas a fortes variações nas condições ambientais sugerindo maior susceptibilidade de perdas da biodiversidade. Segundo WANG & LOREAU (2014), uma vez que a dispersão das espécies seria um fator fundamental para manter a estabilidade nas propriedades de um ecossistema diretamente por efeitos espaciais médias ou indiretamente pela manutenção de maiores diversidades de espécies, a destruição e fragmentação de *habitat* (dois maiores causadores de extinções das espécies), podem aumentar a variabilidade dos ecossistemas (WANG & LOREAU, 2014), como uma resposta da redução na estabilidade das comunidades e, conseqüentemente, reduzir a resiliência destas frente à distúrbios (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 a 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, acoplamento entre diferentes matrizes (sedimento e água), resposta da biodiversidade às múltiplas forçantes e, principalmente, às 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. 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 dos Ambientes Dulcícola e Marinho.

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 por causa da diferença das condições hidro-meteoceanográficas que promovem variação nos padrões de circulação e conectividade e, por

consequente, 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.

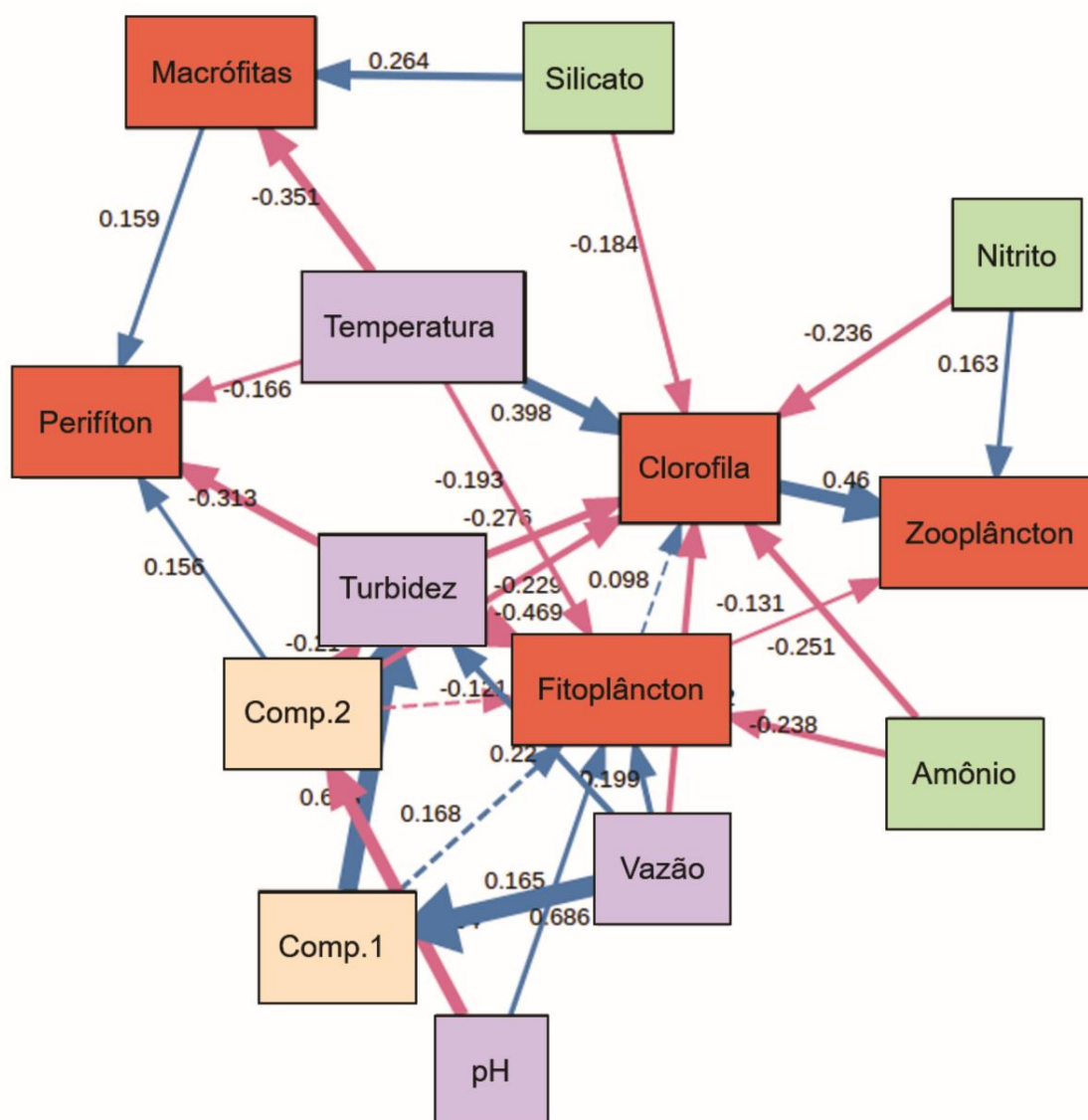
Foi possível registrar múltiplas relações entre os componentes abióticos e bióticos que representavam os modelos conceituais de funcionamento dos ambientes e de dispersão do material oriundo do rompimento da barragem de Fundão (todos os modelos apresentaram qui-quadrado com p -valor $> 0,05$; e, portanto, 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.

Em uma perspectiva geral, o sistema fluvial do rio Doce (Ambiente Dulcícola) e o setor Foz (Ambiente Marinho) foram os setores que apresentaram maiores indícios de efeitos negativos do MLD sobre a riqueza de espécies, baseado em: (1) tendência a menores valores de explicação das variáveis bióticas nos locais mais impactados; (2) nos sistemas fluviais muitos efeitos negativos diretos e indiretos do MLD; e (3) na Foz do rio Doce também são observadas muitas relações negativas das variáveis entre os constituintes do MLD e aspectos da biodiversidade.

No sistema fluvial (Figura 75), a variabilidade da vazão influenciou a concentração de metais particulados e dissolvidos na água (**Comp.1**: Al_p, Co_d, Cr_d, Al_d, V_d, Cu_d, Pb_d, As_d, Ba_d, Mn_d, Ni_d). Como consequência, a turbidez da água também aumentou ($R^2 = 0,69$). A variação de turbidez teve relação inversamente proporcional aos produtores primários: concentração de clorofila-a, riqueza de espécies de Fitoplâncton e Perifíton. A clorofila-a, uma medida de biomassa algal, apresentou um R^2 de 0,42 e foi, significativamente, determinada pelo aumento da temperatura e decréscimo das concentrações de NO₂, Si, NH₄, turbidez e metais do Componente 2 (**Comp.2**: Co_p, Cr_d, Zn_d, Pb_p, As_p). A riqueza de espécies de Fitoplâncton foi positivamente influenciada pela pH e vazão e negativamente influenciada pela concentração de NH₄ e turbidez. Esta variável apresentou um coeficiente de explicação (R^2) de 0,50. Assim como a riqueza de Fitoplâncton, a riqueza de Perifíton foi influenciada negativamente pela turbidez e temperatura, e positivamente pela riqueza de Macrófitas. Além destas variáveis, a concentração de metais (Comp.2: Co_p, Cr_d, Zn_d, Pb_p, As_p) contribuiu para a variação da riqueza de Perifíton. A riqueza de Perifíton apresentou um coeficiente de determinação de 0,28 (R^2). A riqueza de espécies de Macrófitas foi negativamente influenciada pela temperatura e positivamente pela concentração de Si. Esta variável mostrou um coeficiente de

determinação de 0,17 (R^2). A riqueza de espécies de Zooplâncton esteve associada negativamente com a riqueza de espécies de Fitoplâncton e positivamente com clorofila-a e Nitrito, apresentando um coeficiente de determinação de 0,20 (R^2).

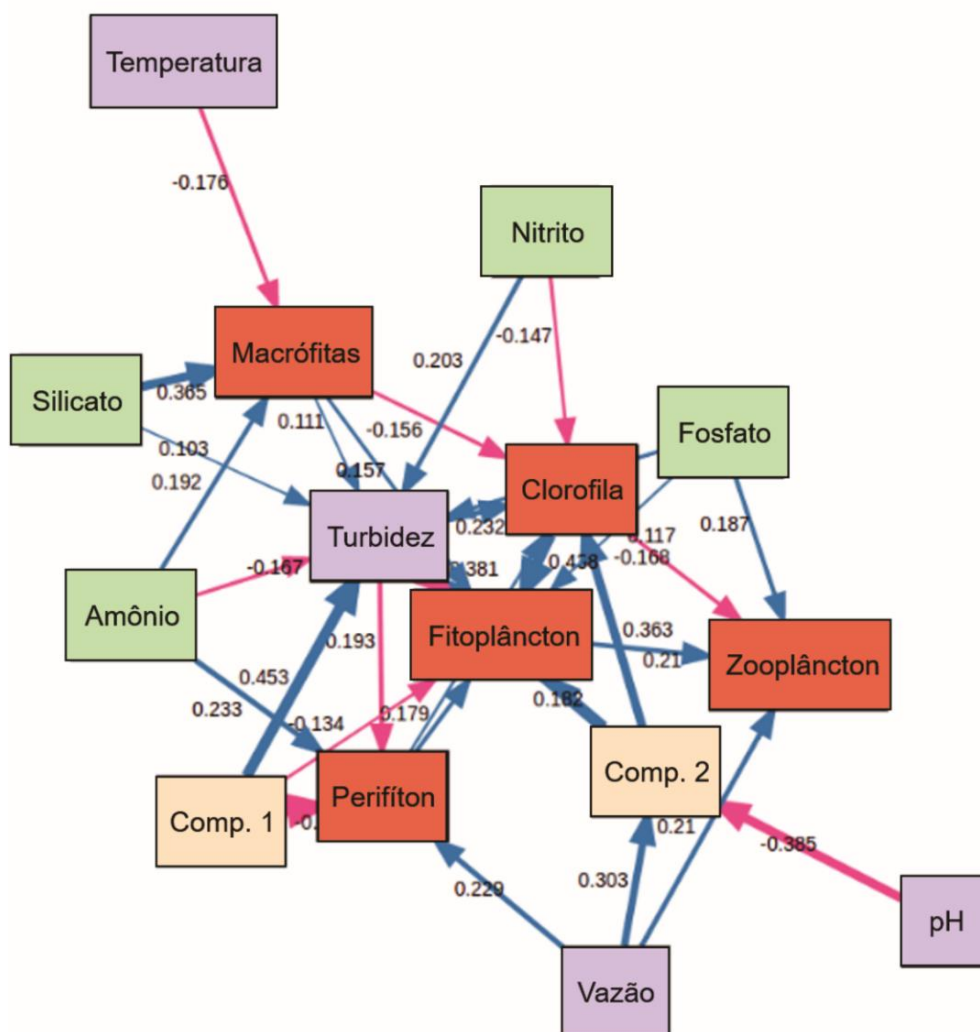
Figura 75: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais nas regiões fluviais. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos 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:** Al_p, Co_d, Cr_d, Al_d, V_d, Cu_d, Pb_d, As_d, Ba_d, Mn_d, Ni_d; **Comp.2:** Co_p, Cr_d, Zn_d, Pb_p, As_p.



Nos sistemas lênticos analisados (englobando os setores Lagos e Lagoas), a variação da vazão e pH influenciam a variabilidade dos metais (**Comp.2:** Fe_d, Al_d, V_d e Ba_d), que juntamente com os metais do Componente 1 (**Comp.1:** Co_p, Cr_p, Pb_p, Co_d, Cu_d, Pb_d), determinaram 62% da variabilidade da turbidez (Figura 76). O aumento da turbidez influenciou negativamente a variabilidade da riqueza de espécies de Fitoplâncton e Perifíton. Além da turbidez, a riqueza de espécies de

fitoplâncton foi influenciada pela variação de Componente 1. Por outro lado, a concentração de fosfato contribuiu significativamente para o aumento da riqueza de espécies. A riqueza de Fitoplâncton e vazão influenciaram positivamente a diversidade de Zooplâncton. A variabilidade da riqueza de espécies de Macrófitas apresentou R^2 de 0,17 (R^2) e foi positivamente influenciada positivamente pela concentração de silicato e negativamente pela temperatura.

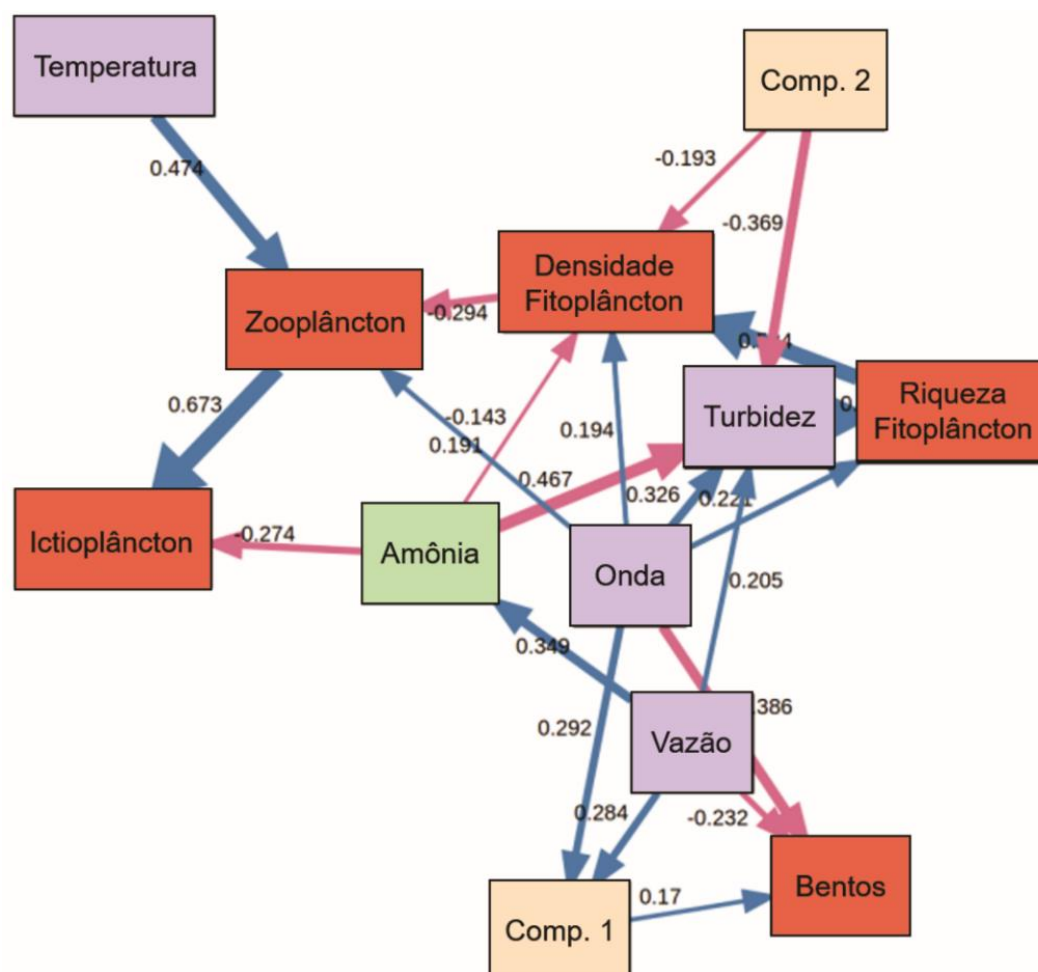
Figura 76: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais na região lacustre (setores Lagos e Lagoas combinados). Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor 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, Cr_p, Pb_p, Co_d, Cu_d, Pb_d; **Comp.2:** Fe_d, Al_d, V_d e Ba_d.



No setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, a vazão e onda aumentam a concentração de metais particulados (**Comp.1:** Fe_p, Al_p, Cu_p, Zn_p, Ba_p, Mn_p e Ni_p) e turbidez (Figura 77), que por

sua vez, contribui para a variabilidade da riqueza de Bentos de Fundo Inconsolidado. A variabilidade dos metais dissolvidos (**Comp.2:** Co_d, Cr_d, V_d, Ni_d) influenciou negativamente a densidade de Fitoplâncton, que, por sua vez, influenciou negativamente a riqueza de espécies de Zooplâncton. A riqueza de espécies de Zooplâncton contribuiu para aumento da riqueza de espécies do Ictioplâncton. A riqueza de espécies de Fitoplâncton apresentou apenas R^2 de 0,46. E sua variabilidade foi diretamente proporcional ao efeito da onda e turbidez. A riqueza de Zooplâncton foi positivamente determinada pela temperatura e onda e negativamente pela densidade de Fitoplâncton. Esta variável apresentou um R^2 de 0.65.

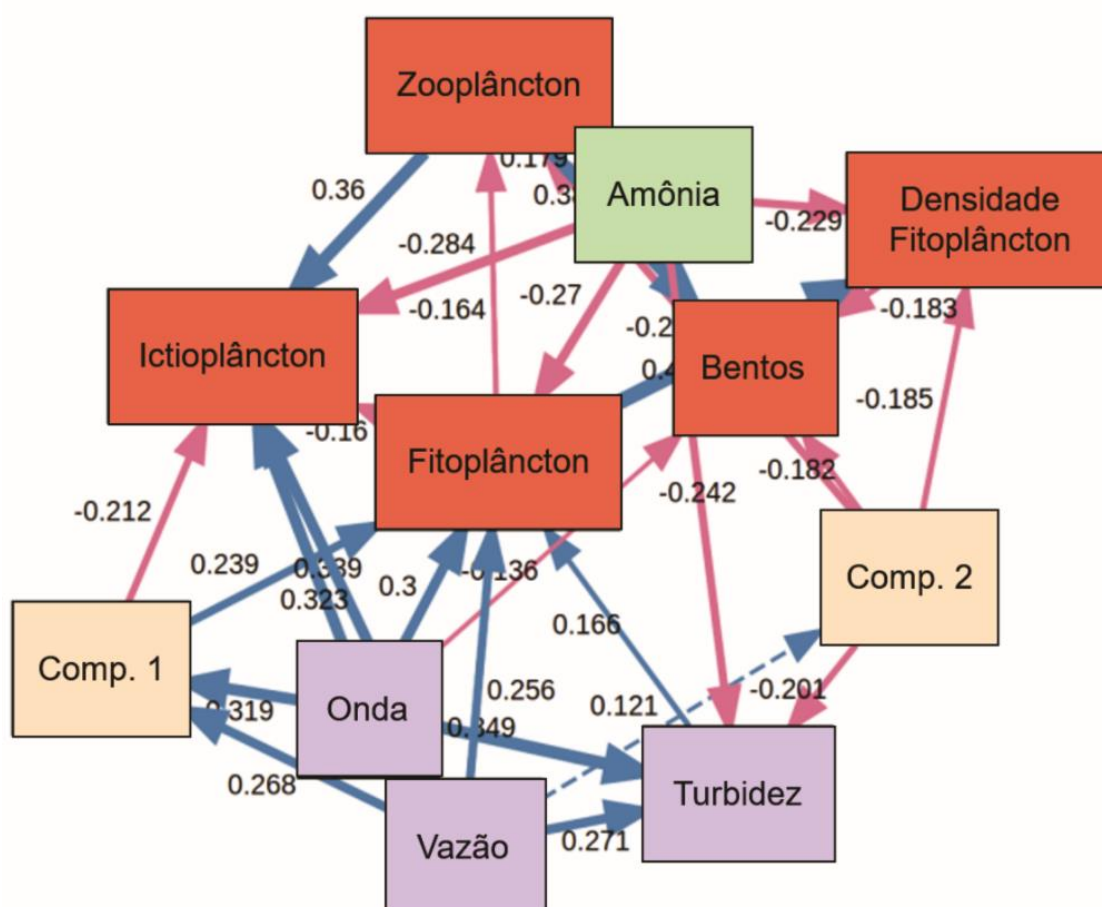
Figura 77: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos; 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, Ba_p, Mn_p e Ni_p; **Comp.2:** Co_d, Cr_d, V_d, Ni_d.



No setor Foz, a vazão e a altura significativa da onda também foram responsáveis pelo aumento de metais particulados na coluna d'água, principalmente Fe_p, Al_p, Cu_p, Zn_p, Pb_p, Ba_p, Mn_p

(**Comp.1**) (Figura 78). Neste setor, alguns metais particulados, juntamente com altura significativa da onda, vazão e turbidez contribuíram para o aumento da riqueza de espécies de Fitoplâncton. Por outro lado, os metais particulados foram inversamente proporcionais à riqueza de espécies de Ictioplâncton. A variação de metais dissolvidos foi inversamente proporcional a densidade de Fitoplâncton e riqueza de espécies de Bentos de Fundo Inconsolidado. A riqueza de Fitoplâncton apresentou uma relação negativa com a riqueza de Zooplâncton, que apresentou uma relação positiva com a riqueza de Ictioplâncton. A variabilidade da densidade de Fitoplâncton apresentou 0,36 (R^2) de explicação. Em geral, a riqueza de Zooplâncton apresentou uma associação negativa com metais dissolvidos (principalmente Cr_d, Mn_d, Ni_d - **Comp.2**). A variação da riqueza de espécies de Ictioplâncton apresentou uma explicação de 0,32 (R^2).

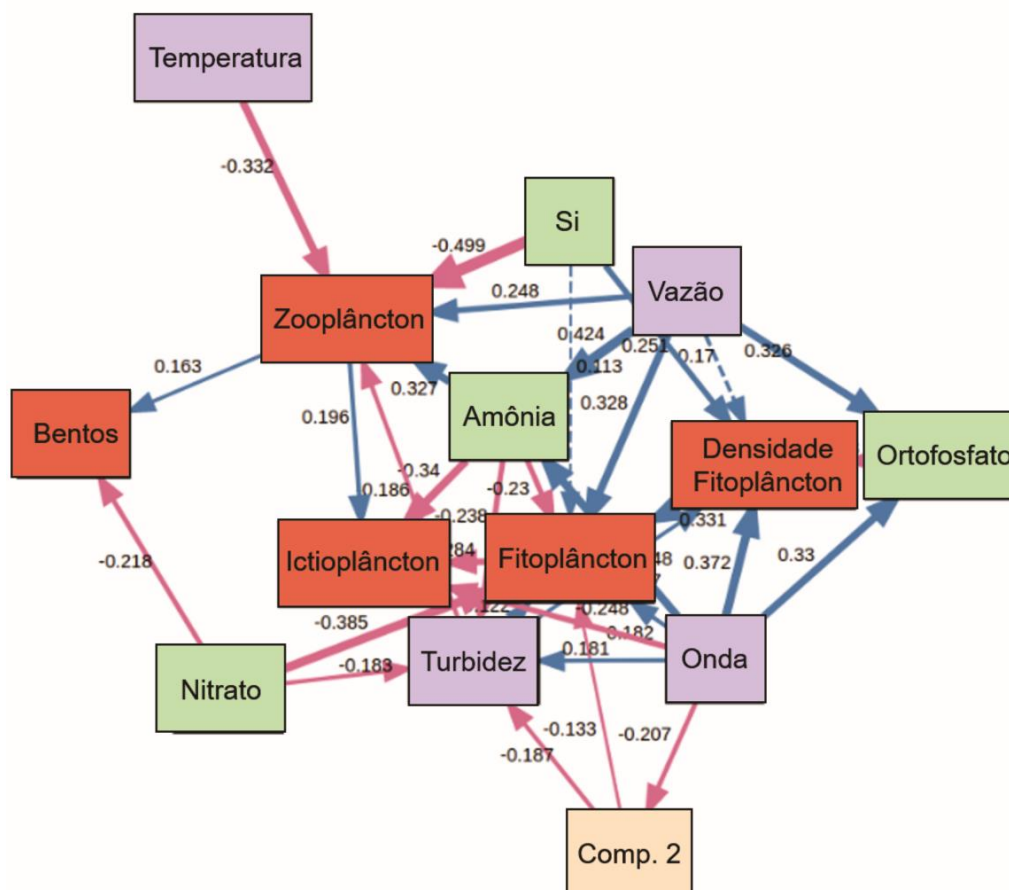
Figura 78: Representação gráfica do resultado do modelo de equações estruturais no setor Foz do rio Doce. Setas azuis descrevem uma reação positiva e setas vermelhas uma relação negativa. A espessura da seta representa a importância do coeficiente angular. Caixas na cor coral: representam os compartimentos bióticos; 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; **Comp.2:** Cr_d, Mn_d, Ni_d.



No setor Norte, apenas a variabilidade de metais dissolvidos (**Comp.2:** Fe_d, Co_d, Cu_d, Zn_d, Pb_d, Mn_d, Ni_d) apresentou alguma relação com a biodiversidade. O aumento da concentração de metais dissolvidos se relacionou negativamente com a riqueza de espécies de Fitoplâncton. A vazão e altura significativa de onda influenciaram positivamente as concentrações de ortofosfato e amônia (Figura 79), assim como a riqueza de espécies de Fitoplâncton e densidade Fitoplanctônica. A vazão e altura de onda, também contribuíram direta e indiretamente, respectivamente, para a variação da riqueza de espécies de Zooplâncton (R^2 0,33), o qual esteve positivamente relacionado às riquezas de espécies de Ictioplâncton e Bentos de Fundo Inconsolidado. A variabilidade da turbidez apresentou um coeficiente de determinação de (R^2 0,20). A densidade dos produtores primários foi positivamente influenciada pela turbidez e altura significativa de onda. A variabilidade desta variável foi explicada em 0,28 (R^2), apenas pelas duas variáveis citadas. Neste setor, a riqueza de espécies de Fitoplâncton também foi positivamente influenciada pela turbidez. Mas, negativamente pelas concentrações de nitrato, amônia e metais dissolvidos. A variabilidade da riqueza de Fitoplâncton foi 0,57 (R^2).

Figura 79: 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; 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.2:** Fe_d, Co_d, Cu_d, Zn_d, Pb_d, Mn_d, Ni_d.



6.6 RESPOSTAS: SUBSÍDIOS PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS

6.6.1 Simulação e projeção de cenários

A partir do conjunto de dados do PMBA/Fest as seções anteriores descreveram de forma detalhada de que maneira a pressão exercida pelo rompimento da barragem de Fundão altera o estado ambiental e da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos. A partir disto, foi possível caracterizar os indicadores de impacto dentre os principais componentes dos três ambientes monitorados, seguindo uma abordagem consolidada em diferentes níveis biológicos (indivíduo, espécies e comunidades). Seguindo a estrutura do modelo DPSIR, as alterações do estado do ambiente e os impactos por eles gerados tem por demanda a aplicação de uma resposta, que pode ocorrer em distintos níveis, tanto diretamente na diminuição da pressão como na melhoria do estado, através de ações de mitigação, recuperação, restauração, adaptação ou outras que busquem o aumento da resiliência a fim de diminuir ou reverter os danos identificados (VANIELI et al. 2022).

A resposta, de acordo com MAXIM et al. (2009), está ligada a ações humanas para tomada de decisões, geralmente associadas a medidas políticas ou a níveis sociais, voltadas às mudanças de estado atual de impacto. No entanto, é necessário assumir que existem diferentes pressões naturais, tais como as condições da dinâmica hidro-meteoceanográficas que regem os ecossistemas aquáticos avaliados, que, no âmbito do PMBA/Fest podem ser consideradas pressões exógenas ao rompimento, mas que interagem com este, e que contribuem para flutuações temporais nas condições do estado e, consequentemente, do impacto. Deste modo, essas pressões exógenas podem ser complexas e em alguns casos - como eventos climáticos extremos - não serem passíveis de medidas de mitigação, e assim as respostas podem não estar ligadas exclusivamente à gestão, mas também como consequências das pressões (ATKINS et al., 2011).

Visando trazer uma melhor compreensão da variabilidade intrínseca dos ecossistemas avaliados e auxiliar no direcionamento de respostas diante da abordagem DPSIR, o comportamento das comunidades aquáticas foi avaliado quanto a diferentes cenários relacionados às dinâmicas hidro-meteoceanográfica, identificando as características críticas para o funcionamento do sistema e a sua relação com o MLD. Para tal, foi construído um modelo aditivo generalizado dinâmico (Dynamic Generalized Additive Model – DGAM; CLARK & WELLS, 2023). Nesta análise foi observada a dinâmica 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 do observado, séries temporais futuras foram simuladas gerando previsões da variação de riqueza a partir de diferentes cenários em um ambiente impactado pela presença do MLD.

O DGAM associa a relação dos preditores capturados por modelos aditivos generalizados (Generalized Additive Models – GAM – HASTIE, 1992) à um componente dinâmico latente de uma série temporal em uma perspectiva bayesiana, identificando uma distribuição de probabilidade conjunta sobre as quantidades observáveis e não observáveis de um modelo estatístico (GELMAN et al. 2017; CLARK &

WELLS, 2023). O DGAM foi realizado por meio do pacote *mvgam* (CLARK & WELLS, 2023). Para estimar o ajuste das previsões foi observado o valor da classificação normalizada split- \hat{R} (Rhat), com ajuste entre 1,0 e 1,05 (VEHTARI et al. 2021). Além disto, os valores de CPRS (Continuous Rank Probability Scores) ou DPRS (Discrete Rank Probability Scores), foram utilizados para medir a habilidade de previsão do modelo, indicando bom ajuste com valores abaixo de 100, ajuste intermediário entre 100 e 150, e não ajustável acima de 150. Maiores detalhes presentes no Material Suplementar (MS_Síntese Integrativa- Simulação e Projeção de Cenários).

As variáveis preditoras utilizadas nos modelos DGAM foram selecionadas a partir de uma série de análises prévias. Dentre as variáveis advindas do MLD foram utilizadas as concentrações dos metais em suas formas pseudototais (apenas Ambiente Costeiro), particulados (mg/Kg), dissolvidos ($\mu\text{g/L}$) e totais ($\mu\text{g/L}$). Além disso, variáveis ligadas à parâmetros físico-químicos da água e do sedimento, bem como nutrientes também foram utilizados (vide Material Suplementar MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários). A vazão do rio Doce e a altura significativa das ondas foram variáveis determinantes para definição dos cenários simulados. As variáveis foram selecionadas a partir de: análises de correlação; análises penalização por modelos LASSO com o pacote *glmnet* (FRIEDMAN et al. 2021); e identificação do *best model* por meio da função *dredge* do pacote *MuMIn* (BARTOÑ & BARTOÑ, 2015) aplicado a modelos GAM realizados pelo pacote *mgcv* (WOOD, 2001). Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R (R CORE TEAM, 2023)

Foram previstos 4 cenários diferentes, sendo estes: 1 – um cenário ao qual o sistema aquático permanece sem alterações na sua dinâmica (C1); 2 – um cenário de um período de secas prolongadas (C_SECAS), aplicado somente para o Ambiente Dulcícola; 3 – um cenário de eventos hidrológicos extremos (C_HIDRO); e 4 - um cenário de eventos meteocanográficos extremos (C_METEO), aplicado somente aos Ambientes Costeiro e Marinho. Todos os cenários previstos apresentam um intervalo baseado no ciclo de amostragens mais recente do PMBA/Fest, indo desde o período chuvoso de 2022 até o período seco de 2023, sendo então projetados para o mesmo intervalo para 2024 e 2025. O uso deste intervalo como base foi aplicado visto o período representar o ciclo mais atual de coletas dentro do cenário de 5 anos de PMBA/Fest. Além disto, a zona de previsão foi estipulada em 2 anos, para evitar maior complexidade dos modelos, e consequentemente ajustes inadequados devido provável alta incerteza ligada a previsões mais complexas. Após a aplicação dos modelos, os coeficientes das séries temporais simuladas foram comparados com a série temporal recente (2022-2023) para observar se ocorreu um declínio no coeficiente, indicando que o padrão de variação de riqueza, ou seja, a relação de riqueza ao longo do tempo está enfraquecendo, ou aumento no coeficiente, indicando uma melhoria na condição das comunidades. Em concordância com o aplicado para a avaliação de forma integrada pelo PMBA/Fest, os modelos foram gerados de acordo com as distintas comunidades de cada ambiente e para a espacialização em setores seguindo o já descrito na seção 6.5.3.

6.6.1.1 Resultados da Simulação e Projeção de Cenários

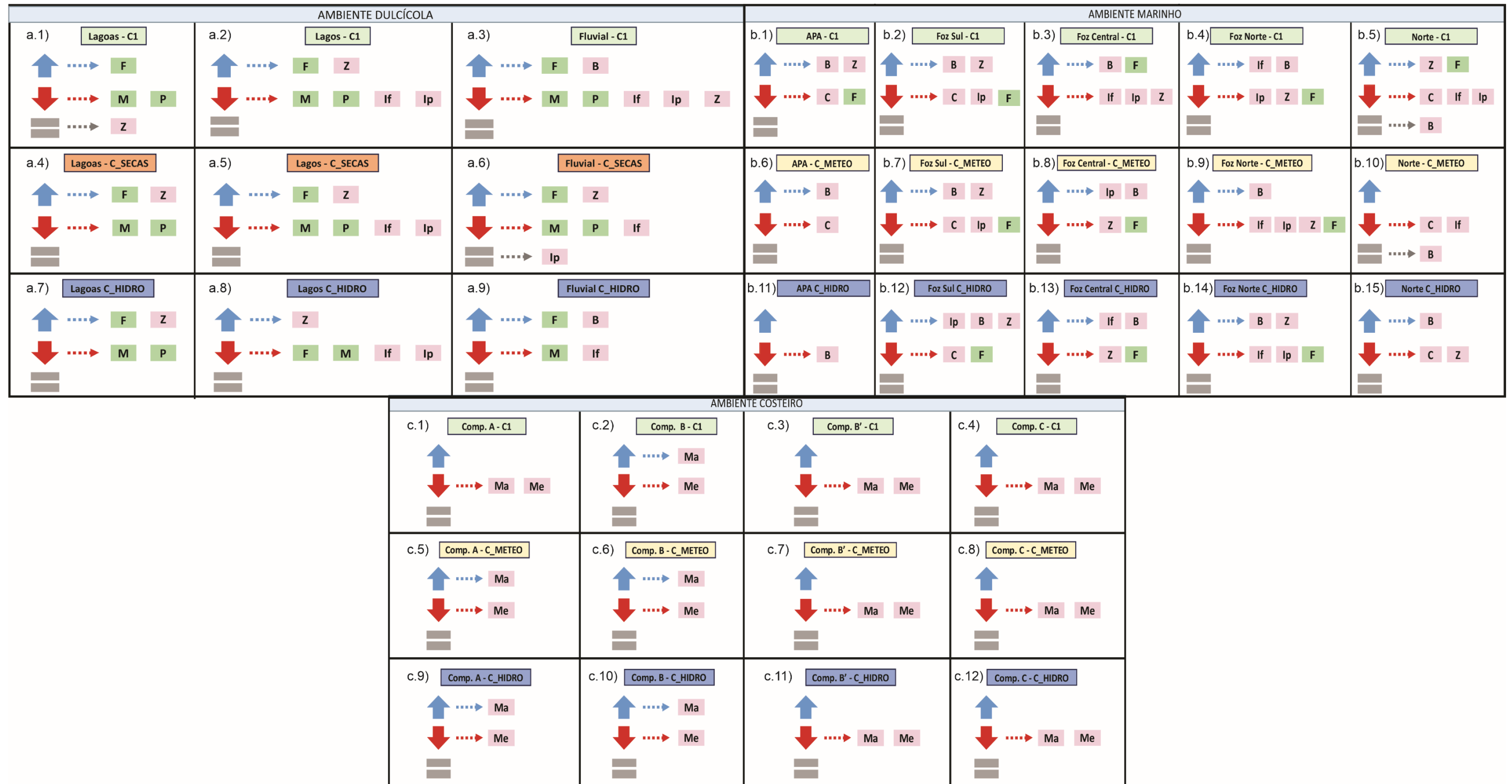
As variáveis preditoras foram selecionadas para cada uma das comunidades separadamente, dentro de cada setor de cada um dos Ambientes (Tabela 10 - MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários). De maneira geral, em todos os modelos contêm concentrações dos metais característicos ligados ao MLD. Para o Ambiente Dulcícola: metais totais (Ba, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, V, Zn), metais dissolvidos (Ba, Co, Cu, Fe, Mn, Nd, Ni, Pb, V) e metais particulados (Al, As, Ba, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn); para o Ambiente Marinho: metais totais (Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V), metais dissolvidos (Ag, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb) e metais particulados (Ba, Cd, Co, Cu, Ni, Hg); para o Ambiente Costeiro – praias: metais pseudototais (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Zn). Além destas, as seguintes variáveis estiveram presentes nos modelos para o Ambiente Dulcícola: alcalinidade total, amônio, clorofila a, condutividade elétrica, nitrito, nitrito, nitrogênio total, ORP, salinidade, silicato, transparência, turbidez e vazão do rio Doce; para o Ambiente Marinho: altura significativa da onda, areia, CaCO_3 , cascalho, fosfato, fósforo total, matéria orgânica do sedimento, MPS, nitrato, nitrito, ortofosfato, oxigênio dissolvido, pressão, silício, temperatura, turbidez, vazão do rio Doce; para o Ambiente Costeiro: areia, assimetria do sedimento, diâmetro médio do sedimento, cascalho, lama, teor de Carbonato de Cálcio e teor de minerais pesados.

Os modelos não apresentaram bom ajuste referente ao GAM para seleção do *best model* e não puderam ser utilizadas para os modelos de projeção de cenários (Figura 19 - MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários). A partir dos ajustes dos modelos DGAM, foi possível identificar cenários que não apresentaram ajuste em relação ao valor de CPRS/DPRS para o Ambiente Dulcícola: em C_SECAS para os macroinvertebrados bentônicos do setor fluvial; em C_HIDRO para perífiton nas lagoas e para ictioplâncton, perífiton e zooplâncton do setor fluvial (Tabela 11 - MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários). Para o Ambiente Marinho: em C_HIDRO na Carcinofauna e Zooplâncton do setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e para Ictioplâncton do setor Norte; para C_METEO no Zooplâncton da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Ictiofauna da Foz Central e Ictioplâncton do Norte (Tabela 12 - MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários). Não houve ajuste em relação aos valores de \hat{R} para os três cenários de ictioplâncton da APA Costa das Algas/REVIS Santa e para C_HIDRO Ictioplâncton do setor Foz Central e Ictiofauna do setor Norte. Para todos os critérios de ajustes, todos os modelos do Ambiente Costeiro - praias apresentaram ajuste adequado. Importante ressaltar que os valores de CPRS/DPRS de alguns modelos estão no intervalo de 100 a 150, indicando um ajuste conflitante e devem ser interpretados com cautela (Tabela 13 - MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários).

Para o Ambiente Dulcícola foi observada uma diferença nos padrões de variação de riqueza ao longo do tempo da zona de previsão entre os três cenários simulados. O setor Lagos apresenta maior taxa de declínios no padrão de variação de riqueza em C1 e em C_SECAS (67% dos modelos) (Figura 80a.2, Figura 80a.5), enquanto o sistema fluvial (setores calha do rio Doce e Afluentes), demonstrou maior declínio no cenário C1 (71%) (Figura 80a.3). Já para o setor Lagoas, todos os cenários indicaram um declínio em 50% dos modelos gerados (Figura 80a.1, Figura 80a.4, Figura 80a.7). Considerando

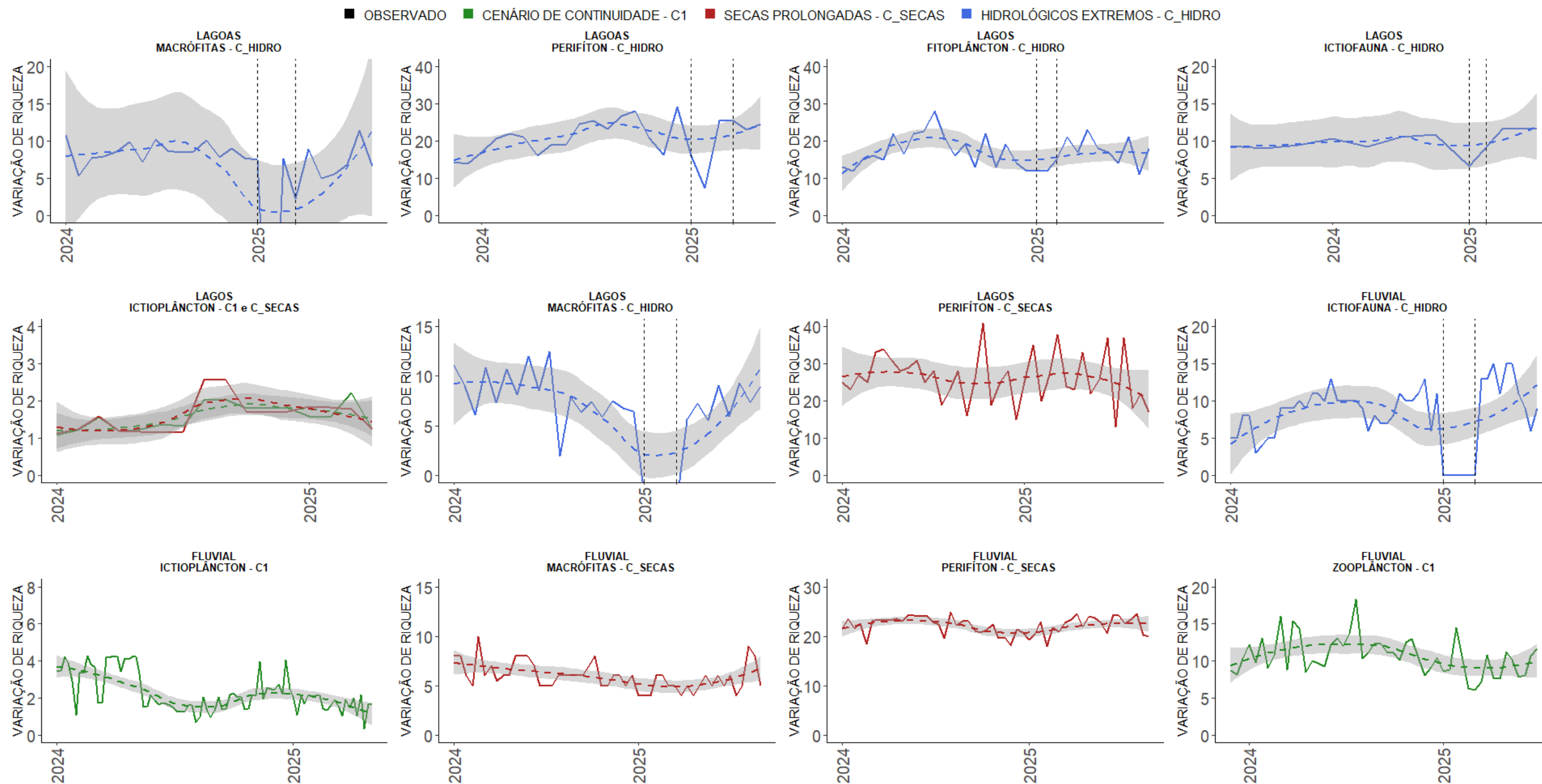
os efeitos dos declínios (maior diferença entre os coeficientes observados e simulados), C_HIDRO demonstrou maiores declínios no Ambiente Dulcícola de forma geral, principalmente para Lagos e Lagoas, afetando negativamente 3 comunidades em cada setor. Para o sistema fluvial (setores calha do rio Doce e Afluentes), C1 e S_SECAS demonstraram declínios mais acentuados para duas comunidades em cada cenário, com C_HIDRO afetando de forma mais pronunciada apenas a Ictiofauna (Figura 81).

Figura 80: 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.



Os declínios observados para C1, para a maioria das comunidades avaliadas nos três setores do Ambiente Dulcícola (Figura 80a.1, Figura 80a.2, Figura 80a.3), demonstraram estabilidades na tendência das séries (observada para C1), nas quais tendências negativas se mantiveram negativas, e o mesmo para positivas. Isto demonstra que apesar de uma aparente melhora ainda possa haver um efeito prolongado do impacto relacionado a um desbalanço na flutuação sazonal (i.e., maiores impactos ligados ao período chuvoso) tendendo a mais perda do que recuperação de espécies. Os únicos declínios observados saindo de uma tendência positiva para negativa foram observadas para as Macrófitas (setor Lagoas e região fluvial), corroborando com a tendência ao decaimento de riqueza para esta comunidade no Ambiente Dulcícola (Material Suplementar MS_AD_Macrófitas). As comunidades que apresentaram aumento no padrão de variação de riqueza no C1 (Fitoplâncton dos 3 setores, Zooplâncton dos sistemas lênticos (Lagos e Lagoas) e Macroinvertebrados Bentônicos do sistema fluvial) podem estar indicando uma maior resistência frente aos impactos contínuos em uma projeção futura, porém, estas interpretações necessitam ser cautelosas. Para o Fitoplâncton, por exemplo, a tendência de aumento no padrão de variação da riqueza nos setores do Ambiente Dulcícola podem estar relacionadas a adição de novas áreas amostrais a partir do Novo Ciclo de monitoramento do PMBA/Fest em 2022 (Material Suplementar MS_AD_Fitoplâncton), que pode ter influenciado também nos aumentos encontrados nos modelos gerados para os demais cenários (exceto C_HIDRO do setor lagos).

Figura 81: Séries temporais indicadoras dos cenários projetados que causam maior declínio no padrão de variação das comunidades do Ambiente Dulcícola. Linhas verdes representam o cenário C1, linhas vermelhas representam o cenário C_SECAS, linhas azuis representam o cenário C_HIDRO. Linhas contínuas representam a série temporal estimada para cada cenário, linhas tracejadas representam a tendência geral da série por meio de um fator de suavização aplicado pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.

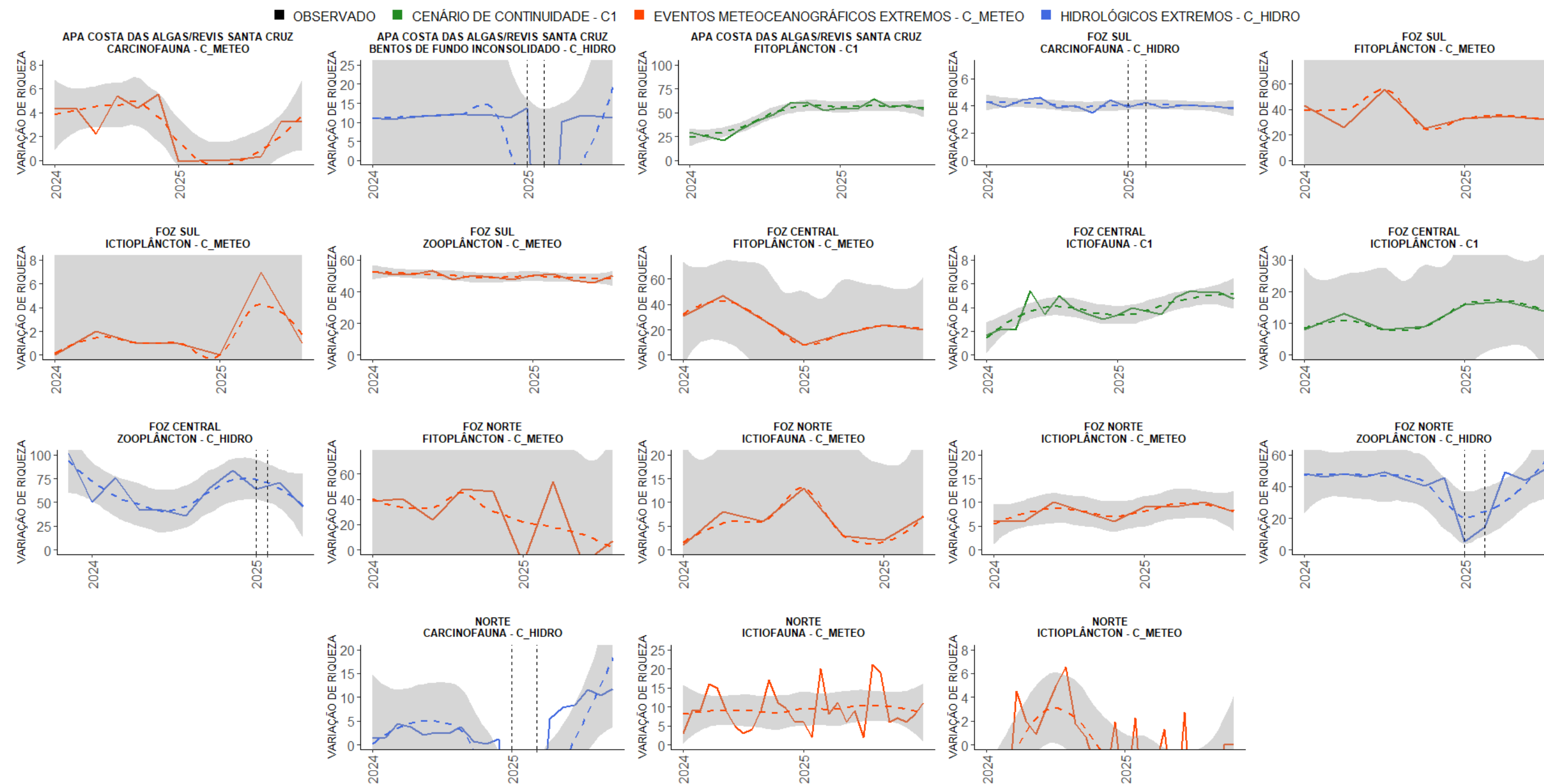


No cenário de secas prolongadas são observados declínios em todos os setores do Ambiente Dulcícola (Figura 80a.4, Figura 80a.5, Figura 80a.6, Tabela 14 - MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários), com exceção de Fitoplâncton e Zooplâncton (todos os setores) e Ictioplâncton do setor associado ao sistema fluvial. Nos sistemas lênticos (Lagos e Lagoas) os declínios observados (Ictiofauna, Ictioplâncton e Perifíton) podem estar relacionados com a persistência do MLD, que pode gerar um acúmulo das concentrações de metais devido ao baixo fluxo de água entre os tributários e os lagos, causando um estresse contínuo nas comunidades em C_SECAS (DUNCAN et al., 2018; ZORZAL-ALMEIDA & FERNANDES, 2022). Já para o sistema fluvial, os declínios para Ictiofauna, Macrófitas e Perifíton entram em divergência com a tendência de aumento da riqueza destas três comunidades durante o período seco (Material Suplementar MS_AD_Macrófitas; MS_AD_Perifíton; MS_AD_Ictiofauna_Ictioplâncton_Macroinvertebrados). Entretanto, as consequências indiretas advindas do impacto causado pelo MLD podem trazer respostas potencializadas em cenários extremos. Para Ictiofauna, o declínio pode estar sendo influenciado pelo decaimento da riqueza de espécies nativas (MS_AD_Ictiofauna_Ictioplâncton_Macroinvertebrados), devido aos efeitos ligados à introdução de espécies exóticas (competição, predação, transmissão de patógenos) (KENNARD et al., 2005; CUCHEROUSSET & OLDEN, 2012). Ou, como no caso das Macrófitas, como já evidenciado, no aumento da concentração de metais nas raízes das espécies fixas no período seco (Material Suplementar MS_AD_Macrófitas), visto que em períodos secos longos e com menor efeito da vazão há tendência de os metais sedimentarem e se acumular no sedimento (GUNES, 2021). A comunidade de Perifíton pode apresentar uma resposta negativa em duas vertentes, sendo uma ligada à um efeito imediato negativo em grupos autotróficos durante o período de secas (FALASCO et al., 2019), e/ou pela correlação positiva com a riqueza de Macrófitas observada pelo modelo quantitativo detalhada na seção 6.5.5. Desta forma, o C_SECAS demonstra que pode haver uma reação em cascata dos impactos ambientais entre diferentes comunidades.

O C_HIDRO afeta de maneira diferencial as comunidades quando comparados os diferentes setores (Figura 80a.7, Figura 80a.8, Figura 80a.9). O efeito negativo de C_HIDRO foi pior no setor Lagos para Ictiofauna e Fitoplâncton, e no setor Lagoas, para Macrófitas e Zooplâncton. Estas variações podem dar indicativos da sensibilidade das comunidades ao efeito de uma vazão extrema em setores distintos. Os impactos negativos podem estar associados à dois fatores: um efeito direto da vazão, intrínseca ao evento, causando destruição física das comunidades ao arrastar os indivíduos para áreas desfavoráveis à sua sobrevivência, com alteração repentina do *habitat*, erosão, mudanças na profundidade e na estrutura do leito; e um efeito indireto relacionados a presença MLD que aumenta o aporte de poluentes e sedimentos em suspensão comumente presentes durante os períodos chuvosos. Os aumentos para C_HIDRO podem demonstrar contradição com a relação dos impactos negativos de uma vazão intensa. Entretanto, é importante considerar algumas particularidades como, para a comunidade de Ictioplâncton do setor Lagos que pode estar relacionado ao período de desova, uma vez que este tem maior ocorrência identificada durante o período chuvoso, com uma provável dependência do aumento do nível do rio para dar início ao processo de desenvolvimento larval (Material Suplementar MS_AD_Ictiofauna_Ictioplâncton_Macroinvertebrados).

Para o Ambiente Marinho o C1 apresentou maior taxa de declínios nos setores Foz Norte e Foz Sul (ambos com 60% dos modelos ajustados); para C_METEO e C_HIDRO, estes mesmos setores permaneceram apresentando as maiores taxas, com Foz Sul apresentando maior número de declínios em C_METEO (80%), seguido da Foz Norte (75%), enquanto para C_HIDRO apenas a Foz Norte se destacou (60%) (Figura 80b.1 até Figura 80b.15). Considerando os maiores declínios, o cenário C1 afetou o maior número de comunidades para o Ambiente Marinho em geral (13 no total), mostrando forte declínio para a maioria dos setores, principalmente para Foz Sul, Foz Norte e Norte (3 comunidades cada). Além disto, neste cenário foram observados declínios acentuados para o Fitoplâncton da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e para Ictiofauna e Ictioplâncton da Foz Central (Figura 80). O C_METEO, foi o segundo cenário que mais afetou as comunidades em termos de declínios (11 no total), principalmente para os setores da Foz Norte e Foz Sul (3 comunidades com declínios para cada). Já para C_HIDRO, apesar de ser o cenário com menor número de comunidades apresentando declínios, ainda foi um valor expressivo ao considerar todos os modelos ajustados para este cenário (9 declínios num total de 18 modelos), principalmente no setor Foz Norte (3 comunidades). Ademais, assim como observado em C_METEO, C_HIDRO apresentou comunidades com declínios acentuados em todos os setores (Figura 82). Sendo assim, para o Ambiente Marinho é possível afirmar que, os setores adjacentes à foz do rio Doce (Foz Norte e Foz Sul) demonstraram maior sensibilidade às mudanças projetadas para cenários futuros na dinâmica ecossistêmica, juntamente com a presença do MLD. É importante ressaltar que, novos ajustes devem ser realizados com todas as comunidades, visto que o Ambiente Marinho é o que apresenta o maior número de modelos não ajustados. Desta forma, uma extensão do período da série temporal observada, por meio de uma observação contínua das comunidades, pode auxiliar na identificação das tendências temporais que servem de base para construção dos cenários projetados.

Figura 82: Séries temporais indicadoras dos cenários projetados que causam maior declínio no padrão de variação das comunidades do Ambiente Marinho. Linhas verdes representam o cenário C1, linhas laranjas representam o cenário C_METEO, linhas azuis representam o cenário C_HIDRO. Linhas contínuas representam a série temporal estimada para cada cenário, linhas tracejadas representam a tendência geral da série por meio de um fator de suavização aplicado pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.



Não há um padrão de aumento ou de declínio nos três cenários projetados ao considerar todos os setores de forma conjunta. As exceções são para Carcinofauna, com declínio para todos os setores avaliados, para Fitoplâncton, que apresenta declínio em todos os modelos ajustados para C_METEO e C_HIDRO, e para os Bentos de Fundo Inconsolidado com aumento para maioria dos modelos (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários), exceto para C_METEO no setor Norte, que manteve o mesmo valor do coeficiente. Além deste, para APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz foi observado declínio observado, entretanto, com ajuste do modelo com alto valor de CPRS/DPRS, devendo ser interpretado com cautela (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa - Simulação e Projeção de Cenários). Para Carcinofauna, a série temporal observada já indica uma redução de riqueza para as regiões da foz do rio Doce, condizente com o observado no último período amostral (Material Suplementar MS_AM_Ictiofauna_Carcinofauna). Esta redução corrobora com os declínios observados nos três cenários da Foz Sul, Foz Central e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, potencializados pela inversão da correlação (positiva) da série observada para as projetadas (negativas). Na comunidade fitoplanctônica, os declínios observados em C_METEO e C_HIDRO estão concentrados apenas nos setores da foz do rio Doce (Foz Norte, Foz Central e Foz Sul). Isto denota que os efeitos negativos em setores onde já foram identificados maiores impactos em termos de biodiversidade para esta comunidade (MS_AM_Fitoplâncton) são intensificados durante estes eventos hidro-meteoceanográficos extremos. Deve ser também levado em consideração que também há declínios no Fitoplâncton para os setores Foz Norte e Foz Sul, corroborando os impactos identificados nestes setores a partir do cenário de continuidade (C1). Além disto, apesar de ser identificado no C1 um aumento na Foz Central, a variação do coeficiente apresentado quando comparado com a série temporal atual (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários) pode indicar uma possível constância no padrão de riqueza observado, ou seja, ainda demonstra uma tendência de impacto na comunidade. A relação de aumento para os Bentos de Fundo Inconsolidado pode estar indicando que, independente dos cenários projetados, uma correlação menos significativa de impacto na riqueza pode ocorrer nesta comunidade, possivelmente relacionada à presença de táxons resistentes ao impacto. Apesar disto, para alguns setores os valores dos coeficientes desta comunidade são negativos (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários), indicando continuidade de uma perda de riqueza.

O C1 apresenta uma relação variada quanto aos declínios e aumentos do padrão de variação da riqueza, salvo as exceções da Carcinofauna, dos Bentos de Fundo Inconsolidado e das comunidades de Ictioplâncton apresentam declínio em todos os modelos ajustados para C1. O padrão de variação da Ictiofauna (aumento para Foz norte; declínio para Foz Central e Norte), Fitoplâncton (aumento para Foz Central e Norte) e Zooplâncton (aumento para APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, Foz Sul e Norte; declínio para Foz central, Foz Norte) (Figura 80b.1 até Figura 80b.5) destacam a variabilidade para C1. Para ictiofauna, esta variação pode estar ligada à diferença na composição das espécies ao longo da área monitorada, uma vez que, apesar de apresentarem um elevado grau de homogeneidade, ainda há ocorrências de espécies exclusivas ocorrendo em cada setor (Material Suplementar MS_AM_Ictiofauna e Carcinofauna). Para a comunidade de Fitoplâncton marinho, os declínios

observados em C1 na Foz Norte e Foz Sul, bem como a baixa variação do coeficiente apresentado na Foz Central (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários) podem indicar uma permanência do impacto nos setores próximos à foz do rio Doce, como discutido anteriormente. Da mesma forma, o aumento observado no setor Norte corrobora com uma melhora observada em termos de biodiversidade desde o período seco do Ano 3 (MS_AM_Fitoplâncton). Apesar disto, o declínio observado no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz vai de encontro com a melhora observada ao longo do monitoramento do PMBA/Fest (MS_AM_Fitoplâncton). Entretanto, é necessário considerar a variação observada entre os coeficientes da série observada com o C1 (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários), demonstrando que, apesar do declínio observado, este pode ser considerado baixo, atuando como um possível indicador de que esta comunidade tende a melhorar, mas inda tem consequências advindas do impacto permanecem ao longo do tempo.

No Zooplâncton, há uma tendência aparente de melhora (Material Suplementar MS_AM_Zooplâncton), a partir do Ano 4, que pode estar relacionado a este aumento na maioria dos setores observados, bem como pela continuidade do padrão de variação de riqueza para o setor Norte no C1. Entretanto, o declínio observado na projeção para o setor da Foz Norte indica que o impacto tende a permanecer principalmente nos setores mais próximos a região da saída da pluma do rio Doce, bem como a direção que esta pluma tende por meio de variações nas correntes, rumo ao norte, principalmente durante o período seco (RRDM, 2023). Ademais, neste cenário, da mesma forma que ocorre para o Fitoplâncton, os aumentos observados nos coeficientes das séries atuais observadas (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários), trazendo um indicativo dos possíveis efeitos negativos prolongados da pluma de rejeito. Além disto, o estágio de conservação da comunidade zooplanctônica na região marinha atingida ainda se mostra distante dos valores observados pré-rompimento (MS_AM_Zooplâncton). Para comunidade ictioplanctônica, os declínios observados em todos os setores podem estar relacionados a possíveis efeitos negativos ligados ao MLD, uma vez que efeitos crônicos da lama de rejeitos já foram evidenciados nas larvas de peixes na região marinha após o rompimento. Deste modo, a presença de larvas com alterações morfológicas e uma maior densidade de ovos não viáveis podem aumentar a mortalidade baixando a riqueza e a densidade do Ictioplâncton na região (MS_AM_Ictioplâncton).

Ao observar apenas o C_METEO, o setor da APA Costa das Algas/REVIS Santa cruz apresentou ajuste apenas para Carcinofauna e Bentos de Fundo Inconsolidado, ambos com declínio (Figura 80b.6). Os setores da foz do rio Doce demonstram variedade em termos de declínio ou aumento observados para Ictioplâncton e Zooplâncton (Figura 80b.7, Figura 80b.8, Figura 80b.9). Já para o setor Norte, são observados declínios apenas para Carcinofauna e Ictiofauna, com padrão de variação de riqueza inalterado para Bentos de Fundo Inconsolidado e aumento para Zooplâncton (Figura 80b.10). Maiores concentrações de metais na coluna d'água estão associados a alta energia das ondas de maneira sazonal, com ressuspensão do MLD. O aumento da energia das ondas em C_METEO contribui de forma significativa para os declínios observados nestes modelos diante desta correlação com o aumento da presença do MLD. O aumento observado para o Ictioplâncton na Foz Central pode indicar

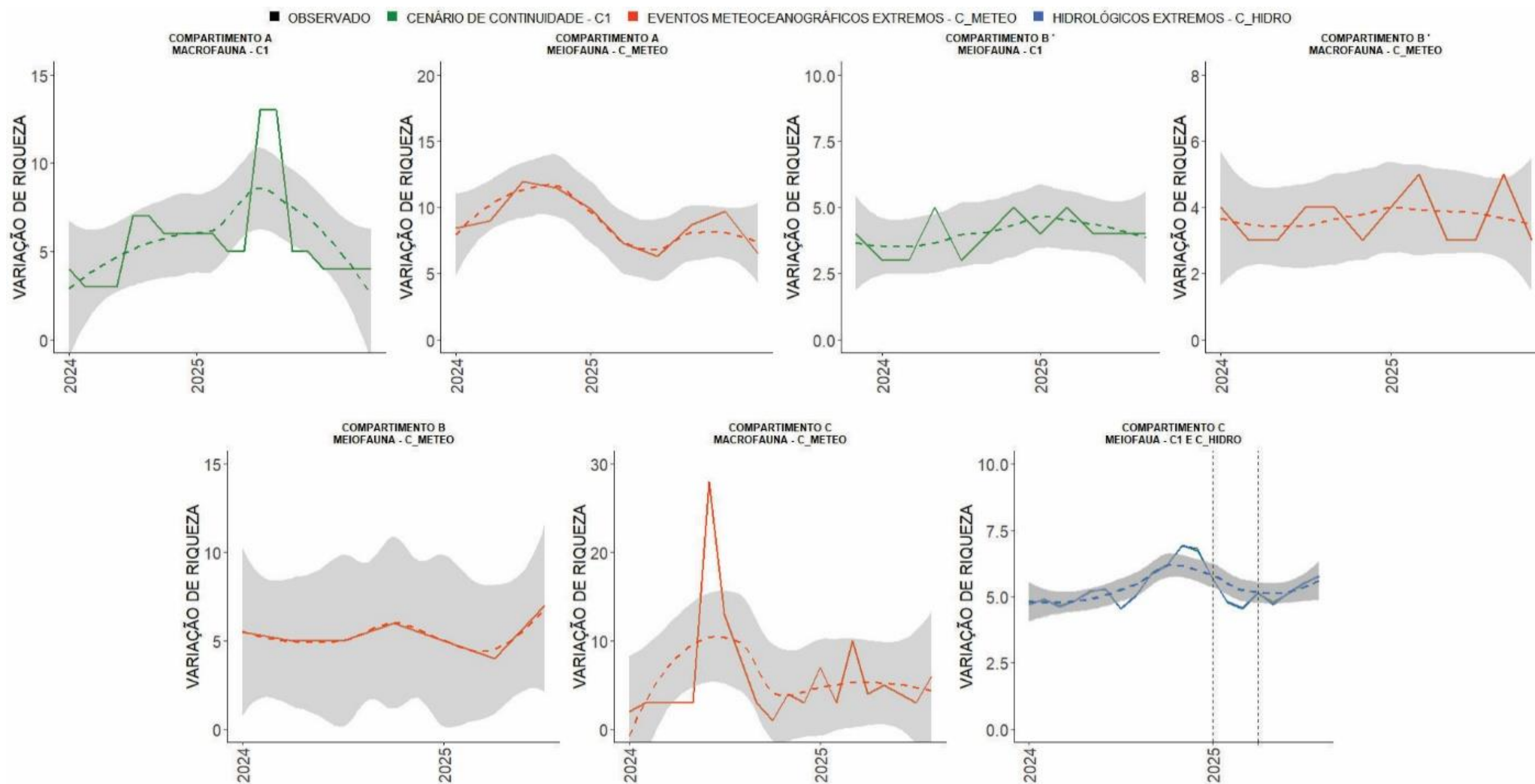
um fator condicionado à maior proximidade com o Ambiente Dulcícola e, por mais que possa ser correlacionada com um maior efeito do MLD devido à proximidade da saída da pluma, há a contribuição de espécies pela presença de larvas advindas do Ambiente Dulcícola, como é o caso do registro de larvas de Siluriformes e de Characiformes (Material Suplementar MS_AM_Ictioplâncton). Já para o Zooplâncton, o aparente indicativo de melhora em detrimento do impacto observado nos setores Foz Central e Norte deve ser observado com cautela. Inicialmente, apesar de ambos os setores apresentarem um aumento, os coeficientes da série temporal observada são negativos e se mantêm negativos nos cenários simulados em C_METEO (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários), indicando que apesar de uma aparente melhora ainda há uma perda de riqueza. Ademais, o aumento observado nestes setores pode indicar comunidades dominadas pela presença de espécies resistentes a condições adversas (MS_AM_Zooplâncton), isto é, uma alteração na composição de espécies advindas como um efeito indireto do MLD no Zooplâncton. Além disto, condições meteoceanográficas mais energéticas têm por resultado um transporte para norte, em detrimento de condições típicas que explicam a presença do MLD em setores ao sul. Portanto, o declínio observado para o setor Foz Sul necessita levar em consideração fatores adicionais como uma deriva litorânea e direção do vento, juntamente com o aumento da altura significativa da onda para observar de que maneira o C_METEO atua nestas comunidades, em termos da direção que segue o MLD. Porém para plena observação deste padrão seria necessário obter a variação dos padrões de riqueza para comunidade zooplancônica para os setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e Foz Norte, entretanto estes não apresentaram ajuste adequado para este cenário devido aos altos valores de CPRS/DPRS (Tabela 11 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários).

Para C_HIDRO a ictiofauna na Foz Central demonstra aumento, que pode estar condicionado à própria Vazão do rio Doce na composição destas comunidades que pode estar transportando espécies para o Ambiente Marinho próximo à foz. Entretanto, um declínio na curva da série temporal (Figura 82) pode indicar possível impacto negativo após o evento. No subsetor Foz Norte, por se tratar de um evento curto (apenas um ponto para período chuvoso de 2025), uma recuperação posterior da comunidade pode condicionar o aumento observado. Para Zooplâncton, o declínio na Foz Central pode estar relacionado aos baixos valores de biodiversidade identificados para esta comunidade durante os períodos de alta vazão ao longo do monitoramento PMBA/Fest (MS_AM_Zooplâncton). Quando observados os demais subsetores da foz do rio Doce, para Ictioplâncton e Zooplâncton, a variação de declínios na Foz Norte (ambas comunidades), e aumentos na Foz Sul (ambas comunidades) e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (apenas Zooplâncton) no padrão de variação de riqueza podem estar relacionados à dispersão do MLD e do sedimento aportado pelo rio Doce. De acordo com o observado para a dispersão deste material, apesar da deposição durante eventos de cheia ocorrer geralmente em direção ao sul da foz, outros fatores associados à dinâmica energética relacionada à passagem de Sistemas Transientes (como demonstrado na seção 6.4.2) podem realocar este material à direção norte da Foz (OLIVEIRA, 2018). Dentro desta dinâmica, a variação dos ventos são cruciais para a determinação da direção de dispersão do material aportado pelo rio Doce, com ventos de norte e nordeste favorecendo as correntes para sul e ventos sul, e ventos de sudeste e sudoeste favorecendo as correntes para norte (RRDM, 2021; 2023). Deste modo, as variações observadas para o padrão de

variação de riqueza nas comunidades de Ictioplâncton e Zooplâncton entre os setores localizados a norte e a sul da foz do rio Doce podem estar relacionadas à uma combinação de fatores envolvendo a ocorrência de ventos do quadrante sul juntamente com os eventos energéticos ligados à Sistemas Transientes influenciando um transporte do MLD em direção ao norte, que somada ao aumento da amplitude da pluma causada pela alta vazão do cenário C_HIDRO influenciam o declínio observado na comunidade da Foz Norte. A variação da direção dos ventos se mostra essencial nestes padrões de dispersão do MLD que podem afetar as comunidades em distintos setores, e a combinação destes com as demais condições hidro-meteoceanográficas também irão influenciar nos cenários futuros. Porém, estas interpretações são desafiadoras devido o setor Foz Sul apresentar um resultado não totalmente conclusivo devido à proximidade do valor de CPRS/DPRS com o máximo para não ajuste para Ictioplâncton, além de não haver ajuste para esta comunidade no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, e para ambos (Ictioplâncton e Zooplâncton) no setor Norte em C_HIDRO (Tabela 15 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários).

No Ambiente Costeiro, foram observadas diferentes alterações no padrão de variação da riqueza nos cenários previstos da Macrofauna bentônica de praias. Para C1, a maioria dos compartimentos apresentaram declínio, com exceção do Compartimento B. Já para C_METEO e C_HIDRO, os compartimentos A e B apresentaram aumento, enquanto os compartimentos B' e C apresentaram declínio (Figura 80c.1 até Figura 80c.12). De forma geral, o cenário C_METEO foi o que apresentou maiores declínios entre os compartimentos, considerando ambas comunidades (Figura 81). O cenário C1 demonstra maior declínio para a Macrofauna nos Compartimentos A e B, enquanto C_HIDRO apenas para a Meiofauna no Compartimento C. Os declínios observados para os compartimentos B' e C diferem quanto à intensidade, com os cenários do compartimento C saindo de uma correlação positiva (observado) para correlações negativas, enquanto o compartimento B' mantém todas as correlações positivas (Tabela 16 - MS_Síntese Integrativa – Simulação e Projeção de Cenários)

Figura 83: Séries temporais indicadoras dos cenários projetados que causam maior declínio no padrão de variação das comunidades do Ambiente Dulcícola. Linhas verdes representam o cenário C1, linhas laranjas representam o cenário C_METEO, linhas azuis representam o cenário C_HIDRO. Linhas contínuas representam a série temporal estimada para cada cenário, linhas tracejadas representam a tendência geral da série por meio de um fator de suavização aplicado pelo método LOESS. Linhas pontilhadas verticais indicam o período que ocorreu o evento hidrológico extremo no cenário C_HIDRO.



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 80c.1). Para a Meiofauna bentônica de praias, todos os cenários de todos os compartimentos demonstraram declínio no padrão de variação de riqueza (Figura 80c.1 até Figura 80c.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 em todos os cenários para os compartimentos B' e C, tanto para Macrofauna quanto para Meiofauna bentônicas podem ser reflexo de uma tendência do aumento das concentrações de lama provenientes do rio Doce (Material Suplementar MS_AC_Praias). Estas tendências são dependentes dos eventos hidro - meteoceanográficos, com uma influência de maior aporte de lama durante o período chuvoso, e maior energia das ondas durante o período seco, respectivamente, levando a uma maior mobilização e transporte de material em direção às praias destes compartimentos. Estes eventos potencializados pelos cenários simulados ampliaram o efeito negativo para Macrofauna, visto o declínio expressivo evidenciado para esta comunidade, principalmente para o Compartimento C. Já para o compartimento B, este é identificado por uma presença nula de lama, contribuindo assim para aumento no padrão de variação de riqueza em todos os cenários observados para Macrofauna. Por fim, o Compartimento A, a proporção de lama proveniente do MLD não é majoritária, apesar de presente (Material Suplementar MS_AC_Praias).

Para a Macrofauna, o impacto já identificado no Compartimento C contribui para o declínio observado em todos os cenários, levando de uma correlação positiva do coeficiente para correlações negativas. O mesmo é observado para o compartimento B', ao qual a perda de riqueza tem relação direta com o aumento das concentrações de lama e Chumbo (Pb) (Material Suplementar MS_AC_Praias), sendo mais afetada pelo cenário C_METEO. Para a Meiofauna, os Compartimentos B' e C apresentam os menores valores de riqueza, o que contribui para um indicativo de declínio nestas localidades. Para o Compartimento A, as relações negativas apresentadas nesta localidade para a riqueza da Meiofauna (Fe, As, Al e Mn) podem ser intensificadas pelas ações hidrológicas (alta vazão) e meteoceanográficas (altura significativa das ondas) nos cenários C_HIDRO e C_METEO, respectivamente, indicando um alto declínio neste compartimento. Apesar disto, fica registrado que há uma tendência à estabilização da riqueza no final do monitoramento (Material Suplementar MS_AC_Praias), contribuindo para manutenção de uma correlação positiva nos cenários de continuidade em todos os compartimentos para Meiofauna, possivelmente associado à ocorrência de espécies tolerantes e oportunistas.

De forma geral, ressalta-se que as comunidades de Macrófitas do setor Lagoas e do setor Lagos e da Ictiofauna do setor Fluvial (Ambiente Dulcícola), todas no cenário C_HIDRO), bem como a Carcinofauna da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (C_METEO) e do setor Norte (C_HIDRO), Fitoplâncton da Foz Norte (C_METEO) e Ictioplâncton da Foz Sul (C_METEO) e do setor Norte

(C_METEO) (Ambiente Marinho) apresentaram durante as séries temporais projetadas determinados períodos em que a variação de riqueza atingiu valores iguais ou menores que zero. Sendo assim, é necessário levar em consideração a capacidade de resiliência associada às populações destes grupos. A resiliência de comunidades pode ser interpretada como a capacidade de estas mudarem e se adaptarem continuamente, ainda que permaneçam dentro dos limites críticos do sistema em que se encontram (BERKES & ROSS 2013). Outras interpretações podem indicar que comunidades resilientes são aquelas que tentem a retornar ao equilíbrio pré-perturbação, não alcançando um retorno verdadeiro, visto que as mudanças nos sistemas são constantes (HOLLING 1973; FOLKE et al. 2010; BERKES & ROSS 2013). A resiliência em comunidades aquáticas pode estar associada a uma gama de fatores, desde a frequência e a intensidade da perturbação e das características do ecossistema em que estão associadas (NECKER et al. 2021). Considerando que apenas os cenários C_HIDRO e C_METEO apresentaram declínios com variação do padrão de riqueza passando por valores iguais ou menores a zero, é possível constatar que de fato estes eventos extremos magnificam as perturbações negativas nas comunidades presentes nas regiões de impacto pelo MLD, podendo diminuir a resiliência destas comunidades. Isto pode ocorrer devido a resiliência depender não apenas do retorno de condições ambientais estáveis, mas também de: 1 – um *pool* de espécies provenientes de ambientes circunvizinhos, recolonizando o ambiente por meio de dispersão de larvas/propágulos, ou até mesmo de indivíduos adultos, advindas de afluentes (Ambiente Dulcícola) ou de áreas de ecótono tais como estuários e manguezais (Ambiente Marinho). Isto se assemelha ao efeito resgate no âmbito populacional (GOTELLI, 2007) ou modelos de efeitos de massa no âmbito das metacomunidades (LEIBOULD et al. 2004); e 2 – pool de espécies dormentes que entra na comunidade ativa por meio de eclosão de ovos em repouso.

É importante salientar que para todos os cenários projetados a riqueza das comunidades teve correlação com o MLD bem como com outras variáveis ambientais (i.e., nutrientes e físico-químicas), que em conjunto influenciam no padrão de distribuição da riqueza prevista ao longo do tempo. Isto evidencia a complexidade dos modelos gerados e da demanda interpretativa que é exigida para definição dos padrões de riqueza nos distintos cenários. Somado a isto, a zona de previsão gerada está condicionada à série temporal observada, e tem um reflexo das flutuações observadas ao longo das campanhas e das variabilidades entre os períodos seco e chuvoso. Sendo assim, podemos definir que apesar de haver um efeito (muitas vezes negativo) do MLD na riqueza a partir das previsões modeladas das comunidades nos três ambientes, a dinâmica ecossistêmica é complexa e por muitas vezes padrões podem não ser inteiramente modelados diante do observado. Para formar modelos mais robustos, a frequência amostral das séries observadas precisa ser mais robusta e contínua, isto é, além de uma maior série temporal para entender as relações entre as variáveis monitoradas, cada unidade observacional (dias de coleta) necessita ter um intervalo menor entre eles para que os modelos possam compreender melhor a dinâmica temporal da riqueza das comunidades e das variáveis preditoras associadas à ela. Ademais, a identificação das melhores variáveis indicadoras para serem utilizadas no modelo podem trazer maior robustez e ajuste. Este passo pode ser atingido e já vem sendo avaliado a partir das análises integradas entre os ambientes, com seus componentes bióticos e abióticos, e com a abordagem aplicada pelo DPSIR. Essa abordagem permite identificar a partir da pressão do

rompimento os estados da biodiversidade e os impactos que afetam o Ambiente Dulcícola do baixo rio Doce, e Ambientes Marinho e Costeiro adjacente frente ao rompimento da Barragem de Fundão e às perturbações causadas, dando subsídios para aplicação de respostas.

6.6.2 Priorização de áreas

Essa seção foi desenvolvida a partir de uma abordagem estratégica para subsidiar possíveis esforços de restauração e mitigação. Através dos resultados obtidos nas análises integradas, foi possível identificar áreas relevantes que podem auxiliar em decisões acerca do uso de recursos e consequentemente e de medidas de recuperação dos ecossistemas aquáticos. Dessa forma, foram gerados mapas nos quais foram levados em consideração os resultados tanto do estado ambiental e biológico, quanto dos indicadores de impacto, a partir da abordagem do DPSIR, relativizando a importância da biodiversidade aquática para a região 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 de 2023. Já os resultados do impacto representado pelas análises de estabilidade levaram em consideração a variação das abundâncias das espécies das estações de amostragem ao longo de todo o período de monitoramento do PMBA/Fest. 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. Graficamente, tal escala foi representada, comparativamente, em um gradiente de cores variando do roxo-azul (cores frias; melhores condições) para o amarelo-vermelho (cores quentes; piores condições). Ainda, para uma melhor visualização dos indicadores no Ambiente Dulcícola, os resultados foram extrapolados para as margens, representando um *zoom* nesta área do mapa.

Em seguida, as camadas foram somadas espacialmente com o propósito de quantificar os estados e impactos, resultando em mapas individuais de estado (Figura 84A) e impacto (Figura 84B). A elaboração do índice integrado entre o estado e o impacto (Figura 84C), por sua vez, foi performedo a partir da soma dos cumulativos dos índices utilizados nos mapas anteriores, integrando indicadores de qualidade da água (CWQI), sedimentos (SQG-q), e da biodiversidade (Riqueza Total, Riqueza Média, Diversidade Beta e Similaridade de *Jaccard*) com os impactos ecotoxicológicos (msPAF) e da estabilidade temporal das comunidades. Nesse sentido, quanto maior o valor do ponto, maior a pressão, consequentemente, pior seria a condição identificada no ambiente e/ou na biodiversidade naquele local, e portanto, maior a prioridade de medidas de restauração e mitigação (especialmente se esta for uma área de elevada diversidade, como indicado pelas áreas numeradas na Figura 84C). Áreas de alta diversidade em si são também áreas prioritária (ver Figura 84A). Os respectivos mapas de cada indicador foram apresentados nas sessões anteriores.

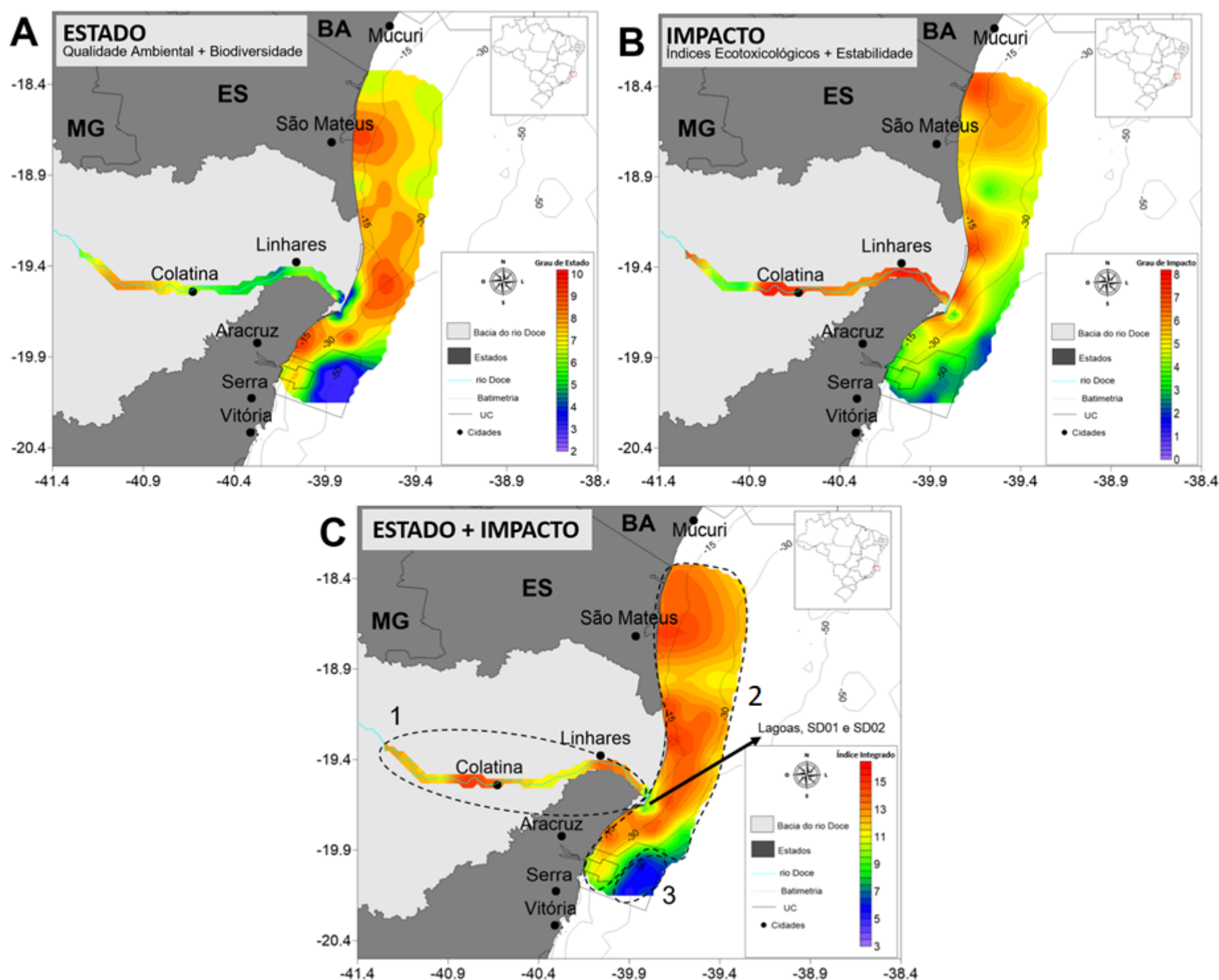
No Ambiente Dulcícola, é possível considerar que as áreas com maiores valores do índice integrado se estendem ao longo de toda malha amostral (área 1 da Figura 84C), caracterizado por indicar piores

condições mais oeste, a partir dos índices de estado (Figura 84A) e mais a leste pelos índices de impacto (Figura 84B). Nesta região, principalmente em relação à calha do rio Doce, destaca-se que apesar do indicativo de melhora da qualidade da água ao longo do tempo (Figura 36 da seção 6.4.3 há uma interação de uma baixa riqueza de espécies e baixa estabilidade com uma alta pressão tóxica exercida pela mistura dos contaminantes. Desse modo, as comunidades nesta área podem estar comprometidas a longo prazo pela contaminação persistente. Além disso, nesta área, o nível intermediário observado para estado da biodiversidade (Figura 42A; Figura 42B e Figura 84A - cor verde no mapa), pode ser atribuído, principalmente, à maior contribuição das maiores riquezas de espécies dos sistemas lacustres monitorados (Lagos e Lagoas localizadas em sua maioria a leste de Colatina), 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 Costeiro e Marinho, observa-se uma maior sobreposição de áreas (Figura 84C - com condições intermediárias a ruins) tanto nos mapas de estado (Figura 84A), quanto de impacto (Figura 84B) se estendendo desde 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 (principalmente nas estações mais rasas próximas à costa). Tais resultados indicam maiores valores do índice integrado associado a esses locais (área 2 da Figura 84C), que, como já demonstrado anteriormente na seção 6.4.2 e pelo Tema Sedimentação Marinha, mostram maior deposição de sedimento lamoso aportado pelo rio Doce e presença do MLD. Ao observar a integração entre impacto e estado é identificado próximo a região da foz do rio Doce (setor Foz Central) um valor intermediário do índice, apesar deste estar circundada por áreas de maiores valores. É importante ressaltar que, essa área mais próxima à foz do rio (principalmente nos pontos SD01 e SD02) é caracterizada como uma área de ecótono (ATTRILL & RUNDLE, 2002), isto é, uma região de transição entre ambientes distintos (neste caso, Ambientes Dulcícola e Marinho), e os padrões observados devem ser avaliados com cautela. Por se tratar de uma zona de transição, as dinâmicas ecossistêmicas são complexas (ATTRILL & RUNDLE, 2002) e isto afeta diretamente os padrões de suspensão e deposição do MLD, uma vez que sofre influências tanto do Ambiente Dulcícola, quanto do Ambiente Marinho. Além disto, é uma área com alta diversidade beta, alta riqueza total e baixa riqueza média, bem como de valores intermediários de estabilidade (como destacado na seção 6.5.5), que demonstram uma variação sazonal na composição de espécies nestas áreas, característica típica de ambientes estuarinos que abrigam espécies advindas de ambos Ambientes a seu redor, principalmente durante os períodos de reprodução e crescimento juvenil (VASCONCELOS et al., 2011; BAUER 2023).

Por fim, a área 3 (Figura 84C), que representa a porção profunda da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, indica baixo valor do índice integrativo. Entretanto, por se tratar de uma região que demonstra 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 do tempo (HARRISON & CORNELL, 2008), garantindo assim, uma maior estabilidade das funções ecossistêmicas.

Figura 84: Mapas dos indicadores ambientais e da biodiversidade aquática da área monitorada pelo PMBA/Fest, a partir dos resultados dos índices desenvolvidos ao longo deste relatório. [AT1] A) Mapa cumulativo de Estado, considerando os resultados de qualidade da água e sedimento - índices CWQI, SQG-q, somado aos índices de biodiversidade Riqueza Total, Riqueza Média, Beta diversidade e Similaridade de *Jaccard*; B) Mapa cumulativo de Impacto, considerando os resultados do índice pressão tóxica (msPAF), somado aos resultados da estabilidade temporal das comunidades; 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.



Para lidar com essa complexa questão, é fundamental implementar uma abordagem abrangente que combine monitoramento com mitigação de impactos e ações de restauração ecológica, visando avaliação do estado da biodiversidade e identificação de processos. As análises apresentadas no presente relatório trazem elementos que podem subsidiar a tomada de decisão na implementação destas ações que são interdependentes. O monitoramento contínuo da qualidade ambiental e dos impactos da contaminação na biota é essencial para avaliar a efetividade das medidas tomadas, como por exemplo, os programas em execução pela Fundação Renova, e para subsidiar novas ações.

As pressões atuais estão relacionadas ao aporte do MLD e pelas forçantes hidro-meteoceanográficas, que somente podem ser controladas pela remoção do MLD ao longo da área afetada, e mitigação pela redução da conectividade no caso do segundo. Neste caso, como foi demonstrado, certas áreas apresentam-se mais conectadas na paisagem e devem ser priorizadas na restauração. Análises de paisagem mais detalhadas devem ser elaboradas para refinamentos que se façam necessários.

As áreas aqui mapeadas demonstram como a integração entre pressão/estado e impacto podem servir como proxies na efetividade de medidas de restauração da bacia hidrográfica uma vez que são as mais afetadas. As áreas de maior diversidade, por outro lado, indicam maior prioridade de conservação, e são áreas onde complementarmente, outras pressões podem ser reduzidas como estratégia de mitigação. A mitigação de riscos deve focar na redução da fonte de contaminação, na remediação do solo e no controle da dispersão dos contaminantes. Já as ações de restauração ecológica visam recuperar *habitat* degradados e promover a revegetação das áreas de entorno do rio.

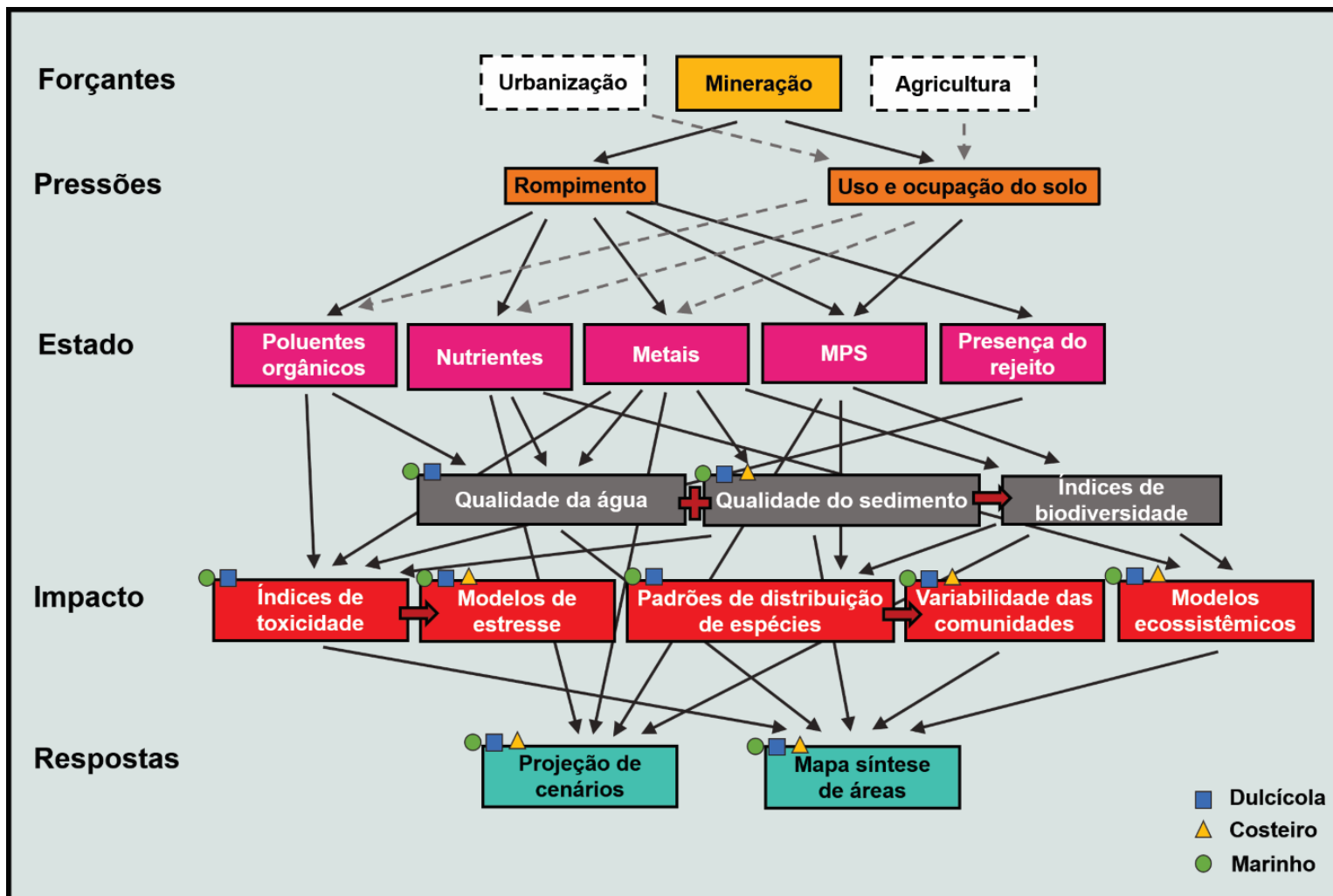
As análises aqui realizadas trazem informações do que pode ser elaborado com base na análise de pressão/estado/impacto no âmbito das informações disponíveis no âmbito dos dados disponíveis no âmbito do PMBA/Fest, tempo e capacidade da equipe de integração. Certas pressões podem levar diretamente a impactos negativos no ecossistema, enquanto outras podem exacerbar as vulnerabilidades existentes ou interagir umas com as outras de forma complexa. Avaliações de vulnerabilidade são processos iterativos que podem exigir atualizações e revisões periódicas à medida que novos dados se tornam disponíveis ou que as condições mudam, sendo ainda importante monitorar a eficácia das ações de gerenciamento e ajustar as estratégias de acordo. A continuidade do monitoramento e o refinamento espacial obviamente são necessários para uma maior resolução espacial e temporal destas análises. É importante ressaltar ainda, que uma análise de áreas e ações prioritárias parte de uma definição de METAS ou ALVOS, numericamente explícitos, que permitem que seja analisado o que se pretende atingir. Este exercício requer ainda, e principalmente, ampla participação social aliada a uma ponderação econômica de exequibilidade, etapas que fogem ao escopo do presente relatório.

6.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Tendo em vista a utilização do modelo DPSIR como base teórica do presente relatório, foi possível sintetizar - através dos dados provenientes no âmbito do PMBA/Fest - quais foram os principais

processos envolvidos nas possíveis alterações na biodiversidade da porção capixaba da bacia do rio Doce e região costeira e marinha adjacentes. Desta forma, a Figura 85 resume as principais descobertas integrativas entre os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, demonstrando o relacionamento intrínseco dos distintos ambientes monitorados e como as relações causa-efeito observadas podem ser dinâmicas, respondendo a processos específicos presentes em distintas escalas espaço-temporais. O primeiro ponto a ser avaliado dentro do modelo DPSIR proposto foi identificar que a principal **forçante** é a mineração, atividade que pode ser considerada como a que mais provoca alterações na paisagem, através da mobilização/utilização de grandes quantidades de recursos minerais, hídricos e energéticos, reforçando os resultados encontrados por VANELI et al. (2022). Compreende-se que as forçantes associadas à agricultura e urbanização são relevantes por influenciarem substancialmente a hidrodinâmica e a presença de contaminantes. As **pressões** associadas a essas atividades foram contempladas nos modelos conceituais descritos na seção 6.4.1 e nas análises de ocupação do solo e índices toxicológicos. Entretanto, devido aos graves problemas na disposição de rejeitos, ocasionados pela geração de grandes volumes de resíduos e ao impacto relacionado ao material oriundo do rompimento da barragem de Fundão em 2015, considerou-se a atividade mineradora na região monitorada pelo PMBA/Fest como fonte de importantes pressões no ambiente, sejam elas provenientes do uso e ocupação do solo, que por si só, já influencia nos ecossistemas aquáticos, mas principalmente devido ao rompimento da barragem, que ocasionou grandes alterações nos mais diversos parâmetros abióticos e bióticos dos ecossistemas terrestres e aquáticos.

Figura 85: 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 implicam em mudanças no **estado** do ambiente através da entrada de novos componentes no sistema, tais como poluentes orgânicos, metais, nutrientes e material particulado em suspensão, que possuem relação direta com a presença do MLD e que são monitorados no âmbito do PMBA/Fest. Eles acarretam, por sua vez, modificações na qualidade da água e do sedimento dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro, e por consequência influenciam também nos índices de biodiversidade, a qual, 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 como evidenciado na Figura 24, podem trazer uma importante contribuição no estado ambiental avaliado. Os modelos conceituais descritos na seção 6.4.1, apresentados na Figura 29 e Figura 30, compõem uma representação da realidade, destacando as conexões necessárias e relevantes ao entendimento do sistema. A partir das relações estabelecidas nos modelos conceituais, foi possível caracterizar o estado dos ambientes, detectar o impacto em diferentes níveis de organização biológica e, então estabelecer conexões entre os Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho.

Seguindo o entendimento dos modelos conceituais e de dispersão do MLD, foram realizadas análises nos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho, a fim de verificar o estado de cada um deles ao longo e também nos diferentes setores. De forma geral foram observadas alterações no estado dos distintos ambientes monitorados pelo PMBA/Fest, o que puderam ser identificadas inicialmente pelas flutuações espaço-temporais nos índices de água e sedimento. Essas flutuações estão intimamente relacionadas aos processos hidro-meteoceanográficos que atuam na região, mostrando que a sazonalidade é um ponto importante a ser considerado quando analisado o estado do ambiente como um todo. Ainda, foi possível identificar modificações nas comunidades aquáticas destes ambientes, evidenciando a ocorrência de aspectos espaço-temporais distintos e suas relações tanto com os índices de qualidade de água e sedimento, como também com os processos hidro-meteoceanográficos.

A partir disso, se fez então necessário avaliar qual o **impacto** ocasionado pelas transformações que o sistema passa, identificando desde alterações a nível celular até comunitários. Para isso foram avaliados índices de toxicidade, padrões de distribuição de espécies e a formação de modelos ecossistêmicos, que demonstraram a fragilidade ambiental de alguns ambientes/setores. Ademais, foram construídos modelos de estresse e de variabilidade das comunidades, que se alinham com as alterações ocasionadas pelas mudanças do estado ambiental.

Os índices de toxicidade apontam grande fragilidade ambiental associada aos contaminantes quantificados pelo PMBA/Fest. Ainda que o escopo tenha sido reduzido, com a descontinuidade da quantificação de contaminantes orgânicos, é possível reconhecer áreas com maior probabilidade de risco à biodiversidade associada à presença de metais. A síntese do potencial de toxicidade dos contaminantes nesses índices foi fundamental para quantificação das VDAs, pois viabilizou estabelecer relações com uma ampla gama de contaminantes, auxiliando o entendimento de como respostas biológicas a nível celular, tecidual, individual e populacional ou de comunidade se relacionam com as alterações no ambiente. A redução da estabilidade das comunidades apresentadas na seção 6.5.4,

especialmente da comunidade bentos de praia e ictiofauna, pode ser substanciada de maneira mais concreta pelas relações quantificadas das VDAs. A conexão da exposição com as respostas celulares e teciduais fornece evidência dos mecanismos subjacentes às respostas da comunidade, associadas fortemente às pressões ambientais exercidas pela contaminação.

Concordando com os resultados das VDAs, as análises de TITAN destacaram os efeitos negativos de alguns metais (principalmente as formas particuladas de Al, Fe e Mn) nas densidades dos táxons das mais diversas comunidades analisadas, principalmente nas estações de amostragem do rio Doce, e nas estações do Ambiente Marinho das regiões da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, da Foz Central do rio Doce e do setor Norte. Além disso, as análises temporais dos limites ambientais críticos dessas variáveis, indicam que para a maioria, não houve reduções nas percentagens de ocorrência, indicando que ainda representam fontes contínuas de contaminação no ambiente capazes de causar alterações nas comunidades aquáticas. Da mesma forma, as análises de estabilidade das comunidades mostraram menor estabilidade das comunidades, em geral, para todo Ambiente Dulcícola, e áreas pontuais do Sul ao Norte da Foz do rio Doce). Tais resultados podem indicar que nesses locais não está havendo dinâmica compensatória dos táxons de modo a manter a densidade total da área estável ao longo do tempo. Nesse cenário, mudanças ambientais severas (naturais ou antrópicas) podem ter consequências ainda mais drásticas sobre as comunidades, levando a perda de espécies.

A complexidade das interações entre os compartimentos abióticos e bióticos da área de monitoramento do PMBA/Fest foi confirmada a partir dos Modelos de Equações Estruturais sobre os processos ecossistêmicos e, em geral, ressaltaram a influência dos metais particulados e dissolvidos sobre os valores de turbidez e, conseqüentemente, os efeitos da turbidez sobre as comunidades avaliadas. Em uma perspectiva geral, o setor calha do rio Doce (Ambiente Dulcícola) e o setor Foz (Ambiente Marinho) foram os setores com tendências a menores valores de explicação das variáveis bióticas e que apresentaram maiores indícios de efeitos negativos do MLD sobre a biodiversidade, concordando com as demais análises indicadoras de impactos.

A partir da verificação do estado do ambiente e dos impactos resultantes na biodiversidade local, o presente relatório buscou realizar um direcionamento para aplicação de **respostas** que visam o aumento da resiliência da área afetada. Os modelos dinâmicos para projeção de cenários futuros demonstram que a continuidade do cenário atual dos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro seguirão os efeitos negativos causados pelo rompimento da barragem do Fundão. Dentro dos complexos padrões dos modelos, os impactos identificados entre as distintas comunidades aquáticas apresentam uma variabilidade entre os períodos secos e chuvosos, isto é, as dinâmicas associadas aos diferentes efeitos climáticos intrínsecos a cada período, influenciam de maneira diferencial na oscilação da concentração do MLD, e conseqüentemente, das alterações que estes causam na biodiversidade local. Isto pode ser agravado devido à ocorrência de eventos climáticos extremos, que contribuem para um aumento dos efeitos negativos advindos do rompimento. Grandes períodos de secas, precipitação extrema (seguida de eventos extremos de cheia) e um aumento da altura significativa da onda potencializam as consequências adversas já identificadas neste ambiente impactado. Tal fato é

evidenciado por um maior número de declínios dos coeficientes de riqueza, sendo observados para as diferentes comunidades nos cenários projetados que consideram períodos de secas prolongadas, e eventos hidrológicos e meteoceanográficos extremos. Deste modo, os subsídios para aplicação de respostas de gestão necessitam ser aplicados para inicialmente mitigar a continuidade dos efeitos negativos ligados ao rompimento, visando uma recuperação das áreas, principalmente aquelas que apresentam um estado e indicadores de impacto mais evidentes.

Dentro das respostas, a priorização de áreas indica as regiões mais críticas em termos de pressões, estado e impactos. Neste sentido, é necessária a aplicação de medidas de gestão relacionadas à toda região da bacia hidrográfica do rio Doce, visando principalmente uma estratégia de restauração da vegetação associada. Com relação à definição baseada nos ambientes, para o Dulcícola as áreas prioritárias têm foco principal nas regiões da calha do rio Doce, com altos índices de contaminação em uma área que se estende por boa parte da porção fluvial do baixo rio Doce. Para os Ambientes Costeiro e Marinho, foram observados maiores indicativos de contaminação partindo da foz do rio Doce seguindo para Norte. Apesar disto, é importante frisar uma priorização em áreas que apresentam baixa contaminação e bons indicativos para a biodiversidade local, que podem servir como *pools* de espécies para as demais regiões monitoradas.

Ademais, a partir das análises integrativas realizadas no presente relatório, foi possível afirmar que a atual situação da área afetada pelo rompimento e monitorada pelo PMBA/Fest, apesar de uma relativa melhora desde a data do rompimento, ainda apresenta efeitos negativos deste evento tanto sobre o ambiente quanto na biodiversidade, representando uma fonte contínua de contaminantes, de tal modo que, medidas de gestão são cruciais para que o processo de recuperação seja iniciado. Sendo assim, propõe-se que as áreas indicadas na seção 6.6.2 possam ser tomadas como ponto de partida para iniciar os esforços de mitigação e recuperação, a fim de diminuir os danos contínuos que vem sendo identificados ao longo do monitoramento, bem como reforçar a fiscalização em áreas já categorizadas como protegidas pela legislação brasileira.

7 REFERÊNCIAS

- 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.
- 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>
- BARTÓN, K.; BARTÓN, M. K. Package 'mumin'. Version, 1(18), p.439, 2015.
- 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.

BEKERS, F.; ROSS, H. Community resilience: Toward an integrated approach. *Society & natural resources*. 26(1), 5–20, 2013. <https://doi.org/10.1080/08941920.2012.736605>

BEVITÓRIO, L. Z.; DA SILVA, N. G.; PIROVANI, J. C. M.; MARQUES, J. A.; VIEIRA, C. E. D.; ZEBRAL, Y. D.; DAMASCENO, E. M.; LOPES, L. L. R.; DE SANT'ANA, L. P.; MARUBE, L. C.; DA COSTA, S. R.; MARTINS, C. D. M. G.; SANDRINI, J. Z.; SOUZA, M. M.; BIANCHINI, A.; DO VALE-OLIVEIRA, M. Impacts of tailings of Fundão dam (Brazil) rupture on marine fish: Metals bioaccumulation and physiological responses. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113511>

BOELSTERLI, U. *Mechanistic Toxicology - The molecular basis of how chemicals disrupt biological targets*, Second Edition. 2nd. ed. Boca Raton: CRC Press, 2007.

BONECKER, A. C. T.; CASTRO, M. S. D.; COSTA, P. G.; BIANCHINI, A.; BONECKER, S. L. C. Larval fish assemblages of the coastal area affected by the tailings of the collapsed dam in southeast Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 32, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100848>

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.

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. (2023). Environmental vulnerability assessment of the Doce River basin, southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(9), 1119.

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>

CASTELLANI, T.T., CAUS, C.A., & VIEIRA, S. 1999. Fenologia de uma comunidade de duna frontal no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 13(1): 99–113. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33061999000100009>

CASTELLE, B.; SCOTT, T.; BRANDER, R. W.; MCCARROLL, R. J. Rip current types, circulation and hazard. *Earth-Science Reviews*, 163, 1-21, 2016.

CHAKRABORTY, S. B. Non-Essential Heavy Metals as Endocrine Disruptors: Evaluating Impact on Reproduction in Teleosts. *Proceedings of the Zoological Society*, 74(4), 417–431, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12595-021-00399-x>

CIF: Comitê Interfederativo. Modelo Técnico Consolidado do Desastre da Samarco/Rio Doce. Grupo Técnico de Elaboração do Modelo Técnico Consolidado do Desastre - Câmara Técnica de Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental/CIF, Deliberação 704/2023.

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.

CONDINI, M. V.; PICHLER, H. A.; DE OLIVEIRA-FILHO, R. R.; CATTANI, A. P.; ANDRADES, R.; VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; SOETH, M.; DE BIASI, J. B.; EGGERTSEN, L.; DIAS, R.; HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; CHIQUIERI, J.; GARCIA, A. M.; HOSTIM-SILVA, M. Marine fish assemblages of Eastern Brazil: An update after the world's largest mining disaster and suggestions of functional groups for biomonitoring long-lasting effects. *Science of the Total Environment*, 807, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150987>

COORDENAÇÃO DE PROJETOS, PESQUISAS E ESTUDOS TECNOLÓGICOS (COPPETEC). Sobre sedimentos depositados na zona costeira adjacente à foz do Rio Doce, após a ruptura da barragem da Samarco em 05/11/2015. P5 – Relatório de processos sedimentológicos conexos ao Rio Doce e aos rios adjacentes – Etapa 3, 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.

COSTA, C.S.B.; SEELIGER, U.; CORDAZZO, C.V. Aspectos da ecologia populacional de *Panicum racemosum* (Spreng) nas dunas costeiras do rio Grande do Sul, Brasil. In: Lacerda, L.D.de; Araújo, D.S.D.de; Cerqueira, R.; Turcq, B. (Orgs), *Restinga: origem, estrutura e processos*. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 1984, p.395-411.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Sistema de alerta de enchentes da bacia do rio Doce. Relatório Técnico do Período Crítico de Dezembro de 2013, 2014.

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>.

DA SILVA, C. C.; KLEIN, R. D.; BARCAROLLI, I. F.; BIANCHINI, A. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green sea turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. *Aquatic Toxicology*, 170, 42–51, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.11.007>

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

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.

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.

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>.

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 Semestral de Evolução do PMBA/Fest – RT-44, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 79 pag. 2023

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.

FRIEDMAN, J.; HASTIE, T., TIBSHIRANI, R.; NARASIMHAN, B.; TAY, K.; SIMON, N.; QIAN, J. Package 'glmnet'. *CRAN R Repository*, 595, 2021.

FUNDAÇÃO RENOVA. Relatório Anual de Atividades. 2023. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/relatorios-anuais/>. Acesso em: 03 fev. 2024.

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.

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.

GOUVEIA, N. D. A.; GHERARDI, D. F. M.; ARAGÃO, L. E. O. C. The role of the Amazon River plume on the intensification of the hydrological cycle. *Geophysical Research Letters*, 46(21), 12221-12229, 2019.

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.

GROH, K. J.; CARVALHO, R. N.; CHIPMAN, J. K.; DENSLOW, N. D.; HALDER, M.; MURPHY, C. A.; ROELOFS, D.; ROLAKI, A.; SCHIRMER, K.; WATANABE, K. H. Development and application of the adverse outcome pathway framework for understanding and predicting chronic toxicity: II. A focus on growth impairment in fish. *Chemosphere*, 120, 778–792, 2015.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.006>

GRYTHE, H. et al. A review of sea-spray aerosol source functions using a large global set of sea salt aerosol concentration measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(3), 1277-1297, 2014.

GUNES, G. The change of metal pollution in the water and sediment of the Bartın River in rainy and dry seasons. *Environmental Engineering Research*, 27(2), 2022. <https://doi.org/10.4491/eer.2020.701>.

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.

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.

HEINO M. Noise colour, synchrony and extinctions in spatially structured populations. *Oikos*, vol. 83: 368–375, 1998.

HESP, P.A. 2002. Foredunes and blowouts: Initiation, geomorphology and dynamics. **Geomorphology**, v.48, p.245–268.

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.

HUETE, A. DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. P.; GAO, X.; FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, v.83, n.1-2, p.195-213, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)

HUGGETT, A. J. The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological conservation*, 124(3), 301-310, 2005.

IMA (2017). Encarte técnico – 02 anos de monitoramento da qualidade da água bruta do rio Doce.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira, 2nd ed., IBGE: Rio de Janeiro, Brazil, 2012. pp.157-160

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Manual técnico de uso da terra, IBGE: Rio de Janeiro, Brazil, 1999, 58p.;

ISLAM, K.; MURAKAMI, S. Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. *Global Environmental Change*, 70, 102361, 2021.

JENAČKOVIĆ, D. D., ZLATKOVIĆ, I. D., LAKUŠIĆ, D. V., & RANĐELOVIĆ, V. N. (2016) Macrophytes as bioindicators of the physicochemical characteristics of wetlands in lowland and mountain regions of the central Balkan Peninsula. *Aquatic Botany*, 134: 1-9, doi: 10.1016/j.aquabot.2016.06.003.

JESUS, E. T. D.; AMORIM, J. D. S.; JUNQUEIRA, R.; VIOLA, M. R.; MELLO, C. R. D. Meteorological and hydrological drought from 1987 to 2017 in Doce River Basin, Southeastern Brazil. *RBRH*, 25, e29. 2020.

JONES, H. P., & SCHMITZ, O. J. (2009). Rapid recovery of damaged ecosystems. *PloS one*, 4: e5653.

KANG, L.; HE, Y.; DAI, L.; HE, Q.; AI, H.; YANG, G.; LIU M.; JIANG, W.; LI, H. Interactions between suspended particulate matter and algal cells contributed to the reconstruction of phytoplankton communities in turbulent waters. *Water Research*, 149, 251-262, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.053>

KENNARD, M. J.; ARTHINGTON, A. H.; PUSEY, B. J.; HARCH, B. D. Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*, 50(1), 174–193, 2005. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01293.x>.

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.

KRISTENSEN, P. The DPSIR Framework, workshop on a comprehensive/detailed assessment of the vulnerability of water resources to environmental change in Africa using river basin approach. UNEP Headquarters, Nairobi, Kenya, 2004.

KUMAR, N.; KRISHNANI, K. K.; SINGH, N. P. Oxidative and Cellular Metabolic Stress of Fish: An Appealing Tool for Biomonitoring of Metal Contamination in the Kolkata Wetland, a Ramsar Site. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(3), 469–482, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-00587-5>

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.

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>

LEIVAS, J. F.; TEIXEIRA, A. H. DE C.; TAKEMURA, C. M.; GARCON, E. A. M. Análise da dinâmica temporal de índices de vegetação NDVI, EVI, SAVI e IRECI através de imagens Sentinel-2a e MODIS. In: MELO, J. O. F. (Org.). *Ciências agrárias: o avanço da ciência no Brasil*. São Paulo, SP: Editora Científica Digital, 2022. cap. 21. Pp.332-343. Disponível em: <https://doi.org/10.37885/220709585>

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.

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>

LONGHINI, C.; MAHIEU, L.; SÁ, F.; VAN DEN BERG, C. M. G.; SALAÜN, P.; RODRIGUES NETO, R. Coastal waters contamination by mining tailings: What triggers the stability of iron in the dissolved and soluble fractions? *Limnology and Oceanography*, 66(1), 171–187, 2020.

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>

MARQUES, J. A.; COSTA, S. R.; MARASCHI, A. C.; VIEIRA, C. E. D.; COSTA, P. G.; DE MARTINEZ GASPARD MARTINS, C.; SANTOS, H. F.; SOUZA, M. M.; SANDRINI, J. Z.; BIANCHINI, A. Biochemical response and metals bioaccumulation in planktonic communities from marine areas impacted by the Fundão mine dam rupture (southeast Brazil). *Science of the Total Environment*, 806, 150727, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150727>

MAUN, M.A. (2009) *The Biology of Coastal Sand Dunes*. Oxford University Press, New York.

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.

MIGUEL, C.; COSTA, P. G.; BIANCHINI, A.; LUZARDO, O. L. P.; VIANNA, M. R. M.; SANTOS, M. R. D. Health condition of *Chelonia mydas* from a foraging area affected by the tailings of a collapsed dam in southeast Brazil. *Science of the Total Environment*, 821, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153353>

- MILLER, M. E., GHISOLFI, R. D. & BARROSO, G. F. (2023). Remote sensing monitoring of mining tailings in the fluvial-estuarine-coastal ocean continuum of the Lower Doce River Valley (Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(542). <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11123-x>
- 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.
- MORGANO, M. A., MARTINS, M. C. T., RABONATO, L. C., MILANI, R. F., YOTSUYANAGI, K., & RODRIGUEZ-AMAYA, D. B.. (2012). A comprehensive investigation of the mineral composition of brazilian bee pollen: geographic and seasonal variations and contribution to human diet. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 23(4), 727–736. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532012000400019>
- NASRABADI, T., RUEGNER, H., SIRDARI, Z. Z., SCHWIENTEK, 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>
- 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 02/2023. Assunto: Análise do “Relatório Técnico Final - Atualização do Volume 10: Aplicação do Plano de Manejo de Rejeitos nos Trechos 13 e 14”.
- NOTA TÉCNICA CT-GRSA 10/2018 Assunto: Aprovação do Programa Manejo de Rejeitos (PG 23) – Objetivos, Projetos e Escopo.
- 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.

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.

OURGUIGNON, S.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S.; VIEIRA, F. V.; PINHEIRO, H.; AMADO-FILHO, G.; DE MOURA, R.; TEIXEIRA, J. Seabed Morphology and Sedimentary Regimes defining Fishing Grounds along the Eastern Brazilian Shelf. *Geosciences*, v. 8, p. 91, 2018.

PASCHOALINI, A. L.; SAVASSI, L. A.; ARANTES, F. P.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Heavy metals accumulation and endocrine disruption in *Prochilodus argenteus* from a polluted neotropical river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169, 539–550, 2019.

PEREIRA, O.J.; THOMAZ L.D.; ARAUJO D.S.D. 1992. 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.

PETER, C. I. (2000). "Water requirements and distribution of *Ammophila arenaria* and *Scaevola plumieri* on South African coastal dunes." PhD diss., Rhodes University.

PIRES, Aliny PF et al. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in ecology and conservation*, v. 15, n. 3, p. 187-193, 2017.

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 Respectivos 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.

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.ecoenv.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/>.

RASCIO, N.; NAVARI-IZZO, F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant science*, v.180, n.2, p.169-181. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>

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.

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 RT-43, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 193 pag. 2023.

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>.

SAMARCO. Relatório Bienal 2015-2016, 2020.

SAMPAIO DE OLIVEIRA, S.R.; OLIVEIRA, L.B.; MORENO, L. C. G. A.; NETA, R. N. F. C. Biomarker Responses in *Ucides Cordatus* (Crustacea; Decapoda) to Assess the Degree of Exposure to Aquatic Pollution of an Estuarine and Port Region of the Brazilian Amazon. **SSRN**, 21p., 2024.

SANCHEZ, M. L., RODRÍGUEZ, P., TORREMORELL, A. M., IZAGUIRRE, I., & PIZARRO, H. (2017). Phytoplankton and periphyton primary production in clear and turbid shallow lakes: influence of the light environment on the interactions between these communities. *Wetlands*, 37, 67-77.

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. 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.

SANTOS, G. S.; SILVA, E. E. C.; BARROSO, G. F.; PASA, V. M. D.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. (2022). Do metals differentiate zooplankton communities in shallow and deep lakes affected by mining tailings? The case of the Fundão dam failure (Brazil). *Science of The Total Environment* 806, 150493. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150493>

SCHEFFER, M., CARPENTER, S. R., FOLEY, J. A., FOLKE, C., WALKER, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591–596.

SCHNEEWEISS, A.; JUVIGNY-KHENAFOU, N. P. D.; OSAKPOLOR, S.; SCHARMÜLLER, A.; SCHEU, S.; SCHREINER, V. C.; ASHAUER, R.; ESCHER, B. I.; LEESE, F.; SCHÄFER, R. B. Three perspectives on the prediction of chemical effects in ecosystems. *Global Change Biology*, 29, 21–40, 2022. <https://doi.org/10.1111/gcb.16438>

SEGURA, F. R., NUNES, E. A., PANIZ, F. P., PAULELLI, A. C. C., RODRIGUES, G. B., BRAGA, G. U. L., DOS REIS PEDREIRA FILHO, W., BARBOSA, F., CERCHIARO, G., SILVA, F. F., & BATISTA, B. L. (2016). Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 218, 813–825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>

SHAVER, D. J.; WALKER, J. S.; BACKOF, T. F. Fibropapillomatosis prevalence and distribution in green turtles *Chelonia mydas* in Texas (USA). *Diseases of Aquatic Organisms*, 136(2), 175–182, 2019.

SHORT, A. D. Coastal Processes and Beaches. *Nature Education Knowledge* 3(10), 15, 2012.

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*. 2016:44–53.

- 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.
- SOARES, H. C.; GHERARDI, D. F. M.; PEZZI, L. P.; KAYANO, M. T.; PAES, E. T. Patterns of interannual climate variability in large marine ecosystems. *Journal of Marine Systems*, 134, 57-68, 2014.
- 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.
- SONG, X.; FROSTELL, B. The DPSIR framework and a pressure-oriented water quality monitoring approach to ecological river restoration. *Water*, 4(3), 670-682, 2012.
- 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.
- 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.
- SUN, Q.; LI, Y.; SHI, L.; HUSSAIN, R.; MEHMOOD, K.; TANG, Z.; ZHANG, H. Heavy metals induced mitochondrial dysfunction in animals: Molecular mechanism of toxicity. *Toxicology*, 469, Elsevier Ireland Ltd. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2022.153136>
- THOMAZ, L.D.; MONTEIRO, R. 1993. Distribuição das espécies na comunidade halófila-psamófila ao longo do litoral do Estado do Espírito Santo. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 36, n. 2, p. 375-399.
- TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80, 1455–1474, 1999.
- TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45: 471–493, 2014.
- TOGNETTA, M. P. P.; FALQUETO, A. R.; ESPINOZA, H. C. F.; et al. Mangroves as traps for environmental damage to metals: the case study of the Fundão dam. **Science of The Total Environment**, v. 806(4), 2022.

TOLKKINEN, M.; HEINO, J.; AHONEN, S. H.; LEHOSMAA, K.; MYKRÄ, H. Streams and riparian forests depend on each other: A review with a special focus on microbes. *Forest Ecology and Management*. 462: 117962, 2020.

TOLKKINEN, M.; VAARALA, S.; AROVIITA J. The importance of riparian forest cover to the ecological status of agricultural streams in a nationwide assessment. *Water Resources Management*. 35: 4009-4020, 2021.

TORRENCE, C.; COMPO, G. P. A practical guide to wavelet analysis. *Bulletin of the American Meteorological society*, 79(1), 61-78, 1998.

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>

VARLAS, G.; MARINOU, E.; GIALITAKI, A.; SIOMOS, N.; TSARPALIS, K.; KALIVITIS, N.; SOLOMOS, S.; TSEKERI, A.; SPYROU, C.; TSICHLA, M.; et al. Assessing Sea-State Effects on Sea-Salt Aerosol Modeling in the Lower Atmosphere Using Lidar and In-Situ Measurements. *Remote Sens*. 13, 614, 2021

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: α , β and γ 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>

WINTON, V. H. L., EDWARDS, R., BOWIE, A. R., KEYWOOD, M., WILLIAMS, A. G., CHAMBERS, S. D., ... & PATON-WALSH, C. Dry season aerosol iron solubility in tropical northern Australia. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v.16, n.19, p.12829-12848, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/acp-16-12829-2016>

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.

YANG, L.; ZENG, J.; GAO, N.; ZHU, L.; FENG, J. Elucidating the Differences in Metal Toxicity by Quantitative Adverse Outcome Pathways. *Environmental Science and Technology*, 56(18), 13233–13244, 2022. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03828>

ZAR, J. H. Biostatistical analysis. 2009. Prentice Hall, 5a ed, 944p.

ZORZAL-ALMEIDA, S.; DE OLIVEIRA FERNANDES, V. Ecological thresholds of periphytic communities and ecosystems integrity in lower Doce River basin. *Science of The Total Environment*, 796, p.148965, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148965>.