

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

**Relatório Semestral de Evolução PMBA/Fest**

**RT- 44/ NOV 23**

**RSE2023 PMBA/Fest**

Vitória

Novembro de 2023

## 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 (IFES)  
Tomas Hrbek (UFAM)  
Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)  
Valquíria Ferreira Dutra (UFES)  
Vânia Marcia Duarte Pasa (UFMG)

### **Ambiente Marinho**

Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)

#### **Temas**

Agnaldo Silva Martins (UFES)  
Alex Cardoso Bastos (UFES)  
Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)  
Ana Paula Cazerta Farro (UFES)  
Heitor Evangelista (UERJ)  
Leandro Bugoni (FURG)  
Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luiz Fernando Loureiro Fernandes (UFES)

Maurício Hostim Silva (UFES)  
Renato David Ghisolfi (UFES)  
Renato Rodrigues Neto (UFES)  
Rodrigo Leão de Moura (URFJ)  
Paulo Sergio Salomon (UFRJ)  
Sarah Vargas (UFES)  
Stéfano Zorzal de Almeida (UFES)

### **Ambientes Costeiro**

Jacqueline Albino (UFES)

#### **Temas**

Diolina Moura Silva (UFES)  
Jacqueline Albino (UFES)  
Karla Costa (UFES)  
Maria Tereza Carneiro (UFES)  
Mônica Tognella (UFES)

### **Ecotoxicologia**

Adalto Bianchini (FURG)  
Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)  
Yuri Dornelles Zebral (FURG)

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

Anna Paula Lage Ribeiro  
Dandara Silva Cabral  
Davyd Celante Santos  
Fernanda Jurka Alves  
Kennedy Gera Nishio  
Lara Gabriela Magioni Santos  
Laura Silveira Vieira Salles  
Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro  
Monique Franzen Maia  
Patrícia Bourguignon Soares  
Patrícia Oliveira Lacerda  
Petrusca Mello Costa Filha  
Sidnei Vieira  
Wanessa da Costa Cruz

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>SÚMÁRIO EXECUTIVO .....</b>	<b>4</b>
1.1	GLOSSÁRIO DO PMBA/FEST.....	15
1.2	LISTA DO MATERIAL SUPLEMENTAR .....	16
<b>2</b>	<b>SÍNTESE DOS AMBIENTES.....</b>	<b>18</b>
2.1	AMBIENTE DULCÍCOLA.....	18
2.1.1	Destaques.....	18
2.1.2	Contextualização do ambiente .....	19
2.1.3	Distribuição espacial e temporal dos indicadores de impactos.....	22
2.2	AMBIENTE COSTEIRO .....	33
2.2.1	Destaques.....	33
2.2.2	Contextualização do ambiente .....	34
2.2.3	Distribuição espacial e temporal dos indicadores de impactos.....	37
2.3	AMBIENTE MARINHO .....	53
2.3.1	Destaques.....	53
2.3.2	Contextualização do ambiente .....	54
2.3.3	Distribuição espacial e temporal dos indicadores de impactos.....	56
<b>3</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>74</b>

## 1 SÚMÁRIO EXECUTIVO

O presente documento apresenta o conteúdo do quinto Relatório Semestral de Evolução (RSE2023) 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 acompanhamento e cumprimento dos produtos estabelecidos no Acordo de Cooperação Técnica junto a Fundação Renova. Para fins administrativos, ele é denominado RT-44. O período de amostragem e análise do RSE2023 foi definido como sendo entre setembro de 2018 e março de 2023 (amostragens até o período chuvoso de 2023). 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 pelo PMBA/Fest anteriormente ao Novo Ciclo do PMBA/Fest e também parte dele (amostragens até março de 2023, como já mencionado acima).

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, e ainda destacar os resultados e informações importantes para responder aos objetivos do monitoramento com redução do volume do relatório, conforme acordado com a fundação Renova em 06 de setembro de 2023, este relatório semestral apresenta como corpo principal a **Síntese do Ambientes**, contemplando a variação espaço-temporal na qualidade ambiental e na biodiversidade e suas tendências nos Ambientes Dulcícola, Marinho e Costeiro. 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) e arquivos “*shapefiles*” 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, Costeiro e Marinho monitorados no âmbito do PMBA/Fest. Cada Ambiente tem seus resultados, principais pontos de atenção e análises apresentados a partir dos estudos desenvolvidos pelos Temas associados, possibilitando assim a 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 ao máximo o histórico temporal de evolução dos indicadores.

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 março de 2023: 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 os resultados de cada um dos Temas, 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. Os 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.
3. Shapefiles: Pasta de arquivos “*Shapefiles*” utilizados na representação da malha amostral do PMBA/Fest, além daqueles utilizados nos demais mapas apresentados no RSE2023.

A análise técnico-científica do RSE2023 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 e FEST, 2023b – RT43). 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 referido evento e 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 RSE2023. 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. Esta última referência foi adicionada no Relatório Anual de 2021 (RA2021), visando uma análise comparativa da evolução temporal de todo o conjunto de dados gerados ao longo dos três anos de execução do PMBA/Fest.

Além dos dados pretéritos já considerados no âmbito dos produtos anteriores do PMBA/Fest, foram 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 este evento. 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 RSE2023 é resultante do processamento e análise dos dados obtidos ao longo dos 55 meses de atuação do PMBA/Fest (setembro de 2018 a março de 2023). 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 atuantes durante a produção do RSE2023 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 RSE2023, agrupados por Temas e Gerências.

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
TEMA - ECOTOXICOLOGIA	
ADALTO BIANCHINI	LEANDRA MARCIA PEDROSO DALMAS
AMANDA ARAUJO DE OLIVEIRA	LIZIANE CARDOSO MARUBE
BRENDA OLIVEIRA DE BRITO	LUANA BARBIERI DE SOUZA
CAMILA DE MARTINEZ GASPAR MARTINS	LUIZ CELESTINO DALMAS NETO
CARLOS EDUARDO DELFINO VIEIRA	MARCELO AUGUSTO GERMANI MARINHO
CAROLINE FREY	MARIA EDUARDA MACHADO THIESEN TURNA
CIBELE RODRIGUES DOS SANTOS	MARIA JULIA NICOLAU
DOUGLAS MARCELINO DA SILVA ROCHA	MARIANA MACHADO DE OLIVEIRA
EDUARDO MEDEIROS DAMASCENO	MAYSA DO VALE OLIVEIRA
HENRIQUE FRAGOSO DOS SANTOS	PATRICIA GOMES COSTA
HUGO EMILIANO DE JESUS	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 OLIVEIRA RIBEIRO	RONAN ADLER TAVELLA
JULIA SACRAMENTO BARBOSA	TACIANA ONESORGE MIRANDA LOPES
JULIANA CARRICONDE HERNANDES	TALITA CRISTINA DA SILVA CASTRO
JULIANA CASTRO MONTEIRO PIROVANI	THALES SANTOS ALMEIDA
JULIANA DA SILVA FONSECA	VANDA ARTIFON PEREIRA
LAIS FERNANDA DE PALMA LOPES	VITORIA FIAL DO NORTE
LARISSA MULLER	YURI DORNELLES ZEBRAL
TEMA - BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS	
ADREANI ARAUJO DA CONCEICAO	LUAN DE OLIVEIRA CERQUEIRA
ADRIANE CRISTINA ARAUJO BRAGA	LUCAS VIEIRA DO NASCIMENTO
AISSA LEAL BRINGEL	MARIA FERNANDA NASCIMENTO VELAME
ALEX BARBOSA DE MORAES	MATEUS REZENDE COELHO
ANNIE DA SILVA CASSAMALI	RAFAEL BARBOSA LIMA
CAMILA VITORIA DA SILVA ALMEIDA	RAQUEL ELISA ALVES
CRISLANE BARBOSA DAS NEVES	RAVIER SEBASTIAO DE CASTRO ROSA
EMILAYNE VITORIA PIMENTA FERREIRA	RENATA DE OLIVEIRA PATRICIO
JAQUELINE PEREIRA DOS SANTOS	STEPHANNY CONCEICAO DA SILVA
LEILA DE LOURDES LONGO	THIAGO CAZONI
LORRANY DOS SANTOS OLIVEIRA	
TEMA – FITOPLÂNCTON MARINHO	
ANA REGIA DEPOLI CABRAL DE MACEDO	LUIGE GUSTAVO GERLIEL LOPES DIAS



LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
ARTHUR WEISS DA SILVA LIMA	MARCIO MURILO BARBOZA TENORIO
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
KRYRNA STEPHANNY DE MORAIS FERREIRA	STÉFANO ZORZAL DE ALMEIDA
LIVIA BONETTI VILLELA	TATIANA VILLALBA VIANA
LUIGE GUSTAVO GERLIEL LOPES DIAS	
TEMA - FUNDOS RECIFAIS	
ALICE DO NASCIMENTO MUNIZ DE CARVALHO	JANUARIO CAMPOS DE AMORIM
ALINE SHIMADA DA CRUZ	LELIS ANTONIO CARLOS JUNIOR
ANA PAULA BARBOSA MOREIRA	LEONARDO TAVARES SALGADO
BARBARA FERNANDES ZAIDAN	LUIS CLAUDIO LIMA NASCIMENTO
CLARA PAIVA PIRES	MARIA LUISA AGUILAR DE SOUZA LIMA
CLEONICE MARIA CARDOSO LOBATO	RODRIGO GOMES BARBOSA DA SILVA
DILSON SILVESTRE CAJUEIRO FILHO	RODRIGO LEO DE MOURA
FERNANDO CASTRO CARDOSO	RODRIGO TOMAZETTO DE CARVALHO
GUILHERME MALAGUTTI DE CASTRO	TAYANA DOS SANTOS LOUZADA
IVAN MONCLARO CARNEIRO	
TEMA - HIDROGEOQUÍMICA	
ANDRESSA MEIRELES DAVID	JORGE PINTO DA SILVA FILHO
BETHANIA DAL COL LEHRBACK	KAIQUE DOS SANTOS BENTO
CAROLINE DE CASSIA MATOS HERMOGENES	MATEUS ALVES JESUS
CESAR ALEXANDRO DA SILVA	NATHALIA MACHADO BETZEL
CLARISSA HEIDERIQUI COMERIO	RAYANA ALVARENGA COSTA
CYBELLE MENOLLI LONGHINI	RENATA CAIADO CAGNIN
DIEGO DE ARRUDA XAVIER	RENATO RODRIGUES NETO
EDUARDO SCHETTINI COSTA	RICARDO DA CUNHA BISI JUNIOR
ELISA MILÁN CHAVES DE OLIVEIRA	WEBER ADAO RODRIGUES LUZ JUNIOR
FABIAN SA	WILLIAN DIAS ARAUJO
GABRIELE WANDERLEY FERREIRA	
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



LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
ANA CAROLINA RIBEIRO FIESCHI LAVAGNINO	LAIS DOS SANTOS NEVES
ANA FLAVIA DE SOUZA MOREIRA	LARISSA MARQUES FREGUETE
ANANDA KUMAIRA FERNANDES	LIVIA FELETTI CECCON
ANITA GOMES RUSCHI	LIVIA RODRIGUES GARCEZ
ANTONIO RODRIGUES XIMENES NETO	LORENA FERREIRA MONTEIRO
ARTHUR PASCOAL SOARES ALVES	MARCOS TADEU D AZEREDO ORLANDO
ARTHUR SANT ANA CAVICHINI	MAYARA DE OLIVEIRA BANDEIRA
CAIO VINICIUS GABRIG TURBAY RANGEL	MICHELE SARDINHA DE OLIVEIRA
ELEN GRAMAS ROMAO	PEDRO SMITH MENANDRO
FERNANDA VEDOATO VIEIRA	POLIANA DANEZIO DE ASSIS
FLAVIA ACYPRESTE ALFREDO GARONCE	TARCILA FRANCO MENANDRO
GEANDRÉ CARLOS BONI	VALERIA DA SILVA QUARESMA
JORDAN SYLLAS SARAIVA LEITE	
TEMA - MODELAGEM NUMÉRICA MARINHA	
DIEGO LUIZ FONSECA	MATHEUS FERNANDES ANDRADE
DOMENIQUE JOELLE SILVA	RAFAEL AFONSO DO NASCIMENTO REIS
GABRIELA CORREA BRASILEIRO	RENATO DAVID GHISOLFI
GUSTAVO VAZ DE MELO	RICARDO NOGUEIRA SERVINO
JUCA DAMASIO	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 LEAO
MARIA JULIA VEENINGS	
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 – BACIA INTEGRAÇÃO - REFLEXOS DE AÇÕES NA BACIA DO DOCE NOS SISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAL E MARINHO	

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
ANTONIO SERGIO FERREIRA MENDONCA	MARCO AURELIO COSTA CAIADO
DANIEL RIGO	MICHAEL TURETA ALMEIDA DOS SANTOS
DIOGO COSTA BUARQUE	MONICA DE SOUZA MENDES
IZABELA TAVARES SPAGNOL	MURILO BRAZZALI RODRIGUES
JULIA BONFANTE	SEBASTIAO FRANCISCO TEIXEIRA
JULIANE AZEREDO FERREIRA	SELENA LOPES CARVALHO
KELVIN AZINE CORREA	THAYNA PRATA OLIVEIRA
LIVIA LUCHI RABELLO	YASMIN DA SILVA ALVES
LORENA FRASSON LOUREIRO	
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	GABRIEL DA SILVA ABREU SOUZA
DANILO DE LIMA CAMELO	LUIZ ANIBAL DA SILVA FILHO
DIEGO LANG BURAK	
TEMA – FITOPLÂNTON DULCÍCOLA	
ALESSANDRA DELAZARI BARROSO	LARISSA BASSANI DE OLIVEIRA VIGANOR
AMANDA MARTINS BATISTA	MARIA CAROLINE GAVA
AMANDA SANT ANA TON	PEDRO AURELIO DESTEFANI SOARES
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	ISADORA ALVARENGA DE ANDRADE
BRUNA LANA DELFIM	LEIDIANE PEREIRA DINIZ
DIEISON ANDRE MOI	RAQUEL XAVIER CALVI
EDISSA EMI CORTEZ SILVA	YASMIN MEIRELES CASTRO
ENEIDA MARIA ESKINAZI SANT ANNA	

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
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 FRACALLOSSI	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
BRANCO MATEUS MURATA EGUCHI	JULYANA CAPRINI FARDIN
DENISE DE SOUSA PAIVA TAGLIARI	LUANA FERREIRA DIAS
GISELI MODOLO VIEIRA MACHADO	LUCAS BERMUDEZ DE CASTRO
GUILHERME FELIX SANTOS SILVA	LUIZ HENRIQUE SIELSKI DE OLIVEIRA
ISABELE CORREIA DOS SANTOS	MAITE NODA ZANOTTI
TEMA – PRAIAS/GEOQUÍMICA	
EMA KAROLYANE BARBOSA GIRELI	MAIARA KRAUSE
GEISAMANDA PEDRINI BRANDAO ATHAYDE	MARIA TEREZA WEITZEL DIAS CARNEIRO LIMA
HELENA BEZERRA FERRARI	ROMULO SILVEIRA RODRIGUES
JEFFERSON RODRIGUES DE SOUZA	SUELLEN GERONIMO CORDEIRO
LARISSA DIAS RORIZ	TIAGO PEREIRA CUNHA
LUIS FELIPE BAPTISTA RAMPAZZO	
TEMA - MANGUEZAL	
ANA FLAVIA DE MORAES BASTOS	LAIS ALTOE PORTO
ANDREIA BARCELOS PASSOS LIMA GONTIJO	LUISA POEYS DO VALLE
ANTELMO RALPH FALQUETO	MARCELO BARCELLOS DA ROSA
BIANCA SILVA QUEIROZ	MONICA MARIA PEREIRA TOGNELLA
BRENNO NASCIMENTO DE MATTOS	NEILSON VICTORINO DE BRITES JUNIOR
BRUNNA ROCHA MARTINS	RAQUEL VIDAL DOS SANTOS LEOPOLDO
CAMILA PATRICIO DE OLIVEIRA	SAMIRA LEITE
DIELLE MEIRE DE SANTANA LOPES	SAULO FURTADO RONCONI VIEIRAS
EDILSON ROMAIS SCHMILDT	SAVIA SOARES PASCOALINI
EDUARDO ALMEIDA FILHO	ULLY DEPOLO BARCELOS
HELIA DEL CARMEN FARIAS ESPINOZA	VERONICA D ADDAZIO PINHEIRO
KAREN OTONI DE OLIVEIRA LIMA	
TEMA - RESTINGA	
ADRIANO NUNES NESI	MARCOS ANTONIO BACCARIN
ALINE DELON FIRMINO	MARIANA MACHADO ROCHA

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
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
GISLANE CHAVES OLIVEIRA SILVARES	VANESSA NOGUEIRA SOARES
JULIANA DA SILVA PENHA	VINICIUS HENRIQUES DE CARVALHO
LIVIA DAVEL GOMES	WAGNER LUIZ ARAUJO
MARCELLE LEITE MAINARDI	
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	JOSE LAILSON BRITO JUNIOR
ALEXANDRE DE FREITAS AZEVEDO	JULIANA YWASAKI LIMA
ANA PAULA CAZERTA FARRO DA ROSA	LEONARDO SERAFIM DA SILVEIRA
BARBARA MANHAES MOURA REIS	LETICIA VERSIANI GOMES DA SILVA
DAHIANI NUNES BOSSI	LHARYSSA NUNES CARARA
DRIENNE MESSA FARIA	MANOELA DA SILVA PEREIRA
GINA NUNES TEIXEIRA	MYLLA CARLA CESCONE FREIRE
HAYDEE ANDRADE CUNHA	TATIANA LEMOS BISI
HERNANI GOMEZ DA CUNHA RAMOS – INSTITUTO BALEIA JUBARTE	VANESSA KUBOYAMA MARQUES DE OLIVEIRA
IAN AUGUSTO GUSMAN CUNHA - INSTITUTO ORCA	
TEMA – AVES MARINHAS	

### LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST

BRUNO DE ANDRADE LINHARES	JULIA JACOBY DE SOUZA
CAIO MARQUES - INSTITUTO ALBATROZ	LEANDRO BUGONI
CYNTHIA CAMPOLINA DE MELLO VIANNA	LEONARDO MARQUES FURLANETTO
FERNANDA PINTO MOTA	MAICON PEGORARO DE LARA
GUILHERME TAVARES NUNES	MARCIO AMORIM EFE
GUSTAVO DA ROSA LEAL	MARCIO REPENNING
GUSTAVO LEAL - INSTITUTO ALBATROZ	OLGA LUCIA HERRERA TRUJILLO
IGOR ACOSTA – INSTITUTO ALBATROZ	TALITA DE ALCANTARA CARNEIRO BACKHAUS
IGOR DA CUNHA LIMA ACOSTA	JULIA JACOBY DE SOUZA
<b>TEMA – TARTARUGAS MARINHAS</b>	
ALBERTY CLEYTON GASPAR XAVIER	MARCELO RENAN SANTOS - INSTITUTO MARCOS DANIEL
BRENDA FOERSTE	PAULA RODRIGUES LOPES GUIMARAES
CAMILA MIGUEL – INSTITUTO MARCOS DANIEL	SANDRA LUDWIG
JULIANA DE FREITAS JUSTINO	SARAH DE SOUZA ALVES TEODORO
LAIS AMORIM FERREIRA	SARAH MARIA VARGAS
<b>TEMA - ICTIOFAUNA DULCÍCOLA</b>	
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	
<b>TEMA - ICTIOFAUNA MARINHA</b>	
ALINE QUEIROZ CASTRO	JULIANA BELTRAMIN DE BIASI
ANA PAULA MILLANI GUTIERREZ	JULIANA MARTINS DE ANDRADE
ANNA BEATRIZ BORGES MARTINS	JULIEN CHIQUEIRI
BRENDA MEDEIROS	KATHIANI VICTOR BASTOS
CARLOS WERNER HACKRADT	KORINA BLUNK DA SILVA

### LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST

CAROLINA DE BARROS MACHADO DA SILVA	LEANDRO PIROVANI DE SANT ANA
CAROLYNE PEREIRA RODRIGUES DE SOUZA	LORENA LOPES ALMEIDA
CECILIA BARROZO MENDES	LORENA ZIVIANI BEVITORIO
CIRO COLODETTI VILAR DE ARAUJO	MARCOS SANTOS BOMFIM
ESTER FELIPE BARBOSA	MARIANA ANTUNES DA SILVA
FABIANA CEZAR FELIX HACKRADT	MARIO VINICIUS LOPES CONDINI
FABRICIO DE ANDRADE FREHSE	MATHEUS RYAN SILVA JULIO
FELIPPE ALEXANDRE LISBOA DE MIRANDA DARO	MAURICIO HOSTIM SILVA
FLAVIO TOSCANO SZABLAK	NATALIA CARVALHO ROOS
FRANCIELLE CARDOSO ANDRADE	NATALIA PRISCILA ALVES BEZERRA
GABRIELA BRAZ LIUTH	REBEKA FERREIRA MARTINS
GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI	RHAYANE SANTOS TERRA
GIULIA DA SILVA MARCHIORI	RICARDO ALVES DE OLIVEIRA SOUZA
HELDER COELHO GUABIROBA JUNIOR	RODRIGO FERREIRA BASTOS
HELEN AUDREY PICHLER	RODRIGO GUERON FAUSTINI
HERICK SIMAS DOS SANTOS	RONALDO RUY DE OLIVEIRA FILHO
JEAN CHRISTOPHE JOYEUX	RYAN CARLOS DE ANDRADES
JOICE DE SOUZA SOARES	SAMUEL ROCHA DE MIRANDA XAVIER
JOSE DE ANCHIETA CINTRA DA COSTA NUNES	THIAGO ELEUTERIO RODRIGUES
JULIA POHL ALTAFIN	
<b>TEMA - SEDIMENTAÇÃO COSTEIRA</b>	
CLAUDIO DE MORISSON VALERIANO	LETICIA BASTOS ELLER
EDUARDO DELFINO SODRE	LUCIANA FIGUEIREDO PRADO
ELAINE ALVES DOS SANTOS	MARCUS VINICIUS VAUGHAN JENNINGS LICINIO
HEITOR EVANGELISTA DA SILVA	NEWTON DE MAGALHAES NETO
JOAO RICARDO COUTINHO DE BARCELLOS	PEDRO ADALBERTO RAMOS BIZELLI
<b>LOGÍSTICA</b>	
FERNANDA PERASSOLI	PEDRO DE SOUZA LAINO
JULIANO CEZAR PINTO PAIXAO	WAGNER RIBEIRO BAIÃO
<b>ESCRITÓRIO DE PROJETOS (ESCPRO)</b>	
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

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
CAROLINE DE MARCHI PIGNATON	MICHELLE SEQUINE BOLZAN
CELESTE MARILY PACHECO	MURILLO EPIFANIO DE ALMEIDA
CLEOCIR JOSE DALMASCHIO	PATRICIA BOURGUIGNON SOARES
CRISTIANE SILVEIRA MACHADO	PAULO ROBERTO DA SILVA
DANIELI GRANCIERI DEBONA	PEDRO HENRIQUE PEREIRA DA CUNHA
DAVYD CELANTE SANTOS	PETRUSCA MELLO COSTA FILHA
EDCARLOS FERREIRA BARBOSA	RAFAEL DE CARVALHO SANTOS
EDILENE SOUZA DA SILVA NEVES	RAFAEL PETRI
ELIVELTON OLIVEIRA RODRIGUES	RAYANO ROCHA RIBEIRO
EUSTAQUIO VINICIUS RIBEIRO DE CASTRO	REJANE RODRIGUES MONTEIRO
FERNANDO COUTINHO BISSOLI	RICARDO LUIZ COFFLER
FERNANDO SOUZA MORAES	ROBERTA QUINTINO FRINHANI
GABRIEL POSSE SANTOS DE ABREU	RODRIGO ALMEIDA DE OLIVEIRA
GABRIELLY LORETTI SCHULTZ	ROGERIO PETRI
JENNIFER VENTURIM BERNARDINO	ROSANGELA SOARES CAMARGO
KENNEDY GERA NISHIO	SABRINA FELIX BERTUANI
LARA CHIEZA CALIMAN	SIDNEI VIEIRA
LAURITA SOUZA MORAES	TALITA FERREIRA MOLL VOLPONI
LEONARDO ARENAS CAVADAS BUAIZ DE LIMA	VALDEMAR LACERDA JUNIOR
LORENZO COSTA QUEIROZ	WANESSA DA COSTA CRUZ
EQUIPE DE AVALIAÇÃO INTEGRADA	
AROLDOS DOS REIS ROCHA JUNIOR	LAIZA PEREIRA MATOS
BEATRICE PADOVANI FERREIRA	MAIKON DI DOMENICO
FABIO CAVALCA BOM	MANUELA SANTOS SANTANA
GISELE DAIANE PINHA	NADSON RESSYE SIMOES DA SILVA
KATHLEEN YASMIN OLIVEIRA SANTANA	NELSON DE ALMEIDA GOUVEIA
KYSSYANNE SAMIHRA SANTOS OLIVEIRA	
ASSESSORIA TÉCNICA	
ANNA PAULA LAGE RIBEIRO	LAURA SILVEIRA VIEIRA SALLES
DANDARA SILVA CABRAL	MONIQUE FRANZEN MAIA
FERNANDA JURKA ALVES	PATRÍCIA OLIVEIRA LACERDA
LARA GABRIELA MAGIONI SANTOS	

## 1.1 GLOSSÁRIO DO PMBA/Fest

Visando uniformizar a aplicação de conceitos e termos comuns utilizados durante a construção dos documentos que compõem o RSE2023, principalmente aqueles que são característicos e inerentes ao PMBA/Fest, os termos padronizados e os seus respectivos significados são apresentados abaixo.



1. **Período seco:** compreende o período entre os meses de abril a setembro.
2. **Período chuvoso:** compreende o período entre os meses de outubro a março.
3. **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.
4. **PMBA/Fest:** sigla referente ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I executado pela Rede Rio Doce Mar e a Fundação Espírito-santense de Tecnologia.
5. **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.
6. **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.
7. **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.
8. **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.
9. **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.
10. **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.
11. **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.

## 1.2 LISTA DO MATERIAL SUPLEMENTAR

Em seguida, é apresentada a lista de Materiais Suplementares que acompanham o RSE2023 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 RSE2023 PMBA/Fest.

NOME DO ARQUIVO	ORIGEM DO MATERIAL SUPLEMENTAR
<b>GERAIS</b>	
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
<b>AMBIENTE DULCÍCOLA</b>	
MS_AD_Ecotoxicologia	Ecotoxicologia
MS_AD_Bacia Integração	Bacia Integração
MS_AD_Fitoplâncton	Fitoplâncton
MS_AD_Ictiofauna_Ictioplâncton_Macroinvertebrados	Ictiofauna, Ictioplâncton e Macroinvertebrados
MS_AD_Limnologia	Limnologia
MS_AD_Macrófitas	Macrófitas
MS_AD_Mineralogia	Mineralogia
MS_AD_Perifíton	Perifíton
MS_AD_Qualidade de água e sedimento	Qualidade de água e sedimento
MS_AD_Zooplâncton	Zooplâncton
<b>AMBIENTE MARINHO</b>	
MS_AM_Ecotoxicologia	Ecotoxicologia
MS_AM_Aves Marinhas	Aves Marinhas
MS_AM_Bentos de Fundo Inconsolidado	Bentos de Fundo Inconsolidado
MS_AM_Cetáceos	Cetáceos
MS_AM_Fitoplâncton	Fitoplâncton
MS_AM_Fundos Recifais	Fundos Recifais
MS_AM_Hidrogeoquímica	Hidrogeoquímica
MS_AM_Ictiofauna e Carcinofauna	Ictiofauna e Carcinofauna
MS_AM_Ictioplâncton	Ictioplâncton
MS_AM_Modelagem	Modelagem
MS_AM_Monitoramento Megafauna	Monitoramento Remoto da Megafauna
MS_AM_Sedimentação Costeira	Sedimentação Costeira
MS_AM_Sedimentação Marinha	Sedimentação Marinha
MS_AM_Tartarugas	Tartarugas
MS_AM_Zooplâncton	Zooplâncton
<b>AMBIENTE COSTEIRO</b>	
MS_AC_Ecotoxicologia	Ecotoxicologia
MS_AC_Manguezal	Manguezal
MS_AC_Praias	Praias
MS_AC_Restinga	Restinga

## 2 SÍNTESE DOS AMBIENTES

### 2.1 AMBIENTE DULCÍCOLA

#### 2.1.1 Destaques

O monitoramento dos ecossistemas aquáticos continentais realizado ao longo dos cinco anos de execução do PMBA/Fest busca identificar as principais transformações ocorridas na biodiversidade aquática do Baixo Rio Doce após o rompimento da Barragem de Fundão. Entre os resultados obtidos e apresentados no RSE2023, destacaram-se:

1. A variabilidade pluviométrica sazonal e o incremento da vazão constituem os principais gatilhos para o transporte de sedimentos e aumento da concentração de contaminantes na calha fluvial. Nos sistemas lacustres, o pulso de inundação do Rio Doce na planície costeira é a principal forçante associada aos incrementos de metais.
2. Não houve tendência de redução temporal da contaminação por metais associados ao rejeito de minério de Ferro. Altos percentuais do Índice de Não Conformidade (INC) foram detectados na água e sedimento da calha fluvial e sistemas lacustres, especialmente em relação a **Fe total**, **Al total** e **Cu total**. Os sistemas lacustres rasos (lagos) apresentaram, em geral, maior INC relacionados a **Fe dissolvido** e **Al total** na água, podendo ser considerados como ambientes mais vulneráveis aos impactos da contaminação crônica.
3. Tendência geral de aumento da riqueza de espécies dos produtores primários base da cadeia trófica (perifíton, fitoplâncton e macrófitas aquáticas). No nível trófico consumidor primário, o zooplâncton apresentou tendência de perda de traços funcionais no Rio Doce, enquanto no ictioplâncton anomalias morfológicas foram detectadas, incluindo deformidades e presença de sedimento avermelhado em cavidades internas. Entre os macroinvertebrados bentônicos (consumidores bentônicos), houve dominância de formas indicadoras de impacto (coletores-catadores) nos trechos da calha do Rio Doce;
4. Tendência de declínio na abundância, riqueza e biomassa para as espécies nativas da ictiofauna dulcícola (predadores de topo da cadeia alimentar aquática), e maior desempenho reprodutivo das espécies introduzidas em relação às espécies nativas. Houve grande redução da diversidade filogenética das espécies nativas, com consequente simplificação da diversidade funcional.
5. Em termos de diversidade taxonômica e funcional de microorganismos (fitoplâncton e zooplâncton) lagos e lagoas sustentam maiores valores de diversidade taxonômica e funcional do que o Rio Doce. Ou seja, lagos e lagoas sustentam maior número de espécies com traços funcionais únicos, comparado ao Rio Doce.
6. As concentrações de metais (Fe, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb entre outros) ainda são elevadas no zooplâncton, no músculo de camarões e no músculo dos peixes. Os resultados de

bioacumulação indicam maiores concentrações de metais na comunidade planctônica do setor Rio, em quase todo o monitoramento. Com relação aos camarões e a comunidade de peixes dulcícolas, os resultados apontam para uma tendência de aumento temporal nas concentrações de metais nos indivíduos coletados no setor Lagos. Em relação aos biomarcadores, há um aumento da resposta biológica (IBR biomarcador) dos organismos planctônicos coletados nos Setores Afluente e Rio, no período chuvoso do Ano 4 (março/2022) e no período seco do Ano 4 (março/2022), com destaque para os biomarcadores metalotioneínas (MT), proteínas relacionadas com a detoxificação de metais, e lipoperoxidação (LPO), biomarcador de dano oxidativo. Os valores do IBR biomarcador para camarões se mantêm elevados a partir do segundo período seco contemplado pelo Ano 1 (setembro e outubro/ 2019)<sup>1</sup>, em todos os Setores monitorados, com aumentos mais expressivos no setor Lagos para algumas campanhas, corroborando os resultados do IBR bioacumulação obtido para estes organismos, sendo a MT e a LPO biomarcadores com elevada contribuição para o índice nas últimas Campanhas. Os valores do IBR biomarcador para peixes estão elevados em todos os Setores e em todas as Campanhas, com contribuição variável dos biomarcadores analisados. Nas matrizes água e sedimento, há a predominância de táxons bacterianos bioindicadores de ambientes contaminados por metais, sendo alguns desses sugeridos como indicadores da presença da lama de rejeitos oriunda do rompimento da barragem de Fundão. Os ensaios de toxicidade indicam um discreto aumento na toxicidade das matrizes água e sedimento amostradas no Rio Doce no período seco do Ano 4 (setembro e outubro/2022) e período chuvoso do Ano 5 (janeiro e fevereiro/2023), em comparação com a toxicidade observada no período chuvoso do Ano 4 (março/2022).

### 2.1.2 Contextualização do ambiente

O ambiente dulcícola do PMBA/Fest engloba a porção do Baixo Rio Doce, com pontos amostrais localizados em Minas Gerais e majoritariamente no Espírito Santo. No Novo Ciclo de monitoramento, a modificação da malha amostral incluiu como novos sítios amostrais os reservatórios de Mascarenhas e Aimorés, este último localizado na divisa de Minas Gerais e Espírito Santo. 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, Cacimbas, Juparanã, Nova, Areal, Limão, Óleo e a laguna Monsarás, que podem ser alcançadas pelas águas do canal fluvial durante o período de cheias do Rio Doce.

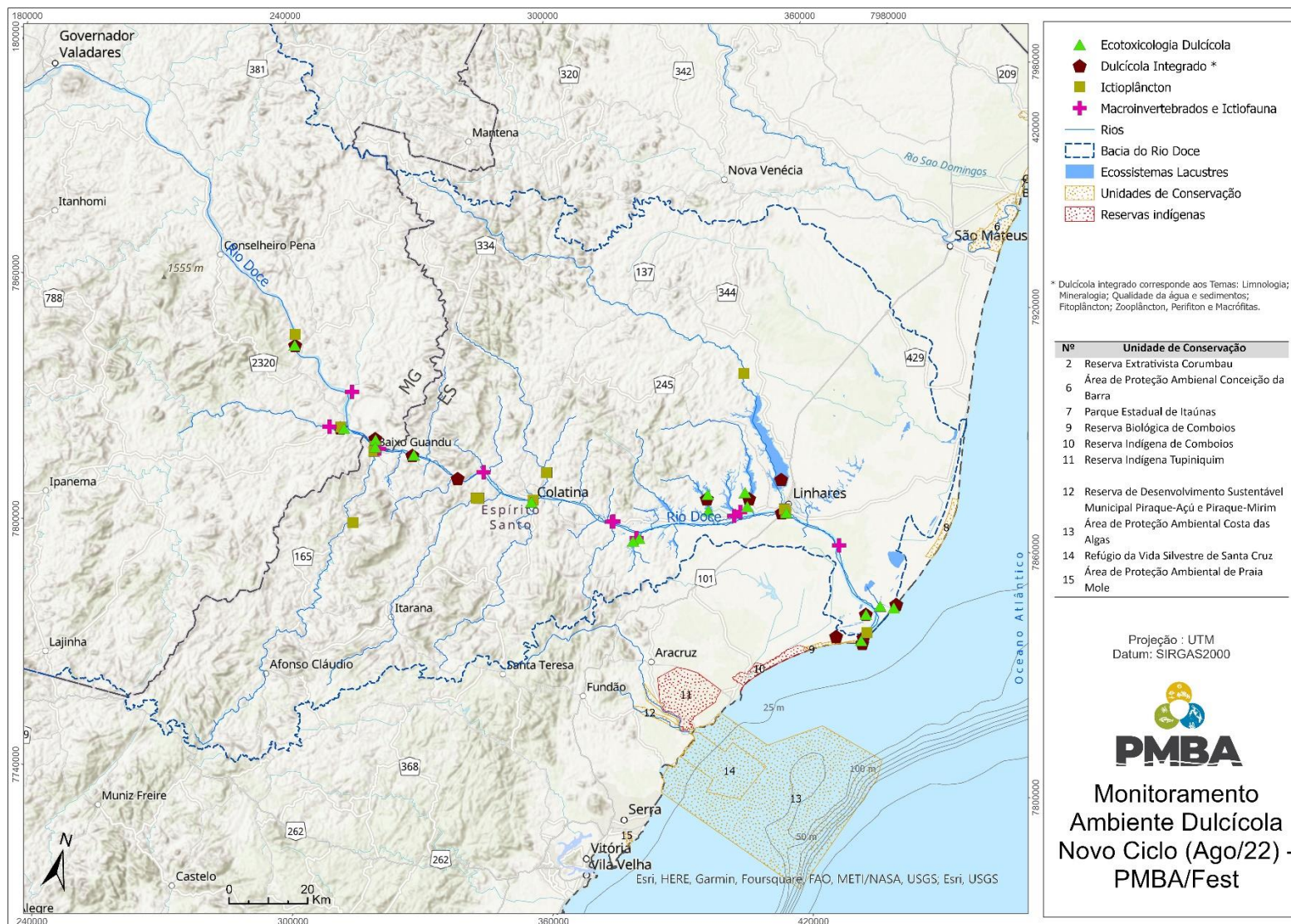
---

<sup>1</sup> Em adequação à terminologia utilizada para os anos de monitoramento do PMBA/Fest (e.g. Ano 1, Ano 2), o Tema Ecotoxicologia possui excepcionalmente três campanhas no Ano 1, sendo elas: Campanha 1 (set/out 2018 - período seco), Campanha 2 (jan/2019 - período chuvoso) e Campanha 3 (set/out 2019 - período seco).

A área de estudo compreende os reservatórios de Aimorés e Mascarenhas, o canal fluvial do Rio Doce, o Rio Guandu (ponto controle até o Novo Ciclo do PMBA/Fest em 2022), o Rio Manhuaçu (novo ponto controle selecionado a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest em 2022), sistemas fluviais tributários, além de ecossistemas lacustres profundos (lagos) e rasos (lagoas). Os temas analisados no ambiente dulcícola apresentam malhas amostrais específicas, delimitadas de acordo com o objeto de estudo e suas particularidades. Os temas Integração Fluvio-Estuarina, Mineralogia, Qualidade da Água e Sedimentos, Limnologia, Perifíton, Fitoplâncton, Zooplâncton, Macrófitas Aquáticas, Ictioplâncton, Macroinvertebrados, Ictiofauna e Ecotoxicologia estão alinhados com a malha amostral apresentada na Figura 1.



Figura 1: Malha amostral do Ambiente Dulcícola que está em vigência no momento da entrega do relatório.



### 2.1.3 Distribuição espacial e temporal dos indicadores de impactos

No ambiente dulcícola, os pulsos hidrológicos sazonais representam as principais forçantes na dinâmica dos fatores abióticos, estabelecendo uma evolução espaço-temporal perceptível, com reflexos sobre a qualidade da água e a biodiversidade aquática, contemplada desde os constituintes da base da cadeia trófica até os organismos de topo. A dinâmica espaço-temporal dos indicadores de impactos apresenta ainda processos-resposta relacionados ao mosaico da paisagem e das características hidrodinâmicas e morfométricas dos ambientes monitorados: calhas fluvias do Rio Doce e Manhuaçu, além de dados do Rio Guandu (antigo ponto controle), reservatórios, lagos e lagoas.

Os indicadores vazão e descarga de sedimentos apresentaram valores mais elevados nos períodos chuvosos. O período chuvoso do Ano 4 apresentou os maiores valores de vazões média e máxima diárias, e em termos de vazões médias diárias, o mesmo período apresentou triplo dos valores observados no Ano 1, 1,6 vezes o valor do Ano 2 e 1,8 vezes o obtido no Ano 3. O mesmo comportamento foi observado nos valores de descargas de sedimentos suspensos e totais, que apresentaram valores superiores no Ano 4, em relação aos demais anos monitorados, para o período chuvoso. Considerando o período chuvoso do Ano 5, foram registrados aumento dos teores de **oxihidróxidos de Fe** (marcadores de rejeito de mineração de ferro) na Lagoa Monsarás (estações E25 e E25a) e na calha do Rio Doce (estações E26 e E26-F), refletindo claramente a entrada de rejeitos de mineração de **Fe** via fluvial ou marinha. Em relação aos indicadores **material particulado em suspensão e turbidez (UNT)**, estes foram praticamente uniformes ao longo das estações amostrais da calha do Rio Doce, mas com incrementos ao longo dos anos, cujos valores máximos estiveram acima do limite máximo admissível pela Resolução CONAMA N. 357. Os incrementos ao longo dos anos também ocorreram para os parâmetros silicato, nitrogênio total e nitrato na calha fluvial, na lagoa Areão e Monsarás. Para os lagos, também, foram observados aumento das concentrações de nitrogênio total e silicato. Em relação ao Índice de Estado Trófico (**IET**) na calha do Rio Doce, foram apontadas condições mesotróficas, com exceção da estação E0 (Itapina), enquadrada como oligotrófica. Com relação às lagoas, observou-se uma tendência de incremento do estado trófico para eutrófico, sobretudo, nas lagoas Areal e laguna Monsarás. Nestas, além do fosfato, foram registrados incrementos de clorofila-a que representa a biomassa do fitoplâncton. Embora o fósforo total (P total) não tenha aumentado ao longo dos anos, é possível que o incremento de nitrogênio total, sobretudo, nas formas inorgânica dissolvidas (nitrato e íon amônio) seja o principal indutor da alteração do estado trófico. Para os lagos Limão e Nova, observou-se a tendência de condições mesotróficas, e o lago Juparanã com tendências meso-eutróficas. 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 plano de restauração da bacia, como indicador da efetividade das ações. Em todos os ecossistemas aquáticos monitorados, foi percebida a diminuição da alcalinidade e, conseqüentemente, uma tendência a diminuição dos valores de pH ao longo dos anos. As alterações na capacidade de tamponamento da água implicam na especiação de metais como **Fe** e semimetais como **As**.



As análises geoquímicas da água confirmaram a dinâmica sazonal de elementos, embora as amplas variações sazonais na concentração de **Fe** e **Al** total na água não tenham alterado os altos percentuais do Índice de Não Conformidade (INC) observados na calha fluvial e sistemas lacustres, sobretudo nas lagoas. No período chuvoso do Ano 5, o INC para **Fe** total em relação ao NOAA crônico foi de 100% para as amostras dos rios Doce e Guandu, 100% para lagoas, e cerca de 22% para os lagos. Os valores de **Al** total ainda ficaram elevados para o período chuvoso do Ano 5, mas inferiores ao mesmo período do Ano 4. O **Ba** também foi detectado nas amostras dos reservatórios e nos rios Guandu e Manhuaçu. O INC do **Pb** total em água para o out/22 a mar/23 (Ano 5) é de 62% para o Rio Doce e 40% para os Rios Guandu e Manhuaçu, inferiores aos valores apresentados no período chuvoso anterior. Nas amostras dos reservatórios foi observado INC de 100% das amostras para os metais **Al** e **Ba**.

Para os **contaminantes orgânicos** foi observada uma tendência de redução das concentrações dos compostos fenólicos totais e dos hidrocarbonetos alifáticos para rios Guandu, 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 do Ano 5, em todos os ambientes monitorados (rio Guandu e Manhuaçu, reservatórios, calha do 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 em todas as estações amostrais, em todo o período de monitoramento (out/18 a março/23), sugerindo que sua detecção deva ser considerada como ponto de atenção.

Na análise dos resultados da biota aquática, consideramos a abordagem da organização trófica, por refletir não apenas a estrutura das comunidades, mas também por pontuar o arranjo básico da organização de ecossistemas com base na funcionalidade e interações.

Em termos biológicos, os produtores primários, organismos-base da cadeia trófica – (perifíton, fitoplâncton e macrófitas aquáticas) – apresentaram tendência geral de aumento da **riqueza de espécies** na calha fluvial do Rio Guandu e Rio Doce e ecossistemas lacustres (lagos e lagoas). Para o perifíton, em relação à contribuição das guildas de diatomáceas, foi verificado maiores contribuições médias na densidade de **diatomáceas móveis** em relação às **diatomáceas baixos perfil** (BP) para os reservatórios e a maioria dos ambientes lóticos (rios), indicando melhor qualidade ambiental dos sítios amostrais, uma vez que as diatomáceas móveis podem ter movimento na matriz perifítica, com vantagens competitivas na seleção de *microhabitat* mais adequados. A diversidade beta mostrou que a comunidade perifítica vem exibindo uma maior heterogeneidade durante o período chuvoso, apontando o efeito da sazonalidade na substituição de espécies e na composição e estrutura da comunidade. Na comunidade fitoplanctônica os ambientes estudados vêm apresentando, ao longo de todo o monitoramento, padrão relativamente elevado de substituição de espécies, como reflexo da rápida dinâmica de resposta às variações ambientais. Esse padrão de substituição de espécies (diversidade beta) tem sido particularmente observado no Rio Doce, em função da substituição sazonal de espécies. A **diversidade taxonômica** aponta para a manutenção de ambientes de médio a alto grau de estresse.

Em relação às macrófitas aquáticas, a **composição de espécies** nos reservatórios não diferiu em relação à calha fluvial e sistemas lacustres, ambos com registros de espécies invasoras altamente competitivas. No entanto, a comunidade nos reservatórios tende a ser similar aos ambientes de lagos e lagoas, enquanto que os padrões encontrados no rio Manhuaçu tendem a ser mais semelhantes ao rio Guandu, em relação ao rio Doce. Os resultados prévios da biomassa indicaram uma menor biomassa vegetal nos ambientes lóticos em comparação com os ambientes lênticos e reservatórios. Em relação à concentração de metais nas folhas e raízes, foram observadas variações na concentração de metais entre as partes vegetativas e os locais amostrados. No rio Doce, as maiores concentrações de Ferro foram observadas nas raízes de *Ludwigia octovalvis*, uma espécie anfíbia, na estação E0a. Por outro lado, as menores concentrações foram detectadas nas folhas de *Eichhornia azurea*, uma espécie flutuante fixa ou livre, no ponto amostral E21 (Linhares).

Entre os consumidores primários pelágicos (zooplâncton) foi observada maior variabilidade na **composição de espécies e traços funcionais** nos sistemas lóticos, indicando a perda de traços funcionais no Rio Guandu e no Rio Doce. Mesmo com o acréscimo de dados da nova malha amostral, a perda de traços foi registrada apenas no Rio Doce. Ainda na calha do Rio Doce, houve redução da **diversidade funcional** do zooplâncton com aumento da concentração de Fe, Zn e Al durante o período chuvoso do Ano 5.

Para o ictioplâncton, outro grupo de consumidores primários pelágicos, a calha do Rio Doce mantém-se como a principal região de desova de peixes e deriva das larvas, especialmente nos trechos de Colatina, Linhares e na Foz do rio Doce em Regência. As larvas apresentaram maior abundância durante o período chuvoso, sendo as espécies mais abundantes o Mandi-amarelo (*Pimelodus maculatus*), as Curimbas ou Grumatás *Prochilodus* e a Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri*. A viabilidade funcional parece comprometida pelo aumento temporal de quatro tipos de anomalias: (i) **RCA** rompimento da cavidade abdominal (0,2% da densidade total); (ii) **SAC** sedimento avermelhado aderido ao corpo (35,8% da densidade total); (iii) **SCI** sedimento avermelhado em cavidades internas como boca e intestino (0,5% da densidade total) e (iv) **DC** deformidade na região da cabeça (5,3% da densidade total). As porcentagens de **SAC** e **DC** foram maiores durante o Ano 5. Dados histológicos preliminares sugerem que **DCs** são causadas por expansão do encéfalo. Uma compreensão mais aprofundada das anomalias registradas permitirá entender seus efeitos no desempenho funcional dos peixes em seus estágios iniciais de vida, na taxa de sobrevivência, na produtividade da pesca e ainda avaliar as consequências ecológicas relacionadas a elas.

Entre os **macroinvertebrados bentônicos**, as menores riqueza taxonômica e abundância ocorreram na calha do Rio Doce, enquanto maiores valores foram observados nos tributários Ribeirão Palmas, Córrego São Pedro Frio e no Rio Manhuaçu, principalmente nos períodos secos. Nos lagos, foram observadas variações apenas na abundância ao longo do monitoramento, entre os lagos do Limão e o das Palmas. O compartilhamento de espécies mostrou a importância dos lagos e tributários como contribuidores da macrofauna bentônica para o Rio Doce. A avaliação da qualidade dos habitats explicou a baixa riqueza e abundância dos macroinvertebrados bentônicos na calha do Rio Doce. A análise de tendências temporais aponta para a diminuição da diversidade (riqueza) ao longo do

monitoramento. No ambiente de calha do Rio Doce, há dominância de formas indicadoras de impacto (coletores-catadores) dos macroinvertebrados, indicando baixa qualidade ambiental.

Para a **ictiofauna** – consumidores da cadeia alimentar aquática – os resultados indicaram que o ambiente calha do Rio Doce apresenta maior número de espécies exclusivas e maior riqueza de espécies nativas. Com relação às flutuações temporais para a riqueza taxonômica, observa-se uma tendência de aumento do número de espécies na calha do Rio Doce, a partir de janeiro de 2022 (período chuvoso), embora os sinais do empobrecimento taxonômico da comunidade de peixes sejam considerados alarmantes, o que pode levar ao aumento da vulnerabilidade e extinções locais de espécies, por vezes endêmicas da calha do Rio Doce. Este é o caso específico da redução significativa da detecção do Grumatá *Prochilodus vimbooides* (com apenas 4 espécimes coletados ao longo do monitoramento PMBA/Fest) e da Piabanha *Brycon dulcis*, sendo que essa última ainda não foi amostrada durante o monitoramento e era reportada para a porção baixa do Rio Doce antes do rompimento da Barragem de Fundão. A abundância das espécies nativas apresentou uma tendência de redução nos ambientes calha do Rio e lagos até atingir a campanha do período chuvoso do Ano 4. A partir dessa campanha, houve um aumento na abundância das espécies nativas nos dois ambientes amostrados. Por outro lado, as espécies introduzidas não apresentaram uma tendência tão evidente na calha do Rio. As análises de ecologia trófica das assembléias de peixes mostraram que a categoria alimentar “peixe” foi a mais ingerida pelas espécies estudadas durante o monitoramento nos ambientes Calha do Rio Doce, Lagos e Tributários. No entanto, na calha do Rio Doce e no Ribeirão Palmas, as espécies nativas ingeriram maior diversidade de itens alimentares, sugerindo melhores condições ambientais. Foi observada maior abundância das espécies de peixes bentófagos em quase todos os ambientes analisados. Os peixes bentófagos são um importante elo para a propagação de metais dentro da cadeia trófica no Baixo Rio Doce. Além disso, foi detectada uma baixa abundância de carnívoros e piscívoros nativos na calha do Rio Doce. As análises de biologia reprodutiva indicaram que as espécies introduzidas estão mais equilibradas do que as espécies nativas nos lagos e na calha do Rio Doce. O cálculo do comprimento médio da primeira maturação (L50) confirmou o forte recrutamento das seguintes espécies introduzidas na calha: Tilápia *Oreochromis niloticus* e Mandi-amarelo *Pimelodus maculatus*. Já considerando a calha do Rio Doce e os lagos, há forte recrutamento dos Tucunarés *Cichla monoculus* e *Cichla kelberi*, do Jacundá *Saxatilia lepidota*, do Mato-Grosso *Hyphessobrycon eques*, do Pacu-CD *Metynnis lippincottianus* e da Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri*. No reservatório UHE Aimorés, foi observado maior recrutamento do Pacu-CD *Metynnis lippincottianus*. A análise comparativa dos estágios de maturação gonadal (EMG) e a relação gonadossomática (RGS) nas espécies nativas e introduzidas, sugerem melhor desempenho reprodutivo das espécies introduzidas. Pela primeira vez, as análises microscópicas, realizadas compreendendo o período chuvoso do Ano 5, evidenciaram alterações celulares que podem comprometer o desenvolvimento do estágio de maturação gonadal (EMG) em várias espécies do Baixo Rio Doce, Reservatório UHE Aimorés e do Rio Manhuaçu. Os resultados indicam que a ictiofauna do

Baixo Rio Doce, no reservatório da UHE Aimorés e Rio Manhuaçu pode estar sendo afetada pela presença de poluentes na água, conforme sugerido pelas alterações encontradas nas gônadas. As alterações histopatológicas identificadas estão geralmente associadas à presença de metais pesados no ambiente.

Em relação à genética de peixes, os índices de diversidade genética obtidos com marcadores microssatélites e mitocondriais indicaram, de forma geral, uma tendência de baixa diversidade ao longo do monitoramento, para todas as populações das sete espécies analisadas no Baixo Rio Doce. *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. A diversidade gênica, no geral, não variou muito ao longo dos anos, nem entre os pontos de coleta, porém, no Ano 2 observam-se maiores valores de diversidade gênica. Esses valores se mantêm no Ano 3 e diminuem novamente no Ano 4 e 5 (apenas período chuvoso até o momento). No geral, os índices não apresentaram grandes variações ao longo dos anos e pontos de coleta para o Lambari *K. moenkhausii*. Do ponto de vista da conservação, a baixa diversidade genética é preocupante, pois ela implica em menor resiliência a eventos estocásticos como alterações ambientais crônicas e agudas.

Os marcadores microssatélites indicaram ainda que todas as sete espécies avaliadas apresentaram níveis de endogamia elevados e todos significativos durante os anos de monitoramento. A endogamia em condições naturais é esperada apenas como um evento raro e em espécies com comportamentos específicos, portanto a generalidade dos processos endogâmicos encontrados nos resultados reportados aqui pode ser uma consequência da diminuição drástica no tamanho efetivo populacional dessas espécies. Essa hipótese é corroborada pelos valores estimados pelo índice de Garza-Williamson (G-W), os quais foram significativos para todas as espécies nos cinco anos do monitoramento, indicando a ocorrência de eventos de gargalo populacional recentes. Esses resultados indicam que os impactos sofridos por essas espécies em decorrência da passagem do rejeito provavelmente foram severos, visto que são recentes, abrangentes e que se refletem claramente em nível demográfico. A perda relativa de diversidade filogenética de comunidades de peixes nativos (21%) foi maior na comparação com a comunidade total (nativas + introduzidas; 16%), indicando que as espécies nativas foram mais impactadas pela passagem do rejeito na calha do Rio Doce do que as espécies introduzidas. O significado desse resultado é que as espécies nativas, filogeneticamente e ecologicamente mais diferentes, estão desaparecendo, e sendo substituídas pelas espécies introduzidas, induzindo à simplificação da diversidade funcional das comunidades. O aumento na biomassa das espécies introduzidas, que no geral são mais resilientes, pode ser um dos fatores que contribuíram para a perda de diversidade filogenética das espécies nativas na bacia do Rio Doce, e isso pode ajudar a acelerar o processo de extinção local de algumas delas. A diversidade gênica das sete espécies nativas analisadas no baixo Rio Doce aumentou do Ano 1 para o Ano 2, com exceção

de *Geophagus aff. brasiliensis* e *Poecilia vivipara* que se mantiveram estáveis. Do Ano 2 para o Ano 3 somente *Hoplias malabaricus* apresentou queda acentuada da diversidade gênica, enquanto *G. aff. brasiliensis* apresentou um aumento mais expressivo desse índice. Para as demais espécies, a variação da diversidade gênica do Ano 2 para o 3 foi discreta, sendo o mesmo padrão observado do Ano 3 para o Ano 4. As maiores variações foram observadas no Lambari *K. moenkhausii* com aumento da diversidade do Ano 1 para o Ano 2, estabilidade do Ano 2 para o Ano 3 e queda do Ano 3 para o 4 e 5, e na Traíra *H. malabaricus*, com queda acentuada desse índice do Ano 2 para o Ano 3, porém estabilizou do Ano 3 para o 4 e apresentou um leve aumento no Ano 5. Contudo, vale ressaltar que essa espécie apresentou problemas de baixos tamanhos amostrais ao longo dos anos. Os resultados do Ano 5 são parciais (apenas período chuvoso para este relatório) e podem sofrer alterações com a inclusão de toda a amostragem para o próximo relatório.

A comparação das estimativas anuais mostra redução da diversidade filogenética na ictiofauna, sobretudo entre os Anos 1 e 2, onde observa-se uma grande redução principalmente nas espécies nativas. Essa diminuição da diversidade filogenética na bacia do Rio Doce pode representar um problema para conservação das espécies nativas da região, pelo aumento da competição com as espécies introduzidas. Ainda assim, os conjuntos de dados de espécies nativas e da totalidade (espécies nativas + espécies introduzidas) mostram que ambos os conjuntos da ictiofauna estão sob efeito de fenômenos ocorridos naquela região. É possível observar uma redução nos índices absolutos da diversidade filogenética ao longo dos anos e de forma complementar, é possível perceber que essas alterações também afetam o aumento da representatividade das espécies introduzidas sobre as nativas. Essas alterações indicam impactos maiores sobre a diversidade filogenética de espécies nativas do que em espécies introduzidas apontando para uma substituição gradual dessas espécies. O aumento sutil observado nos Anos 3 e 4 pode ter relação com espécies inéditas coletadas nesses períodos e, o aumento da perda da diversidade no Ano 5 pode ser devido ao Ano 5 estar representado, ainda, apenas pelas coletas do período chuvoso. Através dos resultados é possível verificar a redução na diversidade filogenética, porém o impacto real sobre a fauna local deve-se ao decréscimo das espécies nativas, principalmente entre os Anos 1 e 2. Essa redução possivelmente indica perda de linhagens nativas na localidade monitorada e sua substituição pelas espécies introduzidas. Entre os Anos 3 e 4 observa-se uma variação muito menor indicando uma tendência à estabilização da curva, porém pequenas variações ainda podem ser registradas, caso novas espécies ou linhagens ocultas sejam detectadas.

Para a **Ecotoxicologia**, os resultados do **IBR bioacumulação** indicam maiores concentrações de metais na comunidade planctônica do setor Rio, em quase todas as Campanhas monitoradas. Esses resultados refletem o maior incremento nas concentrações de metais na água e no sedimento da calha principal do Rio Doce. Os resultados também indicam que não houve uma tendência de redução temporal nas concentrações de metais associados aos rejeitos de minério de Ferro nos organismos



deste Setor. Com relação aos camarões dulcícolas, o **IBR bioacumulação** indica uma tendência de aumento temporal nas concentrações de metais nos indivíduos coletados no setor Lagos. Da mesma forma, o **IBR bioacumulação** obtido para a comunidade de peixes (guildas tróficas: onívoros/herbívoros e carnívoros) indica uma tendência de aumento nas concentrações de metais nos tecidos dos indivíduos coletados no setor Lagos. Cabe destacar que as concentrações de Fe e outros elementos, tais como Cd, Cr, Cu, Mn e Pb, ainda são observadas em níveis bastantes elevados no zooplâncton, no músculo de camarões e no músculo dos peixes coletados em todos os Setores do Ambiente Dulcícola, quando comparados com aqueles obtidos para as amostras de zooplâncton coletadas em novembro de 2015, na região marinha mais próxima à foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos (ACQUA, 2016; BIANCHINI, 2019).

O **IBR biomarcador** mostra um aumento da resposta biológica dos organismos planctônicos coletados no Setor Afluyente no período seco do Ano 3 (julho e agosto/2021), nos Setores Afluyente e Rio no período chuvoso do Ano 4 (março/2022), bem como no período seco do Ano 4 (setembro e outubro/2022). Em relação período seco do Ano 4, a concentração de metalotioneínas (MT - proteínas relacionadas com a detoxificação de metais) no zooplâncton e fitoplâncton, além dos níveis de lipoperoxidação (LPO - biomarcador de dano oxidativo) no fitoplâncton, foram os parâmetros que mais contribuíram para o valor do IBR biomarcador observado. No Setor Afluyente, os biomarcadores que mais contribuíram para a composição deste índice foram a concentração de MT no fitoplâncton e o nível de LPO no fitoplâncton e zooplâncton. Por sua vez, o IBR calculado para o Setor Lago apresentou o estresse fisiológico concentrado no fitoplâncton, apresentando os maiores valores nos biomarcadores MT e LPO. No período chuvoso do Ano 5 (janeiro e fevereiro/2023), a concentração de MT é o biomarcador que mais se destaca, tanto no fitoplâncton quanto no zooplâncton, sendo o parâmetro mais relevante para a composição do IBR biomarcador nos Setores Afluyente e Rio. A análise da evolução temporal do IBR biomarcador em camarões mostra que os valores deste índice tendem a se manter elevados a partir do segundo período seco contemplado pelo Ano 1 (setembro e outubro/2019) em todos os Setores, ao longo de todo o período de monitoramento. Pode-se observar que no período chuvoso do Ano 4 (março/2022), em todos os Setores, com exceção do Setor Afluyente, todos os biomarcadores contribuíram expressivamente para a composição do IBR biomarcador. Em relação ao período seco do Ano 4 (setembro e outubro/ 2022), os biomarcadores que apresentam relevância na composição do índice são os mesmos para todos os Setores, sendo eles a concentração de MT e o nível de LPO no hepatopâncreas, bem como o nível de LPO nas brânquias. Da mesma forma, no período chuvoso do Ano 5 (janeiro e fevereiro/ 2023), os biomarcadores mais relevantes para a composição do IBR biomarcador, em todos os Setores, são a concentração de MT, o número de sítios AP (danos no DNA) e o nível de LPO nas brânquias, bem como o nível de LPO no hepatopâncreas. Em relação à comparação temporal geral, feita a partir da avaliação do IBR biomarcador para os peixes do Ambiente Dulcícola, os valores de IBR se mostraram elevados em todos os Setores e em todas as Campanhas. Para larvas de quironomídeos, devido ao número reduzido de indivíduos coletados, os resultados de bioacumulação foram apresentados apenas na forma de análise de componentes

principais (PCAs), as quais indicaram um padrão difuso de bioacumulação dos elementos analisados e na resposta dos biomarcadores.

As **análises microbiológicas** das amostras coletadas durante o período seco do Ano 4 (setembro e outubro/2022) e o período chuvoso do Ano 5 (janeiro e fevereiro/2023) revelaram que a abundância relativa dos gêneros bacterianos presentes na água de superfície e de fundo, bem como no sedimento da porção dulcícola indica a predominância de grupos bacterianos associados à ambientes contaminados por metais (clado *hgcl*, *Cyanobium* PCC-6307, *Sporichthyaceae*, *Comamonadaceae*, *Limnohabitans*; *Acinetobacter*, *hgcl\_clade*, *Deinococcus*, *Exiguobacterium*, *Micrococcaceae*, *Anaerolineaceae* *Enhydrobacter* e *Acinetobacter*, *Pirellulaceae*). Além disso, alguns desses táxons mais abundantes (*Sporichthyaceae*, *Polynucleobacter*, *Sediminibacterium*, *Anaerolineaceae*, *Acinetobacter*, *hgcl\_clade*, *Deinococcus*, *Exiguobacterium*, *Micrococcaceae* e *Pirellulaceae*) têm sido sugeridos como sendo indicadores da presença da lama de rejeitos oriunda do rompimento da barragem de Fundão (IRAWATI et al., 2017; MÉNDEZ et al., 2017; CHUNG et al., 2019; GAO et al., 2019; REIS et al., 2020; BLOCH & GHOSH, 2022; GUO et al., 2022; WEINBAUER et al., 2022; ALMEIDA et al., 2023; PETROVÁ et al., 2023; WANG et al., 2023). Estes resultados indicam que a comunidade microbiana da água e sedimento permanece impactada mesmo passados 8 anos do rompimento da barragem de Fundão, contendo táxons que representam ambientes contaminados por metais.

Os **ensaios de toxicidade** indicam um discreto aumento na toxicidade das matrizes amostradas no Rio Doce no período seco do Ano 4 (setembro e outubro/2022) e no período chuvoso do Ano 5 (janeiro e fevereiro/2023), em comparação com a toxicidade observada no período chuvoso do Ano 4, principalmente no que se refere as amostras de sedimento, as quais foram classificadas como "Levemente tóxicas". Os resultados das PCAs evidenciaram que a toxicidade observada para a matriz água esteve principalmente associada ao ponto de amostragem na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (nos períodos seco do Ano 4 e chuvoso do Ano 5). Quanto ao sedimento, a associação principal da toxicidade observada ocorreu para as amostras coletadas nos períodos chuvoso e seco do Ano 4 na porção estuarina do Rio Doce (RDO-16), bem como para as amostras coletadas no período chuvoso do Ano 5 na calha do Rio Doce em Colatina. Em todo o período monitorado, os metais que estiveram mais associados à toxicidade do sedimento foram o Al e As. Para a matriz água, não foi observado um padrão evidente de toxicidade, sendo este compartimento mais lábil e com menor frequência de toxicidade. Estes resultados sugerem uma complexa interação entre os contaminantes e os padrões de toxicidade observados.

Do ponto de vista ecotoxicológico, cabe salientar que, dentre os elementos analisados nas diferentes matrizes (água, sedimento e biota), alguns apresentam maior toxicidade em concentrações significativamente menores que outros. Por exemplo, a Resolução 357/2005 do CONAMA estabelece que as concentrações máximas toleradas de Hg e Cd (metais não essenciais) na água doce de Classe 1, onde não devem ser observados efeitos crônicos para os organismos aquáticos submetidos a ensaios ecotoxicológicos, são 1.500 x e 300 x menores que aquelas permitidas para o Fe (metal essencial), respectivamente.



Para analisar as tendências temporais da flutuação nas riquezas taxonômicas e funcionais de cada comunidade biológica (Figura 2 e Figura 3), foram utilizados Modelos Aditivos Generalizados (GAM). A riqueza taxonômica do fitoplâncton apresentou aumento ao longo do monitoramento para o Rio Doce ( $F= 35,917$ ;  $p < 0,001$ ) e para as lagoas ( $F= 18,725$ ;  $p = 0,002$ ), enquanto para os lagos foi observado significativo decaimento na riqueza de espécies ( $F= 64,252$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 2A). A riqueza taxonômica das macrófitas aquáticas apresentou redução no número de espécies ao longo do tempo para lagos ( $F= 17,734$ ;  $p = 0,01$ ), lagoas ( $F= 15,381$ ;  $p = 0,02$ ) (Figura 2B) e tributários ( $F= 21,645$ ;  $p = 0,005$ ) (Figura 2C). Para as comunidades zooplanctônicas e ictiofauna, não houve resultado significativo em relação à riqueza taxonômica (Figura 2D).

Os resultados dos modelos GAM para a riqueza funcional do fitoplâncton apontaram para um padrão semelhante ao da riqueza taxonômica, com exceção dos ambientes de lagoas. Para o Rio Doce foi encontrado um aumento na riqueza funcional ao longo do monitoramento ( $F= 25,046$ ;  $p < 0,001$ ), enquanto que para lagos ( $F= 8,503$ ;  $p < 0,001$ ), lagoas ( $F= 30,144$ ;  $p < 0,001$ ) e tributários ( $F= 8,719$ ;  $p < 0,001$ ) foi observado perda de traços funcionais (Figura 3A). A comunidade zooplanctônica apresentou redução da riqueza funcional apenas nos ambientes lênticos: lagos ( $F= 3,849$ ;  $p < 0,001$ ) e lagoas ( $F= 5,706$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 3C e D, respectivamente). Para as macrófitas não foram registrados resultados significativos para a riqueza funcional (Figura 3B). Para a ictiofauna a perda de traços funcionais ocorreu apenas nos lagos ( $F= 10,150$ ;  $p < 0,001$ ). Dessa forma, podemos perceber que os resultados da riqueza funcional são essenciais para observar padrões que muitas vezes não são percebidos nas abordagens taxonômicas, pois em muitos casos, a diversidade taxonômica se mantém estável, enquanto pode estar ocorrendo a perda de traços funcionais importantes para o funcionamento ecossistêmico.

Figura 2: Curvas de suavização obtidas com modelos aditivos generalizados (GAM), mostrando flutuações temporais na riqueza taxonômica das comunidades (A) fitoplantônica, (B) macrófitas aquáticas, (C) ictiofauna e (D) zooplantônica ao longo do monitoramento no baixo Rio Doce. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados  $\pm 95\%$ . Vermelho – Rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas, lilás – reservatórios; amarelo – tributários; verde claro - riachos. No eixo X, período amostral = número de campanhas.

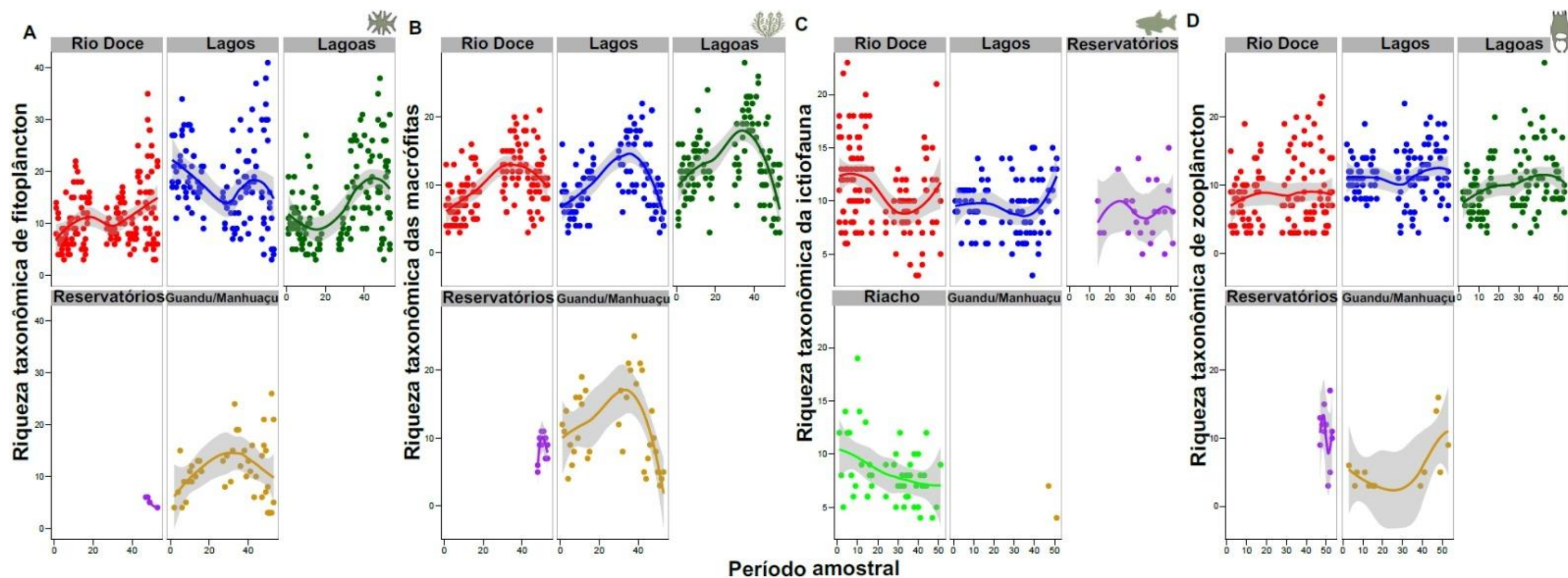
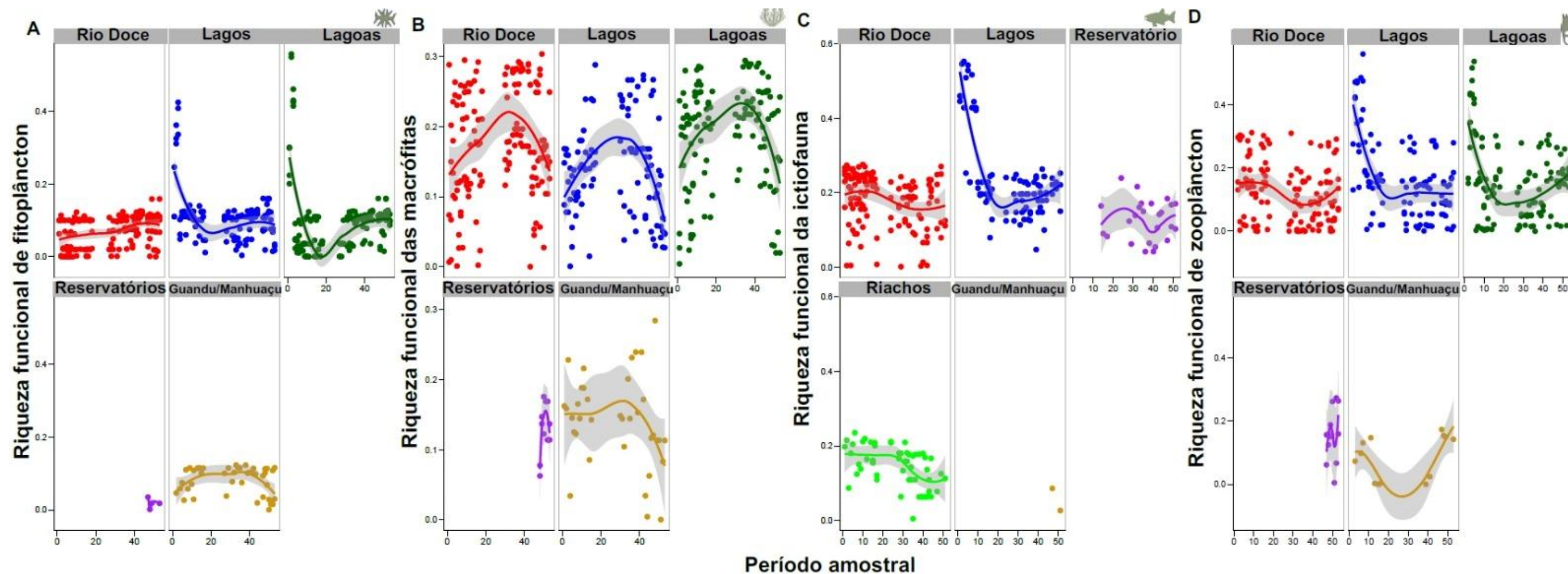


Figura 3: Curvas de suavização obtidas com modelos aditivos generalizados (GAM), mostrando flutuações temporais na riqueza funcional das comunidades (A) fitoplânctônica, (B) macrófitas aquáticas, (C) ictiofauna e (D) zooplânctônica ao longo do monitoramento no baixo Rio Doce. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados  $\pm 95\%$ . Vermelho – Rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas, lilás – reservatórios; amarelo – tributários; verde claro - riachos. No eixo X, período amostral = número de campanhas.





## 2.2 AMBIENTE COSTEIRO

### 2.2.1 Destaques

1. 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 do rejeito de mineração nos ecossistemas restinga, manguezal e praias, o que resulta nos maiores impactos nas proximidades da desembocadura do Rio Doce e no litoral norte;
2. 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 e na antepraia também em frente à foz, em função da concentração de elementos químicos, causando desequilíbrio ecológico na comunidade que deveria ser controlada pela morfodinâmica de praia;
3. A mobilidade decadal (1970 a 2020) da linha de costa na planície do Rio Doce vinha registrando, no geral, uma tendência erosiva no flanco sul da planície e uma tendência de avanço no flanco norte. Após o Rompimento da Barragem de Fundão, a evolução das imagens mostra que entre 1024 e 2020 houve a inversão desta tendência progradante no flanco norte para a retrogradante. As recentes alterações da linha de costa, em mesoescala temporal, corrobora as alterações supostas da morfodinâmica praial, causadas pelas concentrações elevadas de lama depositadas na antepraia;
4. Os impactos sobre os sedimentos e a flora dos manguezais estão sujeitos às oscilações sazonais em função dos maiores aportes fluviais no período chuvoso. Já a densidade e tamanho das carapaças dos caranguejos se apresentam impactados e ainda em processos de adaptação em função dos altos teores de elementos químicos tais como Fe, Al, Mn, Pb, Cr e Ba, no ecossistema. O monitoramento do IBR biomarcador indica o aumento de estresse fisiológico nos caranguejos dos estuários na porção do Rio Doce e litoral norte;
5. Fatores ambientais como geomorfologia, inundações e composição do sedimento atuam significativamente sobre a contaminação da vegetação das restingas, ocasionando maior recorrência de impactos à vitalidade da vegetação nos períodos chuvosos, comprometendo os aspectos funcionais e reprodutivos. A contaminação do sedimento e vegetação pelo aporte do provável aerossol marinho é observado ao longo de toda a costa e é predominante no período seco;
6. Devido às alternâncias entre aportes fluviais do Rio Doce e mobilidade do material do rejeito depositado na antepraia e plataforma continental, os ecossistemas costeiros, exceto por registros pontuais, 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.

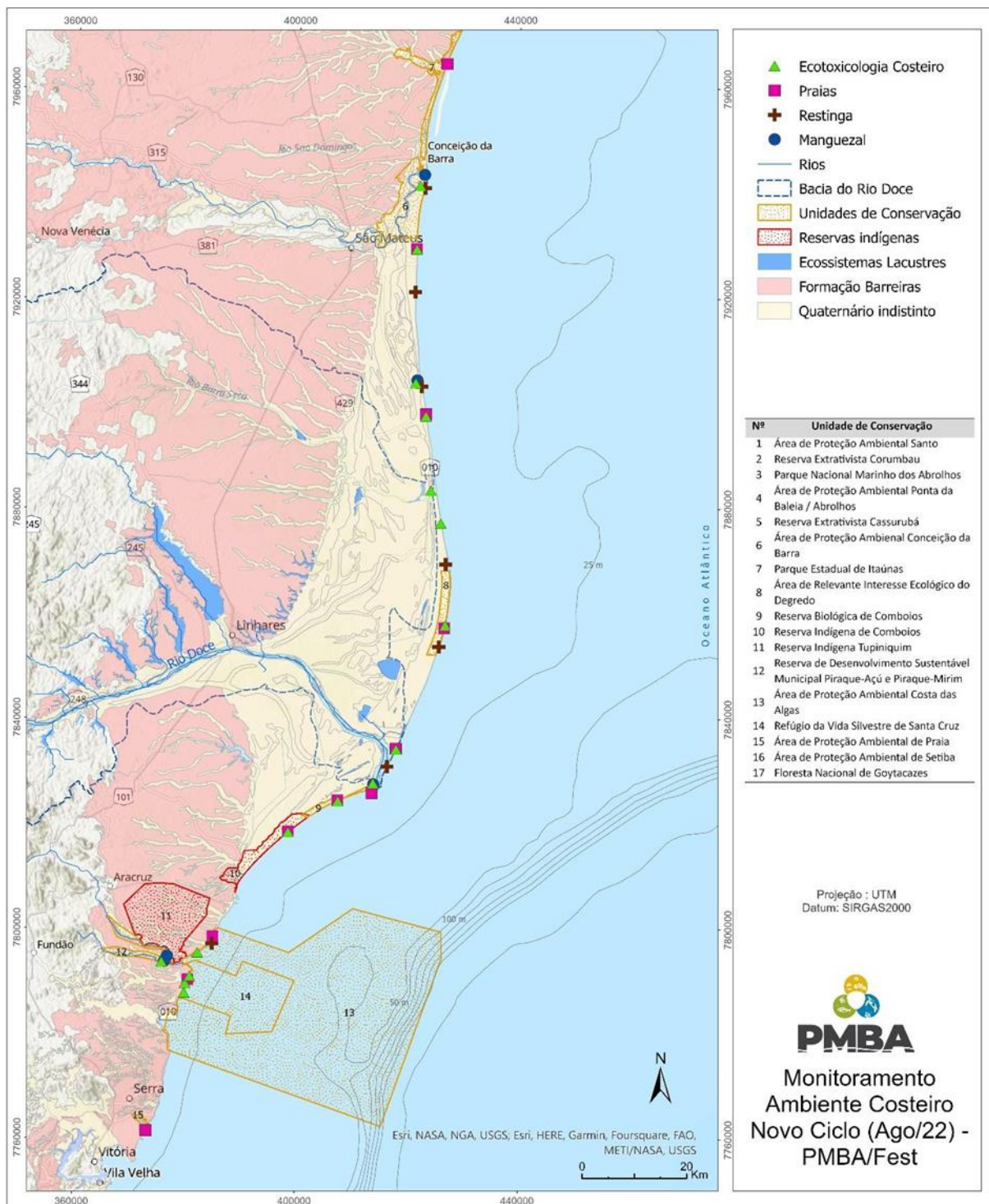
7. Os resultados do IBR bioacumulação revelam diferentes respostas entre as espécies monitoradas: para os caranguejos de manguezais e para os pequenos invertebrados (anfípodes e isópodes) coletados nas praias, os resultados do revelaram uma redução nas concentrações teciduais de metais. Já para os caranguejos de praia indicaram aumento. Dentre os metais que apresentaram uma maior contribuição para o índice no período chuvoso do Ano 4 (março/2022), o Zn é comum aos três Setores. Quanto ao Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) dos caranguejos de praia, há uma tendência geral de diminuição na resposta biológica ao longo do tempo. Quanto às aves, as concentrações dos compostos orgânicos e dos metais não apresentaram um padrão temporal evidente de contaminação, o que pode ser um reflexo da grande capacidade de deslocamento e uso de habitats por desses animais, entre os diferentes ecossistemas costeiros. Contudo sugere-se que o aumento nas concentrações de Fe nas penas e no sangue, no período chuvoso, indica o maior aporte desse metal associado aos rejeitos de minério na região de estudo durante o período marcado por altos índices de pluviosidade.

### **2.2.2 Contextualização do ambiente**

O Ambiente Costeiro é caracterizado pela transição continente-oceano e reflete variações hidráulicas sazonais ocorrentes nos ambientes dulcícola e marinho, recebendo tanto a carga fluvial transportada através da bacia hidrográfica como o material retrabalhado constantemente na antepraia e plataforma continental, tanto por carga de fundo quanto em suspensão. 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 vigente compreende a linha de costa situada desde os municípios de Serra a Itaúnas (ES) e as praias, restingas e manguezais, compreendidos nos estudos 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 4).

Figura 4: Malha amostral do Ambiente Costeiro que está em vigência no momento da entrega do relatório, 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) e localização das unidades de conservação. A estação de Caravelas que se encontra ao Sul da Bahia não está representada na figura e foi descontinuada a partir de agosto de 2022.



O litoral da Serra e Aracruz está associado aos terraços de abrasão. A atenuação das ondas ao longo da antepraia reduz a quantidade total de energia que chega à face da praia, favorecendo a formação de perfis praias com maiores inclinações (MUÑOZ-PÉRES et al., 1999). Simultaneamente, os terraços

de abrasão limitam o espaço de acomodação da praia, o que promove a acumulação vertical dos sedimentos junto à costa e a formação de perfis altos e estreitos (ALBINO et al., 2016) com estado morfodinâmico de praias limitadas por barreiras rígidas, com características intermediárias a refletivas, na preamar, e dissipativas, na baixa-mar (SHORT, 2006; ALBINO et al., 2016). Durante eventos de moderada à alta energia, a impermeabilidade dos terraços de abrasão reduz parte da infiltração do espraiamento, o que torna a praia mais propensa ao empilhamento das ondas junto à costa (JACKSON & COOPER, 2009) e alcance sobre a restinga. A restinga encontra-se pouco desenvolvida devido à limitação do desenvolvimento das planícies costeiras pela presença das falésias. Os maiores desenvolvimentos de planícies sedimentares são encontrados nos vales fluviais entalhados sobre os Tabuleiros da Formação Barreiras, no qual destaca-se o estuário do Piraquê-Açu.

Em termos sedimentológicos, o litoral dos terraços de abrasão é composto por sedimentos mistos. Os componentes bioclásticos ( $\text{CaCO}_3$ ) são predominantes e provenientes da fragmentação de organismos carbonáticos, cujo desenvolvimento é proporcionado pela presença dos terraços de abrasão (ALBINO et al., 2016). Os componentes siliciclásticos podem ter a sua fonte associada à erosão dos tabuleiros da Formação Barreiras, a partir de entalhes fluviais e da ação das ondas sobre as falésias vivas que limitam as praias à retroterra. Mineralogicamente, os terraços são ricos em Fe, Al e ainda se destaca os altos teores de As, elemento associado aos teores de  $\text{CaCO}_3$ .

Ao longo da evolução do compartimento da planície deltaica do Rio Doce há evidências morfoestratigráficas que destacam a atuação da deriva litorânea de sedimentos, da carga e descarga fluvial e das variações do nível do mar na sua evolução (DOMINGUEZ et al., 1981; DOMINGUEZ et al., 1983; MARTIN et al., 1996; MARTIN et al., 1997). Como resultado da frequência direcional das ondas e de outros ajustes morfodinâmicos, o sentido preferencial da deriva é de sul para norte. As alternâncias na direção das ondas incidentes ao longo da costa durante a evolução e nas últimas décadas do Rio Doce foi corroborada pela modelagem numérica realizada por Bittencourt et al. (2007) e Oliveira et al. (2015).

A diversidade geomorfológica ao longo do litoral do ES, e ainda, os processos costeiros atuantes na variação espacial do transporte e deposição do sedimento do rejeito de mineração ao longo da costa atuam sobre as variáveis abióticas e bióticas de cada ecossistema abordado e permitiram a compartimentação do litoral conforme a seguir:

Compartimento A: compreende os Municípios da Serra e Aracruz. Caracterizado pelas falésias, terraços de abrasão e pouco desenvolvimento de planícies costeiras e praias, que se encontram estreitas e altas. Destacam-se aqui os estuários do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim e a APA Costa das Algas. Areias carbonáticas e enriquecimento local de Ferro, Alumínio e Arsênio (SOUZA et al, 2020). Aporte do Rio Doce e consequentemente do rejeito de mineração é eventual, e transportado por material fino em suspensão (pluma). Os terraços constituem uma barreira para o transporte de sedimentos de fundo.

Compartimento B: compreende a planície sul do Rio Doce com alto desenvolvimento das planícies, 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 à Barra do Riacho. Areias grossas limitam a deposição da fração fina e consequentemente do rejeito de mineração. Neste compartimento, se destaca o estuário do rio Riacho, o qual recebe afluentes que cortam a planície deltaica do Rio Doce e os tabuleiros da Formação Barreiras.

Compartimento B': sub-compartimento, adotado pelo tema Praias e representado pelas praias de REBIO Comboios, Regência e Povoação. Está associado à influência direta da carga e descarga do Rio Doce nestas estações.

Compartimento C: 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.

### **2.2.3 Distribuição espacial e temporal dos indicadores de impactos**

O monitoramento do estuário de Caravelas- BA foi interrompido no novo ciclo de monitoramento, pois a região encontra-se associada à outra bacia hidrográfica que recorta uma extensa área e, desta forma, a sedimentação e hidrodinâmica estão sujeitas às particularidades naturais, climáticas e antropogênicas regionais. Essa situação não permitia análises associadas à contribuição do rejeito de mineração, além de não apresentar agrupamento com os demais estuários.

Já no litoral do Espírito Santo, ao longo dos cinco anos do monitoramento, foi possível verificar que na plataforma continental e nas praias adjacentes à desembocadura do Rio Doce (Compartimentos B' e C) ocorreu o enriquecimento das concentrações de alguns elementos químicos provenientes do aporte do rejeito de mineração. Fica ainda evidenciado que o aporte, proveniente da carga do Rio Doce, e a distribuição do material lamoso ao longo da região costeira, fração onde predomina a concentração dos elementos químicos, são subordinados às oscilações dos padrões hidrológicos e meteoceanográficos. Períodos chuvosos representam maior aporte lamoso pelo rio e eventos inundacionais do sedimento da restinga.

Nos períodos secos, há maior probabilidade de eventos de maior energia das ondas, e consequentemente mobilização e transporte do material pelas ondas e correntes costeiras para a praia e manguezal.

A análise dos sedimentos de manguezais permitiu observar que as concentrações de metais oriundas da descarga do Rio Doce apresentaram probabilidade de impactos biológicos nas áreas estudadas. A vegetação na foz do Rio Doce e nos manguezais adjacentes recebem toda essa carga de elementos químicos de forma crônica. Alguns desses elementos são essenciais ao desenvolvimento da planta e da fauna, contudo em determinadas concentrações, tornam-se prejudiciais. A resposta fisiológica está

relacionada ao nível de “estresse” dos organismos em cada área amostral e varia entre as espécies vegetais. O efeito da concentração de metais na vegetação de mangue reduz sua produção primária e aumenta o estresse oxidativo, sendo mais intenso nos estuários que recebem a carga do Rio Doce. As populações mais densas e com predomínio de jovens nas menores classes de tamanho ocorrem ao norte do Rio Doce e estão respondendo continuamente a contaminação no ambiente independente da matriz (sedimento/folha) e de como o metal está disponível. Essas populações estão sob ação crônica dos contaminantes e como consequência causando comprometimento direto na estrutura populacional e indiretamente no potencial de extração futuro. Além disso, mesmo as áreas com menores contaminações estão sujeitas aos efeitos adversos do sinergismo entre os metais e metalóides.

As populações de *Ucides cordatus* ao norte do Rio Doce são relativamente mais densas, com predomínio de jovens, sendo mais vulneráveis em relação ao ciclo de vida da espécie (especialmente na faixa de transição de jovens e adultos). O Rio Doce é fonte de contaminantes pelo acúmulo de metais na bacia, sofrendo variações sazonais tanto da porção terrestre quanto marinho/costeira, influenciando na dispersão dos contaminantes nos manguezais. Neste sistema, as populações de *U. cordatus* e a de *C. guanhum*i possuem estreita relação com os diferentes compartimentos do ambiente (vegetação, água e sedimento) que apresentam elevadas concentrações de metais.

É provável que o material oriundo do rompimento da barragem de Fundão, que se encontra depositado ao longo da bacia e na plataforma, esteja recorrentemente se distribuindo ao longo da costa. Considera-se ainda que, os altos índices pluviométricos causem parcial inundação nos estuários e nos cordões arenosos da planície costeira do Rio Doce, pela subida do lençol freático raso, e incrementa os elementos químicos no sedimento dos ambientes costeiros. Ainda, no período seco se destaca a intensificação dos ventos e transporte do aerossol marinho para as folhas e sedimento da restinga. As respostas da Restinga, na extensão de suas três formações vegetais (herbácea, arbustiva e arbórea), a contaminação pelo rejeito de mineração depende da disponibilidade dos elementos químicos 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 & HESP, 2020).

Por outro lado, a vegetação de restinga encontra-se bem desenvolvida sobre os cordões litorâneos nesses Compartimentos (B' e C), o que reflete no inventário florístico. O Compartimento A possui restinga pouco desenvolvida em função de sua proximidade à Formação Barreiras (ALBINO et al., 2006), apresentando 78 espécies dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas. Já no Compartimento B, que inclui as estações amostrais da Reserva Biológica (REBIO) de Comboios (E7) e Cacimbas (E6), foram listadas 344 espécies abrangendo 72% da riqueza encontrada em todas as estações amostrais, sendo 81 espécies exclusivas e quatro espécies endêmicas do Espírito Santo. Ao norte da costa monitorada, o Compartimento C constitui o setor com mais estações avaliadas, contendo 63% da riqueza obtida em todas as estações, das quais, 194 espécies ocorrem na APA de Conceição da Barra, correspondendo a 41% de todas as estações amostrais, sendo 29 espécies exclusivas desta unidade. Quando submetidos a uma análise de agrupamento, a riqueza acompanhou a compartimentação proposta pelo monitoramento.

### **Compartimentos C e B': os mais impactados**

Os Compartimentos B' e C, devido à proximidade da foz e do sentido preferencial da deriva longitudinal, são os que recebem e depositam os maiores teores de lama e de contaminantes na antepraia e, em menor quantidade, na praia emersa.

#### **Compartimento C**

Os resultados indicam que o Compartimento C tem se apresentado como a região da malha amostral mais severamente impactada pelo aporte do 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, juntamente com os maiores teores de lama litoclástica. Os parâmetros ecológicos da macrofauna e meiofauna bentônica apresentam relações negativas com o aumento de As, Al, Ba, Fe e Pb na antepraia. Além disso, a densidade de copépodos, que são organismos mais sensíveis, vem oscilando ao longo do tempo, enquanto continua havendo uma tendência de aumento da densidade de Nematoda, que interfere na densidade total da meiofauna. Neste caso, é importante reforçar a característica tolerante de diferentes gêneros da nematofauna.

Desta forma, com base nos indicadores morfodinâmicos, geoquímicos e da fauna bentônica pré-estabelecidos, o ambiente praial permanece indicando impacto nas praias próximas à foz e ao norte da desembocadura do Rio Doce (Compartimentos B' e C). Os teores de lama na antepraia neste Compartimento são os maiores e mais constantes ao longo da área monitorada, apresentando uma presença crônica de lama terrígena em 10 m e em menor concentração em 5 m. O mapeamento sonográfico da antepraia também mostrou presença de feições associadas à lama distribuída de forma contínua ou fragmentada entre depósitos arenosos principalmente entre as profundidades de 8 e 10 metros.

A concentração de Al, Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e V nesse Compartimento é muito superior à encontrada nos Compartimentos A e B. Sendo que os resultados obtidos ultrapassaram, para muitos desses elementos, os valores orientadores para qualidade de sedimento marinho (TEI e AET). Para As, que se distribui mais uniformemente ao longo da malha amostral, os valores chegaram a superar os limites de PEL. Essa tendência de maiores concentrações para os elementos químicos totais e dissolvidos também aconteceu para água no Compartimento C.

Os indicadores ecológicos da fauna bentônica continuam apresentando relações com elementos químicos potencialmente tóxicos associados aos rejeitos de minério de ferro (Al, As, Ba, Fe, Mn, Ni), que estão em maiores concentrações nesses compartimentos. No Compartimento C, os valores de densidade da macrofauna vêm gradativamente aumentando, enquanto que a riqueza e a diversidade de Shannon-Wiener da meiofauna estão oscilando ao longo do tempo. A densidade de Nematoda continua oscilando, no entanto, para os copépodos, a densidade aumentou no período chuvoso e os grupos chaves da macrofauna deixaram de ter variações temporais significativas. No período chuvoso do Ano 5 mantém-se a contaminação por elementos químicos dos sedimentos praias para as tartarugas e foi detectado aumento no nível de contaminantes nos ovos entre o início e o final da incubação e nos

natimortos, que pode estar relacionado à transferência de metais do sedimento das praias. Correlações negativas entre os contaminantes (metais) e os dados de saúde e reprodutivos (período de incubação, sucesso de eclosão, número de ovos não eclodidos e o número de animais vivos nos ninhos) sugerem que estes componentes estão interferindo no sucesso reprodutivo e na saúde das tartarugas que ocupam as áreas impactadas. As populações de fêmeas (*C. caretta* e *D. coriacea*) e juvenis (*C. mydas*) retornam para as áreas afetadas do ES para desovar e se alimentar, por isso, são continuamente expostas aos contaminantes detectados nas áreas afetadas do ES, o que, influencia na continuidade do quadro ruim no que diz respeito à saúde e à diversidade genética ao longo do tempo.

Na avaliação temporal, os maiores índices de contaminação e impactos do rejeito sobre a comunidade bentônica de praia e no sedimento dos manguezais estão associados ao Compartimento C. Os teores de lama na antepraia se mantém alto durante todo o período de monitoramento, atingindo maiores teores de lama durante períodos chuvosos, em ambas profundidades de 5 e 10 m, quando também se observam as mais elevadas concentrações de elementos químicos, tais como Al, Ba, Cr, Fe, Ni e Pb, relacionados à alta vazão do Rio Doce neste período. Considerando a série histórica e o índice de contaminação (SQG-q *sediment quality guidelines quotient*) nota-se que não há a tendência nem de recuperação ou agravamento das praias, pois sazonalmente se alternam os valores altos e médios, sendo as praias desse compartimento, consideradas moderadamente contaminadas. Realizando uma análise temporal, é possível observar que entre as campanhas de jul/2021 e ago/2022, o valor de SQG-q apresentou uma redução sistemática na isóbata de 10 metros, que poderia ser interpretada como uma depuração do ambiente. Entretanto, na última campanha, em jan/2023 houve um pequeno aumento no valor de SQG-q, indicando que as praias desse setor ainda se encontram contaminadas. Os parâmetros ecológicos da macrofauna são afetados pelo aumento de Al, Ba, Fe, Pb e da meiofauna por Al, As, Ba, Fe e teor de lama, sem distinção entre as diferentes profundidades das isóbatas. Para água, ao utilizar o índice PLI (*Pollution Load Index*), as estações N2 (Degredo) e N4 (Barra Nova) foram classificadas como áreas poluídas.

As praias emersas vêm, ao longo do monitoramento, apresentando manutenção de densidade da macrofauna com pequenas oscilações, enquanto que a riqueza e diversidade de Shannon-Wiener da meiofauna apresentaram oscilação. Ainda assim, no Compartimento C, a densidade da macrofauna das praias emersas apresenta valores reduzidos ao longo do monitoramento, onde deveriam ser altos, como previsto na literatura para praias com características mais dissipativas.

Em relação aos resultados da Ecotoxicologia, os dados do IBR bioacumulação para os caranguejos de praia obtidos para o período seco do Ano 4 (setembro e outubro/2022) e período chuvoso do Ano 5 (janeiro e fevereiro/2023) revelaram que os metais que mais contribuíram para o índice no Setor C foram Zn, As, Cd, Cu, Fe e Hg. Ainda, vale destacar que no Compartimento C há um pico de concentração de Hg, o qual está presente apenas neste Compartimento. Os resultados do IBR biomarcador para caranguejos de manguezais destaca o Compartimento C como o segundo Compartimento dentre os demais que apresenta altos valores do índice dentro de cada Campanha de coleta. Contudo, uma variação importante neste padrão foi evidenciada no período chuvoso do Ano 4 (março/2022), onde os caranguejos do Compartimento C apresentaram um aumento significativo no

IBR em detrimento aos outros Compartimentos. Este resultado se deve principalmente ao aumento nos níveis de lipoperoxidação (LPO) e na concentração de metalotioneínas (MT) no hepatopâncreas dos indivíduos analisados, respostas biológicas estas que estão associadas à exposição dos organismos a compostos tóxicos, tais como os metais. Ainda, nos pequenos invertebrados de praia (anfípodes e isópodes) observa-se que durante os períodos chuvosos dos Anos 3, 4 e 5 (janeiro e fevereiro/2021, março/2022 e janeiro e fevereiro/2023, respectivamente), houve um notável aumento na resposta biológica dos organismos.

Em relação às alterações de mesoescala da linha de costa no flanco norte da planície realizada no trecho do litoral que inclui apenas as estações N1 Povoação (Compartimento B') e N2 Degredo, houve uma inversão na tendência decadal progradante para retrogradante, quando comparado o período 2008-2014 e 2014-2020, exceto algumas localidades pontuais, como Degredo (N2), que sempre apresentou recuo da linha de costa. O período após o Rompimento da Barragem de Fundão é marcado pelo recuo da linha de costa. Nenhuma comparação pôde ser feita com a tendência de mobilidade da linha de costa em mesoescala no restante do Compartimento C, pois as análises das fotografias aéreas ficaram restritas até Degredo.

Com relação às alterações morfológicas de microescala, nota-se também a tendência erosiva clara na praia de Degredo (N2) durante todo o período de monitoramento do perfil topográfico praial, independente do período chuvoso ou seco, com o recuo da linha de costa em aproximadamente 20m. Nesse local, apesar dos últimos dados da macrofauna se aproximarem ao período pré-rompimento, ainda é verificada a instabilidade sazonal dos valores dos parâmetros ecológicos da fauna bentônica. O restante das praias desse Compartimento apresenta variações morfológicas ao longo de todo perfil desde a antepraia rasa até à base da duna frontal, porém insuficientes para causar a desestabilização da duna frontal e recuos significativos na linha de costa. Assim, este compartimento mantém estabilidade morfológica com registros de recuo da base da face praial mais frequentes no período chuvoso (verão) nas praias de Pontal do Ipiranga (N3) e Barra Nova (N4), tornando-se morfologicamente mais estáveis ainda em direção ao norte, praias de Guriri (N5) e Itaúnas (N6). A transposição da berma pelo espraçamento das ondas apresenta frequência média de ocorrência de 25% ao longo do monitoramento. Em janeiro/2022 apenas as praias de Degredo (N2) e de Pontal do Ipiranga (N3) apresentaram eventos de transposição de onda sobre a berma. De todo modo, este Compartimento merece mais atenção, pois a menor inclinação do perfil das praias e a presença de lama e areia fina na antepraia, favorecem a permanência e distribuição transversal dos elementos químicos, desde a antepraia onde as concentrações são mais altas, até a praia, restingas e ao longo dos manguezais.

Mesmo associada a cordões litorâneos mais estáveis, é no Compartimento C que se observa a redução dos valores de importância de espécies típicas da restinga da região à barlavento das feições dunares. Esse cenário incluiu quatro espécies estoloníferas com características de desenvolvimento semelhantes à *Panicum racemosum* e uma espécie subarbustiva ameaçada de extinção (*Scaevola plumieri*), frequentemente encontrada no topo da duna frontal e à sotavento. Apesar desta última não apresentar caule estolonífero, a literatura indica que a espécie tolera soterramento e consequente



brotamento de seus ramos apicais, intensificados principalmente no período chuvoso (PETER, 2000). No entanto, os dados indicam que o crescimento da espécie não alcançou os valores de importância obtidos durante o período chuvoso do Ano 1, mesmo sob condições brevemente satisfatórias (RRDM, 2022). As informações obtidas para a comunidade herbácea indicaram melhora pontual (em Aldeia do Coco-E3) na taxa de cobertura da vegetação sobre as dunas do Compartimento C, mas com valores inferiores na APA de Conceição da Barra (E1) e em Barra Nova (E4). Desta forma, os dados corroboram a estabilidade morfológica atual do Compartimento e a inexistência de desmoronamentos pontuais da duna frontal, outrora já verificado que causa a desestruturação da duna semifixa, onde desenvolve-se *Mitracarpus eichlerii* (uma espécie ameaçada de extinção). A coleta de dados no novo Ciclo do PMBA/Fest foi limitada à estrutura da comunidade arbórea, sendo o Compartimento C, o mais afetado em relação às mudanças estruturais. Apesar das espécies mais importantes apenas alternarem posições, as alterações observadas no período chuvoso Ano 5 continuam associadas às ações de origem antrópica como corte seletivo de madeira em Barra Nova (E4) e queimadas na APA de Conceição da Barra (E1).

Houve também alterações na sincronia reprodutiva, concentradas na comunidade herbácea da APA de Conceição da Barra (E1), com menor capacidade reprodutiva da vegetação no Ano 1, e possíveis comprometimentos dos processos reprodutivos das áreas monitoradas. Estas respostas biológicas responderam à presença de elementos minerais no ambiente e na vegetação, apresentando relação significativa com as concentrações foliares de Mn, As e Pb, e sedimentares de Zn e Cu. Por outro lado, os dados atuais indicaram melhora sobre a intensidade da frutificação e disponibilidade de flores, destoando dos resultados dos anos anteriores. As análises da água da antepraia, incluídas no Novo Ciclo de monitoramento do PMBA/Fest, na maioria das estações amostrais do ambiente costeiro, apresentaram concentrações de elementos químicos acima do nível crítico estabelecido pela *British Columbia Water Quality Guidelines* (NOAA - BUCHMAN 2008), indicando uma condição de poluição. Alguns elementos contidos na fração dissolvida da água, coletada na isóbata de 5m, são encontrados em concentrações muito equivalentes ao que é quantificado no particulado depositado sobre as folhas das plantas herbáceas, em Cacimbas (E6) e Degredo (E10) (transição Compartimento C e B'), como é o caso do As e do Mn. À medida que a vegetação adentra o continente, sentido formações arbustivas e arbóreas, essa abundância diminui, como esperado. O provável efeito da exposição direta das plantas ao aerossol marinho foi demonstrado principalmente nas plantas das estações ao norte do Compartimento C, como na APA Conceição da Barra (E1).

A textura da vegetação é outro fator que afeta a captura dos elementos minerais, especificamente em termos do que chega à vegetação via aerossol marinho (MAUN, 2009). No caso das espécies herbáceas, essa captura aumenta à medida que se tornam mais rugosas. Essa rugosidade é notada através do índice de diversidade de Shannon, com valores mais altos neste Compartimento e as taxas elevadas de contaminantes no material depositado sobre a vegetação (FEST, 2023). Na comunidade arbórea, os impactos afetam a capacidade de retenção do aerossol marinho, em virtude da alteração da rugosidade do dossel, atualmente mais acentuado na APA Conceição da Barra. As maiores concentrações de elementos químicos observadas na vegetação das formações herbáceas e



arbustivas, localizadas ao norte do Rio Doce, são, portanto, decorrentes das particularidades da distribuição da vegetação e também potencializadas pelas diferenças na composição dos sedimentos. Nas comunidades mais próximas à praia, há escassez no conteúdo de matéria orgânica, baixa retenção de água, alta suscetibilidade à radiação luminosa e eventos adversos nas praias, como a deterioração de dunas frontais provocadas por eventos de inundação e maré cheia (RODRIGUES et al., 2016; SOUZA, 2016). Por outro lado, o aumento de matéria orgânica sob as formações vegetais no sentido mar-continente, associado aos aumentos na concentração de elementos no sedimento, indica um maior aprisionamento por componentes da matriz, que se encontram disponíveis às plantas por tempo prolongado. O aporte de elementos químicos via aerossol marinho, suas concentrações no sedimento e bioacumulação no tecido vegetal tiveram reflexo direto na resposta da Vitalidade da vegetação da Restinga, indicador selecionado por integrar as categorias biológicas de resposta das suas comunidades (Produtividade primária, Metabolismo primário, Estresse oxidativo e Reprodução), em razão das oscilações no aporte de elementos que chegam à costa via Rio Doce e pela contribuição marinha. Como a alta toxicidade de elementos pode causar comprometimentos na produtividade primária e estresse oxidativo (FOY et al. 1978, BECANA et al. 1998), efeitos sobre o sucesso reprodutivo podem ser esperados (KUKI et al. 2008).

Associada à granulometria desse Compartimento, a predominância de sedimentos mais fino no substrato dos manguezais, principalmente em Barra Nova e São Mateus, favorece a adsorção dos elementos químicos pelo sedimento e nas folhas da *Rhizophora mangle*. Há maior concentração de Mn nas folhas de *R. mangle*, sendo acentuada no período seco. Efeitos negativos associados a este elemento foram redução no desempenho fotossintético, indicado pela correlação negativa com o PITotal ( $r_{Mn \times PITotal} = -0,67$ ;  $p < 0,05$ ). Além da redução do desempenho fotoquímico, foi observado aumento do estresse oxidativo ( $r_{DPPH \times PITotal} = -0,59$ ;  $p < 0,05$ ). Além do Mn, outros elementos como o Pb, Cu e Fe são correlacionados ao aumento do estresse oxidativo. Diferentemente de *R. mangle*, *L. racemosa* têm seu desempenho fotossintético reduzido com o aumento do Zn no tecido foliar, essa tendência foi comprovada nas correlações entre o referido metal e a assimilação de carbono e PITotal ( $r_{Zn \times A} = -0,88$ ;  $p < 0,05$ ;  $r_{Zn \times PITotal} = -0,94$ ;  $p < 0,05$ ). Além disso, Mn e, principalmente, o Fe reduzem a produção primária, corroborado pela correlação negativa do Fe com o PITotal ( $r_{Fe \times PITotal} = -0,78$ ;  $p < 0,05$ ). No Novo Ciclo de monitoramento do PMBA/Fest, *T. pernabucense* passou a ser monitorada no rio São Mateus e Piraquê-Açu. No compartimento C, observa-se os efeitos negativos dos metais sobre o desempenho fotossintético da espécie. Por outro lado, o indicador ecológico de biorremediação, por meio da análise do fator de bioacumulação nas folhas de *R. mangle* e *Laguncularia racemosa*, identifica as plantas do manguezal como capazes de armazenar diversos contaminantes presentes no rejeito de mineração e registrados nos sedimentos e coluna d'água do ambiente costeiro, destacando-se o Mn, Cu, Zn e Pb, com menor acumulação para o Fe. Ao considerar a abrangência temporal, a persistência dos metais no sedimento, especialmente os marcadores geoquímicos dos rejeitos (Al, As, Fe, Cu, Cr e Zn), está associada aos bosques que apresentam populações de *U. cordatus* com os maiores tamanhos médios de carapaça. Sob o ponto de vista socioeconômico, a persistência dos metais nas diferentes matrizes (água, sedimento e folhas) e as recorrentes contaminações em função das vazões do Rio Doce impactam diretamente a população

adulta. Estudos pretéritos destacam a preocupação dos efeitos adversos dos metais sobre as funções biológicas e reprodutivas desta espécie, bem como sua vulnerabilidade mediante contaminantes (ANGER, 2001; PINHEIRO et al., 2012; ALMEIDA et al., 2016; DE ALMEIDA DUARTE et al., 2020; JESUS, et al., 2021; PINHEIRO et al., 2022; RAMOS e LEITE, 2022).

### Compartimento B'

Os teores de lama na antepraia do Compartimento B' apresentam maiores variações pela influência direta da vazão do Rio Doce, com as maiores acumulações em Povoação (N1). O mapeamento sonográfico da antepraia mostra feições associadas à presença de sedimento lamoso nas imediações da foz, enquanto em direção ao flanco sul, observa-se feições associadas a sedimentos arenosos. Os teores máximos de lama e elementos químicos estão associados aos períodos chuvosos ou eventos de alta energia de onda, onde o aumento significativo da vazão fluvial (período chuvoso) aporta sedimentos com baixo grau de seleção e elementos químicos, enquanto os eventos de alta energia podem contribuir para mobilização do sedimento lamoso para a antepraia. O índice de contaminação das praias (SQG-q) na isóbata de 5 metros (mais mobilizada) tem se qualificado no limiar entre não impactado e moderadamente impactado, e na isóbata de 10 metros, sistematicamente, as praias se apresentam como moderadamente contaminadas. Com relação à presença de elementos químicos na água, esse compartimento apresenta-se como não poluído. Os parâmetros ecológicos da macrofauna são afetados pelo aumento de Al, Ba, Fe e Pb e da meiofauna, por Al, As, Ba, Fe e teor de lama, sem distinção entre as diferentes profundidades das isóbatas.

A grande disponibilidade de sedimentos no sistema permite manter a alta mobilidade morfológica das praias. Eventos de transposição de ondas sobre a berma não são comumente registrados no período chuvoso, devido às ondas de mar calmo, mas podem estar presentes no período seco, quando as ondas são mais altas. Em relação às alterações morfológicas de micro-escala, a estação REBIO de Comboios (S6) que vinha apresentando recuo da face praial até dezembro/2019, se recuperou na campanha de fevereiro/2022 com avanço de aproximadamente 50m em relação a campanha inicial, mostrando assim certa estabilidade morfológica. Mas as praias de Regência (S7) e Povoação (N1) vem apresentando ao longo do monitoramento uma tendência geral erosiva, com recuo da linha de costa na ordem de 50m, apesar da progradação registrada de aproximadamente 100 m da face praial desde janeiro/2021 em Povoação (N1), sem, contudo, associar ao período chuvoso ou seco. A avaliação de meso-escala da linha de costa mostra tendência retrogradante entre 2014-2020, período pós Rompimento da Barragem de Fundão, nas imediações norte e sul da foz, correspondendo às estações de Regência (S7) e Povoação (N1). A tendência retrogradante de alta magnitude foi inversa à tendência progradante observada na série decadal, especialmente na localidade de Regência (S7) e na porção imediatamente ao norte da foz. Padrão diferente foi registrado em torno da estação REBIO Comboios (S6), que apesar de ser historicamente (1970 a 2020) de grande mobilidade morfológica, inverteu o padrão de erosivo no período de 2008 a 2014 para progradante de 2014 a 2020, ou seja, após o Rompimento da Barragem, contudo, mantendo variações de alta magnitude.

As restingas próximas à foz do Rio Doce e litoral norte se constituem as de maior recorrência de impactos à vegetação, por estarem mais sujeitas ao regime de vazão do rio e, consequentemente, ao impacto ambiental em função de eventos de inundação ou outras variações climáticas e morfodinâmicas, que impactam tanto a Bacia do Rio Doce como a zona costeira. Assim, a menor Vitalidade de espécies arbustivas e arbóreas e a redução no valor de importância, tanto a norte quanto a sul da desembocadura, sugerem que, mesmo afastadas da linha da costa, a combinação de fatores edafoclimáticos e o aporte a região costeira pode levar a condições desfavoráveis aos aspectos funcionais e reprodutivos da vegetação da restinga. Os períodos chuvosos delimitam condições desfavoráveis às plantas de restinga ao longo do monitoramento, associados à elevada pluviosidade, com valores críticos de vitalidade nos Anos 1 e 3, principalmente em plantas da formação arbórea. Embora os dados atuais (Chuvoso Ano 5) possam indicar uma melhoria de resposta da vegetação, flutuações temporais revelam a instabilidade de respostas da vegetação e sua susceptibilidade à sazonalidade das condições ambientais. A tendência de melhora foi observada nos valores obtidos para a comunidade arbustiva e arbórea deste setor, no entanto, a comunidade herbácea de Comboios (E7) apresentou redução da taxa reprodutiva. Destaca-se o predomínio de frutos anemocóricos nas herbáceas, com pico de dispersão durante o período seco. A redução nas concentrações de elementos químicos em Cacimbas (E6) deve ter relação com a redução da contaminação do sedimento desde o período seco do Ano 3, principalmente para a vegetação herbácea. A restinga desta estação apresenta características transicionais entre os compartimentos da região costeira, conforme corroborado pela avaliação florística da área e vem apontando resultados desfavoráveis para seu perfil fotossintético. A tendência de maiores depósitos de elementos químicos trazidos pelo aerossol tem sido observada na vegetação para herbáceas quanto arbustivas, potencialmente decorrente das particularidades da distribuição da vegetação. Uma possível influência pode ser o aumento da vazão do Rio Doce, em virtude dos altos índices pluviométricos no Ano 4, que superou os períodos chuvosos dos anos anteriores. A vegetação herbácea, entre Degredo e REBIO Comboios, apresentou elevado acúmulo de elementos químicos, que pode estar associado à influência do aporte contínuo desses na região da desembocadura, apesar da baixa retenção de elementos em um solo pobre em matéria orgânica, como observado nas áreas de vegetação mais próxima à linha da costa. Nestas plantas, o crescimento rápido e a resposta fenológica flexível demandam maior eficiência na captura de elementos, também por estarem em uma região com alto grau de exposição às ondas. Resultados como estes mostram a importância da análise da ação do aerossol marinho como uma das principais vias para a compreensão do processo de distribuição, deposição e acúmulos dos elementos químicos na vegetação e no sedimento da restinga, sejam eles contaminantes ou não (WINTON et al., 2016; DU & HESP, 2020).

Ainda sobre a comunidade herbácea da restinga observa-se a 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 abrasivo 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 com dunas incipientes (HESP, 2002), desenvolvidas a partir do acúmulo

de sedimentos na praia e frequentes neste Compartimento. 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 os fatores envolvidos ainda não compreendidos estão atuando sobre a comunidade, principalmente sob a perspectiva de melhora não alcançada dentro do Ano 3, quando houve diminuição dos parâmetros meteoroclimáticos e menor erosão praial (RRDM, 2022).

A análise dos elementos químicos indica o aumento das concentrações de As, Cr, Mn, Pb, e Al nos tecidos foliares das formações vegetais, possivelmente em função da contribuição do aerossol no aumento dos níveis de poluição no ecossistema Restinga. O Índice Integrado de Poluição (IPI) evidenciou tendência global de diminuição da poluição dos sedimentos a partir do Ano 4. 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, Mn, V, Ni e Pb associados ao sedimento. Entretanto, o mapeamento da Vitalidade da vegetação revela as limitações impostas pelo período chuvoso como de maiores impactos à biota, nos quais os Anos 1 e 3 persistem como os de crítico destaque, caracterizados pela menor vitalidade da vegetação ao longo dos cinco anos de monitoramento das restingas. O período chuvoso do Ano 4 foi caracterizado por aumento nos níveis de elementos nas estações próximas à Foz, quando comparado ao mesmo período no ano anterior. Contudo, neste compartimento, aumentos nos níveis de poluição do sedimento da formação arbustiva em Cacimbas (E6) se destacam para o período Chuvoso Ano 5. Embora com níveis de poluição moderados, ainda há excessos em As, Co e Mn, e pontualmente Pb, Cu, Cd, Cr, Zn e Ni, nas restingas monitoradas, em relação a valores norteadores pré-rompimento, pela análise da porcentagem acima da referência (PEAR) (EIA-Nutripetro - PSG, 2013). O depósito sobre a flora da Restinga de elementos carregados pelo aerossol marinho foi associado significativamente aos acúmulos de Mn, As, Cr, Fe, V, Zn e Al nos tecidos foliares. A vitalidade da vegetação da restinga apresentou estreita relação com a bioacumulação de elementos nos tecidos foliares das plantas monitoradas, principalmente expressos pelo Fator de bioacumulação (BAF) para Mn, V, Pb e Zn, os quais apresentaram correlações positivas com os teores de metais na folha e no sedimento, e com as variáveis das categorias de resposta biológicas da vegetação da restinga. A evolução do monitoramento revela a distribuição dos maiores impactos à vegetação nos compartimentos B e C. Dentre as formações, as arbustivas e arbóreas apresentaram menor vitalidade, especialmente as arbustivas, com frequência de Alertas em pelo menos uma localidade em todos os períodos. Esta distribuição se mostrou condizente com as principais alterações relacionadas aos aspectos funcionais, estruturais e reprodutivos da vegetação. Mesmo situadas distantes da linha da costa, além dos fatores edafoclimáticos, o aporte proveniente do Rio Doce e a remobilização marinha prejudicaram aspectos funcionais e reprodutivos das duas formações.

Assim como para os aspectos de produtividade primária, o estresse oxidativo da vegetação apresenta estreita relação com as variações foliares e bioacúmulos de Mn. Vale destacar que o elemento manganês permanece em excesso em todas as estações e formações avaliadas, e devido a sua relação com as variações biológicas avaliadas, se destaca como metal de grande impacto na flora.

Somados a isso, menores índices de desempenho fotossintético e fotossíntese líquida nos períodos chuvosos estiveram associados ao aumento de metabólitos primários responsivos à metais, como As, Pb, Cu e Zn. Tais respostas do dano oxidativo podem ser vistas 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 um maior potencial de captura e retenção de elementos na parte aérea (RASCIO, 2011).

Quanto ao manguezal, no Compartimento B', as concentrações dos elementos químicos são semelhantemente altas aos estuários do Compartimento C.

Para *Talipariti pernambucense*, presente na foz do Rio Doce, na análise temporal de assimilação de carbono aponta tendência de redução da atividade fotossintética ao longo do monitoramento. Fato confirmado pelo resultado do monitoramento do período chuvoso do Ano 5 (2022/2023). O menor desempenho fotossintético está associado às maiores concentrações de Mn e Fe foliar, reforçado pela correlação negativa entre Fe e clorofila a ( $r_{\text{Fe} \times \text{clorofila a}} = -0,73$ ;  $p < 0,05$ ). Estes resultados foram observados nos períodos secos (2019, 2021 e 2022) e no período chuvoso 2020/2021. Diferentemente das outras espécies analisadas (*R. mangle* e *L. racemosa*) que apresentam absorção antagônica em relação ao Fe e ao Mn, a *Talipariti pernambucense* descreve comportamento fisiológico distinto. Esta espécie registrou aumento da concentração de Fe na folha no período Chuvoso do Ano 5 e de Mn no período Seco do Ano 4. Além da questão da bioacumulação, ao longo do monitoramento da *Talipariti pernambucense*, os maiores índices de conservação de energia (PITotal) eram registrados no período chuvoso, porém, no último período chuvoso (Ano 5) houve uma redução acentuada. Esta espécie tem sua fisiologia pouco conhecida, dificultando as interpretações com base nos resultados até este momento.

Houve declínio populacional significativo de *U. cordatus* no compartimento B passando de 4.1 indivíduos/m<sup>2</sup> no período chuvoso do Ano 2 para 1.2 indivíduo/m<sup>2</sup> no chuvoso do Ano 5. Os resultados indicam baixo recrutamento de indivíduos nas menores classes de tamanho e aumento do tamanho médio da carapaça, descrevendo a transição do estágio jovem para o adulto, a partir do período chuvoso do Ano 4. Esta população está sob efeito direto da pluma de rejeitos, com estreita relação entre indivíduos e a concentração dos metais nas diferentes matrizes, (água, folhas e sedimento). A exposição aos metais, tanto de forma aguda quanto crônica, causa efeitos adversos nas funções biológicas, refletindo diretamente na estrutura e na dinâmica populacional. O caranguejo de mangue tem se mostrado um ótimo indicador do impacto por elementos químicos, sobre o tamanho das carapaças e densidade, mas principalmente nos estuários do compartimento C e B', representado pelo Rio Doce. A densidade de *Cardisoma guanhumi* foi inferior ou próxima a 1 indivíduo/m<sup>2</sup> em todos os períodos e estuários, exceto em Urussuquara. Ressalta-se que o perfil do *habitat* dessa espécie é mais homogêneo em relação ao de *U. cordatus*.

A população de *C. guanhumi* apresentou o mesmo comportamento de *U. cordatus* na foz do Rio Doce. A densidade declinou de forma significativa no período chuvoso 2023 (0.7 indivíduo/m<sup>2</sup>) em relação ao



primeiro período de monitoramento (1.5 indivíduo/m<sup>2</sup>). Este declínio pode ser atribuído às concentrações de metais nas diferentes matrizes do ambiente acima dos limites estabelecidos pela legislação internacional. Os dados da ecotoxicologia confirmam a bioacumulação dos metais nestes organismos, indicando um aumento nas concentrações destes elementos nos tecidos destes animais (brânquias, hepatopâncreas e músculo) no Compartimento B coletados no período chuvoso do Ano 4 (março/2022), em relação à todas as demais Campanhas amostrais. Para os caranguejos coletados no Compartimento B, representado pelo estuário do Rio Doce, destaca-se o aumento nas concentrações de Mn, Cd, Cu, além de Fe. De maneira similar, os resultados do IBR bioacumulação em caranguejos de praia indicam que os metais que mais contribuíram para a composição do IBR bioacumulação no Setor B são o Zn, As, Cd, Cu e Fe. Os resultados do IBR biomarcador para caranguejos de manguezais destacam o Compartimento B, dentre os demais Compartimentos, para cada Campanha de coleta. No que concerne os resultados referentes às quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves, é possível observar que as amostras coletadas no Compartimento B se relacionaram às quantificações de PCBs. As consequências da bioacumulação destes contaminantes podem refletir diretamente nas alterações observadas na estrutura populacional (frequência de jovens e adultos, recrutamento de novas coortes de indivíduos e a transição para as maiores classes de tamanho) e dinâmica da população (ingresso e mortalidade).

Relações significativas entre os parâmetros populacionais de *U. cordatus* e a concentração de metais foliares e sedimentares continuam sendo observadas ao longo do PMBA/Fest em diferentes escalas espaciais e sazonais. As informações geradas a partir desses resultados fornecem uma visão importante, na esfera econômica e social, sobre os compartimentos B' e C, permitindo identificar que o estoque comercial de *U. cordatus* está comprometido e que, os parâmetros avaliados em escala temporal são relevantes para verificar a vulnerabilidade da espécie, especialmente para os indivíduos nas maiores classes etárias, frente aos riscos da concentração de metais no compartimento biótico (flora) e abiótico (sedimento) em longo prazo. Os resultados das análises ecotoxicológicas mostraram que os IBRs bioacumulação e biomarcador indicaram uma clara diminuição de estresse fisiológico nos caranguejos de manguezais e praia situados no compartimento B' e C durante o último período chuvoso em comparação aos picos observados no período chuvoso de 2022 (Ano 4). Apesar disto, destacam-se os teores teciduais de As, Cd, Cr e Cu para os animais de mangue e Zn, Cd e Hg para os animais de praia, no último período chuvoso. Os biomarcadores que se destacam nestes animais são a lipoperoxidação hepática e sítios AP. Os resultados das análises ecotoxicológicas mostraram que o IBR biomarcador indicou aumento de estresse fisiológico nos caranguejos dos estuários situados no compartimento B' e C durante o período chuvoso. Destaca-se o aumento nos teores teciduais de Mn, Cd, Cu, além do Fe no último período chuvoso. Os maiores níveis de lipoperoxidação nas brânquias de caranguejos nas últimas campanhas indicam que este órgão é o mais prejudicado pela exposição aos metais, visto que o mesmo se encontra em contato direto com a água.

Quanto às aves, a família Sternidae, amostrada na foz do Rio Doce no período chuvoso do Ano 5 (dezembro de 2022), apresentou valores mais elevados de As, Cd, Hg e Pb nas penas em relação às aves marinhas de Abrolhos amostradas durante o mesmo período (março de 2023). Embora com menor



massa corporal, essas aves estão diretamente expostas aos rejeitos ocorrentes na foz do Rio Doce, visto que espécies migratórias utilizam a foz para alimentação durante o período não reprodutivo (e.g. *Sterna hirundo*), mas espécies residentes utilizam a foz para alimentação ao longo de todo o ano (e.g. *Thalasseus acutiflavus*).

#### Compartimento B: o mais resiliente

Nos Compartimentos B e B' as praias apresentam estado morfodinâmico tipicamente refletivo com perfis elevados de areia grossa, o que restringe os eventos em que o *run-up* transpõe a berma e expulsa naturalmente os elementos químicos, que se encontram com as menores concentrações, tanto na região emersa quanto na submersa do perfil. As praias do Compartimento B permaneceram com os teores de lama próximos a zero ao longo de todo o período de monitoramento, mesmo quando há maior contribuição de sedimentos terrígenos, ou seja, alta vazão do Rio Doce nos períodos chuvosos.

Em relação às alterações morfológicas de micro-escala, os perfis destas praias mantiveram-se dinamicamente estáveis durante todo o monitoramento, apesar da mobilidade comumente registrada entre a berma e a antepraia rasa, devido ao alto grau de exposição às ondas, o que favorece a remoção de frações granulométricas finas. Este é um trecho considerado, portanto, mais resiliente do ponto de vista morfodinâmico aos prováveis impactos associados à contaminação por elementos químicos, pois apresenta maior potencial de autolimpeza. Por isso, a comunidade bentônica desse compartimento apresenta menor evidência de impacto ao rejeito de mineração e maior adaptação aos estresses naturais atuantes, onde a ausência dos contaminantes favorece o recrutamento e permanência dos organismos da macrofauna bentônica. Em relação às alterações da linha de costa de meso-escala, este compartimento parece não ter tido erosão de magnitude alta, apesar da tendência geral permanentemente retrogradante. Observa-se, apenas, uma modificação pontual na Terra Indígena (S5), para tendência progradante entre 2014-2020, inversa à série decadal.

Como consequência da presença de frações granulométricas maiores de sedimento, o manguezal de Barra do Riacho, excluindo-se Costa das Algas (compartimento A), é a área que possui a mais baixa composição de granulometria fina e maiores de cascalho e areia, quando comparado aos demais estuários. Este padrão justifica as concentrações relativamente mais baixas de elementos químicos ao longo do monitoramento nos sedimentos de Barra do Riacho, ainda que área tenha forte conexão com a bacia hidrográfica do Rio Doce. No entanto, no período chuvoso do Ano 3, Barra do Riacho apresentou altas concentrações para Fe, Al, V e Cd que pode ser reflexo da alta vazão na Bacia do Rio Doce e dos processos inundacionais ocorridos em novembro de 2020. Essa situação é responsável pela baixa densidade dos caranguejos, em função do longo período em que os bosques de mangue ficaram submersos decorrentes da elevada precipitação ocorrida na região e cheia do Rio Doce, refletindo diretamente no tempo de exposição das populações na coluna d'água.

#### Compartimento A: influência geológica

O compartimento A, que em função de suas características morfodinâmicas possui baixa mobilidade do sedimento, pode ser caracterizado como um sistema de baixa energia e possivelmente baixa

resiliência quanto aos aspectos de poluição. As praias mantêm estabilidade morfológica devido à presença dos terraços de abrasão, com flutuações no perfil restrito à face da praia e deslocamentos em relação ao NMM inferiores a 15m ao longo do monitoramento. Estas praias, decorrente da baixa declividade e presença do substrato laterítico na antepraia, dificulta a infiltração da água, apresentando elevado potencial de inundação, com ocorrências de transposição da berma, pelo espriamento de onda, superiores a 90%.

Os teores de lama na antepraia do Compartimento A são intermediários, em comparação com os demais Compartimentos, com concentrações maiores na profundidade de 10 m em Praia Mole (S1) e 5 m em Formosa (S2). Contudo, o sedimento é composto majoritariamente por material carbonático, dado a proximidade da área fonte local. Sob condições de ventos e ondas de nordeste, com alta duração, a pluma do Rio Doce, associada aos elementos químicos do rejeito de mineração, tem condições de transpor as barreiras dos terraços e alcançar as praias, restingas e estuários, por um pequeno intervalo de tempo, o que pode permitir sua dissipação ao longo do tempo. Isto pode ser observado nas eventuais presenças de sedimentos majoritariamente terrígenos em Formosa (S2) e Putiri (S3).

Desta forma, associada ao aporte terrígeno, os elementos químicos dos sedimentos das praias do compartimento A são os que apresentam maior concentração na região emersa, com destaque para As, Mn, Ni, Pb e V. A concentração dos elementos químicos, de maneira geral, tem apresentado baixa variabilidade ao longo do monitoramento, o que indica que não há uma tendência de recuperação das praias considerando a variabilidade dos resultados na série histórica. Para uma avaliação espaço-temporal dos elementos químicos, foi utilizado o índice SQG-q, (LONGHINI et al., 2022). O compartimento A, independente da feição coletada transversalmente ao perfil, vem se apresentando como moderadamente contaminado ao longo do monitoramento, incluindo a campanha de jan/2023. Esse comportamento ressalta a influência das características geográficas e morfodinâmicas sobre a composição química das praias. Por outro lado, apesar de não serem os elementos químicos de maiores concentrações, os parâmetros ecológicos da macrofauna são afetados pelo aumento de Al, Ba, Fe e Pb e da meiofauna por Al, As, Ba, Fe e teor de lama, sem distinção entre as diferentes profundidades das isóbatas.

Nestas restingas, típicas da geomorfologia da região e caracterizadas pela formação herbácea pouco desenvolvida e com o contato da formação arbustiva com a água do mar, o material resultante do rompimento da Barragem de Fundão pode, sob influência de condições particulares, alcançar as praias (estreitas nesta região da costa) e restingas por transporte em suspensão e sob condições de ondas de nordeste. Após os aumentos de níveis de poluição (IPI) para extremamente alto do período seco do Ano 3, os níveis de poluição do sedimento das restingas retornam a índices altos observados nos períodos anteriores, caracterizando este compartimento como de persistente poluição. Entretanto, estas variações podem estar relacionadas à composição natural do sedimento desta região, muito distinta das demais áreas estudadas e fortemente influenciada pela Formação Barreiras e as características geológicas existentes ao longo da bacia.

Acúmulos de elementos químicos como Mn, As e Pb 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, assim como em restingas localizadas nos Compartimentos B' e B (Cacimbas e REBIO Comboios), acarretando o 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. O período chuvoso do Ano 5 foi marcado pela redução da capacidade reprodutiva da comunidade herbácea em relação ao Ano 4, embora dentro do intervalo de confiança, a partir do Ano 1. Na comunidade arbustiva, a capacidade reprodutiva se manteve equilibrada. Em relação à comunidade arbórea, o período atual indicou melhora na capacidade reprodutiva e próxima dos valores adquiridos no Ano 2.

Também influenciado pela geomorfologia e sedimentologia local, o ecossistema manguezal do Compartimento A se diferencia dos demais por apresentar sedimentos com elevadas concentrações de  $\text{CaCO}_3$  e altos teores de areia, decorrentes da maior influência marinha. Além disso, os manguezais deste compartimento apresentam os maiores teores de matéria orgânica.

*R. mangle* exibe melhor desempenho fotossintético no compartimento A, principalmente no período chuvoso. A produção primária da espécie está intimamente associada à concentração de Zn no tecido foliar. Fisiologicamente, este elemento possui ação benéfica sobre o índice de desempenho fotoquímico, sendo confirmada na análise de correlação ( $r_{\text{Zn}} \times \text{PITotal} = 0,42$ ;  $p < 0,05$ ). Além do Zn, o papel de micronutriente essencial exercido pelo Cu e o Fe também são destacados na espécie e atuam sobre o aparato fotossintético. Papel funcional é confirmado pelas correlações positivas entre esses elementos e a concentração de clorofilas ( $r_{\text{Cu}} \times \text{clorofila a} = 0,63$ ;  $p < 0,01$ ;  $r_{\text{Cu}} \times \text{clorofila b} = 0,65$ ;  $p < 0,01$ ;  $r_{\text{Fe}} \times \text{clorofila a} = 0,38$ ;  $p < 0,05$ ;  $r_{\text{Fe}} \times \text{clorofila b} = 0,38$ ;  $p < 0,05$ ). Entretanto, esses elementos químicos se tornam tóxicos quando em altas concentrações. *T. pernambucense*, atualmente avaliada nos três compartimentos, apresenta melhor desempenho fisiológico no compartimento A onde ocorre as menores concentrações de metais nas folhas.

Os parâmetros estruturais dos caranguejos (densidade e tamanho médio da carapaça) se mantêm uniformes ao considerar os períodos de abrangência do PMBA/Fest, nos quais as médias de tamanho ficam próximas à faixa etária dos adultos ( $\text{LC} > 45 \text{ mm}$ ) a partir do Ano 3, mas inferiores aos dados pretéritos existentes. Os parâmetros estruturais de *U. cordatus* neste compartimento (densidade e tamanho médio da carapaça) mantiveram-se uniformes ao considerar os períodos de abrangência do PMBA/Fest. A partir do Ano 3, a densidade populacional variou entre 1 e 2 indivíduos/ $\text{m}^2$  e as médias de tamanho ficaram próximas à faixa etária dos adultos ( $\text{LC} > 45 \text{ mm}$ ) no PA e no PM, mas inferiores aos dados pretéritos existentes. Destaca-se que, similar ao observado no compartimento C, indivíduos nas maiores classes de tamanho foram registrados nos bosques que apresentaram maior concentração de metais no sedimento e manganês foliar. Embora o manganês seja um metal essencial para os crustáceos (Pinheiro et al., 2012) torna-se tóxico para este grupo em maiores concentrações, afetando adversamente os processos fisiológicos e podendo diminuir o fitness das espécies (GIBSON et al.,

2006). Para *U. cordatus* há estudos que confirmam a toxicidade deste elemento quando presente em elevadas concentrações nos tecidos (CORREIA JR. et al., 2005; DUARTE et al., 2017).

As populações de *C. guanhumi* apresentaram densidade estável em todos os períodos, próximo a 1 indivíduo/m<sup>2</sup>, com predomínio de indivíduos adultos, sendo similar ao observado para o compartimento C. A baixa densidade desta espécie em todos os compartimentos pode ser atribuída a um conjunto de fatores que atuam concomitantemente, tais como a limitação de *habitat*, pressão de captura e a própria classificação da espécie como “criticamente em perigo de extinção” (CR) (BRASIL 2014) Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de extinção – Peixes e Invertebrados Aquáticos Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de extinção – Peixes e Invertebrados Aquáticos.

Somado a esses fatores, os impactos das concentrações de metais nas diferentes matrizes do Ambiente Costeiro se refletem nos efeitos adversos nos indivíduos desta espécie de interesse comercial. As consequências dos efeitos negativos são modificações no recrutamento das novas coortes e nos padrões de estrutura e da dinâmica populacional, uma vez que o IBR bioacumulação indicou aumento nas concentrações de metais nos tecidos dos caranguejos. Este índice indica um aumento nas concentrações de metais nos tecidos destes animais (brânquias, hepatopâncreas e músculo), no período chuvoso do Ano 4 (março/2022), em relação àquelas observadas nas demais Campanhas amostrais, destacando-se principalmente o aumento das concentrações de As, Fe, Hg e Zn no Compartimento A. Em relação aos resultados do IBR bioacumulação em caranguejos de praia para o Compartimento A, os mesmos indicam um aumento considerável nas concentrações de metais durante o período chuvoso do Ano 4 (março/2022). O Zn, Cr e Fe foram os elementos que mais se acumularam nos tecidos dos caranguejos de praia. Por fim, os resultados referentes às quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves demonstram que as amostras provenientes da área de manguezal (Setor A) foram bem caracterizadas pela presença de pesticidas e HPAs.

Do ponto de vista ecotoxicológico, cabe salientar que, dentre os elementos analisados nas diferentes matrizes (água, sedimento e biota), alguns apresentam maior toxicidade em concentrações significativamente menores que outros. Por exemplo, a Resolução 357/2005 do CONAMA estabelece que as concentrações máximas toleradas de Hg e Cd (metais não essenciais) nas águas salobras de Classe 1, onde não devem ser observados efeitos crônicos para os organismos aquáticos submetidos a ensaios ecotoxicológicos, são 1.500 x e 60 x menores que aquelas permitidas para o Fe (metal essencial), respectivamente.

## 2.3 AMBIENTE MARINHO

### 2.3.1 Destaques

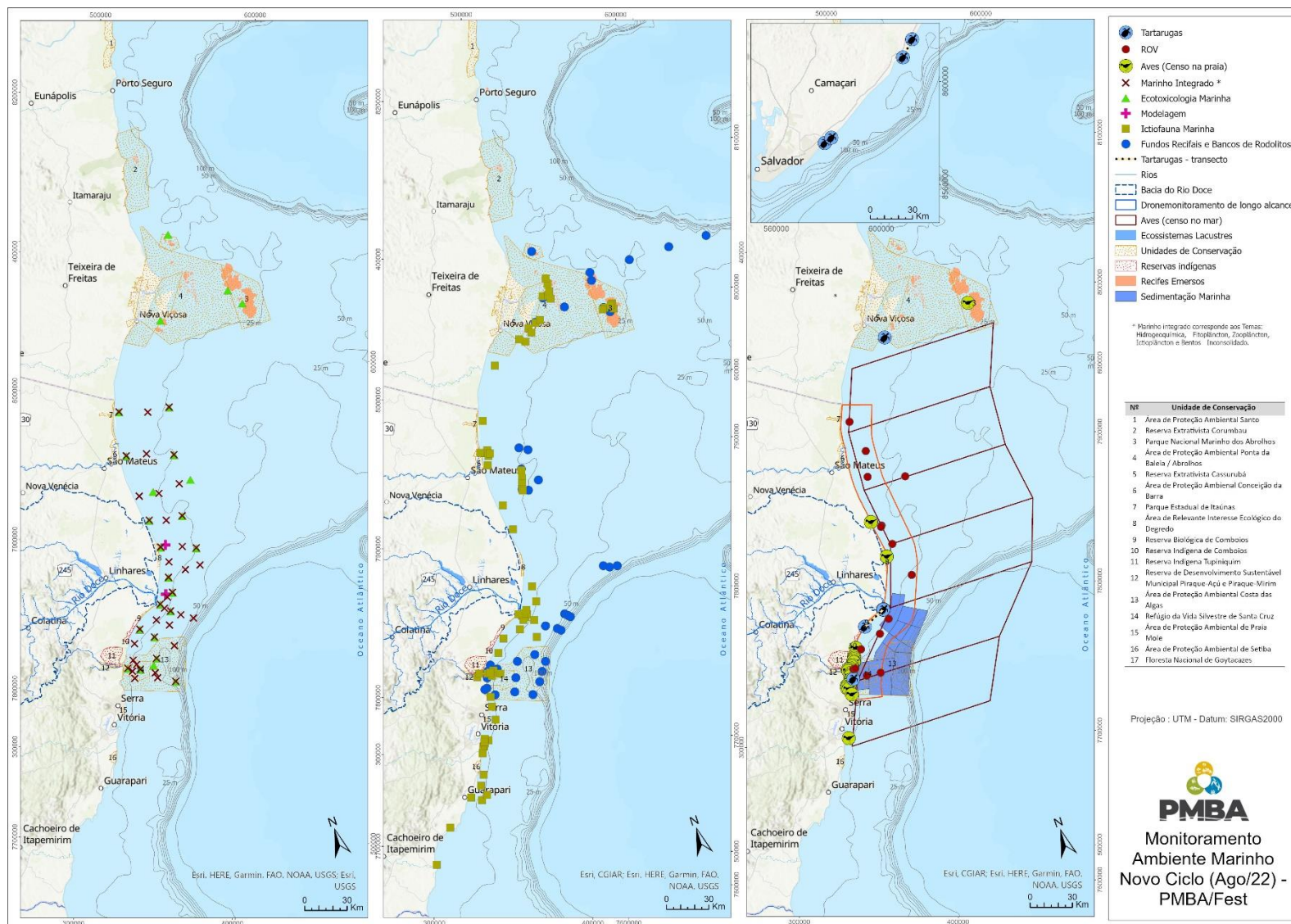
1. De forma geral, considerando as avaliações nos compartimentos água, sedimento e biota, além da toxicidade, até o período chuvoso do Ano 5, o Setor Foz pode ser classificado como o mais impactado, seguido dos Setores Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. O setor Abrolhos, apesar de indícios da presença do rejeito e de efeitos na biota, é considerado o menos impactado.
2. A ressuspensão do material lamoso depositado no fundo marinho, causada pela diminuição da resistência de mobilidade do sedimento e pelo aumento de energia de ondas, é a principal responsável pelas piores condições ambientais durante o ano (mais frequente no período seco). Apesar disso, o aporte do Rio Doce, especialmente os eventos hidrológicos mais intensos (período chuvoso), ainda está relacionado com o agravamento do impacto em diversas comunidades biológicas e na toxicidade do ambiente.
3. Há indicativos da melhora da qualidade da água ao longo do monitoramento do PMBA/Fest, apesar da piora durante os períodos secos. Os padrões sazonais de qualidade da água são semelhantes aos da comunidade produtora primária (fitoplâncton), porém as comunidades em níveis tróficos superiores têm efeitos negativos mais evidentes durante o período chuvoso, podendo indicar um atraso na resposta (por questões de transferência trófica) ou pela biodisponibilidade dos componentes contaminantes em cada período.
4. Grandes animais, como peixes, cetáceos, aves marinhas e tartarugas podem ser considerados altamente impactados, tanto pela diminuição da diversidade genética e saúde, passando por alterações em suas populações e padrões reprodutivos, quanto pela concentração de metais e outros contaminantes nos tecidos.
5. De forma geral, o compartimento sedimento, ao contrário do compartimento água, não apresenta evidências de melhora de sua qualidade ao longo do tempo, refletindo em efeitos negativos constantes ao longo do monitoramento em comunidades bentônicas. A deposição e remobilização do sedimento, além do aporte fluvial de novo material, contribuem para a manutenção das condições observadas.
6. Os resultados de bioacumulação mostram aumento nas concentrações de metais e As ao longo do monitoramento na comunidade planctônica, bem como nos camarões e peixes marinhos, com destaque para os Setores Foz e Norte, por serem aqueles que apresentaram os organismos mais contaminados. A partir da análise da bioacumulação de metais no plâncton é possível observar a evidência da presença de elementos característicos do rejeito da barragem de Fundão.

### **2.3.2 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), áreas ao sul e ao norte da Foz do Rio Doce, respectivamente. Os estudos dos temas no PMBA/Fest, contudo, são heterogêneos em termos de extensão e área abrangida, conforme pode ser verificado na Figura 5, que apresenta a malha amostral monitorada. 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 espacialmente e temporalmente foram unificados e, para estes, 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 desde Degredo, em Linhares/ES, até Itaúnas, em Conceição da Barra/ES); (3) APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz (região ao sul da foz do Rio Doce, em Aracruz/ES); e (4) Abrolhos (região do Parque Nacional Marinho de Abrolhos e regiões adjacentes, no Sul da Bahia). 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 5: Malha amostral do Ambiente Marinho que está em vigência no momento da entrega do relatório.



### 2.3.3 Distribuição espacial e temporal dos indicadores de impactos

A variabilidade espaço-temporal dos indicadores de impacto propostos pelos Temas do Ambiente Marinho no âmbito do PMBA/Fest vem sendo compreendida a partir do entendimento sobre a dinâmica das forçantes oceânicas e atmosféricas que condicionam o aporte, a dispersão e a sedimentação de materiais particulados e dissolvidos no ambiente ao longo da área impactada pela chegada do rejeito, além do estudo da dinâmica da biodiversidade que ocorre nos ecossistemas marinhos, contemplando desde produtores primários a consumidores de topo de cadeia.

Dentre as diversas forçantes que atuam na região marinha adjacente à foz do Rio Doce, **o papel da vazão fluvial e da energia associada às ondas de gravidade superficiais vem sendo destacado ao longo do PMBA/Fest**, principalmente devido ao seu padrão sazonal. Este padrão é caracterizado pelo aumento na vazão fluvial nos períodos chuvosos e aumento da energia associada às ondas no período seco. Especificamente para os períodos chuvosos, os eventos hidrológicos do Rio Doce nos quais a **vazão fluvial** supera 1.742 m<sup>3</sup>/s (como observado em janeiro de 2023), atingindo as condições de Alto Fluxo e de Inundação, são os principais momentos em que há acréscimo da descarga sedimentar do rio na região costeira, visto que há uma forte correlação direta entre o incremento nos valores de turbidez medidos na estação automática RDO-16 do PMQQS e os picos de vazão registrados na estação E21 do Ambiente Dulcícola PMBA/Fest. Durante o período chuvoso do Ano 5, o volume acumulado foi o segundo maior de todo o período do monitoramento (2,1 x10<sup>10</sup> m<sup>3</sup>), correspondente a um período de permanência de 31,5% do tempo nas condições de Inundação e Alto Fluxo (> 1.742 m<sup>3</sup>/s). Isto significa que o volume de água aportado na plataforma continental pelo Rio Doce durante os períodos chuvosos (outubro a março) esteve relacionado ao tempo de permanência da vazão dentro dessas condições específicas. Durante a estação chuvosa, a pluma do Rio Doce é direcionada preferencialmente para Sul-Sudoeste (S-SO) afastada da costa, gerando correntes neste sentido devido à ocorrência majoritária de ventos Norte-Nordeste (N-NE), que também geram um gradiente termohalino resultante da ressurgência costeira que se desenvolve na região. Consequentemente, a dispersão desta pluma ocasiona o aumento da **turbidez** (tanto na superfície quanto na coluna d'água), restrita ao setor Foz, e na concentração de **Material Particulado em Suspensão (MPS)**, além da redução da **salinidade superficial** sendo registrada os Setores Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, a depender das condições meteoceanográficas vigentes, ao longo de todo o monitoramento.

A área de abrangência da pluma de baixa salinidade para o período chuvoso do Ano 5 alcançou a segunda maior distância ao sul da foz de todo o monitoramento do PMBA/Fest, inferior apenas ao estimado para o Ano 4 (e justificado pelo maior volume de água aportado na plataforma continental pelo Rio Doce), ambos sob a predominância de ventos NE. Contudo, em termos de área total, o Ano 2 ainda se mostrou superior ao Ano 5 (apesar do menor volume aportado) devido ao incremento no número de inversões de vento que estenderam o limite norte dessa pluma. Isto reforça que a dispersão dessas plumas apresenta variabilidades interanuais e que, além da vazão fluvial, as condições meteoceanográficas vigentes também devem ser consideradas. Embora este padrão sazonal tenha sido reforçado com evidências ao longo do monitoramento, a importância de compreender o processo

em escala temporal de eventos vem sendo identificada, pois nem todas as campanhas realizadas durante os períodos chuvosos contemplam este padrão. A campanha de outubro de 2022, por exemplo, foi realizada em um cenário de baixa vazão e baixos valores de turbidez no Rio e, consequentemente, menor dispersão da pluma de baixa salinidade e sedimentos provenientes do Rio Doce, diferente do comportamento que foi observado como característico dos períodos chuvosos. No período chuvoso do Ano 5, a dispersão da pluma do Rio Doce e do material ressuspensionado do banco lamoso foram controlados, principalmente, pelo clima de ventos e ondas de direção predominantemente de nordeste. Esse processo favoreceu o aporte de sedimento fino oriundo do Rio Doce para a porção sul do banco lamoso.

O período seco, que ocorre de abril a setembro, é tipicamente caracterizado pela redução da vazão e pelo aumento da frequência da passagem de sistemas transientes. A passagem destes sistemas na região envolve inversões na direção dos ventos (Sul-Sudeste – S-SE) e das correntes (N-NE) que direcionam o aporte fluvial do Rio Doce para o Setor Foz (Central e Norte) e Setor Norte como um fluxo estreito fluindo junto à costa, promovendo o aumento da energia de ondas (altura significativa de ondas superior a 1,5 m) e a ressuspensão de sedimentos do fundo marinho que eleva a turbidez e a concentração de MPS na coluna d'água e no fundo. Apesar das ondas mais energéticas serem mais frequentes nos períodos secos, eventos de ressuspensão do banco lamoso também foram observados nos três primeiros meses do período chuvoso do Ano 5. Esses eventos aconteceram devido a um aumento na altura significativa de ondas e/ou a entrada de um swell (eventos de ondas com períodos  $\geq 8$  s) e foram registrados principalmente pela turbidez de fundo. Contudo, dependendo da magnitude do evento, maiores valores de turbidez puderam ser observados simultaneamente em superfície.

A concentração de MPS ao longo do PMBA/Fest apresentou uma redução em comparação à fase aguda do impacto (2015 e 2016), porém permaneceu maior do que os valores de referência pré-Rompimento da Barragem e apresentou aumento ao longo dos anos nos Setores Foz e Norte (Itaúnas e Barra Nova) e nas estações rasas da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Além disso, foram observados picos de MPS relacionados aos eventos hidrológicos do Rio Doce e de aumento da energia das ondas durante todo o monitoramento. Para o setor Foz Central foi observado aumento das medianas das concentrações de MPS para a superfície e fundo da coluna d'água no Ano 5. Este aumento na concentração foi devido ao maior aporte de sedimento do Rio Doce entre dezembro de 2022 e janeiro de 2023, tornando evidente a influência do aporte sedimentar do Rio Doce no comportamento do MPS nesse setor.

O **transporte residual** dos sedimentos finos em suspensão na plataforma é governado pela atuação dos ventos (como explicado anteriormente) e pelo residual das correntes de maré, sendo também destacada a influência da deriva litorânea nos sedimentos que se aproximam da zona de surfe e região praial. As correntes de maré apresentam o transporte residual para norte, como consequência da assimetria preferencialmente positiva nos níveis (tempos de enchente menores que os de vazante), favorecendo o domínio das correntes de enchente (com direção N-NO). A deriva litorânea na região ocorre essencialmente de sul para o norte, resultado da frequência direcional das ondas e maiores magnitudes durante os períodos secos. Assim, a captura de sedimentos (tanto os da pluma do Rio

Doce quanto os da ressuspensão dos depósitos lamosos da plataforma) por essas correntes costeiras é um processo relevante de transporte de sedimentos para o Norte, podendo chegar às imediações do Banco de Abrolhos. Dessa forma, é possível observar a presença de um “pulso sedimentar”, registrados pelos isótopos, dados de Fe em bandas de crescimento de corais em Abrolhos (Evangelista et al., 2023) e de Fe em excesso nas armadilhas. O depósito espacial desse material, contudo, não é homogêneo na região. As análises dos sedimentos armadilhados evidenciaram regionalidades nos padrões de impactos na coluna d’água do Setor Abrolhos. As amostras do Arco Interno, próximas à costa, foram as que mais corresponderam à vazão do Rio Doce, ou seja, quando a vazão aumentou/reduziu, houve um respectivo aumento/redução da contribuição isotópica do Rio Doce nos sedimentos. Por outro lado, no Arco Intermediário houve uma influência mais constante do sinal isotópico do Rio Doce ao longo do monitoramento. No Arco Externo, o sinal isotópico do Rio Doce e os valores de excessos Fe nos sedimentos (em comparação aos testemunhos sedimentares coletados próximos à foz do rio Caravelas anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão) foram, no geral, menores que nos sedimentos dos Arcos Interno e Intermediário. Isto implica em menor aporte de material sedimentar do Rio Doce em regiões mais afastadas da costa no Setor Abrolhos. Durante o Novo Ciclo de monitoramento do PMBA/Fest, iniciado em agosto de 2022, foi observada deposição de sedimentos com traços similares aos do rejeito na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e, efeitos do Rio Doce nos Recifes Esquecidos ainda precisam ser melhor entendidos devida a influência, também, do rio Caravelas (mas com registro de efeito do Rio Doce).

Os **indicadores de qualidade da água do ambiente marinho** mostram que o Setor Foz é o que possui a pior qualidade dentre os setores, seguido pelos Setores Norte e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e, por fim, o Setor Abrolhos, que se mostrou pouco alterado em relação aos valores de referência utilizados nos cálculos hidrogeoquímicos. Apesar da contaminação ainda ser evidente, os resultados mostraram tendência de melhora das condições da coluna d’água ao longo do tempo em relação às concentrações de nutrientes e metais a partir do Ano 3 do PMBA/Fest. Os padrões sazonais de resposta, contudo, são diferentes de acordo com o indicador utilizado. Foi observada diminuição da qualidade da água relacionada à contaminação por **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)** ao longo do PMBA/Fest, principalmente nos períodos chuvosos, indicando possível origem da bacia do Rio Doce. Em relação aos nutrientes, verificou-se tendência de restabelecimento das **concentrações de nutrientes** a valores similares ao pré-Rompimento da Barragem de Fundão a partir do Ano 3, com aumentos sazonais durante o período seco. Entretanto, no período chuvoso do Ano 5, quando o Rio Doce aportou maiores quantidades de sílica dissolvida decorrente do aumento da vazão ocorrido durante janeiro de 2023, especialmente no subsetor Foz Sul e na APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, observou-se, novamente, alterações nas concentrações de nutrientes. No período seco são registradas as maiores contaminações por **metais** na coluna d’água, sugerindo um retrabalhamento do sedimento na plataforma continental e disponibilização destes elementos para a água. Os metais que tiveram as maiores concentrações detectadas na água foram Fe, Cd, Mn, Pb, Ni e Zn, além do As. Outro indicador importante na avaliação da qualidade da água são os **compostos orgânicos nitrogenados**, que estão presentes em flocculantes a base de aminas utilizadas em barragens de rejeito. Estes compostos foram observados ao longo de todo monitoramento, com



concentrações ainda elevadas durante o período chuvoso do Ano 5 (porém em menores quantidades do que os registrados logo após a chegada do rejeito à costa). Apesar de ter sido notado aumento significativo destes compostos ao longo do monitoramento, não é possível fazer uma relação direta com o rejeito devido à ausência de dados comparativos pré-Rompimento da Barragem, mas sua permanência em níveis elevados ressalta a importância do acompanhamento da sua dinâmica no ambiente marinho em virtude da sua utilização nas atividades de mineração da bacia do Rio Doce.

A compreensão da resposta em nível biológico, complementar à avaliação do componente abiótico, é importante dada a capacidade de resposta integrativa dos organismos a impactos diretos e indiretos (Karr, 2006). Essa análise permite o entendimento dos impactos em diferentes níveis hierárquicos da ecologia (por exemplo: indivíduo, população e comunidade), bem como os processos associados (por exemplo: produtividade primária).

Com relação à análise da **comunidade microbiana** da coluna água durante o período seco do período seco do Ano 4 e chuvoso do Ano 5, foram observadas a predominância de grupos bacterianos previamente identificados, como *Synechococcus CC9902* (reportado na literatura como estando associado à contaminação por metais; DEBELIUS et al., 2011), Rhodobacteraceae, *Clade Ia*, *Psychrobacter*, *Acinetobacter*, *Enhydrobacter* e *Pseudoalteromona*. Rhodobacteraceae e *Synechococcus sp.* já foram relacionados ao rompimento da barragem de Fundão (FERNANDES et al., 2022). *Acinetobacter* merece destaque devido ao aumento da sua abundância nas amostras de água marinha, assim como nas amostras de água do Rio Doce e de corais coletadas em Abrolhos na (período chuvoso do Ano 3). Este evento foi relacionado aos altos índices de pluviosidade ocorridos à época, o que pode ter promovido a ressuspensão do sedimento do Rio Doce, afetando assim diretamente o microbioma dos corais de Abrolhos. A bactéria *Acinetobacter* possui alta resistência e capacidade de metabolizar metais, sendo comumente encontrada em ambientes contaminados por estes elementos (PARK et al., 2016; AKKOYUN et al., 2020).

Os resultados dos **testes de toxicidade**, resumidos no Índice de Toxicidade, revelaram que as amostras de água e sedimento da foz do Rio Doce e da região de Degredo (Setor Norte) continuam a apresentar impactos significativos. Porém, foi observada uma redução na toxicidade destas matrizes durante o período chuvoso do Ano 5. Os maiores valores médios de toxicidade estiveram associados ao sedimento dos pontos amostrais em Degredo e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, sendo classificados como "Altamente tóxicos" e "Moderadamente tóxicos" mais frequentemente durante o monitoramento.

Vale ressaltar que, em relação à toxicidade das matrizes água e sedimento nos organismos testes, respostas semelhantes em nível de populações, comunidades e processos ecológicos são esperadas, dadas as relações diretas dos organismos com as condições ambientais e, de forma indireta, quando considera-se a transferência de matéria e energia pelas teias tróficas (MILYUKIN & GONCHARUK, 2019; LEACH et al., 2023).

A sincronicidade entre as respostas dos diferentes níveis hierárquicos/tróficos ao aumento ou diminuição dos níveis de contaminantes na água (e também no sedimento), entretanto, pode não ser



igual para todos os grupos estudados no PMBA/Fest, uma vez que há diferenças em diversos aspectos, como o ciclo de vida, nível trófico e comportamento. O intervalo de tempo de resposta entre esses grupos não deve ser visto como uma desvantagem, uma vez que é possível avaliar respostas às mudanças ambientais em curto, médio e longo prazo.

O **fitoplâncton** é o principal produtor primário dos ecossistemas aquáticos marinhos, especialmente quando considerada a coluna d'água. A resposta desse grupo é relativamente rápida, comparada com outros grupos de maior tamanho, apresentando padrões de qualidade ambiental similares àqueles mostrados pelos indicadores abióticos da água. Em geral, houve um aumento da **abundância** fitoplanctônica durante os eventos hidrológicos do Rio Doce, e uma diminuição da **diversidade** e da **saúde fisiológica** da comunidade durante os períodos secos, especialmente no Setor Foz, possivelmente relacionados com os aumentos de nutriente e metais nesse período. Entretanto, há tendência de melhora da qualidade da comunidade fitoplânctônica no período chuvoso do Ano 5, exceto no setor Foz Sul.

O **zooplâncton marinho** foi caracterizado, durante os períodos chuvosos, pela menor diversidade (Shannon) e maior prevalência de táxons resistentes a contaminação pelo rejeito (**Índice de Prevalência de Espécies Indicadoras** - IPI). Tanto diversidade como equitabilidade apresentaram redução gradual dos valores no setor Norte desde o período seco do Ano 3. Em escala temporal, foi observada tendência de redução do valor de IPI do período chuvoso do Ano 1 até o período chuvoso do Ano 4 na Foz, indicando possível melhora nas condições ambientais, mantendo-se com pouca variabilidade até o período chuvoso do Ano 5. Por outro lado, nos demais setores, o IPI apresenta relativa estabilidade desde o início do monitoramento, com exceção do Ano 1 no setor Norte, que apresentou valores mais elevados para este índice. As comunidades avaliadas durante os períodos de alta vazão no setor Foz foram associadas às maiores concentrações de metais totais na coluna d'água, com destaque para os elementos Ni, Hg, Cu e Cr. Estes resultados estão em sincronia com os indicadores de bioacumulação no plâncton (detalhados abaixo). O período seco foi caracterizado por melhora nos indicadores ecológicos para o zooplâncton e correlação negativa com os metais (exceto para o As). A análise da contaminação, especificamente do zooplâncton, por meio da bioacumulação dos elementos avaliados, mostra que as concentrações destes permanecem substancialmente elevadas, independente do Setor. Alguns elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Hg e Pb, ainda são encontrados em concentrações elevadas no zooplâncton (acima de resultados pretéritos), mesmo decorridos mais de 7 anos do rompimento da barragem de Fundão. Em todos os setores, observa-se que os indicadores ecológicos do zooplâncton ainda respondem principalmente ao fluxo do Rio Doce, de forma mais direta no setor Foz.

Entretanto, os resultados de bioacumulação mostraram que a partir do período chuvoso do Ano 5 houve aumento nas concentrações de metais e As na comunidade planctônica marinha em todos os Setores. O maior pico de bioacumulação, considerando todo o monitoramento, foi registrado no setor Norte. Este aumento na bioacumulação de metais e As no plâncton indica maior contaminação ambiental e/ou maior biodisponibilidade destes elementos no ambiente marinho nas últimas campanhas do monitoramento. O IBR bioacumulação também evidencia a contribuição de metais característicos do

rejeito da barragem de Fundão na composição deste índice. No caso do setor Norte, por exemplo, os metais mais bioacumulados pelo plâncton foram Zn, Mn, Hg, Fe, Cu, Cr e Cd. Considerando-se o ciclo de vida relativamente curto dos organismos zooplancônicos, sugere-se que as elevadas concentrações de metais acumulados neste grupo de organismos em comparação aos valores pretéritos à chegada dos rejeitos de mineração no ambiente marinho reflitam uma biodisponibilização constante destes elementos na região marinha adjacente ao Rio Doce, situação que pode ser intensificada em períodos de maior pluviosidade.

Os padrões observados para os biomarcadores no plâncton estão, principalmente, em concordância com a resposta da comunidade zooplânctônica. Há indícios de aumento de contaminação deste grupo durante o período chuvoso (destaque para bioacumulação do Fe), para o qual é observado por meio de seus atributos ecológicos uma diminuição na integridade da comunidade. A comunidade fitoplanctônica, por outro lado, está em concordância com as tendências apresentadas para qualidade da água, com evidências de maior contaminação durante o período seco. A resposta desta tende a ser mais direta às variações abióticas, pois é uma comunidade de produtores primários. A assincronia de resposta entre fitoplâncton e zooplâncton pode ser explicada pela posição trófica do zooplâncton (consumidor do fitoplâncton), que não responde às variações da comunidade fitoplanctônica de forma imediata (Villa et al., 1997). Também pode ser explicado pela fração predominante dos contaminantes (em especial os metais), pois há uma tendência de aumento da fração particulada dos metais no período chuvoso, sem que haja diminuição da fração dissolvida. O **metal particulado**, que apresentou aumento ao longo do monitoramento, está mais biodisponível para o zooplâncton, que pode ingerir partículas mais complexas, enquanto o fitoplâncton está mais vulnerável aos contaminantes dissolvidos, que ocorrem em concentrações constantes ao longo do monitoramento do PMBA/Fest. Dessa forma, o contaminante e/ou nutriente presente no material particulado que chega ao ambiente marinho estará biodisponível ao fitoplâncton somente após a degradação em moléculas mais simples.

O **ictioplâncton**, que compreende ovos e larvas de peixes, apresentou padrões semelhantes com aqueles observados para o zooplâncton. A maioria dos peixes teleósteos desova nos períodos mais quentes do ano, entre o final da primavera e início do verão (período chuvoso). Contrariamente ao esperado, é nesse período que as menores **diversidades** e **densidade de ovos** foram observados no monitoramento, enquanto há melhora desses indicadores no período seco. Em relação aos **percentuais de viabilidade dos ovos**, entretanto, foi observado que ovos não viáveis prevalecem em relação àqueles viáveis nos dois períodos. Durante as maiores vazões do Rio Doce há o aumento de material continental para a região marinha, com importante dispersão superficial, provocando um aumento da mortalidade dos ovos de peixes. É importante ressaltar que os ovos não viáveis tiveram relação direta com a maior disponibilidade de metais, principalmente Fe, Cr, Mn, Ba e Co.

As densidades de **larvas de peixes** na superfície e na coluna d'água também foram consideradas baixas. Houve diferença entre os setores, as campanhas e os períodos seco e chuvoso nas amostras coletadas na superfície e na coluna d'água. No geral, as maiores diversidades médias de larvas ocorreram nos setores Abrolhos e Norte. Um indicador de grande relevância ao longo do PMBA/Fest foi a ocorrência de larvas de peixes com **trato digestório destruído**, cujas maiores concentrações

ocorreram nos setores Foz e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, embora tenham sido registradas em toda a malha amostral. Larvas com essas características pertencem a várias famílias, mas deve-se destacar o carangídeo *Chloroscombrus chrysurus* (palombeta) que é uma espécie bioacumuladora de metais. Além disso, estão sendo observadas larvas de peixes com uma “massa” anômala na região dorsal da cabeça. As evidências mostram que as fases iniciais do desenvolvimento de peixes, importante ponto de atenção no monitoramento, estão sendo impactadas principalmente pela dinâmica do Rio Doce, em especial, relacionadas ao aumento de metais. É importante a avaliação da integridade deste componente planctônico pois o impacto nesta fase influenciará a comunidade de peixes mais desenvolvida (pós-larva e adultos).

Em relação às **pós-larvas de peixes**, a abundância e biomassa total foi menor na região estuarina da Foz do Rio Doce (denominada zona de impacto no tema específico) em relação à média dos demais estuários amostrados (Setor Norte - rio São Mateus; Setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz – rio Piraquê-Açu), especialmente durante os meses mais quentes (período chuvoso). Entretanto, de forma geral, tem-se observado uma melhora nos **indicadores de diversidade** de pós-larvas desde o Ano 3. Este resultado deve ser olhado com cautela, uma vez que o aumento na diversidade se refere ao incremento de espécies comuns e dominantes, enquanto a biomassa e abundância continua sendo menor na região de influência direta do Rio Doce, e refletem a variação do número de indivíduos considerando o seu tamanho, o que influencia na estrutura das assembleias de peixes e na probabilidade de desenvolvimento das pós-larvas para indivíduos adultos. Os setores impactados podem ser representados por espécies numericamente abundantes, mas que contribuem pouco para a biomassa (BLANCHARDT *et al.*, 2004; MARIN *et al.*, 2023). Além de descritores da comunidade, ainda é persistente a presença de material particulado aderido à superfície corpórea das pós-larvas, proveniente da lama do rejeito. O efeito do sedimento particulado fino sobre o recrutamento de espécies marinhas, contudo, somente poderá ser comprovado com o acompanhamento temporal das coortes destas espécies e/ou análises fisiológicas ou histológicas. Os efeitos em longo prazo dessas alterações nos ovos, larvas e pós-larvas de peixes nas populações e assembleias de peixes já podem ser observados em comunidades adultas, considerando que a influência do rejeito de mineração ainda é observada mesmo após mais de sete anos de sua chegada no ambiente marinho. As alterações nos indicadores ainda são observadas no período chuvoso do Ano 5, mesmo com indicativos de melhora, nos sugerindo que os efeitos nos indivíduos adultos (assim como em suas populações) poderão ser observados futuramente.

Os indicadores das **assembleias de peixes estuarinos** (densidade, biomassa e riqueza de espécies) tendem ao declínio na área interna do Rio Doce (Setor Foz), enquanto não foi observada tendência temporal nas demais áreas (rio São Mateus – Setor Norte - e rio Piraquê-Açu – APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz). A variabilidade da ictiofauna estuarina tem se apresentado complexa na área amostrada pelo PMBA/Fest, sendo no Rio Doce dominada pela ocorrência de uma espécie resiliente, o bagre-guri (*Genidens genidens*). Em relação às **assembleias de peixes recifais**, a área de maior impacto (Setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz) apresentou menores valores de abundância, biomassa, índices de diversidade de espécies raras e comuns, além de uma composição

de espécies diferenciada quando comparada com áreas de menor impacto situadas ao norte e sul da foz do Rio Doce (Banco dos Abrolhos/BA – Setor Abrolhos - e Guarapari/ES – Setor Sul, respectivamente). A área de maior impacto apresentou valores de abundância significativamente menores quando comparado ao Setor Norte para os grupos invertívoro móvel, invertívoro sésil e herbívoros. Ainda, a área de maior impacto apresentou valores de abundância significativamente menores quando comparado ao Setor Sul para os grupos piscívoro/cefalópode e herbívoros. Especificamente, os grupos piscívoro/cefalópode, herbívoro e invertívoro móvel compreendem as maiores diversidades de espécies e representam grupos-chave para o ambiente recifal (i.e., predadores, consumidores primários e consumidores secundários de alta biomassa, respectivamente).

Além das mudanças a nível de comunidade, foram observados impactos na alimentação dos peixes. A composição da dieta do bagre-guri (*G. genidens*) no estuário do Rio Doce foi diferente daquela observada nos estuários controles (rio Itapemirim – Setor Sul - e rio São Mateus), seja considerando a área, o peso ou o volume das presas. Foi constatado também que **a amplitude do nicho trófico e do nicho isotópico**, bem como a **atividade alimentar** do bagre-guri no estuário do Rio Doce foram menores do que nos controles. A diversidade isotópica das presas consumidas (amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$ ) pelo carapicu (*Eucinostomus argenteus*) e a concentração de lipídios (razão C:N) do amoré-flecheiro (*Ctenogobius* spp.) e do bagre-guri no estuário do Rio Doce também decresceu ao longo do tempo, desde o período pré-impacto (2015) até 2023. Estes resultados indicam uma diminuição na diversidade, qualidade e quantidade de recursos alimentares disponíveis para os peixes na região impactada. Diminuição esta que pode estar relacionada com a contaminação em níveis tróficos inferiores e possível transferência trófica para níveis tróficos superiores (e.g. cetáceos e aves marinhas).

As modificações ambientais podem causar mudanças no padrão de **comportamento dos peixes**. O padrão de movimentação e ocorrência dos robalos no Rio Doce foi diferente do constatado no rio São Mateus. Os robalos mantiveram o padrão de ocorrência restrito aos canais profundos, em especial na região sul do estuário do Rio Doce. Em contrapartida, no rio São Mateus os robalos utilizaram áreas maiores ao longo de todo o estuário. A redução da área de vida dos robalos no Rio Doce é um indicativo da menor disponibilidade de *habitat* adequados para a espécie, possivelmente em razão da movimentação de sedimento e assoreamento do rio.

Mudanças ambientais, que afetam o comportamento e disponibilidade de recursos, podem influenciar nas populações de peixes, inclusive na sua **diversidade genética**. As populações de espécies estuarinas (*Trinectes paulistanus*, *Pellona harroweri* e *Conodon nobilis*) amostradas no estuário do Rio Doce sofreram alterações em suas frequências alélicas quando comparada aos demais estuários, o que pode ser reflexo da alta mortalidade de indivíduos causando a redução abrupta e instabilidade genética das populações. Essas alterações alélicas podem estar diretamente relacionadas com a alta mortalidade de indivíduos por gerar um efeito gargalo na população, levando a fixação aleatória dos alelos, aumento da endogamia e homozigose, com potencial de comprometer a aptidão global da população e aumentar sua vulnerabilidade. Considerando as análises realizadas até período chuvoso

do Ano 5, os indivíduos de bagre-guri (*Genidens genidens*) apresentaram baixos valores de **diversidade genética mitocondrial**, inclusive haplotípica, não havendo diferenciação entre os animais do Rio Doce e São Mateus e nem evidência de expansão populacional recente. Já os indivíduos de robalo-peva (*Centropomus parallelus*) demonstraram altos valores de diversidade genética mitocondrial haplotípica, não sendo constatada diferenciação entre os animais do Rio Doce e São Mateus. Há evidências de expansão populacional recente o que poderia indicar que esta espécie sofreu um evento gargalo, evidenciando que sua diversidade poderia ser ainda maior.

Com relação ao padrão geral de bioacumulação de metais e As na comunidade de peixes marinhos, o IBR bioacumulação demonstrou que os valores mais altos do índice foram obtidos no período seco do Ano 1, com exceção do Setor Sul. Apesar da tendência de redução nos demais anos, observou-se um sutil aumento a partir do período chuvoso do Ano 4, em todos os setores. Vale ressaltar que os maiores valores deste índice, ao longo do monitoramento, se concentraram nos Setores Foz e Norte, enquanto o menor valor do IBR bioacumulação foi observado no Setor Sul, corroborando assim os resultados obtidos para os níveis tróficos inferiores (plâncton). Os peixes coletados ao longo do monitoramento apresentaram concentrações elevadas de metais e As, quando comparados aos dados pretéritos. Ambas as guildas tróficas (onívoros e carnívoros) de peixes coletados apresentaram concentrações muito superiores às aquelas observadas para os peixes coletados em novembro de 2015, antes da chegada do rejeito na foz do Rio Doce, principalmente para Cd, Cr, Cu, Fe e Mn (BIANCHINI, 2019).

A acumulação de elementos químicos também ocorre nos **otólitos**, concreções constituídas de carbonato de cálcio que podem ser utilizados como marcadores das condições em que o peixe se desenvolveu. Em indivíduos com idade estimada de mais de quatro anos, os perfis de Mn:Ca e Ba:Ca marcaram a chegada da lama do rejeito no estuário do Rio Doce, enquanto os perfis médios de Elemento:Ca em otólitos do bagre-guri oriundos do Rio Doce apresentaram quatro vezes mais Fe:Ca em comparação aos encontrados nos rios Ipiranga e São Mateus ao longo do tempo. De um modo geral, foram observadas maiores concentrações de Fe, Al, Ba, Cd, Cr, Mn e Pb nos otólitos dos peixes estuarinos do Rio Doce (bagre-guri – *Genidens genidens* e robalo-peva – *Centropomus parallelus*).

Além de peixes e outros grupos, constituem organismos de topo de cadeia dentro do PMBA/Fest o grupo chamado **Megafauna**. No contexto do monitoramento, fazem parte as tartarugas, os cetáceos e as aves marinhas. Todos esses são vertebrados superiores, e pela posição na cadeia trófica, estão vulneráveis aos efeitos de contaminantes capazes de bioacumular e/ou biomagnificar na biomassa dos organismos. Além disso, a área de forrageamento e o hábito migratório permitem que eles sejam usados como sentinelas da contaminação em maiores escalas. Para os três grupos estudados foi possível observar a influência da passagem (e persistência) do rejeito de mineração e metais relacionados no ambiente marinho, desde alterações populacionais, genéticas, de comportamento e saúde. Estes efeitos podem estar relacionados diretamente às condições ambientais ou por efeitos de cascata trófica, uma vez que foram observadas alterações nos organismos de níveis tróficos de base.

O monitoramento genético das populações das tartarugas marinhas detectou redução do tamanho populacional efetivo nos 5 anos de monitoramento do PMBA/Fest, que pode ter sido influenciado tanto



pelo histórico já fragilizado quanto por eventos de gargalo populacional recentes, ocasionando a perda de diversidade genética. Todas as três espécies de tartarugas avaliadas (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Dermochelys coriacea*) foram afetadas. Essas reduções demonstram instabilidade populacional e podem ter sido consequência dos impactos nos ambientes costeiros e marinhos nas áreas de desova e alimentação por ações antrópicas ao longo dos anos. No Ano 5, as tartarugas que se alimentam e desovam nas áreas afetadas pelos rejeitos de mineração (Setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e as praias de Linhares/ES, nos Setores Foz e Norte) continuam menos saudáveis, com alterações em parâmetros bioquímicos e hematológicos e maior prevalência de fibropapilomatose, ectoparasitas e lesões oculares, quando comparadas com as tartarugas das áreas controle na Bahia. Comparando o Ano 1 e o Ano 4, observa-se que as tartarugas-verdes juvenis que se alimentam na área impactada (ES) tiveram um aumento significativo nas concentrações de Cd, Cr, Cu e Hg no plasma, já as tartarugas cabeçudas que desovam na área impactada (ES) apresentaram um aumento significativo nas concentrações de As, Cd, Cr, Fe, Hg, Pb e Zn. Esses contaminantes, contudo, não afetam apenas os indivíduos adultos.

Dentre os **cetáceos**, a toninha (*Pontoporia blainvillei*) é considerada vulnerável na região, especialmente considerando sua **área de alimentação**, que ocorre durante todo o ano com maior frequência na região de Comboios (região do Setor Foz). Contudo, é possível observar a tendência de uso alternado da foz do Rio Doce e Comboios para alimentação, com aumento do número de registros na Foz a partir do período chuvoso do Ano 3. A região ao redor da Foz do Rio Doce é definida, pelo conjunto dos indicadores do PMBA/Fest, como a área mais impactada pelo rejeito, refletindo nas condições de saúde de toninhas (e do boto-cinza, *Sotalia guianensis*), e, possivelmente, nas suas taxas de encalhe, tornando as populações locais vulneráveis a outras alterações ambientais.

Durante o período chuvoso do Ano 5 de monitoramento do PMBA/Fest, constatarem-se 43 ocorrências de encalhes, com a observação de sete espécies de cetáceos. Dentre essas espécies, o boto-cinza representou 60,5% e a toninha 20,9% dos casos. A razão sexual entre machos e fêmeas foi de 1,63 para os botos e 0,20 para toninhas, indicando cinco vezes mais encalhes de toninhas fêmeas. As faixas etárias de filhote, juvenil e adultos apresentaram distribuição de 4%, 27% e 58% para botos e 11%, 44% e 33% para toninhas, respectivamente. Os encalhes de botos e toninhas durante o período chuvoso do Ano 5 não foram relevantes estatisticamente comparando-se com a média observada nas fases anteriores ao PMBA/Fest (Anos 1 a 4), tampouco com as fases pré-rompimento e pré-PMBA. A região ao Norte do Rio Doce apresentou alta concentração de encalhes para as duas espécies de cetáceos. Para o boto-cinza, no período chuvoso ao longo dos anos, foi observado pelos mapas de densidade de Kernel, que durante as fases pré-rompimento e pré-PMBA a concentração de encalhes ocorria mais ao Norte da costa, e a partir de 2017 até 2021 (Ano 3) houve alteração para maior concentração abaixo do Rio Doce e mais ao Sul da costa. Já no Ano 5, a densidade aumentou novamente ao Norte da costa. No caso das toninhas, houve um aumento dos registros de encalhes na região ao Sul do Rio Doce no ano anterior ao início do PMBA/Fest e ao longo dos anos deste monitoramento, no entanto, a região de maior concentração de encalhes de toninhas continua sendo o litoral Norte, próximo ao município de São Mateus, ES.

As mudanças nos padrões de mortalidade (em relação a faixa etária e sexo) podem influenciar na dinâmica populacional e genética desses cetáceos. Tem sido observada diminuição da **diversidade genética** tanto de boto-cinza quanto de toninha. A diversidade genética do boto-cinza é menor quando se compara o período pré e pós-rompimento, sugerindo uma relação causal com a chegada do rejeito no ambiente marinho. Esta relação é corroborada com a observação de menor diversidade nas regiões mais impactadas pelo rejeito de mineração, que são os Setores Foz e Norte, principalmente no período Pós-rompimento da barragem. A diversidade genética das toninhas também é baixa, aumentando sua vulnerabilidade e podendo resultar em dificuldades no reestabelecimento de suas populações na região.

A principal causa da morte desses animais é o emalhe, seguido de **processos infecciosos**, ambas mais evidentes durante o período chuvoso. Até mesmo os espécimes que morreram em decorrência de emalhe apresentaram patologias que indicam a saúde comprometida, com órgãos e sistemas afetados, prejudicando o desempenho de diversas funções essenciais para a sobrevivência dos espécimes. Fatores ambientais podem exercer um papel importante na ocorrência de infecções, alterando o sistema imunológico. A variação dos microrganismos identificados nos animais examinados pode indicar mudanças ambientais e interferir na saúde dos espécimes, pois muitos são patogênicos, podendo causar debilidade e até levar os animais a óbito. **Elementos traços** como zinco, cobre, mercúrio, arsênio e cádmio são encontrados em rins, fígado e músculo das duas espécies. Os **compostos orgânicos** como organoclorados, organobromados são encontrados na gordura de toninhas e botos-cinza, e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são encontrados nos seus fígados. Alguns desses contaminantes (cádmio no rim e ferro no fígado de toninhas) apresentaram maior concentração em relação aos dados pré-rompimento (Manhães et al., 2022). Ainda foram observados aumentos na concentração de contaminantes como pesticidas organoclorados (e.g. DDT e o mirex) em tecidos de boto-cinza nos Anos 3 e 4 do monitoramento. Vale ressaltar que as concentrações medianas de ΣPCB em botos-cinza ultrapassam o limite (até 17 mg/g) estabelecido para efeitos adversos na saúde de cetáceos.

Acerca das **aves marinhas**, há uma forte permanência de uso da região do entorno da foz do Rio Doce para alimentação, sugerindo que a contaminação da região pelo rejeito de mineração não foi suficiente para indisponibilizar os recursos alimentares. Entretanto, essa informação associada ao aumento da área explorada no período pós rompimento, tanto por *Sula leucogaster* como por *Phaethon aethereus*, pode ser interpretada como uma necessidade de ampliação das áreas de busca por presas complementares e/ou alternativas, em decorrência de potencial diminuição na disponibilidade das presas preferenciais no entorno da colônia. A estimativa de nicho isotópico bidimensional ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ), com base em amostras de sangue de *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster*, indica uma variação temporal da dieta no pós-rompimento, o que pode sugerir uma flutuação interanual e sazonal na disponibilidade de presas no entorno da colônia e, portanto, uma ausência na consistência da composição da dieta, indicando maior imprevisibilidade na captura das presas. Além disso, os recursos alimentares se tornaram de baixa qualidade ou de baixo valor adaptativo, dada suas concentrações de elementos-traço, em especial os não essenciais. Este cenário é ilustrativo do conceito de armadilha

ecológica, o que pode levar a efeitos deletérios em níveis de população e espécie a médio e longo prazos.

Nas penas de *P. aethereus* e *S. leucogaster*, elementos não-essenciais (As, Hg, Cd, Pb) apresentaram correlação entre si e com Mn, elemento abundante na barragem do Fundão, sugerindo que este traçador dos rejeitos está relacionado com metais e um metalóide (As) potencialmente tóxicos. Em particular, para penas, a campanha do período chuvoso do Ano 3 se distinguiu por apresentar valores elevados de As, Hg, Cd, Cr e Mn, enquanto as campanhas do período pré-rompimento (fevereiro e agosto de 2011) apresentaram valores mais elevados de elementos essenciais, particularmente Zn e Fe. Considerando o padrão demonstrado pelas penas e o potencial tóxico dos metais não-essenciais e As, os resultados até então sugerem um evento de contaminação aguda das aves marinhas de Abrolhos após a estação chuvosa do Ano 2, quando a vazão do Rio Doce foi elevada e gerou um aumento na concentração de metais e biomarcadores em diversos organismos. As penas das aves no período chuvoso do Ano 3, possivelmente refletem um aumento na biodisponibilidade de metais a partir da alta vazão do Rio Doce no ano anterior, seguido da remobilização no pacote de rejeitos no ambiente marinho pelo vento, ondas e correntes, a qual é mais forte no período seco. A bioacumulação e resposta de biomarcadores no plâncton marinho, peixes e camarões, sugere a transferência trófica de metais não-essenciais a partir deste evento. Para o sangue das aves marinhas, outras campanhas se destacam em termos de elevação das concentrações, como o período seco do Ano 3 para Cd e o período chuvoso do Ano 4 para Pb. As aves Sternidae amostradas na foz do Rio Doce no período chuvoso do Ano 5, apresentaram valores mais elevados de As, Cd, Hg e Pb nas penas em relação às aves marinhas de Abrolhos amostradas durante o mesmo período. Embora com menor massa corporal, essas aves estão mais expostas aos contaminantes que podem ocorrer na foz do Rio Doce, visto que espécies migratórias utilizam a foz para alimentação durante o período não reprodutivo (e.g. *Sterna hirundo*), mas espécies residentes utilizam a foz para alimentação ao longo de todo o ano (e.g. *Thalasseus acutiflavus*).

Considerando a baixa resiliência populacional de aves marinhas, oriunda das características de história de vida do grupo, ameaças que levem à diminuição populacional podem ser deletérias em níveis de população e espécie. Tais ameaças podem apresentar diferentes tempos de resposta em níveis individual, populacional e de espécie, a exemplo da contaminação massiva das áreas de alimentação e dos tecidos biológicos das aves, o que pode demorar uma ou mais gerações para apresentar consequências em nível populacional, embora tais consequências tenham potencial para levar populações à extinção. No entanto, circunstâncias ambientais ainda podem acelerar esses efeitos, a exemplo de crises sanitárias, como o severo impacto da Influenza Aviária observado nas colônias de Sternidae no Espírito Santo em 2023, incluindo o impacto em espécies já ameaçadas de extinção (*S. hirundinacea*, *T. acutiflavus*, e *T. maximus*). Além disso, a partir do Ano 2, ao longo do monitoramento, foram identificadas nas aves de Abrolhos bactérias de importância em saúde pública e global, listadas como bactérias de prioridade pela OMS, como *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella oxytoca*, *Klebsiella pneumoniae* e *Enterobacter aerogenes*. Outro resultado marcante foi o

alto número de aves com cultura com perfil multivirulento e multirresistentes, apresentando microrganismos com potencial patogênico.

Dado este panorama geral dos padrões obtidos para os indicadores de impacto da biodiversidade aquática associada à coluna d'água, assim como das forçantes oceanográficas e meteorológicas que caracterizam a dinâmica do ambiente marinho ao largo da área impactada, serão apresentados a seguir os padrões referentes aos indicadores da matriz do sedimento marinho. Tais indicadores demonstram o potencial impacto do rejeito depositado no fundo a partir de análises do sedimento e da macrofauna bentônica sob exposição direta aos contaminantes.

O compartimento **sedimento**, sendo aqui considerado o fundo marinho e seus componentes abióticos e bióticos, possui íntima relação com a coluna d'água, sendo o local de deposição de materiais provenientes da bacia hidrográfica e fonte de contaminantes que podem retornar a coluna d'água por meio de sua ressuspensão. É um compartimento espacialmente heterogêneo, com fundos formados desde substratos inconsolidados até fundos de rodolitos e recifais. A manutenção da qualidade dos sedimentos marinhos é importante tanto para a manutenção da biodiversidade bentônica quanto da qualidade da própria coluna d'água. O indicador da integridade dos *habitat* de fundos lamosos e arenosos nos Setores Foz e Norte (Degredo e Barra Seca) e *habitat* da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz apresentaram constantemente a presença do rejeito, medida pelo indicador mineralógico de susceptibilidade magnética (**IMS – Iron Mineralogical Set**), e seu impacto na comunidade bentônica. A presença do rejeito no sedimento superficial foi observada continuamente na porção mais rasa, principalmente até a isóbata de 20 m, com aumento da razão medida do IMS ao longo do PMBA/Fest. No período chuvoso do Ano 5, por exemplo, não foi observada a presença de rejeito nas estações mais *offshore* do setor Foz (SD4 e SD5), sendo observado em outras estações da Foz, APA Costa das Alga/REVIS Santa Cruz e Norte (apenas em Degredo). De forma geral, o Setor Foz foi o mais diretamente impactado pelo rejeito e apresentou um mosaico de *habitat* de fundo lamosos e arenosos, com feições erosivas que indicam o transporte do rejeito em direção *offshore*, como confirmado pela análise de testemunhos. Estes testemunhos, coletados em 2018 e 2021 (Anos 1 e 3), indicaram o acúmulo inicial do rejeito no depocentro localizado no Subsetor Foz Sul e seu posterior transporte para o norte. O **acúmulo de rejeito nos testemunhos** mostrou uma tendência geral do aumento do sinal no Setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, do aumento do IMS em alguns testemunhos e de estabilidade em outros no Setor Foz e uma leve tendência de aumento em alguns estratos dos testemunhos no Setor Norte. Por outro lado, não se observou de forma evidente e consistente uma evolução espacial de perda de integridade de *habitat* recifais ou de rodolitos.

O indicador de **potencial de mobilidade do fundo** mostrou que a densidade do sedimento foi alterada com a chegada do rejeito de acordo com dados pré-Rompimento da barragem de Fundão. A redução da densidade superficial do sedimento de fundo levou à menor resistência aos processos de ressuspensão e maior suscetibilidade à remobilização. O potencial de mobilidade do sedimento superficial continuou aumentando ao longo dos anos nos Setores Foz e Norte, especialmente no período seco, o que indica a remobilização de um material extremamente fino compatível com o rejeito na plataforma continental. A menor resistência aos processos de ressuspensão somada ao aumento

da energia de ondas são os prováveis fatores que levam à perda da qualidade da água no período seco. Porém, foi observado no período chuvoso do Ano 5, no setor Foz (Central e Sul), que o potencial de mobilidade chegou a níveis similares ao do período seco do Ano 4. Uma possível explicação é a entrada de frentes frias neste período, considerando que não houve grandes variações nos valores de densidade de fundo

O sedimento do ambiente marinho apresentou-se moderadamente impactado ao longo de todo o monitoramento, de acordo com o **índice geoquímico da qualidade do sedimento** (SQG-q) utilizando os metais Ag, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Hg e Zn, exceto para o Setor Abrolhos, que se encontrou impactado somente no Ano 1.

Algumas estações do Setor Foz apresentaram valores de SQG-q indicando alto grau de impacto, registrados no período chuvoso do Ano 1, período seco do Ano 1, período chuvoso do Ano 2 e período chuvoso do Ano 3, especificamente determinados pelo aumento nas concentrações de As, Ni, Ag e Hg. Apesar de estabilização dos valores no Ano 4, há tendência a diminuição no período chuvoso do Ano 5. Cabe destacar que foram observadas maiores correlações do sedimento marinho com os metais Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, V e Zn presentes no rejeito (análise de amostras provenientes do Complexo de Germano, Sá et al., 2021), sendo estes, portanto, melhores traçadores do impacto. Apesar de apenas alguns elementos possuírem padrões de concentrações definidas por lei para serem testados nos índices, todos os elementos testados conferem um risco ao ecossistema fragilizado pela chegada do rejeito.

De uma forma geral, o Setor Foz detém os maiores valores de concentração de metais no sedimento, seguido das estações ao sul do Setor Norte (Degredo e Barra Seca) e no Setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. Estes dados corroboram aqueles obtidos a partir dos ensaios toxicológicos com as amostras de sedimento, com o Setor Norte (Degredo) e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz frequentemente classificados como "Altamente tóxicos" e "Moderadamente tóxicos". Neste contexto, cabe destacar que, nos períodos seco do Ano 4 e chuvoso do Ano 5, foram observadas a predominância do gênero bacteriano *Sphingobium* em todos os pontos amostrais (Foz e Degredo) e a presença da família bacteriana Anaerolineacea na Foz do Rio Doce. Os grupos Anaerolineacea e *Sphingobium* são membros do core microbiano que já foram reportados como sendo bioindicadores do rejeito oriundo da barragem de Fundão.

O metal **ferro (Fe)**, principal traçador do rejeito, foi avaliado de acordo com a frequência de ocorrência de valores acima dos dados pré-rompimento da barragem (ADP). Considerando todo o período do monitoramento, as taxas de incremento foram mais representativas para o Setor Abrolhos, em que os níveis de Fe foram até três vezes superiores aos valores de referência nos períodos chuvosos dos Anos 2 e 3 e também no período seco do Ano 3, quando 75% das amostras continham valores de Fe alterados. Nos Setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, o nível máximo de incremento foi de até duas vezes para o período chuvoso do Ano 1. Com a atualização dos dados para o período chuvoso do Ano 5, as taxas de incremento foram de até 1,3 vezes para o setor Foz do Rio Doce. Embora tenha ocorrido um maior incremento de Fe no **sedimento** marinho nos períodos



chuvosos, a ressuspensão também contribuiu remobilizando sedimentos contaminados ao longo da plataforma continental. Houve uma tendência de melhora na contaminação por Fe no Setor Foz a partir do Ano 4, o que foi consistente para os resultados do período chuvoso do Ano 5 (>25% das amostras com níveis alterados de Fe). Foi identificada a persistência nos níveis de contaminação nos Setores APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz e em Abrolhos até o Ano 4 do PMBA/Fest. Este aumento de Fe também foi detectado em **corais** do Setor Abrolhos no período chuvoso do Ano 4. A **análise isotópica do sedimento** de Abrolhos sugeriu que o enriquecimento com Fe nesse setor foi mais significativo durante os períodos secos, associados à passagem de sistemas frontais com ventos do quadrante sul, com consequente dispersão de plumas de sedimento na direção Sul-Norte, além da intensificação da deriva litorânea nesses períodos, que ocorre na mesma direção. Em contrapartida, foi observada uma condição de melhora para o Setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz no período chuvoso do Ano 5 (e.g. acima de 50 % ADP na condição chuvosa no Ano 4 e maior do que 25 % ADP para o Ano 5).

Apesar da razão do indicador IMS ter apresentado aumento ao longo dos anos no PMBA/Fest, houve uma tendência de redução do sinal do rejeito na região marinha, bem como dos valores de Fe. Isso porque esta razão considera uma suíte mineralógica que engloba outros minerais além dos ligados ao Fe, sendo a susceptibilidade magnética mais relevante nesta abordagem e que esteve em um patamar acima dos dados pré-Rompimento da Barragem de Fundão, porém constante ao longo do PMBA/Fest. Parte da contaminação pode ser causada pela remobilização do sedimento enriquecido em rejeito e seu transporte ao longo da plataforma, incluindo para Unidades de Conservação mais distantes (PARNAM Abrolhos e APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz), podendo causar novos ciclos de contaminação mais relevantes que o impacto da vazão na qualidade dos sedimentos do fundo marinho. Este comportamento é observado no Ano 4, quando no período chuvoso os pontos ao norte do Setor Foz e na APA costa das Algas/REVIS Santa Cruz se mostraram mais impactados em termos toxicológicos (sedimento “moderadamente tóxico”). Porém, no período seco de 2022, o sedimento da foz do Rio Doce e da região de Degredo (Setor Norte) se mostrou ainda mais impactado, apresentando a classificação “tóxica”. É importante destacar que este padrão não exclui o impacto persistente provocado pelo aporte do Rio Doce, apenas sugere que o efeito provocado pela remobilização do rejeito depositado na plataforma pode ocasionalmente ser mais impactante do que a descarga do rio.

Os **HPAs** também são registrados no sedimento marinho, sendo observado o aumento da contaminação ao longo do tempo de monitoramento do PMBA/Fest, principalmente nos períodos chuvosos. Não há distinção evidente entre os períodos secos e chuvosos no Setor Foz, sendo o sedimento deste setor mais contaminado em HPAs, seguido pelos Setores Norte, APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, e por fim, Abrolhos, que foi o setor menos impactado em termos hidrogeoquímicos ao longo do PMBA/Fest. No Ano 5, os níveis de HPAs aumentaram significativamente, atingindo níveis similares aos observados durante o Ano 1 e ainda muito superiores aos dados pré- Rompimento da Barragem.

As **comunidades bentônicas** estão intimamente ligadas com a qualidade do sedimento, respondendo diretamente às alterações e contaminações que ocorrem no compartimento. As variáveis descritoras

da comunidade bentônica em substratos inconsolidados indicaram tendência de diminuição na qualidade ambiental ao longo do monitoramento. Isso foi evidenciado pelo aumento contínuo da proporção de vestígios de Mollusca, indicando um aumento de **mortalidade** nos *habitat* bentônicos. Este índice mostrou que especialmente o Setor Foz e a região sul do Setor Norte (Degredo) apresentaram um ambiente mais impactado pelo rejeito, o que foi corroborado pela **riqueza e diversidade** (Shannon) da assembleia de Polychaeta, que foram significativamente menores nestas áreas em comparação aos outros setores, com predomínio de grupos reconhecidamente resistentes a impactos por metais e soterramento, como Spionidae e Magelonidae. Outro padrão importante foi indício de maiores impactos nas zonas mais rasas (até 20 m de profundidade) quando comparado a zonas mais profundas e distantes da costa. Localmente, a diversidade das comunidades bentônicas diminuiu com o aumento do IMS e da proporção de sedimentos finos, que são sinais de acúmulo do rejeito, e aumentou com a proporção de sedimentos mais grossos, como cascalho (relacionado a *habitat* de rodolitos e a maiores teores de carbonato de cálcio).

A **macrofauna de crustáceos** (camarões, siris e caranguejos) é outra assembleia com afinidade ao sedimento marinho. A variabilidade desta assembleia tem sido definida como complexa na área impactada, mas caracterizada por uma comunidade basal formada por espécies de grande relevância ecológica e interesse comercial, como os camarões sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e rosa (*Farfantepenaeus* spp.). Ainda que não tenha sido observada diferença significativa na estrutura das assembleias destes grupos de crustáceos macrobentônicos entre o local diretamente impactado (Rio Doce – Setor Foz) e os locais indiretamente impactados (Rio São Mateus – Setor Norte - e Rio Piraquê-Açu – Setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz), os menores valores médios para os indicadores (**densidade, biomassa e riqueza de espécies**) têm sido observados na área interna (estuário) do Rio Doce ao longo de todo o monitoramento PMBA/Fest. Para os índices de diversidade mitocondrial nucleotídica, do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), apesar de apresentar valores moderados em todas as áreas avaliadas, o Rio Doce foi a localidade com os menores valores registrados. Já para o camarão-rosa (*Penaeus subtilis*) os valores dos índices de diversidade genética foram baixos para todas as localidades, com o Rio Doce também apresentando os menores valores. Entretanto, nota-se que o camarão-rosa já apresenta sinais de maior sensibilidade às alterações ocorridas quando comparado ao camarão-sete-barbas. A rede de haplótipos apresentou haplogrupos com formatos de "estrela", indicando uma expansão populacional recente, possivelmente após um evento de gargalo, para ambas as espécies. As análises evidenciaram ainda a presença de fluxo gênico entre as localidades, sem estruturação genética significativa para o camarão-sete-barbas, mas com estruturação entre Rio Doce e São Mateus para o camarão-rosa. Apesar da aparente recuperação populacional do camarão sete-barbas após um declínio e perda genética (efeito gargalo), ainda há evidências de contaminação para os camarões (sete-barbas e rosa).

Em relação à comparação geral feita a partir da avaliação do IBR bioacumulação em **camarões marinhos**, denota-se que os valores deste índice indicam uma tendência de aumento temporal nos níveis de metais e As bioacumulados nestes organismos, com maiores valores do IBR bioacumulação durante os períodos chuvoso do Ano 4 e seco do Ano 4, com destaque para os Setores Foz e Norte.

Em relação ao período chuvoso do Ano 4, os padrões de contribuições dos elementos analisados para o IBR bioacumulação são similares em todos os Setores, sendo Zn, Cd, Hg e Cu aqueles que apresentam as maiores concentrações e, no Setor Foz, há maior contribuição de Fe na composição do índice. No período seco do Ano 4, os padrões de contribuição dos metais para o Setor Norte e Foz são semelhantes, sendo Pb, Hg, Fe, Cu, Cd e As os elementos mais importantes, com maior contribuição de Zn no Setor Foz. Durante o período chuvoso do Ano 5, o Setor APA é aquele que apresenta os maiores valores de contribuição para o IBR bioacumulação, sendo Fe, Cu, Cd, As e Hg os elementos mais relevantes. Na composição do IBR bioacumulação para o Setor Norte, o As, Hg e Cu são os elementos com as maiores contribuições. Os resultados do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) para camarões destacaram os setores Foz e Norte como sendo os mais contaminados ao longo de todas as campanhas de monitoramento ecotoxicológico, corroborando os resultados obtidos para o plâncton. Esses resultados evidenciam o aporte contínuo de Fe e outros metais associados aos rejeitos de minério para esta região central e norte da foz do Rio Doce, sob maior influência do aporte fluvial de rejeitos. Além do Fe, concentrações de Cd, Cr e Mn acima dos valores pretéritos são observadas no músculo dos camarões coletados em praticamente todos os pontos amostrais ao longo de todo o monitoramento. O IBR marcador indica um aumento expressivo durante os períodos chuvosos do Ano 4 e Ano 5, considerando o início do monitoramento, da concentração de metalotioneínas e do nível de lipoperoxidação no hepatopâncreas no setor APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz. No período chuvoso do Ano 5, esse aumento também foi observado em outros setores monitorados.

Nas regiões de **fundo recifais e de rodolitos** foram encontrados materiais associados ao rompimento em talos de macroalgas ao longo da área de estudo e, também, em algas coralináceas nas adjacências do Parque Nacional Marinho de Abrolhos (PARNAM Abrolhos - Setor Abrolhos). Partículas com assinatura similar ao rejeito, associadas a **macroalgas** e em rodolitos, também foram encontradas em toda a região. Com relação aos indicadores bio-ecológicos é possível afirmar que, após o rompimento, houve alteração na cobertura dos recifes do PARNAM Abrolhos e adjacências, com declínio significativo de dois grupos funcionais de corais, Mussimilias e Milleporas, sendo que o declínio desse último foi agravado pelas anomalias térmicas de 2019.

Destaca-se, porém, o **aumento de táxons bacterianos** associados à contaminação por metais em Milleporas e Mussimilias, no período chuvoso do Ano 4, (Pirellulaceae), no período seco do Ano 4 (*Synechococcus* CC9902, *Candidatus Nitrosopumilus* e *Cyanobium* PCC), bem como no período chuvoso do Ano 5 (Anaerolineaceae e Pirellulaceae). Além disso, outros grupos bacterianos que foram encontrados em alta abundância em todas as amostras de hidrocorais/corais e que merecem destaque foram Rhodobacteraceae e *Sphingobium*. Vale lembrar que Rhodobacteraceae é reconhecido como sendo um patógeno de coral (SUNAGAWA et al., 2009) e está relacionado a recifes impactados pela sedimentação (ZIEGLER et al., 2016). Os resultados indicam que Milleporas e Mussimilias continuam sendo afetados por alterações em seu microbioma, as quais são provocadas pelas mudanças nas características da água e/ou do sedimento no PARNAM Abrolhos, o que inclui a presença de grupos microbianos bioindicadores da influência do sedimento do Rio Doce e dos rejeitos provenientes da

barragem de Fundão. Além disso, o perfil do microbioma dos hidrocorais/corais avaliados sugere a ocorrência de uma disbiose, refletindo assim um desequilíbrio na comunidade microbiana, o que torna os corais mais vulneráveis à futuros impactos ambientais. Vale destacar que o hidrocoral/coral no estado de disbiose, pode tornar o holobionte mais sensível a futuras alterações ambientais, como aquelas relacionadas às mudanças climáticas.

A cobertura por zoantídeos aumentou no topo do recife mais próximo a uma área de descarte de dragagens, mostrando que outros estressores antropogênicos atuam em sinergia com aqueles ligados ao rompimento. Zoantídeos são organismos tolerantes à sedimentação que, quando proliferam, afetam negativamente a cobertura de corais. Apesar das modificações na cobertura dos recifes e da presença de materiais associados ao rompimento no esqueleto de corais, o IBR bioacumulação, para os corais e hidrocorais coletados na região de Abrolhos, indica uma tendência geral de diminuição nas concentrações de metais e As nestes organismos ao longo do tempo. De maneira geral, os maiores valores do IBR bioacumulação foram observados entre o período seco do Ano 1 e o período Chuvoso do Ano 2.

Nos **Recifes Esquecidos**, os mais próximos à foz do Rio Doce, a cobertura de corais do grupo funcional Mussimilias também tendeu a diminuir nos topos dos recifes. Porém, as conclusões sobre a associação entre a variação na cobertura e o rompimento da barragem de Fundão são menos robustas, uma vez que o monitoramento dessa área foi iniciado três anos após o evento. Nos recifes adjacentes ao litoral da **APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz** houve alterações nas comunidades bentônicas após o rompimento, com aumento na dominância por **algas pardas** tolerantes a metais e redução na diversidade e cobertura por outros grupos. A partir do Ano 4 foi observada tendência de melhora neste indicador.

Não há evidências de alterações relacionadas ao rompimento na estrutura das comunidades que recobrem os **bancos de rodolitos**, corroborando o índice de integridade de *habitat*. De maneira complementar, revelamos forte **descontinuidade latitudinal** na estrutura dessas comunidades. Por exemplo, comunidades dos bancos de rodolitos protegidos pela APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz não são equivalentes às aquelas nas adjacências de Abrolhos, que permanecem sem proteção específica. Com relação aos processos ecológicos, os resultados mostram que o **assentamento em placas de colonização artificiais** (introduzidas para estimativa de produção  $\text{CaCO}_3$  e a cobertura de organismos) variou significativamente após o rompimento, com impacto na biomineralização, uma vez que houve aumento na colonização por algas coralináceas incrustantes, organismos mineralizadores típicos de estágios sucessionais iniciais. Os indicadores de saúde dos corais (variáveis relacionadas à fotobiologia, ETRm e Ek, densidade de zooxantelas e concentração pigmentar) mostram estabilidade ao longo de todo o período de monitoramento do PMBA/Fest, com desvios marcantes durante anomalias térmicas positivas (e.g. 2019), seguidos de recuperação. Entretanto, a anomalia térmica prevista para o verão 2023/2024 pode ser crítica para a saúde destes recifes.

### 3 REFERÊNCIAS

- ACQUA, 2016. **Avaliação de elementos químicos em peixes na área de influência do acidente com o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, Mariana, MG. Trecho do Rio Doce.** ACQUA Consultoria e Recuperação de Ambientes Aquáticos Ltda. Belo Horizonte – MG.
- AKKOYUN, M. B., ÖZDEMİR, S., KILINÇ, E., BIRHANLI, E. 2020. Investigations of Hg (II) and Pb (II) tolerance, removal and bioaccumulation and their effects on antioxidant enzymes on thermophilic *Exiguobacterium profundum*. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, 26(5), 1234-1253.
- ALBINO, J., CONTI NETO, N., OLIVEIRA, T. C. A. 2016. The beaches of Espírito Santo. In: Short, A.D., Klein, A.H.F. (Eds.) **Brazilian Beach Systems**. Springer: Sydney. p. 333–361.
- ALBINO, J.; GIRARDI, G; NASCIMENTO, A.K. 2006. Atlas de erosão e progradação costeira do litoral do Espírito Santo. In: Muehe, D. (Org), **Atlas de erosão e progradação do litoral brasileiro**. Brasília: MMA, p. 227-264.
- 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.
- ALMEIDA, E. V.; KÜTTER, V. T.; MARQUES, E. D.; DA SILVA-FILHO, E. V. 2016. First assessment of trace metal concentration in mangrove crab eggs and other tissues, SE Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, n. 7, p. 1-14.
- ALMEIDA, P.I.N, JESUS, H.E, PEREIRA, P.H.F, VIEIRA, C.E.D, BIANCHINI, A, MARTINS, C.M.G, SANTOS, H.F.D. 2023. The microbial profile of rivers and lagoons three years after the impact of the world's largest mining disaster (Fundão dam, Brazil). **Environmental Research**, 216(Pt 4):114710.
- ANGER K. 2001. The biology of decapod crustacean larvae. Lisse: AA Balkema Publishers.
- BECANA, M.; MORAN, J.F.; INTURBE-ORMAETXE, I. 1998. Iron-dependent oxygen free radical generation in plants subjected to environmental stress: toxicity and antioxidant protection. **Plant and Soil**, v.201, p.137–147.
- BIANCHINI, A. 2019. **Monitoramento dos efeitos ecotoxicológicos da pluma de sedimentos oriunda da foz do Rio Doce sobre o ambiente marinho**. Relatório Técnico-Científico - FURG/ICMBio, Rio Grande, RS.BITTENCOURT, A.C.S.P.; DOMINGUEZ, J.M.L.; MARTIN, L.; SILVA, I.R.; DE-MEDEIROS, K. 2007. Past and current sediment dispersion pattern estimates through numerical modeling of wave climate: an example of the Holocene delta of the Doce River, Espírito Santo, Brazil. **Anais Da Academia Brasileira De Ciências**. V. 79. n.2. p. 33-341.
- BLANCHARD, F.; LELOC'K, F.; HILY C.; BOUCHER J. 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. *Marine Ecology Progress Series*, v. 280, p. 249-260.



BLOCH, K., & GHOSH, S. 2022. Cyanobacteria mediated toxic metal removal as complementary and alternative wastewater treatment strategy. **Integrated Environmental Technologies for Wastewater Treatment and Sustainable Development**, 533–548.

BRASIL. MMA, 2014. Portaria MMA N° 445, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Ministério do Meio Ambiente., in: Diário Oficial Da União.

BUCHMAN, M.F. 2008. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) **Screening Quick Reference Tables**. NOAA OR&R Report 08-1, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, 34 p.

CÁRDENAS, A., RODRIGUEZ-R., L. M., PIZARRO, V., CADAVID, L. F., ARÉVALO-FERRO, C. 2012. Shifts in bacterial communities of two caribbean reef-building coral species affected by white plague disease. **The ISME Journal** 6, 502–512.

CHUNG, A.P., COIMBRA, C., FARIAS, P., FRANCISCO, R., BRANCO, R., SIMÃO, F. V, GOMES, E., PEREIRA, A., VILA, M.C., FIÚZA, A., MORTENSEN, M.S., SORENSEN, S.J., MORAIS, P.V. 2019. Tailings microbial community profile and prediction of its functionality in basins of tungsten mine. **Scientific reports**, 9, 1-13.

CORRÊA, J.D.; SILVA, M.R.; SILVA, A.C.B.; LIMA, S.M.A.; MALM, O.; ALLODI, S. 2005. Tissue distribution, subcellular localization and endocrine disruption patterns induced by Cr and Mn in the crab *Ucides cordatus*. **Aquatic Toxicology**, v. 73, n. 2, p. 139-154.

DE ALMEIDA DUARTE, BLASCO, J; CATHARINO M. G. M.; MOREIRA, E. G.; TROMBINI, C.; NOBRE, C. R.; MORENO, B. B.; ABESSA, D. M. S.; PEREIRA, C. D. S. 2020. Lead toxicity on a sentinel species subpopulation inhabiting mangroves with different status conservation. *Chemosphere*, v. 251, p. 126394.

DEBELIUS, B., FORJA, J. M., LUBIÁN, L.M. 2011. Toxicity of copper, nickel and zinc to *Synechococcus* populations from the Strait of Gibraltar. **Journal of Marine Systems**, 88(1), 113-119.

DOMINGUEZ, J.M.L.; BITTENCOURT, A.C.S.P.; MARTIN, L. 1981. Esquemas evolutivos da sedimentação quaternária nas feições deltaicas dos rios São Francisco (SE/AL), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Geociências**. V. 11. n. 4. p. 227-237.

DOMINGUEZ, J.M.L.; BITTENCOURT, A.C.S.P.; MARTIN, L. 1983. O Papel Da Deriva Litorânea de Sedimentos Arenosos na Construção Das Planícies Costeiras Associadas às Desembocaduras dos Rios São Francisco (SE-AL), Jequitinhonha (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Geociências**. V. 13. n.2. p. 98-105.

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.

- DUARTE, L. F.; SOUZA, C. A.; PEREIRA, C. D. S.; PINHEIRO, M. A. A. 2017. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: in situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** V. 145, 367e376. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.051>
- EVANGELISTA, H. et al. 2023. Intake of trace contaminants by corals in Abrolhos reef bank (western South Atlantic) during two decades of coastal impacts. *Continental Shelf Research*, 255: 104946.
- FERNANDES, L., JESUS, H., ALMEIDA, P., SANDRINI, J., BIANCHINI, A., SANTOS, H. 2022. The influence of the Doce River mouth on the microbiome of nearby coastal areas three years after the Fundão Dam failure, Brazil. **Science of the Total Environment**, 807, 151777.
- FOY, C.D.; CHANEY, R.L.; WHITE, M.C. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. **Ann. Rev. Plant Physiol.**, v. 29, p.511-66.
- GAO, P., SUN, X., XIAO, E. 2019. Characterization of iron-metabolizing communities in soils contaminated by acid mine drainage from an abandoned coal mine in Southwest China. **Environmental Science and Pollution Research**, 26, 9585-9598.
- GIBSON, R. N.; ATKINSON, R. J. A.; GORDON, J. D. M. 2006. Role, routes and effects of manganese in crustaceans. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 44, p. 61-83.
- GUO, K., CHENG, C., CHEN, L., XIE, J., LI, S., HE, S. & XIAO, F. 2022. Application of *Deinococcus radiodurans* in the treatment of environmental pollution by heavy metals and radionuclides. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, 331, 655–664.
- HESP, P.A. 2002. Foredunes and blowouts: Initiation, geomorphology and dynamics. **Geomorphology**, v.48, p.245–268.
- IRAWATI, W., PARHUSIP, A. J. N., SOPIAH, N., TNUNAY, J. A. 2017. The role of heavy metals-resistant bacteria *Acinetobacter* sp. in copper phytoremediation using *Eichhornia crasippes* [(Mart.) Solms]. **KnE Life Sciences**, 3(5), 208-220.
- FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 2023. Relatório Anual do PMBA/Fest – RT-43, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 193 pag.
- JACKSON, D. W. T., COOPER, J.A.G. 2009. Geological control on beach form: accommodation space and contemporary dynamics. **Journal of Coastal Research**. Special Issue No. 56. Proceeding of the 10th International Coastal Symposium ICS 2009, v. I, p. 69-72. DOI <http://doi.org/10.2112/1551-5036-85.sp1>
- JESUS D, W. B., DE OLIVEIRA MOTA, T. D. S., SOARES, S. H., PINHEIRO-SOUSA, D. B., DE OLIVEIRA, S. R. S., TORRES, H. S., ... & NETA, R. N. F. C. 2021. Biomarkers and occurrences of heavy metals in sediment and the bioaccumulation of metals in crabs (*Ucides cordatus*) in impacted mangroves on the Amazon coast, Brazil. *Chemosphere*, v. 271, p. 129444.
- KARR, J.R. 2006. Seven foundations of Biological Monitoring and Assessment. *Biologia Ambientale*, 20:7-18.

- KUKI, K.N.; OLIVA, M.A.; PEREIRA, E.G. 2008. Iron ore industry emissions as a potential ecological risk factor for tropical coastal vegetation. **Environmental Management**, v.42, p.111–121.
- LEACH, C.B.; WEITZMAN, B.P.; BODKIN, J.L.; ESLER, D.; ESSLINGER, G.G.; KLOECKER, K.A.; MONSON, D.H.; WOMBLE, J.N.; HOOTEN, M.B. 2023. Revealing the extent of sea otter impacts on bivalve prey through multi-trophic monitoring and mechanistic models. *Journal of Animal Ecology*, 00, 1– 14.
- LONGHINI, C. M., RODRIGUES, S.K., COSTA, E.S., 2022. Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. **Science of The Total Environment**, v. 803, p. 149883. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149883.
- MARIN, V.; ARRANZ, I.; GRENOILLET, G.; CUCHEROUSSET, J. 2023. Fish size spectrum as a complementary biomonitoring approach of freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, v. 146.
- MARTIN L, SUGUIO K, DOMINGUEZ JML, FLEXOR JM. 1997. **Geologia do Quaternário Costeiro do Litoral Norte do Rio de Janeiro e do Espírito Santo**. CPRM (Serviço Geológico do Brasil) e FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo), São Paulo, p 112.
- MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J.M.; ACHANJO, J.D. 1996. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. V. 68. n. 3. p. 389-402.
- MAUN, M.A. 2009. **The Biology of Coastal Sand Dunes**. Oxford, University Press, New York, 265p.
- MÉNDEZ, V., FUENTES, S., MORGANTE, V., HERNÁNDEZ, M., GONZÁLEZ, M., MOORE, E. SEEGER, M. 2017. Novel hydrocarbonoclastic metal-tolerant *Acinetobacter* and *Pseudomonas* strains from Aconcagua river oil-polluted soil. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 17, 1074-1087.
- MILYUKIN, M.V.; GONCHARUK, V.V. 2019. Chemical Monitoring of Organic Ecotoxicants in Aqueous Systems. *J. Water Chem. Technol.* 41, 307–312.
- OLIVEIRA, T.C.A.; ALBINO, J.; VENANCIO, I. 2015. Transporte longitudinal de sedimentos no litoral da planície deltaica do Rio Doce. **Quaternary and Environmental Geosciences**. V. 6. p. 20-25.
- PARK, J.H., CHON, H.T. 2016. Characterization of cadmium biosorption by *Exiguobacterium* sp. isolated from farmland soil near Cu-Pb-Zn mine. **Environmental Science and Pollution Research**, 23(12), 11814-11822.
- 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.
- PETROVÁ N, KISKOVÁ J, KOLESÁROVÁ M, PRISTAŠ P. 2023. Genetic basis of *Acinetobacter* sp. K1 adaptation mechanisms to extreme environmental conditions. **Life (Basel)**, 13(8):1728.

PINHEIRO, M. A. A., SOUZA, F. V. B. D., BOOS, H., & DUARTE, L. F. D. A. 2022. Cytotoxicity, genotoxicity, and impact on populations of the mangrove sentinel species, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae) after an environmental disaster at Cubatão, São Paulo, Brazil. *Nauplius*, v. 30.

PINHEIRO, M. A. A.; SILVA, P. P. G.; DE ALMEIDA DUARTE, L. F.; ALMEIDA, A. A.; ZANOTTO, F. P. 2012. Accumulation of six metals in the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucidiidae) and its food source, the red mangrove *Rhizophora mangle* (Angiosperma: Rhizophoraceae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 81, p. 114-121.

PINHEIRO, M. A. A.; SILVA, P. P. G.; DE ALMEIDA DUARTE, L. F.; ALMEIDA, A. A.; ZANOTTO, F. P. 2012. Accumulation of six metals in the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucidiidae) and its food source, the red mangrove *Rhizophora mangle* (Angiosperma: Rhizophoraceae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 81, p. 114-121.

PSG. **Estudo de Impacto Ambiental: Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro**. Vitória: PSG EQUILIBRIUM DO BRASIL LTDA, 2013. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/EIA/2013/Nutripetro/EIA%20-%20Nutripetro.pdf>

RAMOS, R. J., LEITE, G. R. 2022. Disposition of trace elements in the mangrove ecosystem and their effects on *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda). *BioMetals*, v. 35, n. 5, p. 853-873.

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>

REIS, M.P., SUHADOLNIK, M.L.S., DIAS, M.F., ÁVILA, M.P., MOTTA, A.M., BARBOSA, F.A.R., NASCIMENTO, A.M.A. 2020. Characterizing a riverine microbiome impacted by extreme disturbance caused by a mining sludge tsunami. *Chemosphere*, 253, 126584, 10.1016/j.chemosphere.2020.126584.

RODRIGUES et al., 2016 - RODRIGUES, A.C.D., DOS SANTOS, A.M., DOS SANTOS, F.S., PEREIRA, A.C.C., SOBRINHO, N.M.B.A. Response mechanisms of plants to heavy metal pollution: Possibility of using macrophytes for remediation of contaminated aquatic environments. **Rev. Virtual Quim.**, v.8, p.262–276, 2016. <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20160017>

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.

SÁ, F.; MENOLLI, L. C.; SCHETTINI, E. C.; DA SILVA, C. A.; CAGNIN, R. C.; GOMES, L. E. O.; LIMA, A. T.; BERNARDINO, A. F.; NETO, R. R. 2021. Time-sequence development of metal(loid)s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 769, p. 144532.

SHORT, A.D. 2006. Australian beach systems-nature and distribution. **Journal of Coastal Research**. 22(1):11–27.

SOUZA, A. E. 2016. **Respostas morfofisiológicas em plantas expostas à estressores abióticos decorrentes da exploração de minério de ferro**. 2016. 85f. Dissertação (Mestrado em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários) - Campus Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SOUZA, B. S. & ALBINO, J. 2020. Development and morphodynamics of beaches on horizontal shore platforms on the microtidal southeast coast of Brazil. **Geomorphology**, v. 363, p. 107232.

SUNAGAWA, S., DESANTIS, T.Z., PICENO, Y.M., BRODIE, E.L., DESALVO, M.K., VOOLSTRA, C.R., WEIL, E., ANDERSEN, G.L. MEDINA, M. 2009. Bacterial diversity and White Plague Disease-associated community changes in the Caribbean coral *Montastraea faveolata*. **The ISME Journal**, 3, 512-521.

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.

VILLA, H.; QUINTELA, J.; COELHO, M.L.; ICELY J.D.; ANDRADE, J.P. 1997. Phytoplankton biomass and zooplankton abundance on the south coast of Portugal (Sagres), with special reference to spawning of *Loligo vulgaris*. *Scientia Marina*, 61(2): 123-129.

WANG, M., ZHANG, W., DONG, Z., YANG, Z., ZHAO, J., GUO, X. 2023. Distinct mediating patterns between metal filtering and species coexistence of rare and abundant subcommunities in heavily polluted river sediments. **Environment International**, 172, 107747.

WEINBAUER, M., MOTEGI, C., MIGON, C., MARI, X. 2022. Bacterial abundance, growth and community composition in oligotrophic, metal-rich running waters of Southern New Caledonia. **EGU General Assembly Conference Abstracts**. EGU21-12701.

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

ZIEGLER, M., ROIK, A., PORTER, A., ZUBIER, K., MUDARRIS, M.S., ORMOND, R., VOOLSTRA, C.R. 2016. Coral microbial community dynamics in response to anthropogenic impacts near a major city in the central Red Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 105, 629-640.