

**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 DO PMBA/Fest-  
SÍNTESE INTEGRATIVA ENTRE AMBIENTES**

**RT-42/ JAN23**

**RSE2022 PMBA/Fest**

Daniel Rigo

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Fabian Sá

Vitória,

Janeiro de 2023

## COORDENAÇÕES

### **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)

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Valquíria Ferreira Dutra (UFES)

Vânia Marcia Duarte Pasa (UFMG)

### **Ambientes Costeiro**

Jacqueline Albino (UFES)

#### **Temas**

Diolina Moura Silva (UFES)

Jacqueline Albino (UFES)

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

### **Ambiente Marinho**

Stefano Zorzal de Almeida (UFES)

#### **Temas**

Aginaldo Silva Martins (UFES)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Fabian Sá (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)

Stefano Zorzal de Almeida (UFES)

### **Ecotoxicologia**

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

### **Assessoria Técnica**

Anna Paula Lage Ribeiro

Carolina de Andrade Mello

Fernanda Jurka Alves

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

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

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Caroline De Marchi Pignaton

Karla Pereira Rainha

Kennedy Gera Nishio

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Petrusca Mello Costa Filha

Sidnei Vieira

Wanessa da Costa Cruz

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

Alex Cardoso Bastos

## SUMÁRIO

1	SUMÁRIO EXECUTIVO .....	7
1.1	GLOSSÁRIO DO PMBA/Fest.....	20
1.2	LISTA DE MATERIAL SUPLEMENTAR .....	21
2	AMBIENTE DULCÍCOLA .....	28
2.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	56
3	AMBIENTE COSTEIRO .....	61
3.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	98
4	AMBIENTE MARINHO .....	101
4.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	185
5	REFERÊNCIAS.....	190

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Área de abrangência do monitoramento no ambiente costeiro com destaque às distintas unidades geomorfológicas (costa de falésias associadas à Formação Barreiras e à planície deltaica do Rio Doce associada às unidades do Quaternário), incluindo malha amostral dos diferentes temas (praia, restinga e manguezal) e localização das unidades de conservação. .... 63

Figura 2: Integração dos parâmetros, sedimentológicos, morfodinâmicos, meteoceanográficos, geoquímicos e bentônicos da praia emersa e antepraia nos Compartimentos A, B, B' e C, monitorados na costa do Espírito Santo. Os retângulos coloridos à esquerda indicam o estado morfodinâmico das praias monitoradas (R – refletivo, I – intermediário, D – dissipativo). Setas pretas representam a direção predominante do transporte longitudinal de sedimentos. Setas laranjas representam a direção de transporte da pluma do Rio Doce (em superfície e na coluna d'água). As áreas com limites pontilhados representam regiões preferenciais de acúmulo de lama. A seta laranja pontilhada representa o transporte preferencial de lama pelo fundo. À direita, estão mostrados os perfis topobatimétricos representativos de cada compartimento, com indicadores geoquímicos com valores mínimos e máximos de SQG-q (esquerda: praia emersa; direita: antepraia). O estado da fauna bentônica é representado pela barra com escala variando do branco (nenhuma alteração) ao vermelho (máximo de alterações observadas). As alterações compreendem resultados da diversidade ecológica (densidade, riqueza e diversidade) da macrofauna, meiofauna, nematofauna e grupos chaves analisados que foram diferentes do previsto pela literatura e as relações dos parâmetros ecológicos da fauna com a lama e elementos químicos analisados. As áreas em laranja indicadas pelas setas no perfil topobatimétrico representam as áreas preferenciais de deposição de lama na antepraia. Teores de lama (mínimos e máximos) para antepraia de cada compartimento e os teores de minerais pesados são também destacados (gráfico de pizza: preto - minerais estáveis, cinza claro - instáveis e cinza escuro – minerais ultraestáveis). .... 67

Figura 3: (A) Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e a densidade média (ind/10cm<sup>2</sup>) da meiofauna bentônica da antepraia durante o período de monitoramento, em 5m e 10m. (B) Distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) e da densidade do grupo chave Copepoda (ind/10cm<sup>2</sup>) na antepraia durante o período de monitoramento, em 5m e 10m. .... 71

Figura 4: Distribuição do teor de lama e a densidade média (ind/10cm<sup>2</sup>) da meiofauna bentônica da antepraia durante o período de monitoramento, em 5m e 10m..... 72

Figura 5: Densidade média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2022 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do período Chuvoso de 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest. Campanha janeiro/2020 realizada durante a cheia do Rio Doce; Campanha emergencial fevereiro/2020 realizada pós cheias do Rio Doce. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA – não amostrado devido à pandemia de Covid-19. .... 74

Figura 6: Índice integrado de poluição (IPI) nos sedimentos da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, utilizando como referência os valores descritos pelo EIA-Nutripetro (PSG, 2013). As categorias de classificação levam em consideração quatro níveis de poluição: Baixo (verde), Moderado (amarelo), Alto (vermelho) e Extremamente alto (roxo) de poluição. Coletas realizadas nos períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021), Seco Ano 3 (2021) e Chuvoso Ano 4 (2021/2022). 81

Figura 7: Alerta de Perigo Biológico para as plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga em diferentes períodos de monitoramento: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021), Seco Ano 3 (2021) e chuvoso Ano 4 (2021/2022). Vermelho = valores acima de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em risco em cada estação amostral, Cinza = valores abaixo de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em riscos em cada estação amostral. .... 83

Figura 8: Análise de componente principal (PCA), usando a função biplot com a contribuição de cada variável, utilizando os seguintes parâmetros: concentração de metais ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) no sedimento (vanádio (V), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), arsênio (As), prata (Ag), cádmio (Cd), bário (Ba), chumbo (Pb), cromo (Cr), ferro (Fe), alumínio (Al), manganês (Mn), zinco (Zn) e mercúrio (Hg)); teor de areia e lama (%); MO: matéria orgânica (%);  $\text{CaCO}_3$ : carbonato de cálcio (%), considerando os períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018– março/2019/Ano 1); seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano2); chuvoso\_21 (janeiro-Fevereiro /2021/Ano3); seco\_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano3) e chuvoso\_21/22 (dezembro/2021 – fevereiro/2022/Ano4) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o PMBA/Fest. A) representa o período chuvoso e B) representa o período seco. .... 87

Figura 9Integrada: Anexo 1 Costeiro: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais e efeitos biológicos (biomarcadores) (Índice de Impacto Ecotoxicológico - apresentado por setor) nos diferentes locais amostrais e campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso), a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco) e a Campanha 7 em março de 2022 (período chuvoso). O Setor A é representado pelas estações amostrais avaliadas no ambiente praial Aracruz 1 - Refúgio (ARR) e Aracruz 2 - Putiri (ARP) e pelos manguezais da confluência dos rios Piraquê Açú e Mirim (PAM) e manguezais de franja na área do Revis de Santa Cruz (RSC1 e RSC2), localizados ao sul da foz do Rio Doce. O Setor B é representado pelas praias Doce Sul - Comboios (DSC), Doce Sul - Regência (DSR) e Doce Norte - Povoação (DNP) localizadas nas proximidades da foz do Rio Doce, e pelos manguezais da foz do Rio Doce (FRG) e o Setor C é composto pelas praias Doce Norte – Vila de

Cacimbas (DNC), Doce Norte- Pontal do Ipiranga (DNPI), Doce Norte - Urussuquara (DNU) e Doce Norte - Guriri (DNG) e pelos manguezais do Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM), e Rio Caravelas (RCA), localizados ao norte da foz do Rio Doce. Os espaços em branco com \* nas representações indicam uma lacuna na amostragem, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19. .... 97

## 1 SUMÁRIO EXECUTIVO

O presente documento apresenta o conteúdo do Relatório Semestral de Evolução (RSE2022) do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente (PMBA/Fest), para fins de acompanhamento do seu desenvolvimento por parte da CTBio e Fundação Renova. O período de análise para o RSE2022 foi definido entre setembro de 2018 e março de 2022 (período chuvoso de 2022). Porém, é importante ressaltar que as atividades de campo ficaram suspensas entre março e novembro de 2020, conforme solicitado pela Fundação Renova, tendo em vista a pandemia da COVID-19 no território brasileiro. Assim, a lacuna de dados de campo existente entre os meses citados, apesar de irreparável, foi acordada e é de conhecimento de todos os envolvidos.

O RSE2022 é composto por um relatório técnico-científico e seus respectivos Materiais Suplementares, além do Relatório Semestral de Acompanhamento Gerencial do PMBA/Fest. Para fins administrativos, o RSE2022 é denominado Relatório Técnico 42 (RT-42), e o Acompanhamento Gerencial, por sua vez, RT-42A. O RT-42 é composto por 4 itens: este Sumário Executivo e as Sínteses Integrativas dos Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. As Síntese Integrativas consideram a análise espaço-temporal dos indicadores abióticos e bióticos apontados pelo PMBA/Fest. O Material Suplementar, por sua vez, é enviado como pasta de arquivos eletrônicos e compõe a abordagem técnica do RSE2022, apresentando a metodologia utilizada no PMBA/Fest, bem como os gráficos, tabelas, figuras, diagramas, vídeos, esquemas ilustrativos e mapas que dão sustentação aos resultados reportados no RT-42.

A análise técnico-científica do RSE2022 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 e RRDM – RT39). 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, 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.

Por solicitação da Fundação Renova, foram também incorporados os dados referentes aos macroinvertebrados bentônicos, ictioplâncton e ictiofauna do Ambiente Dulcícola (Anexo 2 do TR4) amostrados entre os meses de maio e dezembro de 2019 pela empresa CEPEMAR - Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda. Estes dados estão presentes no relatório de forma grifada para evidenciar a presença dos mesmos e também no material suplementar referente às matrizes bióticas citadas. Informações referentes a diferentes abordagens entre a CEPEMAR e o PMBA/Fest podem ser encontradas ao longo do texto grifado.

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 RSE2022. 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 pela RRDM, mas anteriores ao PMBA/Fest; **(C)** análise espacial dos resultados entre pontos amostrais impactados e não impactados; **(D)** correlação direta com a presença dos metais característicos do rejeito; **(E)** dados disponíveis na literatura científica; **(F)** dados disponíveis na legislação nacional vigente; **(G)** valores orientadores internacionais; e **(H)** comparação entre os resultados obtidos ao longo da execução do PMBA/Fest.

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

Importante salientar que o conteúdo do RSE2022 é resultante do processamento e análise dos dados obtidos ao longo dos 43 meses de atuação do PMBA/Fest (setembro de 2018 a março de 2022), com ênfase nos dados coletados após a produção do Relatório Anual 2021 (RA2021), nos meses de outubro/21, novembro/21, dezembro/21, janeiro/22, fevereiro/22 e março/22. Para as coletas e análises foram utilizadas as metodologias já descritas anteriormente nos Protocolos de Coleta e Análise do PMBA/Fest e que estão novamente sendo enviadas juntamente ao presente relatório como Material Suplementar.

No que se refere ao monitoramento ecotoxicológico do PMBA/Fest, algumas análises não foram concluídas para o período chuvoso de 2022 em virtude da determinação da Fundação Renova de realização das análises em laboratórios acreditados pelo INMETRO. Neste sentido, em atendimento ao direcionamento da Fundação Renova, foram suspensas as análises de concentrações de metais e arsênio em água, sedimento e biota (músculo de pescado) pelo grupo da Ecotoxicologia da FURG, e por esse motivo, no presente relatório, esses resultados, correlações e análises espaço-temporais não são apresentados em nenhum ambiente monitorado pelo PMBA/Fest para o período chuvoso de 2022 (Ano 4). Em dezembro de 2022 houve o repasse financeiro referente à liberação da primeira parcela do sétimo aditivo ao Acordo de Cooperação Técnico-científico (ACT), celebrado entre Fundação Renova x Fundação Espírito-santense de Tecnologia – Fest x Universidade Federal do Espírito Santo – UFES para viabilizar a contratação dos laboratórios citados e, sendo assim, as mesmas começarão o processo de análise.

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 RSE2022 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 RSE2022, agrupados por Temas e Gerências.

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
TEMA - ECOTOXICOLOGIA	
ADALTO BIANCHINI	JULIANA CASTRO MONTEIRO PIROVANI
BRENDA OLIVEIRA BRITO	LEANDRA MARCIA PEDROSO DALMAS
CAMILA DE MARTINEZ GASPAR MARTINS	LETICIA BARENHO PINHO
CARLOS EDUARDO DELFINO VIEIRA	LIZIANE CARDOSO MARUBE
CHRISTIAN FLORIAN GOBEL	MAYSA DO VALE OLIVEIRA
CIBELE RODRIGUES DOS SANTOS	PATRICIA GOMES COSTA
EDUARDO MEDEIROS DAMASCENO	REGINA COIMBRA ROLA
FILIPPE BERBETI RANGEL	SIMONE RUTZ DA COSTA
HENRIQUE FRAGOSO DOS SANTOS	TACIANA ONESORGE MIRANDA LOPES
HUGO EMILIANO DE JESUS	THAYS DE ANDRADE GUEDES
IRIS PEREIRA FONSECA	VANDA ARTIFON PEREIRA
JULIANA CARRICONDE HERNANDES	YURI DORNELLES ZEBRAL
TEMA - BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS	
ADREANI ARAUJO DA CONCEICAO	LUAN DE OLIVEIRA CERQUEIRA
ADRIANE CRISTINA ARAUJO BRAGA	MARCOS ANTONIO ROCHA HENR
ALEX BARBOSA DE MORAES	MARIANE ROSA THOMAZ DA SILVA
ANNIE DA SILVA CASSAMALI	MATEUS REZENDE COELHO
CRISLANE BARBOSA DAS NEVES	RAFAEL BARBOSA LIMA
EMILAYNE VITORIA PIMENTA FERREIRA	RAVIER SEBASTIAO DE CASTRO ROSA

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
INDIRA OLIVEIRA DA LUZ	RENATA DE OLIVEIRA PATRICIO
JEYSE RAVILA DA SILVA ANDRADE	STEPHANNY CONCEICAO DA SILVA
LEILA DE LOURDES LONGO	THIAGO CAZONI
TEMA – FITOPLÂNTON MARINHO	
ANA REGIA DEPOLI CABRAL DE MACEDO	MARCIO MURILO BARBOZA TENORIO
ARTHUR WEISS DA SILVA LIMA	MARIANA MAGNAGO ALVES
BRENER FREITAS DE ALVARENGA	MYLLENA DA SILVA PEREIRA
GEORGETTE CRISTINA SALVADOR LAZARO	PAULO IIBOSHI HARGREAVES COSTA
KASSIA DO NASCIMENTO LEMOS	PAULO SERGIO SALOMON
KRYRNA STEPHANNY DE MORAIS FERREIRA	STEFANO ZORZAL DE ALMEIDA
LIVIA BONETTI VILLELA	TATIANA VILLALBA VIANA
LUIGE GUSTAVO GERLIEL LOPES DIAS	
TEMA - FUNDOS RECIFAIS	
ALINE SHIMADA DA CRUZ	LELIS ANTONIO CARLOS JUNIOR
CLARA PAIVA PIRES	LEONARDO TAVARES SALGADO
CLEONICE MARIA CARDOSO LOBATO	MATHEUS PIRES SERGIO
DANIELA CHAVES AFONSO	RODRIGO GOMES BARBOSA DA SILVA
DILSON SILVESTRE CAJUEIRO FILHO	RODRIGO LEAO DE MOURA
FERNANDO CASTRO CARDOSO	TAYANA DOS SANTOS LOUZADA
GUILHERME MALAGUTTI DE CASTRO	
TEMA - HIDROGEOQUÍMICA	
ANDRESSA MEIRELES DAVID	FABIAN SÁ
BEATRIZ RODRIGUES CLEMENTINO VORIA	GABRIELE WANDERLEY FERREIRA
BETHANIA DAL COL LEHRBACK	KAROLINE SANTOS TAVARES
CAROLINE DE CASSIA MATOS HERMOGENES	MATEUS ALVES JESUS

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
CESAR ALEXANDRO DA SILVA	NATHALIA MACHADO BETZEL
CLARISSA HEIDERIKUI COMERIO	RAYANA ALVARENGA COSTA
CYBELLE MENOLLI LONGHINI	RENATA CAIADO CAGNIN
DIEGO DE ARRUDA XAVIER	RENATO RODRIGUES NETO
EDUARDO SCHETTINI COSTA	WEBER ADAO RODRIGUES LUZ JUNIOR
ELISA MILÁN CHAVES DE OLIVEIRA	WILLIAN DIAS ARAUJO
JORGE PINTO DA SILVA FILHO	
TEMA – ICTIOPLÂNCTON MARINHO	
ANA CAROLINA FONTOURA VALENTE	LUIZ MANOEL COSENZA
ANA CRISTINA TEIXEIRA BONECKER	MARCIA SALUSTIANO DE CASTRO
CRISTINA DE OLIVEIRA DIAS	MARTA CRISTIANE DE CARVALHO QUINTAS
FABIANA TEIXEIRA BONECKER	RAFAEL OLIVEIRA DE FRANÇA
TEMA - MAPEAMENTO DE HABITAT MARINHO	
ALEX CARDOSO BASTOS	GEANDRÉ CARLOS BONI
ANA CAROLINA RIBEIRO FIESCHI LAVAGNINO	KAREN MARCELLE ROSA DE LIMA
ANA LAURA LOPES PIOL	LAIS DOS SANTOS NEVES
ANTONIO RODRIGUES XIMENES NETO	MAYARA DE OLIVEIRA BANDEIRA
ARTHUR PASCOAL SOARES ALVES	PEDRO SMITH MENANDRO
FERNANDA VEDOATO VIEIRA	
TEMA - MODELAGEM NUMÉRICA MARINHA	
BRUNO BORLINI DUARTE	MARCOS NICOLAS GALLO
DIEGO LUIZ FONSECA	MATHEUS FERNANDES ANDRADE
DOMENIQUE JOELLE SILVA	RENATO DAVID GHISOLFI
GABRIELA CORREA BRASILEIRO	SABRINA APARECIDA RAMOS DA FONSECA
GUSTAVO VAZ DE MELO	SCHIMAILLI LEANDRO BARBOSA

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
JUCA DAMASIO	SUSANA BEATRIZ VINZON
JULIA TAVARES SALVIATO	TAYNA ROSA MARTINS PAIVA
LEO GONÇALVES MACHADO	THIAGO CAMPOS CARLOS
MARCELO DI LELLO JORDAO	
TEMA – SEDIMENTOLOGIA MARINHA	
ANITA GOMES RUSCHI	LIVIA RODRIGUES GARCEZ
ARTHUR SANT ANA CAVICHINI	MARCOS TADEU D AZEREDO ORLANDO
CAIO VINICIUS GABRIG TURBAY RANGEL	MICHELE SARDINHA DE OLIVEIRA
ELEN GRAMAS ROMAO	PEDRO VIEIRA GALVAO DE OLIVEIRA
FLAVIA ACYPRESTE ALFREDO GARONCE	POLIANA DANEZIO DE ASSIS
KAREN LARYSSA OLIVEIRA FADINI	VALERIA DA SILVA QUARESMA
TEMA – ZOOPLÂNCTON MARINHO	
BIANCA SALVADOR	LUIZ FERNANDO LOUREIRO FERNANDES
CRISTIANE SCARTON GOMES DE OLIVEIRA	MARESSA DE OLIVEIRA COSTA
GABRIEL HARLEY COSTA SANTOS	PRISCILA TEIXEIRA AMARAL
GUSTAVO MARTINS ROCHA	SERGIO LUIZ COSTA BONECKER
LAURA RODRIGUES DA CONCEICAO	VITOR DE OLIVEIRA CONCEICAO
LUCIANO ALBERTO ELIA JUNIOR	
TEMA - QUALIDADE DA AGUA E SEDIMENTOS DULCÍCOLA	
CAROLINA DO CARMO SOUZA	PAULO JORGE SANCHES BARBEIRA
DANNIEL BRANDAO MENDES	VANYA MARCIA DUARTE PASA
EMANUEL AUGUSTO DE MATOS CRUZ	VIRGINIA SALETE COTTA PEREIRA
MATHEUS FILIPE DE DEUS SILVA	
TEMA – INTEGRAÇÃO FLUVIO-ESTUARINA	
DIOGO COSTA BUARQUE	MARCO AURELIO COSTA CAIADO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
MURILO BRAZZALI RODRIGUES	LIVIA LUCHI RABELLO
ANTONIO SERGIO FERREIRA MENDONCA	JULIANE AZEREDO FERREIRA
IZABELA TAVARES SPAGNOL	SELENA LOPES CARVALHO
DANIEL RIGO	MONICA DE SOUZA MENDES
JOAO GABRIEL SANTOS CUSTODIO	SAMELA PANDOLFI RODRIGUES DA SILVA
LORENA FRASSON LOUREIRO	SEBASTIAO FRANCISCO TEIXEIRA
MICAEL TURETA ALMEIDA DOS SANTOS	THAYNA PRATA OLIVEIRA
JULIA BONFANTE	
TEMA – FITOPLÂNTON DULCÍCOLA	
ALESSANDRA DELAZARI BARROSO	LARISSA BASSANI DE OLIVEIRA VIGANOR
AMANDA MARTINS BATISTA	MARIA CAROLINE GAVA
FABRICIO BRONZONI DE OLIVEIRA	
TEMA – MACRÓFITA DULCÍCOLA	
BRENNO GARDIMAN SOSSAI	LUCAS DE ALMEIDA SILVA
ISABELA DE LIMA PEREIRA	VALQUIRIA FERREIRA DUTRA
FRANCISCO ALVARO ALMEIDA NEPOMUCENO	
TEMA – PERIFÍTON DULCÍCOLA	
BIANKA GERHARDT ENDLICH	MATEUS SARDI TRANCOSO
CAIO DE ALMEIDA MAESTRI	MIGUEL ANGELO SCARDUA FILHO
IZABELA CLARA MARQUES BALINHAS	VALERIA DE OLIVEIRA FERNANDES
LUCINEIDE MARIA SANTANA	
TEMA – ZOOPLÂNTON DULCÍCOLA	
BIANCA RAMOS DE MEIRA	ISADORA ALVARENGA DE ANDRADE
DEBORAH MARIA DE OLIVEIRA	LEIDIANE PEREIRA DINIZ
EDISSA EMI CORTEZ SILVA	RAQUEL XAVIER CALVI

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
ENEIDA MARIA ESKINAZI SANT ANNA	
TEMA – PRAIAS/BENTOS	
AMANDA MOREIRA DEOLINDO	JACQUELINE DE ALMEIDA NEVES
BRUNA ADENALIAN COELHO TEIXEIRA	KARLA GONÇALVES DA COSTA
CAROLYNA MENDES FRACALLOSSI	LARA SCHULTZ RIZZO
EMANUELY EZIDIO DA SILVA	MARIA CLARA GARSCHAGEN DELLAQUA LUZ
GABRIELA SINGULANI DE BRITO	MARIANA MATHIAS DAS VIRGENS
GEAN ZANETTI	TATHIANA GUERRA SOBRINHO
ISABELA JABOUR E SILVA	VANESSA SIMÃO DO AMARAL
TEMA - PRAIAS/MORFODINÂMICA	
ALEXANDRE BURINI	JACQUELINE ALBINO
DENISE DE SOUSA PAIVA TAGLIARI	JULYANA CAPRINI FARDIN
DIETER CARL ERNST HEINO MUEHE	LUCAS BERMUDES DE CASTRO
GISELI MODOLO VIEIRA MACHADO	LUIZ HENRIQUE SIELSKI DE OLIVEIRA
GUILHERME FELIX SANTOS SILVA	MAITE NODA ZANOTTI
ISABELE CORREIA DOS SANTOS	MATHEUS FRANCA RAMOS
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	

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
ANA FLAVIA DE MORAES BASTOS	LAIS ALTOE PORTO
ANDREIA BARCELOS PASSOS LIMA GONTIJO	LUIZA POEYS DO VALLE
ANTELMO RALPH FALQUETO	MARCELO BARCELLOS DA ROSA
BRENNO NASCIMENTO DE MATTOS	MONICA MARIA PEREIRA TOGNELLA
BRUNNA ROCHA MARTINS	NEILSON VICTORINO DE BRITES JUNIOR
CAMILA PATRICIO DE OLIVEIRA	RAQUEL VIDAL DOS SANTOS LEOPOLDO
DIELLE MEIRE DE SANTANA LOPES	SAMIRA LEITE
EDILSON ROMAIS SCHMILDT	SAULO FURTADO RONCONI VIEIRAS
EDUARDO ALMEIDA FILHO	SAVIA SOARES PASCOALINI
HELIA DEL CARMEN FARIAS ESPINOZA	ULLY DEPOLO BARCELOS
KAREN OTONI DE OLIVEIRA LIMA	VERONICA D ADDAZIO PINHEIRO
TEMA - RESTINGA	
ADRIANO NUNES NESI	MARCELLE LEITE MAINARDI
ALINE DELON FIRMINO	MARCOS ANTONIO BACCARIN
AMANDA GASPARINI DE OLIVEIRA	MARIANA MACHADO ROCHA
ANDREA BITTENCOURT MOURA BACCARIN	MARIELA MATTOS DA SILVA
AUXILIADORA OLIVEIRA MARTINS	OBERDAN JOSE PEREIRA
BRUNA SILVA CORREA	RODRIGO THEOFILO VALADARES
CLEBERSON DOS SANTOS LOUREIRO DA VICTORI	ROMARIO DE OLIVEIRA SILVA JUNIOR
DIOLINA MOURA SILVA	SABRINA GARCIA BROETTO
GEISE DALVI DALCIN	THAIS ARAUJO DOS SANTOS
GISLANE CHAVES OLIVEIRA SILVARES	VANESSA NOGUEIRA SOARES
GUSTAVO HENRIQUE ALVES SILVA	VINICIUS HENRIQUES DE CARVALHO
JULIANA DA SILVA PENHA	WAGNER LUIZ ARAUJO
LIVIA DAVEL GOMES	

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
TEMA – MEGAFAUNA/SOBREVOOS E ROVs	
AGNALDO SILVA MARTINS	JORDANA BORINI FREIRE
AMANDA BARON DI GIACOMO	MARCOS EDUARDO DIAS ROCHA
ANA JULIA OLIVEIRA VIANNA	NELSON BARCELOS PEREIRA
CESAR ROCHA DE MIRANDA XAVIER	MARIA EDUARDA FONSECA CORTES
DANIEL GUSTAVO VON SPERLING DE VASCONCEL	THAMIRES BRIDE VENTURA
JOAO BATISTA TEIXEIRA	THIAGO ORION SIMOES AMORIM
JONATHAS DA SILVA BARRETO	
TEMA – MEGAFAUNA/CETÁCEOS	
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	MYLLA CARLA CESCO FREIRE
GINA NUNES TEIXEIRA	TATIANA LEMOS BISI
HAYDEE ANDRADE CUNHA	VANESSA KUBOYAMA MARQUES DE OLIVEIRA
JOSE LAILSON BRITO JUNIOR	
TEMA – MEGAFAUNA/AVES MARINHAS	
ALINE MITCHELI CARVALHO RAMOS FREGONEZI	LEONARDO MARQUES FURLANETTO
BRUNO DE ANDRADE LINHARES	LUCAS MILMANN DE CARVALHO
CYNTHIA CAMPOLINA DE MELLO VIANNA	LUISA BERTOLINI
GUILHERME TAVARES NUNES	MARCIO AMORIM EFE
GUSTAVO DA ROSA LEAL	MARCIO REPENNING

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
IGOR DA CUNHA LIMA ACOSTA	MARIANA SCAIN MAZZOCHI
LEANDRO BUGONI	
TEMA – MEGAFAUNA/TARTARUGAS MARINHAS	
ALBERTY CLEYTON GASPAR XAVIER	PAULA RODRIGUES LOPES GUIMARAES
JULIANA DE FREITAS JUSTINO	SANDRA LUDWIG
LAIS AMORIM FERREIRA	SARAH MARIA VARGAS
TEMA - ICTIOFAUNA DULCÍCOLA	
AUREO BANHOS DOS SANTOS	NATALIA MARTINS TRAVENZOLI
BRUNO EDESIO DOS SANTOS MELO	PAULA NUNES COELHO
CARLOS EDUARDO FARESin E SILVA	PEDRO SENNA TAYLOR BITTENCOURT
CIDIMAR ESTEVAM DE ASSIS	SANDRA MARCELA HERNANDEZ RANGEL
ERICO MACEDO POLO	SARAH VENTURA CARVALHO
FABIO DE LIMA MUNIZ	SIMONE GOMES DUARTE E MOURA
INGRID DE SOUZA NUNES	TATYANA GOMES SILVA PRATES
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 MARCON	WANDER RIBEIRO FERREIRA
TEMA - ICTIOFAUNA MARINHA	
ALINE QUEIROZ CASTRO	JULIANA BELTRAMIN DE BIASI
ANA CLAUDIA OLIVEIRA DE ALMEIDA	JULIEN CHIQUIERI
ANA PAULA MILLANI GUTIERREZ	KATHIANI VICTOR BASTOS
BRENDA MEDEIROS	KORINA BLUNK DA SILVA
CARLOS WERNER HACKRADT	LARISSA RODRIGUES 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 ZIVIANI BEVITORIO
CECIL BARROZO MENDES	MARCELO SOETH
CIRO COLODETTI VILAR DE ARAUJO	MARIANA ANTUNES DA SILVA
EDUARDA XIMENES DANTAS	MARIANA NASCIMENTO DA SILVA
FABIANA CEZAR FELIX HACKRADT	MARCOS SANTOS BOMFIM
FABIO FERNANDES ROXO	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	NIUMAIQUE GONCALVES DA SILVA
GABRIELA BRAZ LIUTH	PEDRO MORENO VILLATORO REQUENA
GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI	REBEKA FERREIRA MARTINS
GIULIA DA SILVA MARCHIORI	RICARDO ALVES DE OLIVEIRA SOUZA
HELDER COELHO GUABIROBA JUNIOR	RODRIGO FERREIRA BASTOS
HELEN AUDREY PICHLER	RONALDO RUY DE OLIVEIRA FILHO
JEAN CHRISTOPHE JOYEUX	RYAN CARLOS DE ANDRADES
JOAO ALVAREZ DE SA	THIAGO ELEUTERIO RODRIGUES
JOICE DE SOUZA SOARES	VITOR LEONARDO AMARAL RODRIGUES
JULIA POHL ALTAFIN	
TEMA - SEDIMENTAÇÃO ABROLHOS	
CLAUDIO DE MORISSON VALERIANO	LETICIA BASTOS ELLER
EDUARDO DELFINO SODRE	LUCIANA FIGUEIREDO PRADO
ELAINE ALVES DOS SANTOS	MARCUS VINICIUS VAUGHAN JENNINGS LICINIO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
HEITOR EVANGELISTA DA SILVA	NEWTON DE MAGALHAES NETO
JOAO RICARDO COUTINHO DE BARCELLOS	PEDRO ADALBERTO RAMOS BIZELLI
LOGÍSTICA	
FERNANDA PERASSOLI	PEDRO DE SOUZA LAINO
JULIANO CEZAR PINTO PAIXAO	WAGNER RIBEIRO BAIÃO
ESCRITÓRIO DE PROJETOS (ESCPRO)	
ACRE FERNANDES DA SILVA	LUIS OSCAR RODRIGUES BOBADILHA
ANA CAROLINA ALMEIDA OLIVEIRA CHEIBUB	LUIZ OTAVIO DA CRUZ DE OLIVEIRA CASTRO
ARILDO DETEMANN	MARCOS AURELIO BERTUCE
CARLOS GILMAR ZUCOLOTTO JUNIOR	MICHELLE SEQUINE BOLZAN
CARLOS JOSE FRAGA	MURILLO EPIFANIO DE ALMEIDA
CAROLINE DE MARCHI PIGNATON	PATRICIA BOURGUIGNON SOARES
CELESTE MARILY PACHECO	PETRUSCA MELLO COSTA FILHA
CRISTIANE SILVEIRA MACHADO	RAFAEL PETRI
DAVYD CELANTE SANTOS	RAYANO ROCHA RIBEIRO
ELLEN MIDIAN ALMEIDA RAASCH	REJANE RODRIGUES MONTEIRO
EUSTAQUIO VINICIUS RIBEIRO DE CASTRO	ROGERIO PETRI
FERNANDO COUTINHO BISSOLI	ROSANGELA SOARES CAMARGO
JULIANO CEZAR PINTO PAIXAO	SIDNEI VIEIRA
KARLA PEREIRA RAINHA	SABRINA FELIX BERTUANI
KENNEDY GERA NISHIO	VALDEMAR LACERDA JUNIOR
LORENZO COSTA QUEIROZ	WAGNER RIBEIRO BAIÃO
LUCIMAR TADEU SCALZER	WANEISSA DA COSTA CRUZ
EQUIPE DE AVALIAÇÃO INTEGRADA	
AROLDO DOS REIS ROCHA JUNIOR	MAIKON DI DOMENICO

LISTA DE COLABORADORES DO PMBA/FEST	
BEATRICE PADOVANI FERREIRA	MANUELA SANTOS SANTANA
BRENO TRAMONTINI STEFFEN	NADSON RESSYE SIMOES DA SILVA
KYSSYANNE SAMIHRA SANTOS OLIVEIRA	
ASSESSORIA TÉCNICA	
ANNA PAULA LAGE RIBEIRO	LARA GABRIELA MAGIONI SANTOS
CAROLINA DE ANDRADE MELLO	LAURA SILVEIRA VIEIRA SALLES
FERNANDA JURKA ALVES	TARCILA FRANCO MENANDRO

## 1.1 GLOSSÁRIO DO PMBA/FEST

Visando uniformizar a aplicação de conceitos e termos comuns utilizados durante a construção dos documentos que compõem o RSE2022 – RT42, principalmente aqueles que são característicos e inerentes ao PMBA/Fest, alguns termos foram padronizados e os seus respectivos significados são apresentados abaixo:

- **Período seco:** compreende o período entre os meses de abril e setembro.
- **Período chuvoso:** compreende o período entre os meses de outubro e março.
- **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.
- **PMBA/Fest:** sigla referente ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I executado pela Fundação Espírito-santense de Tecnologia.
- **Período de transição:** compreende o período entre os meses de outubro de 2019 até julho de 2022. Período em que se estabeleceram as mudanças de malha e frequência amostrais aprovadas através do ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio.
- **Ano 1:** termo utilizado para se referir ao primeiro ano de monitoramento do PMBA/Fest, compreendido pelo período de setembro/2018 a setembro/2019.
- **Ano 2:** termo utilizado para se referir ao segundo ano de monitoramento do PMBA/Fest, compreendido pelo período de outubro/2019 a setembro/2020.
- **Ano 3:** termo utilizado para se referir ao terceiro ano de monitoramento do PMBA/Fest, compreendido pelo período de outubro/2020 a setembro/2021.
- **Ano 4:** termo utilizado para se referir ao quarto ano de monitoramento do PMBA/Fest compreendido pelo período de outubro/2021 a setembro/2022 (porém, para este relatório abordaremos os dados até março/2022 - período chuvoso do Ano 4).

## 1.2 LISTA DE MATERIAL SUPLEMENTAR

Em seguida, é apresentada a lista de Materiais Suplementares que acompanham o RSE2022 na forma de pasta de arquivos eletrônicos. Os Materiais Suplementares contemplam a metodologia utilizada no PMBA/Fest, além de tabelas, figuras, vídeos, mapas, esquemas e gráficos mais detalhados que foram utilizados ao longo do processo de análise e interpretação dos dados, que auxiliam no subsídio ao entendimento dos resultados abordados no RSE2022. Estes materiais foram identificados e referenciados por meio de siglas que representam o título do arquivo disponibilizado para consulta.

Como forma de subsidiar o entendimento da malha amostral implementada no escopo do PMBA/Fest, são apresentados dois Materiais Suplementares gerais, onde são apresentadas as localizações geográficas das estações amostrais, bem como o mapa amostral de cada Tema (anteriormente chamados de Anexos) e as modificações ocorridas entre o Ano 1 de monitoramento e o período chamado de Transição, que se estendeu de outubro de 2019 até julho de 2022, período compreendido pelo RSE2022 (setembro de 2018 a março de 2022).

O título dos Materiais Suplementares, por sua vez, representa a origem do arquivo, ou seja, o Tema que deu origem ao Material Suplementar. 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 RSE2022 PMBA/Fest.

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
<b>GERAIS</b>	
<b>MAPMBAS1</b>	Malha amostral do PMBA/Fest / Material Suplementar 1
<b>MAPMBAS2</b>	Malha amostral do PMBA/Fest / Material Suplementar 2
<b>AMBIENTE DULCÍCOLA</b>	
<b>ADIFS1</b>	Ambiente Dulcícola / Integração Flúvio-Estuarina / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADIFS2</b>	Ambiente Dulcícola / Integração Flúvio-Estuarina / Material Suplementar 2
<b>ADIFS3</b>	Ambiente Dulcícola / Integração Flúvio-Estuarina / Material Suplementar 3
<b>ADIFS4</b>	Ambiente Dulcícola / Integração Flúvio-Estuarina / Material Suplementar 4
<b>ADLS1</b>	Ambiente Dulcícola / Limnologia / Material Suplementar 1 - Metodologia

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
<b>ADLS2</b>	Ambiente Dulcícola / Limnologia / Material Suplementar 2
<b>ADMIS1</b>	Ambiente Dulcícola/ Tema Mineralogia/ Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADMIS2</b>	Ambiente Dulcícola/ Tema Mineralogia/ Material Suplementar 2
<b>ADQS1</b>	Ambiente Dulcícola / Qualidade da água e do sedimento / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADQS2</b>	Ambiente Dulcícola / Qualidade da água e do sedimento/ Material Suplementar 2
<b>ADQS3</b>	Ambiente Dulcícola / Qualidade da água e do sedimento/ Material Suplementar 3
<b>ADFS1</b>	Ambiente Dulcícola / Fitoplâncton / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADFS2</b>	Ambiente Dulcícola / Fitoplâncton / Material Suplementar 2
<b>ADPS1</b>	Ambiente Dulcícola/ Perifíton / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADPS2</b>	Ambiente Dulcícola / Perifíton / Material Suplementar 2
<b>ADZS1</b>	Ambiente Dulcícola / Zooplâncton / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADZS2</b>	Ambiente Dulcícola / Zooplâncton / Material Suplementar 2
<b>ADMAS1</b>	Ambiente Dulcícola / Macrófitas / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADMAS2</b>	Ambiente Dulcícola / Macrófitas / Material Suplementar 2
<b>ADIMIS1</b>	Ambiente Dulcícola / Tema Ictiofauna, Macroinvertebrados e Ictioplâncton / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADIMIS2</b>	Ambiente Dulcícola / Tema Ictiofauna, Macroinvertebrados e Ictioplâncton / Material Suplementar 2
<b>ADES1</b>	Ambiente Dulcícola / Ecotoxicologia / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>ADES2</b>	Ambiente Dulcícola / Ecotoxicologia / Material Suplementar 2
<b>AMBIENTE COSTEIRO</b>	
<b>ACPS1</b>	Ambiente Costeiro / Praia / Material Suplementar 1 - Metodologia

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
ACPMs1	Ambiente Costeiro / Praia / Morfodinâmica / Material Suplementar 1
ACPGs1	Ambiente Costeiro / Praia / Geoquímica / Material Suplementar 1
ACPBS1	Ambiente Costeiro / Praia / Bentos / Material Suplementar 1
ACPBS2	Ambiente Costeiro / Praia / Bentos / Material Suplementar 2
ACPBS3	Ambiente Costeiro / Praia / Bentos / Material Suplementar 3
ACRS1	Ambiente Costeiro / Restinga / Material Suplementar 1 - Metodologia
ACRS2	Ambiente Costeiro / Restinga / Material Suplementar 2
ACMS1	Ambiente Costeiro / Manguezal / Material Suplementar 1 - Metodologia
ACMS2	Ambiente Costeiro / Manguezal / Material Suplementar 2
ACMS3	Ambiente Costeiro / Manguezal / Material Suplementar 3
ACMS4	Ambiente Costeiro / Manguezal / Material Suplementar 4
ACES1	Ambiente Costeiro / Ecotoxicologia / Material Suplementar 1
ACES2	Ambiente Costeiro / Ecotoxicologia / Material Suplementar 2 - Metodologia
<b>AMBIENTE MARINHO</b>	
AMMS1	Ambiente Marinho / Modelagem / Material Suplementar 1 - Metodologia
AMMS2	Ambiente Marinho / Modelagem / Material Suplementar 2
AMMhS1	Ambiente Marinho / Mapeamento de <i>Habitat</i> / Material Suplementar 1 - Metodologia
AMMhS2	Ambiente Marinho / Mapeamento de <i>Habitat</i> / Material Suplementar 2
AMSS1	Ambiente Marinho / Sedimentologia / Material Suplementar 1 - Metodologia
AMSS2	Ambiente Marinho / Sedimentologia / Material Suplementar 2
AMSAS1	Ambiente Marinho / Sedimentação Abrolhos / Material Suplementar 1 - Metodologia

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
AMSAS2	Ambiente Marinho / Sedimentação Abrolhos / Material Suplementar 2
AMHS1	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 1 - Metodologia
AMHS2	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 2
AMHS3	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 3
AMHS4	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 4
AMHS5	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 5
AMHS6	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 6
AMHS7	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 7
AMHS8	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 8
AMHS9	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 9
AMHS10	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 10
AMHS11	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 11
AMHS12	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 12
AMHS13	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 13
AMHS14	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 14
AMHS15	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 15
AMHS16	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 16
AMHS17	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 17
AMHS18	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 18
AMHS19	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 19
AMHS20	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 20
AMHS21	Ambiente Marinho / Hidrogeoquímica / Material Suplementar 21

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
<b>AMFS1</b>	Ambiente Marinho / Fitoplâncton / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMFS2</b>	Ambiente Marinho / Fitoplâncton / Material Suplementar 2
<b>AMZS1</b>	Ambiente Marinho / Zooplâncton / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMZS2</b>	Ambiente Marinho / Zooplâncton / Material Suplementar 2
<b>AMZS3</b>	Ambiente Marinho / Zooplâncton / Material Suplementar 3
<b>AMIS1</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMIS2</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 2
<b>AMIS3</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 3
<b>AMIS4</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 4
<b>AMIS5</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 5
<b>AMIS6</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 6
<b>AMIS7</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 7
<b>AMIS8</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 8
<b>AMIS9</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 9
<b>AMIS10</b>	Ambiente Marinho / Ictioplâncton / Material Suplementar 10
<b>AMBS1</b>	Ambiente Marinho / Bentos de fundo inconsolidado / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMBS2</b>	Ambiente Marinho / Bentos de fundo inconsolidado / Material Suplementar 2
<b>AMFRS1</b>	Ambiente Marinho / Fundos Recifais / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMICS1</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 1
<b>AMICS2</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 2
<b>AMICS3</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 3

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
<b>AMICS4</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 4
<b>AMICS5</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 5
<b>AMICS6</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 6
<b>AMICS7</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 7
<b>AMICS8</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 8
<b>AMICS9</b>	Ambiente Marinho / Ictiofauna Marinha / Material Suplementar 9 - Metodologia
<b>AMCS1</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMCS2</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 2
<b>AMCS3</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 3
<b>AMCS4</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 4
<b>AMCS5</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 5
<b>AMCS6</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 6
<b>AMCS7</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 7
<b>AMCS8</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 8
<b>AMCS9</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 9
<b>AMCS10</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 10
<b>AMCS11</b>	Ambiente Marinho / Cetáceos / Material Suplementar 11
<b>AMTMS1</b>	Ambiente Marinho / Tartarugas / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMTMS2</b>	Ambiente Marinho / Tartarugas / Material Suplementar 2
<b>AMAMS1</b>	Ambiente Marinho / Aves Marinhas / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMAMS2</b>	Ambiente Marinho / Aves Marinhas / Material Suplementar 2

Sigla do Material Suplementar	Origem do Material Suplementar
<b>AMSbS1</b>	Ambiente Marinho / Sobrevôos e ROVs / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMSbS2</b>	Ambiente Marinho / Sobrevôos e ROVs / Material Suplementar 2
<b>AMSbS3</b>	Ambiente Marinho / Sobrevôos e ROVs / Material Suplementar 3
<b>AMSbS4</b>	Ambiente Marinho / Sobrevôos e ROVs / Material Suplementar 4
<b>AMSbS5</b>	Ambiente Marinho / Sobrevôos e ROVs / Material Suplementar 5
<b>AMES1</b>	Ambiente Marinho / Ecotoxicologia / Material Suplementar 1 - Metodologia
<b>AMES2</b>	Ambiente Marinho / Ecotoxicologia / Material Suplementar 2

## 2 AMBIENTE DULCÍCOLA

Os resultados apresentados para os ambientes fluviais e lacustres monitorados no âmbito do PMBA/Fest foram, na sua maioria, obtidos no Baixo Rio Doce, entre a UHE Eliezer Batista e a foz do Rio Doce. Considerando os diferentes objetos e protocolos de cada estudo que compõem o PMBA/Fest, as malhas amostrais de cada Tema não tiveram sobreposição espacial completa, nem a mesma frequência temporal de coletas. Por outro lado, devido às restrições sanitárias decorrentes da pandemia da COVID-19, existe uma lacuna nos dados do fim do Ano 2 e início do Ano 3, no período de março a novembro de 2020, quando as atividades de campo ficaram interrompidas, obedecendo aos protocolos sanitários federal e estadual. Os dados obtidos no Ano 4 foram comparados àqueles coletados desde o início da execução do PMBA/Fest.

O conjunto dos resultados obtidos deve ser expresso como o grau de ameaça ou risco de perda da biota característica do ecossistema, conforme proposto pela União Internacional para a Conservação da Natureza -IUCN, (IUCN, 2021). Assim, a avaliação desse risco contemplou abordagens nos compartimentos ecossistêmicos abióticos e bióticos, potencialmente resultantes do impacto causado pelo rejeito de minério e os componentes a ele associados.

Estão compreendidos no monitoramento do Ambiente Dulcícola, os seguintes Temas:

- Integração Flúvio-Estuarina;
- Limnologia;
- Mineralogia;
- Qualidade da Água e Sedimento;
- Fitoplâncton;
- Perifíton;
- Zooplâncton;
- Macrófitas;
- Ictiofauna, Macroinvertebrados e Ictioplâncton;
- Ecotoxicologia.

Em termos abióticos, o escopo dos estudos incluiu a análise espacial das médias anuais de precipitação por sub-bacia, as ações de resposta à passagem do rejeito de minério, o saneamento básico, bem como vários índices relacionados ao tratamento de esgotos. Os fluxos de turbidez e de sedimentos foram caracterizados em relação aos valores esperados para a bacia, enquanto o padrão de estratificação térmica foi caracterizado em lagos e lagoas. Estudos mineralógicos foram executados nos ambientes fluviais e lacustres, na busca por tendências espaciais e temporais na gênese,

distribuição e concentração dos minerais. Na procura de assinaturas do rejeito, foram realizadas análises de terras raras em todos os ambientes. A análise química demonstrou a ocorrência de padrões de ocorrência específicos para os elementos e compostos orgânicos avaliados, incluindo a variabilidade espaço-temporal, em cada ambiente amostrado.

Na integração de dados abióticos com seus reflexos na biota, os estudos ecotoxicológicos objetivaram caracterizar a condição de três compartimentos (água, sedimento e biota), por meio de quatro índices: bioacumulação de metais, biomarcadores, testes de toxicidade e composição da comunidade microbiana, além da determinação das concentrações de metais e arsênio (As) na água e no sedimento. Na busca por táxons indicadores de presença de metais ou de condições eutróficas, os estudos da comunidade fitoplanctônica e do perifíton analisaram a riqueza de espécies e a presença e abundância de bioindicadores e da diversidade funcional, além da integração com dados geoquímicos e limnológicos. Os estudos com a comunidade zooplânctônica enfocaram a integração dos dados relativos às concentrações de metais (fração total e dissolvida) com a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton.

Em termos de biodiversidade, os estudos de macrófitas avaliou os indicadores riqueza de espécies, biomassa e bioindicadores de qualidade ambiental, além da presença de espécies exóticas.. As comunidades de macroinvertebrados aquáticos foram avaliadas em relação às condições ecológicas dos pontos de coleta, que foram classificados como impactado, alterado e/ou natural. Finalmente, as comunidades de peixes do Baixo Rio Doce foram avaliadas sob o ponto de vista de sua ecologia, dados genéticos e ictioplanctônicos.

As metodologias dos diferentes Temas do Ambiente Dulcícola estão apresentadas nos seguintes Materiais Suplementares: *ADIFS1* (Integração Flúvio-Estuarina), *ADLS1* (Limnologia), *ADMIS1* (Mineralogia), *ADQS1* (Qualidade da Água e Sedimento), *ADFS1* (Fitoplâncton), *ADPS1* (Perifíton), *ADZS1* (Zooplâncton), *ADMAS1* (Macrófitas), *ADIMIS1* (Ictiofauna, Macroinvertebrados e Ictioplâncton) e *ADES1* (Ecotoxicologia).

Segundo Tema **Integração Flúvio-Estuarina**, historicamente, o período chuvoso apresenta maiores índices pluviométricos nos meses de dezembro e janeiro, sendo que as maiores médias pluviométricas anuais se concentram nas regiões de cabeceira, nas bacias dos rios Piranga e Carmo, formadores do Rio Doce, e dos rios Piracicaba e Santo Antônio, nas quais também ocorreram os maiores deflúvios médios. O período chuvoso do quarto ano do PMBA/Fest (out/2021 a mar/2022) obteve valores de totais pluviométricos próximos daqueles observados no período chuvoso da série histórica anterior ao rompimento da barragem de rejeitos (1985-2014), sendo que em 12 das 17 regiões hidrográficas estudadas, o valor do acumulado de precipitação foi maior que o da série histórica (*Material Suplementar ADIFS2 – Figura 6 a Figura 22*). As bacias que apresentaram acumulados de precipitação mais elevados no período chuvoso do Ano 4 foram as dos rios Carmo, Piranga e Piracicaba, com 1727,8 mm, 1653,4 mm e 1606 mm respectivamente. O período chuvoso do Ano 1 continua sendo o que apresentou menor acumulado de precipitação em todo o período do PMBA/Fest.

O regime de vazões do Rio Doce é determinado pelas precipitações, com estação seca de abril a setembro e estação úmida de outubro a março. O período chuvoso do Ano 1 do monitoramento apresentou valores e vazões médias e máximas diárias ( $519 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $2.584 \text{ m}^3/\text{s}$ , respectivamente) muito inferiores às obtidas nos Ano 2 ( $988$  e  $5.179 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Ano 3 ( $873$  e  $2.889 \text{ m}^3/\text{s}$ ) e Ano 4 ( $1.600$  e  $5.539 \text{ m}^3/\text{s}$ ) (*Material Suplementar ADIFS2 – Figura 23 e Figura 24*). Considerando todo o período de monitoramento do PMBA/Fest, apenas o período chuvoso do Ano 4 apresentou valor de vazão média superior àquela do período chuvoso para a série histórica da estação fluviométrica Colatina (56994500) no período de 1938 a 2014,  $1.229 \text{ m}^3/\text{s}$ .

O maior aporte de água doce que chega à região estuarina da bacia do Rio Doce é advindo de montante do reservatório de Aimorés (UHE Eliezer Batista), que corresponde à porção mineira da bacia. Para o período chuvoso, a média do aporte a montante do reservatório para o Ano 1 foi de 87,3% durante a realização das campanhas (out/2018 a mar/2019). Para o Ano 2, a média do aporte a montante do reservatório foi de 83,2% durante a realização das campanhas (nov/2019 a mar/2020). Para o Ano 3, a média do aporte a montante do reservatório foi de 71,6% durante a realização das campanhas (dez/2020 a fev/2021) e para o Ano 4, a média do aporte a montante do reservatório foi de 72,44% durante a realização das campanhas (nov/2021 a mar/2022). Das sub-bacias a jusante do reservatório, aquela do Rio Manhuaçu (MG) é a que mais contribui com aporte de água doce que chega à região estuarina, seguida da sub-bacia do Rio Guandu (ES) (*Material Suplementar ADIFS2 – Tabela 1 a Tabela 22*).

O *Material Suplementar ADIFS3* apresenta, em formato de planilha eletrônica, uma matriz com síntese do acompanhamento das atas de reuniões do Comitê Interfederativo (CIF) e das Câmaras Técnicas de Restauração Florestal e Produção de Água (CT-FLOR), Segurança Hídrica e Qualidade da Água (CT-SHQA), Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental, (CT-GRSA) e Reconstrução e Recuperação de Infraestrutura (CT-INFRA), referente ao período de 2020 a março de 2022.

Foram identificadas ações de compensação e reparação relacionadas aos temas esgotamento sanitário, manejo de rejeitos, restauro florestal e recuperação de nascentes e APPs, desde novembro de 2015 até março de 2022. Estes dados e informações foram sistematizados como banco de dados em formato de planilha eletrônica, o qual se encontra disponibilizado no arquivo *Material Suplementar ADIFS4*.

O banco de dados apresenta uma síntese de cada um dos programas da Fundação Renova afins aos temas abordados, exibindo metas e a evolução das ações dentro destes programas no período apurado, por meio de gráficos e estimativas de atendimento das metas, além dos valores totais investidos e distribuição por municípios. As linhas do tempo dos programas 25-Revegetação, Enrocamentos e Outros Métodos, 26-Programa de Recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Recargas Hídricas, 27-Programa de Recuperação de Nascentes e 09 - Recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves, assim como a atualização do mapa de repasses do Programa 31-Coleta e Tratamento de Esgoto e Destinação de Resíduos Sólidos (PG31) foram incorporadas ao

banco de dados, estando portanto também disponibilizadas no arquivo *Material Suplementar ADIFS4*. Até março de 2022, estima-se que foram repassados ao PG31, Coleta e Tratamento de Esgoto e Destinação de Resíduos Sólidos, o montante de R\$ 36.067.215,15, o que corresponde a 7,21% do total acordado no TTAC, no valor de R\$ 500.000.000. Quanto às metas de recuperação ambiental estima-se que tenham sido cumpridos até o momento 27,10%, 12,7%, 29,5% e 57,35% dos programas 25 (Revegetação, Enrocamentos e Outros Métodos), 26 (Programa de Recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Recargas Hídricas), 27 (Programa de Recuperação de Nascentes) e 09 (Recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves).

O banco de dados apresenta para todas as ações, discretização por tipo de ação, situação atual, tema e município e, quando possível, informações complementares como, por exemplo, período previsto, coordenadas geográficas, informações quantitativas que auxiliam na caracterização da meta, investimentos e possíveis influências sobre os fluxos de água, sedimentos, nutrientes e metais.

Em relação aos fluxos, na estação E21 foram observados expressivos valores de descargas sólidas totais, com valores mais elevados no período chuvoso do Ano 4, em relação aos demais períodos monitorados (*Material Suplementar ADIFS2 – Figura 25 e Figura 26*). As estimativas de descargas totais médias e máximas diárias corresponderam, respectivamente, a 2.260 t.d<sup>-1</sup> e 36.589 t.d<sup>-1</sup> no Ano 1, 10.700 t.d<sup>-1</sup> e 155.254 t.d<sup>-1</sup> no Ano 2, 5.774 t.d<sup>-1</sup> e 48.635 t.d<sup>-1</sup> para o Ano 3, e 20.809 t.d<sup>-1</sup> e 186.983 t.d<sup>-1</sup> para o Ano 4.

O mesmo ocorreu para fluxos de nutrientes e metais, cujos valores instantâneos médios e máximos estimados nas datas das campanhas foram muito superiores no Ano 4, em relação aos demais anos. Cabe destacar que, para cada ano, foram analisados quantitativos diferentes de amostras, em função da interrupção do monitoramento devido à pandemia da COVID-19.

As estimativas de valores médios e máximos, considerando período chuvoso, para fósforo total (P) foram, respectivamente, 3,2 e 6,1 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 49 e 161 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), 13,7 e 18,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3), e 16,1 e 32,8 t.d<sup>-1</sup> (Ano 4). Para fósforo inorgânico dissolvido (PID), estes valores foram, respectivamente, 0,7 e 1,2 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 2,1 e 3,3 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), 3,6 e 4,2 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3), e 7,2 e 14,0 t.d<sup>-1</sup> (Ano 4). Para nitrogênio total (N), as estimativas de valores médios e máximos foram, respectivamente, 141,5 e 273,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 349,3 e 641,1 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), 381,9 e 523,1 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3), e 632,8 e 1.332,9 (Ano 4). Para nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), os valores foram 55,1 e 88 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 224,9 e 286,3 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), e 217,5 e 237,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3), e 308,6 e 514,9 t.d<sup>-1</sup> (Ano 4) (*Material Suplementar ADIFS2 – Figura 27 e Figura 30*).

Para o alumínio total (Al), as estimativas de valores médios e máximos foram, respectivamente, 7,8 e 10,7 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 152 e 247,9 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2) 155,4 e 220,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3), e 569,6 e 1.55,7 t.d<sup>-1</sup> (Ano 4). Para ferro total (Fe), esses valores corresponderam a 98,3 e 207,9 t.d<sup>-1</sup>, 475,7 e 1.063,6 t.d<sup>-1</sup>, 365,1 e 541,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3) e 1.335,4 e 4.726,7 t.d<sup>-1</sup> (Ano 4). Para o manganês total (Mn), os valores médios e

máximos foram, respectivamente, 1,8 e 2,8 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 7,7 e 13,9 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), 8,2 e 9,1 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3) e 11,8 e 17,9 t.d<sup>-1</sup> (Ano 4) (*Material Suplementar ADIFS2 – Figura 31 e Figura 33*).

Para a calha do Rio Doce, a concentração média de material particulado em suspensão – MPS (60,83±94,07 mg/L) e a turbidez (91,96±149,93 UNT) nas estações amostrais do Rio Doce são elevadas com valores máximos de 574,50 mg/L e 987,00 UNT, respectivamente (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 1*) no período chuvoso do Ano 4. Esses parâmetros são fortemente correlacionados ( $\rho = 0,94$ ,  $p < 0,05$ ) e associados com fósforo total - P<sub>total</sub> (MPS-P<sub>total</sub>  $\rho = 0,77$ ,  $p < 0,05$ ; e Turbidez-P<sub>total</sub>  $\rho = 0,72$ ,  $p < 0,05$ ).

O Tema **Limnologia** identificou que os parâmetros limnológicos não apresentaram variação significativa ( $p < 0,05$ ) entre as estações amostrais da calha do Rio Doce, com exceção para fosfato e amônio, com tendência de redução para jusante e clorofila-a com incremento para jusante. A variação sazonal foi observada nos parâmetros MPS, turbidez, P<sub>total</sub>, fosfato, N<sub>total</sub>, nitrato, clorofila-a e carbono orgânico dissolvido (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 1 e Figura 1*). A influência sazonal foi marcante para o MPS e turbidez, que apresentam valores mais elevados nos períodos chuvosos (*Material Suplementar ADLS2, Figura 1a e b*).

O P<sub>total</sub>, cuja concentração média (114,78±167,33 µg/L) indica condições fluviais eutróficas, apresenta padrão temporal semelhante ao MPS e turbidez. No entanto, as maiores concentrações ocorreram no período chuvoso do Ano 2 (*Material Suplementar ADLS2, Figura 1c*) com concentrações de até 1,13 e 1,32 mg/L para as estações E21 e E22, respectivamente. Fosfato, N<sub>total</sub>, íon amônio e silicato apresentaram as maiores concentrações, 67,07 µg/L (E0), 7,66 mg/L (E22), 213,18 µg/L (E0), 5,89 mg/L (E26) e nos períodos chuvosos do Ano 4, Ano 2, Ano 1, Ano 4 e Ano 4, respectivamente (*Material Suplementar ADLS2, Figura 1d, e, g e h*).

A clorofila-a apresentou concentrações baixas (1,15±1,54 µg/L) que indicam reduzida biomassa fitoplanctônica e tendência para redução das concentrações do Ano 1 para o Ano 4 (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 1 e Figura 1*). A correlação negativa da clorofila-a com os nutrientes (fosfato  $\rho = -0,61$ ; P<sub>total</sub>  $\rho = -0,43$ ; N<sub>total</sub>  $\rho = -0,38$ ; amônio  $\rho = -0,38$ ; e silicato  $\rho = -0,18$ ) sugere a origem alóctone dos nutrientes fluviais, possivelmente da drenagem dos lagos do Baixo Rio Doce. A correlação do MPS foi significativa ( $p < 0,05$ ) com a turbidez ( $\rho = 0,98$ ), fósforo total ( $\rho = 0,71$ ), íon amônio ( $\rho = 0,51$ ) e temperatura da água ( $\rho = 0,50$ ). A variabilidade sazonal não foi significativa ( $p < 0,05$ ) para os parâmetros pH, oxigênio dissolvido, fosfato, íon amônio e carbono orgânico dissolvido (*Material Suplementar ADLS2, Figura 4*).

As concentrações médias de P<sub>total</sub> (111,33±112,79 µg/L) e N<sub>total</sub> (3,78±9,15 mg/L) indicaram condições eutróficas para a estação E17. As concentrações máximas de P<sub>total</sub> (496,54 µg/L) e N<sub>total</sub> (6,20 mg/L) foram registradas no período chuvoso do Ano 1.

A vazão fluvial na estação E21 foi significativamente correlacionada ( $p < 0,05$ ) com o MPS ( $p = 0,94$ ), turbidez ( $p = 0,87$ ),  $P_{\text{total}}$  ( $p = 0,75$ ) e fosfato ( $p = 0,64$ ) e inversamente correlacionada com a condutividade elétrica ( $p = -0,73$ ) e os sólidos totais dissolvidos – STD ( $p = -0,39$ ) indicando o efeito de diluição. As maiores vazões foram registradas no período chuvoso de novembro de 2021 a março de 2022 (C4) com a máxima de  $4.034 \text{ m}^3/\text{s}$ , quando foram registrados os maiores valores de MPS e turbidez.

Para o Rio Guandu (E17), a concentração média do MPS ( $88,63 \pm 108,72 \text{ mg/L}$ ) e a turbidez ( $128,27 \pm 165,72 \text{ UNT}$ ) na estação amostral do Rio Guandu (E17) são consideravelmente elevadas (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 4*), sendo, inclusive, superiores às médias na calha do Rio Doce,  $60,83 \pm 94,07 \text{ mg/L}$  e  $91,96 \pm 149,93 \text{ UNT}$ , respectivamente. Os maiores valores, 700 UNT e  $476,67 \text{ mg/L}$ , foram registrados no período chuvoso do Ano 4.

Para os ecossistemas lacustres (lagos), a concentração de MPS ( $3,82 \pm 4,13 \text{ mg/L}$ ) e a turbidez ( $7,16 \pm 11,57 \text{ UNT}$ ) foram consideravelmente baixas (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 6*) quando comparadas com a calha fluvial do Rio Doce. Turbidez e MPS foram positivamente correlacionados ( $p = 0,60$ ,  $p < 0,05$ ), sendo o MPS associado inversamente relacionado com a transparência da coluna d'água ( $p = -0,41$ ,  $p < 0,05$ ). A transparência nos lagos ( $2,57 \pm 1,25 \text{ m}$ ) variou entre 0,8 no Lago Juparanã e 6,2 m no Lago Nova.

Em termos de biomassa algal, não foi observada correlação ( $p < 0,05$ ) entre a clorofila-a e a transparência e nem com os nutrientes, como esperado. A concentração média de clorofila-a nos lagos do Limão ( $2,16 \pm 2,33 \text{ } \mu\text{g/L}$ ), Nova ( $1,25 \pm 2,25 \text{ } \mu\text{g/L}$ ) e Juparanã ( $3,51 \pm 3,58 \text{ } \mu\text{g/L}$ ) indicaram condições oligotróficas a mesotróficas, embora condições eutróficas com concentrações máximas de 14,87, 24,19 e  $17,37 \text{ } \mu\text{g/L}$  (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 6*), respectivamente, tenham sido registradas no período chuvoso do Ano 1.

Em contraste com as relativas baixas concentrações de clorofila-a a concentração média de  $P_{\text{total}}$  nos três lagos ( $53,42 \pm 73,38 \text{ } \mu\text{g/L}$ ) indicaram condições hipereutróficas registradas no período chuvoso do Ano 2, com concentrações de  $P_{\text{total}}$  de 393,12, 400,03 e  $899,51 \text{ } \mu\text{g/L}$  registradas nos Lagos Limão, Juparanã e Nova, respectivamente (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 6*).

A concentração média de Nitrogênio total ( $N_{\text{total}}$ ) nos três lagos ( $1,58 \pm 2,32 \text{ mg/L}$ ) indicou condições mesotróficas a eutróficas, com condições hipereutróficas também registradas no período chuvoso do Ano 3, com exceção do Lagoa Juparanã cuja maior concentração foi registrada no período seco do Ano 1. As maiores concentrações de  $N_{\text{total}}$  foram 6,60, 4,99 e  $38,08 \text{ mg/L}$  registradas nos Lagos Limão, Juparanã e Nova, respectivamente (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 6*). Em contraste com o sistema fluvial, os lagos apresentaram significativa variabilidade sazonal, com exceção para os parâmetros transparência e íon amônio.

Para os ecossistemas lacustres (lagoas), as concentrações médias de MPS ( $17,71 \pm 28,01$  mg/L) e a turbidez ( $32,78 \pm 41,13$  UNT) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 8*) foram consideravelmente mais elevadas quando comparadas com as estações nos lagos (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 6*). MPS e turbidez parâmetros são positivamente correlacionados ( $\rho = 0,73$ ,  $p < 0,05$ ), sendo o MPS inversamente associado com a transparência da coluna d'água ( $\rho = -0,85$ ,  $p < 0,05$ ). A máxima turbidez ( $203,33$  UNT) foi registrada no período chuvoso do Ano 4 na laguna Monsarás, seguido da lagoa Areão no período chuvoso do Ano 2 ( $174,58$  UNT), quando foram registradas as maiores concentrações de MPS  $158,40$  e  $88,40$  mg/L, respectivamente (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 8*). A transparência nas lagoas ( $0,75 \pm 0,43$ m) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 8*) foi sensivelmente menor do que nos lagos (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 6*), variando entre  $0,1$ m na Lagoa Areão e na Laguna Monsarás e  $2,1$  m na Lagoa Areal.

A concentração média de clorofila-a nas lagoas Areão ( $0,96 \pm 0,35$  µg/L), e Areal ( $3,19 \pm 2,76$  µg/L) e na Laguna Monsarás ( $3,46 \pm 3,26$  µg/L) indicaram condições oligotróficas, embora condições eutróficas com concentrações máximas de  $15,20$  e  $15,07$  µg/L respectivamente na Lagoa Areal e na Laguna Monsarás, (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 8*), tenham sido observadas no período chuvoso do Ano 4.

Em contraste com as concentrações de clorofila-a relativamente baixas, a concentração média de  $P_{total}$  nas três lagoas ( $48,75 \pm 119,52$  µg/L) indicou condições eutróficas, com eventos de hipereutrofia registrados no período chuvoso do Ano 2, com concentrações de  $744,41$ ,  $290,70$  µg/L na Laguna Monsarás no período chuvoso do Ano 2 e na Lagoa Areal no período chuvoso do Ano 3, respectivamente (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 8*).  $P_{total}$  apresentou correlação significativa ( $p < 0,05$ ) com alcalinidade total ( $\rho = 0,32$ ), MPS ( $\rho = 0,27$ ), temperatura ( $\rho = 0,24$ ), turbidez ( $\rho = 0,22$ ), sólidos totais dissolvidos ( $\rho = 0,22$ ), salinidade ( $\rho = 0,21$ ), fosfato ( $\rho = 0,21$ ) e inversamente associada a transparência ( $\rho = -0,36$ ) e oxigênio dissolvido ( $\rho = -0,34$ ).

A concentração média de  $N_{total}$  nas três lagoas ( $2,86 \pm 1,86$  mg/L) indicou condições eutróficas, com eventos hipereutróficos registrados no período chuvoso do Ano 3 na Laguna Monsarás ( $8,19$  mg/L) e na Lagoa Areal ( $5,98$  mg/L) no período seco do Ano 1 (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 8*).  $N_{total}$  apresentou correlação significativa ( $p < 0,05$ ) com MPS ( $\rho = 0,49$ ), íon amônio ( $\rho = 0,49$ ), turbidez ( $\rho = 0,46$ ) e negativamente com a transparência ( $\rho = -0,50$ ), pH ( $\rho = -0,34$ ) e oxigênio dissolvido ( $\rho = -0,30$ ).

A diferença entre as estações amostrais ( $p < 0,05$ ) foi observada para os parâmetros profundidade, transparência, salinidade, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, pH, alcalinidade total, potencial de oxirredução, nitrogênio total, íon amônio e silicato

O sedimento nas estações fluviais do Rio Doce é predominante arenoso ( $90,42 \pm 9,38\%$ ), com uma pequena fração de cascalho ( $9,19 \pm 9,37\%$ ), e pobre em matéria orgânica ( $1,30 \pm 5,09\%$ ) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 2 e Figuras 2a, b e c*). Não houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) dos parâmetros areia, cascalho e matéria orgânica entre as estações amostrais e períodos sazonais

(*Material Suplementar ADLS2, Figura 2a, b e c*), apesar do incremento de lama na estação E26 no período chuvoso do Ano 1, quando o teor alcançou 12,53%, e do incremento de matéria orgânica nessa estação no período chuvoso do Ano 3 com 30,87%. O parâmetro areia foi correlacionado negativamente com cascalho ( $\rho = -0,97$ ,  $p < 0,05$ ) enquanto a lama foi correlacionada positivamente ( $p < 0,05$ ) com as formas de fósforo no sedimento: P-amorfo ( $\rho = 0,37$ ), P-trocável ( $\rho = 0,34$ ), P-orgânico ( $\rho = 0,32$ ), P-cristalino ( $\rho = 0,30$ ) e  $P_{total}$  ( $\rho = -0,30$ ). P-trocável, P-amorfo, P-cristalino sedimento apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os períodos sazonais com maiores concentrações nos Anos 1 e 2 (*Material Suplementar ADLS2, Figura 2c, d e f*), enquanto P-carbonático no período chuvoso do Ano 3 e P-hidroxiapatita no período chuvoso do Ano 4 (*Material Suplementar ADLS2, Figura 2g e h*). O teor de  $P_{total}$  no sedimento é associado a P-amorfo ( $\rho = 0,74$ ), P-orgânico ( $\rho = 0,70$ ) e P-trocável ( $\rho = 0,50$ ).  $P_{total}$  apresentou tendência de redução da concentração do Ano 1 para o Ano 4 (*Material Suplementar ADLS2, Figura 2j*).

A maior parte do transporte de materiais da estação E21 na calha do Rio Doce para o Oceano costeiro ocorre durante as maiores vazões. O fluxo médio de MPS ( $11.329,98 \pm 33.659$  t/d) é 2,7 vezes maior do que o fluxo de material dissolvido ( $4.191,19 \pm 4.751,09$  t/d) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 3 e Figura 3a e b*). Houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para os períodos sazonais entre todos os fluxos estimados. MPS, STD, fosfato,  $N_{total}$ , nitrato, silicato e carbono orgânico dissolvido tiveram os maiores fluxos no período chuvoso do Ano 4 (*Material Suplementar ADLS2, Figura 2a, b, d, e, f, g, h, i, j, g e h*), com exceção de  $P_{total}$  cujo maior fluxo ocorreu no período chuvoso do Ano 2 (*Material Suplementar ADLS2, Figura 2c*).

O sedimento da estação E17 no Rio Guandu é arenoso ( $93,11 \pm 6,93\%$ ) e pobre em matéria orgânica ( $4,72 \pm 18,97\%$ ) e em P-trocável ( $5,77 \pm 18,03$   $\mu\text{g/g}$ ) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 5*). Um abrupto incremento de matéria orgânica foi registrado no período chuvoso do Ano 3, com 30,16%, quando também foram registradas as concentrações máximas de P-trocável (6,22  $\mu\text{g/g}$ ), P-carbonático (13,85  $\mu\text{g/g}$ ), P-detrital (22,18  $\mu\text{g/g}$ ). A maior concentração de P-hidroxiapatita (22,75  $\mu\text{g/g}$ ) ocorreu no período chuvoso do Ano 4 (*Material Suplementar ADLS2, Figura 5h*).

A correlação dos parâmetros do sedimento resultou na areia negativamente associada ao cascalho ( $\rho = -0,54$ ,  $p < 0,05$ ) e lama positivamente correlacionada com P-amorfo ( $\rho = 0,61$ ,  $p < 0,05$ ), P-orgânico ( $\rho = 0,58$ ,  $p < 0,05$ ), P-total ( $\rho = 0,54$ ,  $p < 0,05$ ), P-cristalino ( $\rho = 0,41$ ,  $p < 0,05$ ) e teor de matéria orgânica ( $\rho = 0,40$ ,  $p < 0,05$ ).

O sedimento dos lagos é predominante lamoso ( $99,65 \pm 0,98\%$ ) e orgânico ( $15,49 \pm 11,56\%$ ) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 7*). O conteúdo de lama foi relacionado com P-amorfo ( $\rho = 0,37$ ,  $p < 0,05$ ) e ( $\rho = 0,35$ ,  $p < 0,05$ ) pH e inversamente relacionado com P-trocável ( $\rho = -0,44$ ,  $p < 0,05$ ), fosfato na água intersticial ( $\rho = -0,26$ ,  $p < 0,05$ ) e condutividade elétrica ( $\rho = -0,29$ ,  $p < 0,05$ ). Apenas os parâmetros P-trocável e P-amorfo apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre as estações amostrais. Em relação à variabilidade sazonal, apenas os parâmetros matéria orgânica, condutividade elétrica e

profundidade não apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) (*Material Suplementar ADLS2, Figura 7*).

Embora a granulometria média do sedimento das lagoas seja arenosa-lamosa (areia  $47,70 \pm 42,20\%$  e lama  $51,01 \pm 43,99\%$ ), as três lagoas apresentam características sedimentares bastante distintas (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 9 e Figura 9*). Apenas os parâmetros pH ( $7,12 \pm 0,51$ ) e P-hidroxiapatita ( $4,11 \pm 8,91 \mu\text{g/g}$ ) não apresentaram variação significativa ( $p < 0,05$ ) entre as estações. A Lagoa do Areão tem sedimento essencialmente lamoso ( $99,52 \pm 0,72\%$ ), orgânico ( $13,04 \pm 7,51\%$ ) e com os maiores teores de P-trocável ( $9,40 \pm 1,18 \mu\text{g/g}$ ), P-amorfo ( $63,48 \pm 3,41 \mu\text{g/g}$ ), P-detrital ( $12,91 \pm 2,32 \mu\text{g/g}$ ), além de fosfato na água intersticial ( $261,70 \pm 256,30 \mu\text{g/g}$ ) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 9*). No entanto, a baixa variabilidade no Areão pode dever-se à descontinuidade do monitoramento a partir de outubro de 2019, em função da proibição de acesso à lagoa pelo proprietário da fazenda.

O sedimento da Lagoa Areal, embora também predominantemente lamoso ( $97,69 \pm 7,66\%$ ), é mais orgânico ( $25,67 \pm 7,10\%$ ), chegando a 50,8% no período chuvoso do Ano 1. No lago Areal foram encontradas as maiores concentrações de P-orgânico ( $36,95 \pm 21,48 \text{ mg/g}$ ) e  $P_{\text{total}}$  ( $37,80 \pm 21,44 \text{ mg/g}$ ) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 9*).

A estação E25, na laguna Monsarás, difere das demais pelo sedimento arenoso ( $90,87 \pm 7,30\%$ ), de característica mineral com baixo teor de matéria orgânica ( $2,83 \pm 5,54\%$ ), elevada condutividade elétrica na água intersticial ( $1081,85 \pm 1271,40 \mu\text{S/cm}$ ) e pobre em P-orgânico ( $13,74 \pm 12,86 \mu\text{g/g}$ ) e  $P_{\text{total}}$  ( $173,95 \pm 123,69 \mu\text{g/g}$ ) (*Material Suplementar ADLS2, Tabela 6*).

O conteúdo de lama foi correlacionado com P-total ( $p = 0,81$ ,  $p < 0,05$ ), matéria orgânica ( $p = 0,77$ ,  $p < 0,05$ ), P-cristalino e P-orgânico ( $p = 0,76$ ,  $p < 0,05$ ). Já, a areia foi inversamente correlacionada com lama ( $p = -0,96$ ,  $p < 0,05$ ), P-total ( $p = -0,81$ ,  $p < 0,05$ ), matéria orgânica ( $p = -0,78$ ,  $p < 0,05$ ), P-orgânico ( $p = -0,75$ ,  $p < 0,05$ ) e P-detrital ( $p = -0,75$ ,  $p < 0,05$ ).

Em relação à variabilidade sazonal, apenas os parâmetros condutividade elétrica, matéria orgânica, P-cristalino, areia e lama não apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) (*Material Suplementar ADLS2, Figura 9*).

A **Mineralogia** revelou a ocorrência de caulinita, mica, quartzo, gibbsita, anatásio, rutilo, goethita, hematita e, eventualmente, feldspato-K em amostras de sedimentos coletados no período de out/2018 a mar/2022 em ecossistemas fluviais e lacustres do Baixo Rio Doce. A caulinita foi o mineral majoritário na lama ( $63 \mu\text{m}$ ) desses ambientes, exceto na Lagoa Areal (E24), onde a lama é goethítica. A goethita também representa o oxihidróxido de ferro predominante nos sedimentos de todas as estações amostrais. A proporção dos minerais nos sedimentos variou nos ambientes avaliados ao longo do PMBA/Fest (*Material Suplementar ADMIS2, Figuras 1 a 9*). Até o presente momento, a análise temporal das concentrações minerais não evidenciou variação notável durante os períodos chuvoso e seco. Por

fim, a lama da estação E26 (Regência) se destacou entre os ecossistemas fluviais por apresentar maiores teores de oxihidróxidos de Fe.

O material particulado em suspensão (MPS) dos ecossistemas fluviais e lacustres foi constituído de caulinita, mica, quartzo, gibbsita, goethita e hematita (*Material Suplementar ADMIS2, Figura 10*). Testemunhos de sedimentos de ambientes lacustres apresentaram diferenças marcantes na composição mineralógica (*Material Suplementar ADMIS2, Figuras 11 a 16*). Nos lagos foram identificados caulinita (mineral predominante), mica, gibbsita, quartzo, anatásio, goethita e hematita. Nas lagoas, ambientes deposicionais distintos, uma camada lamosa predominantemente constituída por caulinita e teores ligeiramente mais altos de goethita, e de aproximadamente 45 cm de espessura, foi identificada sobrejacente a uma camada arenosa essencialmente quartzosa na Lagoa do Areão (E23). Os testemunhos de sedimentos das Lagoas do Areal (E24) e Monsarás (E25) mostraram composição majoritariamente goethítica e quartzosas, respectivamente.

Segundo o Tema **Qualidade da Água e Sedimento**, os resultados de contaminantes inorgânicos apresentaram, de modo geral, valores mais elevados se comparados aos obtidos em todos os períodos de cheias já monitorados pelo PMBA/Fest. Destacam-se os valores de Al total e dissolvido em água (*Material Suplementar ADQS2, Figura 1 e 7*) para os rios Guandu e Doce. Em 2022, até os valores de Al dissolvido e Al total para o ambiente lagoas foram bem mais altos, o que não havia sido observado anteriormente. Os teores desse metal estão bem acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA classe 2, com índices de não conformidade para Al- metais solúveis do Rio Doce (*Material Suplementar ADQS2, Tabela 3*) de 0% (Ano 1 ou nov/2018 a mar/2019), 94,4% (Ano 2 ou nov/2019 a mar/2020), 41,7% (Ano 3 ou nov/2020 a mar/2021) e 94,7% (Ano 4 ou nov/2021 a mar/2022). Na *Figura 7 e Tabela 5 do Material Suplementar ADQS2*, observa-se que os valores de Al total em água estão acima do limite NOAA crônico para todas as amostras, ou seja, 100% de não conformidade segundo esse parâmetro internacional, para o Rio Doce, Guandu e lagoas (*Material Suplementar ADQS2, Tabela 6*).

Comportamento similar de elevação dos teores também ocorreu para as concentrações totais de Ba, Fe, V e Pb na água dos rios e lagoas, conforme mostra o *Material Suplementar ADQS2, Figuras 9, 15, 18 e 20*, respectivamente. Ressalta-se que o Vanádio (V) e o chumbo (Pb) são marcadores importantes do rejeito e podem confirmar ainda a presença deste na bacia.

A elevação do Ferro Total foi mais marcante para o Rio Doce e para as lagoas (*Material Suplementar ADQS2, Figura 15*), o que também pode indicar arraste de rejeito depositado nas margens ou nas barragens, em consequência das fortes chuvas do período monitorado. Este comportamento foi muito marcado para o Fe dissolvido no Rio Doce, que mostrou uma grande elevação, assim como nas lagoas, com teores acima do limite NOAA crônico e até CONAMA (*Material Suplementar ADQS2, Figura 4*). Segundo a *Tabela 3 do Material Suplementar ADQS2*, tem-se que 57,9% das amostras do Rio Doce apresentaram o teor de Fe dissolvido acima do limite CONAMA, valor similar ao do Rio Guandu, com 60% de amostras não conformes, no período. Esses índices de não conformidade foram os maiores registrados desde o início do PMBA/Fest (*Material Suplementar ADQS2, Tabela 3*). Entretanto, esses

valores são inferiores aos obtidos pelo PMQQS no mesmo período, conforme mostra a *Figura 37* do *Material Suplementar ADQS2*. São também inferiores aos obtidos pelo IEMA logo após o rompimento da barragem de Fundão, conforme mostram os dados pretéritos (*Material Suplementar ADQS2, Figura 37*).

Chama a atenção o fato de todas as amostras de água analisadas no âmbito do PMBA/Fest apresentarem elevados teores de bário total, bem acima do limite estabelecido pelo CONAMA para águas de classe 2. Este resultado foi observado para todos os ambientes, ou seja, todas as amostras dos lagos, lagoas, Rio Guandu e Rio Doce estão 100% não conformes quanto ao Ba. Este comportamento também pode estar associado à concentração deste metal no solo desta região.

Foi observado que os valores de Fe em sedimentos são mais elevados nos lagos do que nas lagoas, que por sua vez são mais elevados do que àqueles observados nos rios, indicando provável maior lixiviação onde há maior fluxo de água (*Material Suplementar ADQS2, Figura 26*). Isto significa que há uma tendência de redução do teor de Fe em sedimentos em rios e lagoas, ao longo dos anos após o desastre, com manutenção de teores mais altos nos lagos. Observou-se ainda uma tendência de redução da concentração de Fe em sedimentos para o Rio Doce, quando os dados do PMBA/Fest são comparados com os dados pretéritos do IEMA e do PMQQS (*Material Suplementar ADQS2, Figura 35*), com tendência à pequena elevação nas cheias.

Ainda no que se refere aos metais nos sedimentos, destaca-se o elevado o teor de arsênio- As total na Lagoa do Areal (estação 24), com valores bem acima do limite estabelecido pelo CONAMA para águas de classe 2 (*Material Suplementar ADQS2, Figura 21*). Ressalta-se que cromo- Cr teve teores mais elevados nos períodos chuvosos, conforme mostram os valores medidos para os sedimentos de lagoas e lagos (*Material Suplementar ADQS2, Figura 22*). Comportamento análogo foi observado para o Ni em sedimentos de lagos (*Material Suplementar ADQS2, Figura 23*). Esses valores para Cr e Ni ficaram inclusive acima dos limites do CONAMA e NOAA PEL, o que é relevante.

Os principais resultados obtidos para os contaminantes orgânicos demonstraram uma tendência de redução dos contaminantes fenóis totais (*Material Suplementar ADQS3, Figuras 1 a 4*), o que pode ser correlacionado com herbicidas e com a atividade industrial. Os esteróis (*Material Suplementar ADQS3, Figuras 5 e 6*) apresentaram maiores teores no período chuvoso de 2021/2022, retomando aos níveis observados no início do PMBA/Fest (2018/2020). Os compostos PCBs – bifenilas policloradas (*Material Suplementar ADQS3, Figura 7*) apresentaram redução, já os hidrocarbonetos poliaromáticos – HPA (*Material Suplementar ADQS3, Figura 9*), aumentaram significativamente. Aumentaram-se os teores de pesticidas (*Material Suplementar ADQS3, Figura 8*) e de poliaromáticos totais (*Material Suplementar ADQS3, Figura 9*).

Em relação às análises da biota aquática, para o **Fitoplâncton**, foram adicionados 25 novos táxons registrados nas análises quantitativas, as quais foram utilizadas como base para os cálculos dos índices ecológicos da comunidade. Sendo assim, a comunidade passou de 351 táxons registrados até o RA2021 (RRDM, 2021) para 376 táxons registrados no presente relatório, distribuídos em 14 Classes

taxonômicas. Porém, essa adição não foi suficiente para estabilizar a curva de rarefação de espécies, que resume o cenário de registro de novos táxons ao longo das amostragens (*Material Suplementar ADFS2, Figura 1*) realizadas ao longo do monitoramento. Por isso, permanece a necessidade de amostragem contínua, uma vez que a biodiversidade da região do Baixo Rio Doce pode ser ainda maior.

É possível observar, com a variação temporal nos padrões de riqueza (*Material Suplementar ADFS2, Figura 2*), uma tendência de aumento da riqueza durante o período seco para as estações do Rio Doce e das lagoas. O Rio Guandu (E17) apresentou tendência de aumento da riqueza de espécies com o tempo, sendo os valores máximos registrados para o período seco do Ano 3. Nos lagos, houve tendência temporal de redução da riqueza entre os períodos chuvoso 1 e chuvoso 3, entretanto houve tendência de aumento de riqueza ao final do período chuvoso 3 até o chuvoso 4. A baixa riqueza observada no início do monitoramento, para a E17 (Rio Guandu), pode ter sido devida ao forte fluxo e alta turbidez observada no rio, nos primeiros meses de monitoramento. É possível observar grande variação temporal nos valores de riqueza da comunidade fitoplanctônica para a região do Baixo Rio Doce, causadas provavelmente pela heterogeneidade das condições ambientais em função do tempo e do compartimento ambiental analisado. As maiores variações na diversidade beta, observadas para o rio Doce, possivelmente pode ter relação com os eventos de cheia e seca, resultando em diferentes condições ambientais para que a comunidade fitoplanctônica se desenvolva (*Material Suplementar ADFS2, Figura 1C*). Fato contrário foi observado para os lagos, onde a menor variação da diversidade beta possivelmente tem relação com a menor variação ambiental destes ecossistemas quando comparados ao rio. De fato, a ordenação das amostras em função do tipo de ambiente, nos mostra estruturação significativamente diferente, segundo análise permanova, entre os quatro ambientes (*Material Suplementar ADFS2, Figura 3*).

Em relação aos principais índices de diversidade da comunidade fitoplanctônica (diversidade, equitabilidade e dominância) (*Material Suplementar ADFS2, Figura 4*), não foram observadas diferenças discrepantes em relação ao que foi reportado nos relatórios anteriores, mantendo assim o mesmo padrão observado até então, com pequenos picos de diversidade no período chuvoso, entretanto com bastante heterogeneidade dos índices ao longo do tempo. Entretanto, no geral, a diversidade continua ainda em patamares reduzidos quando comparados àqueles observados em estudos anteriores realizados para a região. Não foi observado valor de diversidade ( $H'$ ) acima de 3 (*Material Suplementar ADFS2, Figura 4I-L*). A densidade de células de cianobactérias apresentou valores acima daquele estabelecido na Resolução CONAMA 357 (*Material Suplementar ADFS2, Figura 5E-H*), principalmente para os lagos e também para a estação amostral E25 (lagoa Monsarás), ao final do período seco 3. Para todos os três ambientes avaliados foram registradas espécies de cianobactérias já registradas como produtoras de toxinas em outros ecossistemas brasileiros, o que representa perigo potencial de tais espécies em grandes densidades para a região do baixo Rio Doce.

Dos 376 táxons registrados durante o período de monitoramento, 108 se destacaram como bioindicadores significativos para os ambientes segundo análise IndVal (*Material Suplementar ADFS2,*

Tabela 1). Destes, 54 táxons foram indicadores de lagos, 18 de lagoas, 9 foram típicos para o Rio Doce e 27 para o Rio Guandu. As cianobactérias (*Planktolyngbya limnetica*, *Raphidiopsis raciborskii*, *Dolichospermum planctonicum* e *Aphanocapsa delicatissima*) se destacaram nos lagos, sendo os bioindicadores mais representativos para estes ambientes, o que nos traz um alerta sobre o uso da água destes locais e a presença de grande quantidade de cianobactérias, principalmente quando estas possuem elevado potencial para produção de cianotoxinas. Outros grupos como Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, Dinophyceae também foram bons representantes destes ambientes. As lagoas foram bem representadas, principalmente por algas verdes (*Monoraphidium*, *Botryococcus*, *Hariotina*) e euglenófitas (*Trachelomonas*). Também foram registradas cianobactérias nestes ambientes, entretanto este grupo não se destacou como bioindicador nas lagoas, como no caso dos lagos. O Rio Doce teve boa representatividade de algas flageladas (*Chlamydomonas* e *Cryptomonas*), enquanto que a única cianobactéria indicativa deste ambiente foi (*Synechocystis minuscula*). O Rio Guandu foi representado principalmente por diatomáceas, em sua maioria, organismos comumente registrados em abundância para ambientes lóticos. Poucos táxons de algas verdes e outros grupos se destacaram como bioindicadores significativos neste ambiente.

Em relação ao **Perifíton**, a análise qualitativa revelou a ocorrência de 1171 táxons de algas perifíticas, pertencentes a 19 classes de algas e principalmente a Bacillariophyceae (391 táxons) (*Material Suplementar ADPS2, Quadro 1*), representando um aumento de 104 táxons em relação ao relatório anterior (RRDM, 2022). Considerando a análise quantitativa, houve aumento do número total de táxons registrados de 547 para 591 no intervalo entre o último relatório (RRDM, 2022) e o atual. O Rio Doce e as lagoas foram os ambientes com maior número de espécies exclusivas, indicando a importância desses ambientes para a diversidade regional. A análise de rarefação de espécies indicou que ainda é esperado o registro de novas espécies na bacia do Baixo Rio Doce com a inclusão de novas amostragens, uma vez que ainda não foi observada tendência a estabilização do número de espécies (*Material Suplementar ADPS2, Figura 1A*). As estações do Rio Doce e da Lagoa Monsarás foram as com maior contribuição para a biodiversidade da bacia do Baixo Rio Doce (*Material Suplementar ADPS2, Figura 1B*). Ao longo dos três anos e meio de monitoramento da comunidade perifítica foi observado que a variação da composição de espécies entre as campanhas e as estações amostrais foi maior nas lagoas e menor no Rio Guandu (*Material Suplementar ADPS2, Figura 1C*). Também foi verificado uma maior homogeneização da comunidade durante o período de seca para todos os ambientes. Oitenta e sete táxons foram comuns ao Rio Doce, Rio Guandu, lagos e lagoas (*Material Suplementar ADPS2, Figura 1D*). As lagoas são os locais com mais táxons exclusivos (103), seguido do Rio Doce (86), Rio Guandu (74) e lagos (11). O Rio Doce compartilha grande parte de suas espécies com os demais ecossistemas avaliados.

Quanto à comparação das variáveis descritoras da comunidade perifítica (riqueza por amostra, índices de Shannon e Simpson e equitabilidade; densidade total, clorofila-a, peso seco e percentual de matéria orgânica), não foi observada diferença relevante entre as campanhas que indique recuperação ou impacto na comunidade nas estações amostrais avaliadas (*Material Suplementar ADPS2, Figura 2A-*

P, *Figura 3A-P*). Nos Rios Doce e Guandu, foi possível observar uma tendência ao aumento na riqueza e diversidade de espécies durante os períodos de seca. Nos lagos, não foi observado claro padrão temporal de variação de riqueza e diversidade relacionado com o período chuvoso ou seco, mas sim relacionados com o ambiente estudado. Nas lagoas houve um aumento expressivo da riqueza no período chuvoso do Ano 2 e do Ano 4, principalmente na lagoa Monsarás, porém com baixo reflexo nas alterações dos índices de diversidade. No geral, foi verificado uma tendência de aumento da clorofila-a ao longo do período seco (Anos 1 e/ou 3), principalmente em estações amostrais do Rio Doce e do Rio Guandu. Esses picos de clorofila podem estar relacionados com momentos de maior estabilidade na velocidade de corrente nestes ambientes lóticos (Smith & Duncan, 1999).

A utilização dos Modelos Aditivos Generalizados Mistos para análise temporal da riqueza de espécies demonstrou que no Rio Guandu houve uma tendência de aumento da riqueza de espécies ao longo dos três anos e meio de monitoramento e no Rio Doce houve aumento da riqueza principalmente nos períodos de seca, o que pode estar relacionado aos menores valores de vazão e turbidez. Quanto aos ambientes lênticos, parece haver uma estabilidade da riqueza nos lagos ao longo do período estudado, enquanto nas lagoas houve aumento da riqueza nos períodos chuvosos, principalmente nos Anos 2 e 4 (*Material Suplementar ADPS2, Figura 4A-D*).

As condições ambientais e os metais foram os conjuntos de variáveis com maior contribuição na estruturação da comunidade perifítica e a importância dos conjuntos de variáveis foi dependente da sazonalidade (*Material Suplementar ADPS2, Tabela 1*). No período seco, período sem a influência externa causada pelo escoamento superficial causado pelas chuvas, pode ocorrer o aumento dos efeitos das variáveis ambientais e dos metais sobre a estrutura da comunidade. Além disso, a interação entre o ambiente e os metais foi relevante tanto no período chuvoso quanto seco, sugerindo que os efeitos dos metais são, em parte, dependentes das condições ambientais (relacionados com as variáveis analisadas). A análise das métricas de diversidade em relação a alguns dos metais presentes na bacia do Rio Doce indicou que as variações nas concentrações de alguns metais são importantes na caracterização da biodiversidade de algas perifítica, principalmente nos ambientes lóticos e nas lagoas (*Material Suplementar ADPS2, Tabela 2*). Os efeitos dos metais foram principalmente observados em relação à riqueza e diversidade de espécies. No entanto, os estudos referentes aos níveis de concentrações destes metais e seus efeitos sobre a riqueza e diversidade de espécies na comunidade perifítica ainda são escassos, aumentando a dificuldade de entendimento de como os metais podem afetar a comunidade perifítica na bacia. Complementarmente, mas com menor importância em comparação às condições ambientais e a presença de metais na água, a conectividade entre os ambientes tem influência na composição da comunidade. Esse resultado tem grande relevância, pois sugere que os ambientes adjacentes (rios afluentes, lagos e lagoas) seriam uma possível fonte de propágulos da comunidade perifítica para recolonização do Rio Doce após a passagem do rejeito de minério de ferro oriundo do rompimento da Barragem de Fundão. Portanto, a interrupção da conexão entre eles pode, em algum grau, afetar a recuperação do Rio Doce.

Segundo o Tema **Zooplâncton**, ao longo do período de estudo (outubro/2018 a março/2022), foram identificadas 129 espécies e nenhum dos ambientes atingiu a suficiência amostral, sendo ainda necessária novas coletas para uma estimativa real da biodiversidade zooplanctônica no Baixo Rio Doce (*Material Suplementar ADZS2, Tabela 1*) (*Material Suplementar ADZS2, Figura 1A*). Duas espécies foram exclusivas do Rio Guandu, 10 espécies exclusivas do Rio Doce, 9 espécies exclusivas dos lagos e 9 espécies encontradas apenas nas lagoas (*Material Suplementar ADZS2, Figura 1B*). Duas espécies exóticas foram registradas: o copépode *Mesocyclops ogunnus* que ocorreu em todos os ambientes estudados e o rotífero *Kellicottia bostoniensis*. Menores valores de riqueza (diversidade alfa) e de espécies (Shannon) foram registrados no ambiente fluvial em relação aos sistemas lacustres (*Material Suplementar ADZS2, Figura 2*), corroborando a importância da conectividade biótica na reorganização da comunidade zooplanctônica do Baixo Rio Doce. A biomassa e o recrutamento também foram mais reduzidos nos sistemas fluviais (Rio Guandu e Rio Doce), com tendência de estagnação, o que pode afetar a estabilidade da comunidade em situações de alta predação e/ou amplas variações ambientais (*Material Suplementar ADZS2, Figura 3*). Foi detectada uma tendência de perda de espécies no Rio Guandu ( $F = 6,78$ ;  $p = 0,00252$ ) e perda de traços funcionais no Rio Doce ( $F = 7,55$ ;  $p = 0,007$ ) ao longo dos anos de monitoramento (*Material Suplementar ADZS2, Figura 4A e F*), enquanto para os lagos foi observada tendência de ganho de espécies ( $F = 35,59$ ;  $p < 0.001$ ) (*Material Suplementar ADZS2, Figura 4C*). Para as lagoas, após um pequeno declínio, a riqueza de espécies mostra uma tendência de estabilidade ao longo dos anos ( $F = 3,25$ ;  $p = 0,0214$ ) (*Material Suplementar ADZS2, Figura 4D*). A riqueza funcional dos lagos e lagoas não mostrou variação significativa ao longo do tempo (*Material Suplementar ADZS2, Figura 4G e H*). Apesar da erosão na riqueza funcional e taxonômica da calha fluvial, o Rio Guandu e o Rio Doce suportam uma elevada diversidade beta taxonômica e funcional, independentemente do período hidrológico (*Material Suplementar ADZS2, Figura 5*). Nesse caso, a variação na composição de espécies e de traços entre os ambientes, apresentou um aumento ao longo dos anos de monitoramento, sugerindo que a composição do zooplâncton da calha fluvial apresenta sinais de grande variabilidade. Ainda não há elementos para avaliar se o aumento da diversidade beta na calha fluvial é uma resposta positiva na evolução da qualidade ambiental do Baixo Rio Doce após a passagem e a permanência do rejeito de mineração no ecossistema, uma vez que a calha fluvial ainda está perdendo espécies e traços funcionais. Os metais impulsionaram a diversidade do zooplâncton apenas nas lagoas no período seco (*Material Suplementar ADZS2, Figura 6*), sugerindo que os ambientes rasos são mais vulneráveis à exposição de rejeitos do que lagos profundos. Os processos temporais, no geral, foram os principais impulsionadores da diversidade em ambos períodos hidrológicos (*Material Suplementar ADZS2, Figura 6*).

Os **macroinvertebrados bentônicos** do Baixo Rio Doce foram analisados no âmbito das campanhas do período seco de 2021 e período chuvoso dezembro de 2019/março de 2022 do PMBA/Fest e ainda incorporando dados de 3 campanhas de amostragens no período seco de maio e agosto e chuvoso de novembro de 2019, realizadas pela CEPEMAR – Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda. No projeto do PMBA/Fest foi aplicado o protocolo de avaliação de condições ecológicas em trechos de rios e os pontos de coleta foram classificados em impactado, alterado e

natural e observou-se pouca variação nas condições ecológicas nos pontos amostrais (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 1*) entre os períodos chuvoso e seco (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 2*). No biomonitoramento do PMBA/Fest foram encontrados um montante de 1941 macroinvertebrados no período chuvoso e 5363 indivíduos no período seco nos pontos da calha principal. Nos lagos, foram coletados 2726 macroinvertebrados no período chuvoso, e 1295 no período seco. No geral, predominaram larvas de insetos pertencentes à família Chironomidae e minhocas d'água da classe Oligochaeta, ambos característicos e presentes em altas densidades em locais degradados que apresentam altas concentrações de matéria orgânica (*Material Suplementar ADIMIS2 Figura 3*). Em relação as abundâncias (número de indivíduos) foram observadas diferenças significativas (teste *t Student*,  $p < 0,05$ ) nos pontos P01B, P03 e P08B (calha do Rio Doce) e P07 (ribeirão Palmas), entre os períodos chuvoso e seco (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 6b*) e nos lagos, não houve diferenças significativas (teste *t Student*,  $p > 0,05$ ) entre os períodos sazonais chuvoso e seco (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 3d*). As maiores riquezas de macroinvertebrados foram encontradas nos trechos lóticos categorizados como alterados (P07 – Ribeirão das Palmas) e natural (P09 – Córrego São Pedro Frio), principalmente no período seco (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 6a*) e nos lagos, as maiores riquezas foram encontradas nos lagos do Limão e do Óleo (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 6c*). A classificação em grupos tróficos funcionais (GTFs) dos macroinvertebrados, evidenciaram o predomínio de coletores-catadores e predadores nos ambientes lóticos no período chuvoso e o aumento de filtradores no período seco (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 10*). Nos ambientes lênticos, houve predomínio também de coletores-catadores e filtradores no período chuvoso, e no período seco foi observado aumento do grupo dos raspadores (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 10*). A avaliação da qualidade de água pelo Índice Multimétrico Bentônico evidenciou que no período chuvoso de 2019/2022 nos trechos da calha do Rio Doce predominou águas com qualidade regular, sendo que em alguns trechos a qualidade variou de ruim a boa, e no período seco de 2021 houve um aumento da qualidade das águas (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 11*). Já no biomonitoramento realizado pela CEPEMAR, no período seco (maio e agosto/2019) foram coletados um total de 2468 macroinvertebrados e no período chuvoso (novembro/2019) um total de 1826, considerando trechos lóticos (calha do Rio Doce e tributários) e trechos lênticos (lagos/lagoas). Em todas as campanhas de amostragens, a classe Insecta predominou com mais de 50% dos macroinvertebrados bentônicos identificados (*Material Suplementar ADIMIS2, Figuras 4*) e o gênero *Chironomus* (Chironomidae), mais abundante (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 5*), o qual é associado a ambientes impactados por atividade antropogênicas. A maior riqueza taxonômica nos ambientes lóticos foi encontrada no Rio Guandu (16) no período seco agosto e a menor riqueza (6) foi encontrada no Rio Doce Regência no período seco em maio e agosto de 2019 (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 7*). Nos lagos do Baixo Rio Doce a maior riqueza taxonômica (16) foi encontrada no Lago/Lagoa Nova no período chuvoso em novembro de 2019 a menor riqueza taxonômica foi encontrada no Lago Areal em novembro de 2019 (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 7*). As maiores densidades de macroinvertebrados bentônicos foram encontradas no período chuvoso (campanha 3

novembro/2019) (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 8*). A análise espacial NMDS apresentou as dissimilaridades dos pontos no espaço n-dimensional e três grupos principais foram formados: Grupo A (Lagos Juparanã, Nova, do Limão e Monsarás) com uma fauna bentônica mais diversa e abundante; Grupo B (calha do Rio Doce Linhares, Rio Doce e Rio Doce Regência) com uma fauna menos diversa e menos abundante; Grupo C (Lago do Areal e Boa Vista) com fauna bentônica similares; e o Rio Guandu, separado dos grupos anteriores por suas características limnológicas distintas (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 9*).

O estudo das **Macrófitas Aquáticas** do Baixo Rio Doce indicou a presença de 109 espécies, pertencentes a 72 gêneros e 34 famílias (*Material Suplementar ADMAS2*). Assim como foi observado para o fitoplâncton, o número de táxons aumentou ao longo do tempo, e a curva de rarefação indica que os ambientes ainda não atingiram a suficiência amostral. O acréscimo de espécies ocorreu em todas as estações amostrais, com destaque para E22 (*Material Suplementar ADMAS2*). Dentre as espécies encontradas, *Eichornia crassipes*, *E. azurea*, *Salvinia auriculata* e *S. biloba* são as que necessitam de maior atenção, pois podem se transformar em invasoras altamente competitivas, sendo que *E. crassipes* e *S. auriculata* são espécies exóticas para a bacia do Rio Doce (Ferreira et al. 2016).

A análise de partição da variância evidenciou que no período chuvoso os metais possuem maior influência na estruturação da comunidade de macrófitas, em relação ao ambiente e ao espaço, coincidindo com o período em que as concentrações de metais pesados estão mais elevadas na água (RRDM, 2020). Por sua vez, no período seco, os fatores de maior influência são aqueles relacionados ao ambiente, como as flutuações hidrológicas, principalmente aquelas relacionadas à coluna d'água, que afetam diretamente a composição de macrófitas aquáticas (Maltchik et al. 2005; Van Geest et al. 2005)

Analisando as espécies infestantes citadas acima, a correlação da abundância temporal com a concentração de metais mostrou, mesmo de forma indireta, que altas concentrações de Ba, Cu, Fe, Mn, V e Zn podem afetar a abundância destas espécies, de maneiras diferentes, de acordo com o metal e o táxon. Diversos autores reportaram os efeitos deletérios de altas concentrações de metais na água para macrófitas (por exemplo, Ingole & Bhole 2003; Lizieri et al. 2011). Porém, a maioria dos estudos realizados sobre este assunto foram conduzidos em ambientes controlados, sendo necessário, portanto, cautela na comparação dos dados. A presença destes táxons não indica um problema nos ambientes estudados, já que são bioacumuladores de metal e podem auxiliar na fitorremediação, porém demanda atenção especial no seu acompanhamento e uma possível intervenção no futuro, caso haja necessidade.

A comunidade de **Peixes** do Baixo Rio Doce é composta por 71 espécies, sendo que 47 delas são nativas e 24 são não nativas ou introduzidas. O conjunto representa 14 ordens e 32 famílias, sendo Characiformes, Cichliformes e Siluriformes, as que apresentam maior riqueza de espécies (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 12*). A ictiofauna apresenta uma tendência de empobrecimento de sua

diversidade, que pode ser percebida especialmente nas espécies nativas (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 13*). A evolução temporal ao longo das 31 campanhas de monitoramento mostra uma queda na riqueza e na abundância das espécies ao longo do tempo, tanto para espécies introduzidas quanto para nativas (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 13 e 14*). A diminuição no número de espécies foi significativa para os ambientes amostrados sendo esta diminuição, mais pronunciada para as espécies nativas do que para as espécies introduzidas (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 13*). Em relação à biomassa, foi possível observar um aumento nas médias de biomassa nos períodos chuvosos (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 15*), sendo mais evidente nas espécies introduzidas. Quando se considera a evolução espacial do monitoramento, observa-se que, apesar da proporção de ictiofauna nativa ser maior que a de introduzidas (com exceção do ponto 1, 8, 5 e 10), a proporção de biomassa de introduzidas é superior à de nativas em praticamente todos os pontos (com exceção do ponto 6, Lago do Óleo localizado em Marilândia) (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 16*).

No estudo do monitoramento da ictiofauna dulcícola realizado pela CEPEMAR - Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda (maio a dezembro de 2019) e incorporado neste relatório, observa-se alguns fatores que inviabilizam a utilização dos dados e comparações estatísticas mais robustas com o presente estudo. Do ponto de vista metodológico, o que é apresentado no referido estudo configura um desenho amostral completamente distinto do que é adotado pelo PMBA/Fest. A CEPEMAR adota uma lista de petrechos, pontos amostrais e esforço amostral muito divergente e temporalmente parcial em relação ao adotado pelo PMBA/Fest. Desde ao início do PMBA/Fest, o a equipe de Ictiofauna adotou as diretrizes da International Union for the Conservation of Nature, de monitorar as ameaças à biota nativa característica do ecossistema. Essa abordagem inexistente em todos os tratamentos estatísticos realizados pela CEPEMAR. Embora o texto inclua considerações sobre a relevância das espécies não nativas sobre as espécies nativas, a abordagem estatística desconhece essa separação e portanto, não se reflete na caracterização de indicadores das ameaças à biota nativa. Ainda que não seja usual e aconselhável tal abordagem, abordamos a análise comparativa a partir dos dados de campanhas realizadas pela nossa equipe nos mesmos meses realizados pela CEPEMAR, abrangendo a mesma área amostral (baixo Rio Doce) e apresentamos comparações superficiais quanto à Abundância, Riqueza e Biomassa total do baixo Rio Doce, os gráficos de biomassa total são apresentados separadamente para melhor visualização dos resultados. (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 17*). As discrepâncias dos dois estudos podem ser explicadas pela não sobreposição das malhas amostrais, especialmente pela coleta, por parte da CEPEMAR, no estuário do Rio Doce.

Em relação à reprodução dos peixes ao longo do PMBA/Fest do Baixo Rio Doce, verificou-se no recrutamento de peixes (>190) a hegemonia de espécies introduzidas como os Tucunarés *Cichla monoculus* e *Cichla kelberi*, o Pacu-CD *Metynnis lippincottianus*, o Jacundá *Crenicichla lepidota* e a Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri* nos lagos, enquanto na calha principal do Rio Doce foi a espécie de Tilápia *Oreochromis niloticus* (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 18*). Nos índices

reprodutivos, a relação gonadossomática (RGS) dos peixes mais abundantes da calha do Rio Doce e das lagoas mostraram variações reprodutivas ao longo das 31 campanhas (outubro/2018 a março/2022) de monitoramento da ictiofauna dulcícola com picos reprodutivos maiores nos períodos chuvosos do que no período seco nas diferentes espécies: Lambari *Astyanax lacustris*, Bagre-guri *Genidens genidens*, Piau-branco *Megaleporinus conirostris*, Curvina *Pachyurus adspersus*, Cumbaca *Trachelyopterus striatulus*, Traíra *Hoplias malabaricus*, Tucunaré *Cichla kelberi*, Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri* e Acará *Geophagus aff. brasiliensis* (*Material Suplementar ADIMIS2, Figuras 19 e 20*).

No monitoramento realizado pela CEPEMAR no período seco (maio e agosto/2019) e no período chuvoso (novembro/2019), os valores registrados no número e percentual de indivíduos fêmeas e machos em atividade reprodutiva foram superiores no período chuvoso em lagoas (mencionadas com áreas indiretamente afetadas) do que no Rio Doce (mencionada como área afetada) (*Material Suplementar ADIMIS2, Figuras 21 e 22*). Em relação aos valores de RGS, as espécies mais abundantes mostraram comportamento de modo habitat-específico com valores de RGS superiores nas lagoas do que dos trechos do Rio Doce (*Material Suplementar ADIMIS2, Figuras 23 a-g*). Os resultados mostraram que os peixes do baixo Rio Doce apresentaram condições para o desenvolvimento reprodutivo, porém as maiores atividades reprodutivas foram observadas para a ictiofauna nas lagoas, onde as estratégias reprodutivas são conhecidas e favoráveis quando comparadas com os peixes dos trechos do Rio Doce. Entre as espécies que se destacaram são: *Astyanax lacustris*, *Bairdiella ronchus*, *Cichla kelberi*, *Hoplias malabaricus*, *Hoplosternum littorale*, *Pachyurus adspersus* e *Pimelodus maculatus*.

Adicionalmente, as análises de ecologia trófica das assembleias de peixes mostraram que a riqueza de espécies por guilda trófica é maior nas espécies nativas, com predomínio dos carnívoros e onívoros (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 24a*). Já a biomassa, foi maior nas espécies introduzidas, com destaque para as guildas tróficas dos carnívoros, detritívoros e onívoros (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 24b*). Ao considerar a evolução espacial no monitoramento, houve maior riqueza de guildas tróficas nos pontos de amostragem localizados na calha do Rio Doce, especificamente nos pontos P2 (localizado em Marilândia) e P3 (em Linhares) (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 25a*) e menor abundância de carnívoros e piscívoros na calha do Rio Doce (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 26b*). Na evolução temporal, tanto as espécies nativas como as não nativas de hábitos bentófagos (como por exemplo, Peixe-flor *Awaous tajasica* e o Barrigudinho *Poecilia vivipara*) tiveram uma tendência de redução em sua abundância ao longo do monitoramento. Além disso, quando comparamos as guildas tróficas das espécies introduzidas e nativas dos predadores de topo de cadeia, nota-se, no monitoramento, maior abundância de carnívoros e piscívoros (como por exemplo, Tucunarés *Cichla kelberi* e piranhas-vermelha *Pygocentrus nattereri*) introduzidos (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 26*).

No monitoramento realizado pela CEPEMAR, é importante frisar que o alto índice de estômagos vazios, o reduzido número de espécies utilizadas para análise e a classificação dos itens alimentares divergem daquelas encontradas e utilizadas pelo PMBA/Fest, portanto não é possível fazer inferências comparativas nem explorar aspectos ecológicos quanto à estruturação trófica da comunidade de peixes. A análise de biologia trófica apresentou a dieta de seis espécies de peixes mais abundantes durante o monitoramento (Lambari *Astyanax bimaculatus* (sic), Mandi *Pimelodus maculatus*, Tamboatá *Hoplosternum littorale*, Traíra *Hoplias malabaricus*, Bagre *Genides genidens* e Pescada *Bairdiella ronchus*). Dentre essas espécies, apenas *Genides genidens* apresentou maior diversidade de itens alimentares (IAi – índice de importância alimentar) no Rio Doce (áreas afetadas) comparado as lagoas (áreas indiretamente afetadas), com destaque para o item alimentar Mollusca. Por outro lado, as outras espécies avaliadas foram observadas com maior diversidade de itens alimentares em lagoas (consideradas no relatório da CEPEMAR como áreas indiretamente afetadas), representadas principalmente pelas categorias alimentares Mollusca, Crustacea e Invertebrados (Material Suplementar ADIMIS2, Tabela 1).

No PMBA/Fest, as análises de DNA *Barcode* indicaram que a diversidade da ictiofauna do Rio Doce é subestimada. Análises de descoberta de espécies baseadas em único locus foram feitas utilizando quatro métodos distintos, os quais delimitaram mais espécies (bgmyc = 153; locmin = 163; mptp = 139; gmyc = 159) do que o número de espécies reconhecidas morfologicamente que foi de 118 espécies. Dentro das 51 espécies confirmadas, foram identificadas oito espécies com diversidade críptica na bacia do Rio Doce.

Análises genético-populacionais utilizando múltiplos marcadores moleculares foram realizadas para sete espécies: Lambari *Astyanax lacustris*, Deuterodon *intermedius* e Knodus *moenkhausii* Acará *Geophagus brasiliensis*, Traíra *Hoplias malabaricus*, Curvina *Pachyurus adspersus* e Barrigudinho *Poecilia vivipara*, considerando as amostras coletadas durante período compreendido entre 2018 e março de 2022. Análises com os marcadores microssatélites indicaram que todas as sete espécies apresentaram níveis de endogamia elevados e todos significativos (Material Suplementar ADIMIS2, Tabela 2). Os índices de Garza-Williamson (G-W) foram significativos para todas as espécies, indicando a ocorrência de gargalo populacional recente (Material Suplementar ADIMIS2, Tabela 2), o que pode ser a causa da endogamia encontrada. Em contrapartida, os índices de fixação ( $F_{ST}$ , que mede a estruturação genética populacional), foram baixos ( $<0,10$ ) para todas as espécies, com valores significativos somente para *P. adspersus* e *P. vivipara*, cujas populações encontram-se espacialmente segregadas, embora de maneira sutil.

A estruturação genética populacional entre os pontos de coleta foi baixa para todas as espécies (Material Suplementar ADIMIS2, Tabela 1). Na comparação temporal somente duas espécies, *A. lacustris* ( $F_{ST} = 0,167$ ,  $p < 0,001$ ) e *P. vivipara* ( $F_{ST} = 0,139$ ,  $p < 0,001$ ), apresentaram valores significativos para o índice de fixação ( $F_{ST}$ ). O DAPC para cada espécie mostra uma ampla sobreposição entre os Componentes Principais (PCs) da variabilidade genética das populações entre

os anos (*Material Suplementar ADGS1, Figura 4 a 10*), com exceção de *A. lacustris*, que apresentou distinção do Ano 2 em relação aos demais (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 3*) e *K. moenkhausii*, que apresentou distinção do Ano 1 em relação aos demais (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 7*).

Os índices de diversidade baseados nos microssatélites indicaram uma tendência de baixa diversidade genética para todas as espécies, sendo que *A. lacustris* e *D. intermedius* tiveram a maior diversidade gênica média (*Material Suplementar ADIMIS2, Tabelas 3-9*). Também foi possível observar uma estabilidade temporal nos índices de diversidade de ambas as espécies nos três anos de amostragem. Os genes mitocondriais (COI e Cytb), em sua maioria, foram concordantes entre si e superiores aos encontrados com os dados de microssatélites para todas as espécies, com exceção de *P. adspersus* (*Material Suplementar ADIMIS2, Tabelas 10-16*).

As análises de diversidade filogenética detectaram diminuição substancial (21%) da diversidade filogenética e funcional das comunidades de peixes nativos na comparação entre o Ano 1 (PD = 22.348) e o Ano 2 (PD = 17.578), porém o mesmo não ocorreu na comparação entre o Ano 2 e o Ano 3 (PD = 17.947). Também houve decréscimo da diversidade filogenética considerando espécies nativas e introduzidas entre o Ano 1 (PD = 32.561) e o Ano 2 (PD = 27.410), porém como um decréscimo menor, de apenas 16%. Na comparação entre o Ano 2 e o Ano 3 (PD = 26.943), novamente houve uma tendência de estabilidade na diversidade filogenética. A perda relativa de diversidade filogenética de comunidades de peixes nativos foi maior na comparação com a comunidade total, indicando que as espécies nativas foram as mais impactadas pelo rompimento da barragem. A hipótese mais provável é que espécies nativas, que tem maior grau de singularidade filogenética e ecológica, entraram em extinção local e estão sendo substituídas pelas espécies introduzidas, resultando em uma simplificação da diversidade funcional das comunidades. As espécies nativas da guilda bentófago, que interagem diretamente com os sedimentos depositados, inclusive rejeitos, aparentemente são o grupo mais afetado (maior taxa de extinção local) e que tem sido a principal causa da diminuição da diversidade filogenética.

Na comparação entre as comunidades de peixes do Alto e do Baixo Rio Doce, observou-se que a diversidade filogenética das assembleias de espécies nativas é 30% maior na região do Alto Rio Doce (PD = 31.829), em comparação com a das assembleias de espécies nativas do Baixo Rio Doce (PD = 22.348). A diferença passou a ser de 10% quando as espécies nativas e introduzidas foram consideradas em conjunto. Apesar disso, a comunidade de peixes do Alto Rio Doce continuou com diversidade filogenética (PD = 36.051) superior às do Baixo Rio Doce (PD = 32.561). Os resultados da comparação entre o Baixo e o Alto Rio Doce ajudam a reforçar a hipótese de que houve uma contribuição desproporcional das espécies introduzidas nas assembleias de peixes, principalmente do Baixo Rio Doce, as quais estariam iniciando um processo de substituição das espécies nativas daquela região.

No estudo do monitoramento do **lctioplâncton** dulcícola realizado pela CEPEMAR - Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda (ANEXO 2 - maio a dezembro de 2019), incorporado neste relatório, foi observado alguns indícios de problemas estruturais na planilha de dados base e no RELATÓRIO FINAL CONSOLIDADO CPM RT 101/20 do ANEXO 2 – CEPEMAR que colocam em suspeição a confiabilidade dos dados, inviabilizando, portanto, uma análise comparativa aprofundada dos padrões reprodutivos dos peixes no baixo Rio Doce. Sobre o aspecto metodológico descrito no relatório CPM RT 101/2, é possível observar que apesar de um amplo esforço amostral realizado entre maio e dezembro de 2019, os resultados apresentados com a captura de 8 ovos e 387 larvas é muito abaixo do esperado. Nos anos posteriores, durante o início do PMBA/Fest no baixo Rio Doce, a abundância de captura foi muito superior (conforme descrito adiante). As densidades de ovos de peixes apresentaram resultados maiores que zero somente nos pontos 18, 20, 21 e 26, mas em pequena escala, não possibilitando, portanto, uma análise comparativa que indique os principais locais de desova do baixo rio Doce (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 34*). A densidade de larvas, com base nas 387 capturas registradas durante todo o período no ANEXO 2 – CEPEMAR, indica que há uma predominância de larvas nos pontos 25 e 26 (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 35*). O ponto 25 é na Laguna Monsarás, que devido à sua característica de interação marinha e dulcícola foi registrado larvas de espécies de ambos os ambientes. O ponto 26 é na foz do rio Doce, e foi a localidade que concentrou as maiores densidade de larvas. Entretanto, com base somente nos dados no ANEXO 2 não é possível inferir que a foz do rio Doce é um importante zona de deriva e retenção de larval para o desenvolvimento, uma vez que, a baixa taxa de captura de maneira geral (387 larvas no total) compromete uma avaliação comparativa de forma significativa.

A composição das larvas registradas no âmbito do ANEXO 2 – CEPEMAR aponta a família, Hemiramphidae como a mais abundante, com 6,6 larvas/10m<sup>3</sup> seguida por Pimelodidae com 2,7 larvas/10m<sup>3</sup> (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 36*). A família com menor representatividade de ocorrência larval foi Atherinidae, com 0,08 larvas/10m<sup>3</sup>. Entretanto, a maior densidade larval não foi identificada em nenhum nível taxonômico (175 larvas de um total de 387). Além da ausência de identificação de grande parte das larvas, também foi possível observar erros de identificação nas únicas fotos apresentadas do relatório CPM RT 101/20. A Figura 5.2.2-3 do RELATÓRIO FINAL CONSOLIDADO CPM RT 101/20 exemplifica as larvas mais abundantes registradas no estudo, sendo a primeira descrita como não identificada, notadamente é uma larva do gênero *Prochilodus* spp., a segunda larva é da espécie *Hyporhamphus unifasciatus* e foi identificada corretamente como Hemiramphidae mas a nível de família, e por último a larva da espécie de peixe *Pygocentrus nattereri* (conhecida como Piranha, erroneamente identificada como *Hoplias* sp. (conhecida como Traíra). A ausência de identificação taxonômica da maior parte das larvas registradas, somado aos erros de identificação, prejudica avaliações sobre o aspecto da composição de espécies. Avaliações que dependem de uma melhor resolução taxonômica da composição larval, mesmo basais, como por exemplo, a predominância de larvas de espécies de origem marinha/estuarina ou dulcícola nos ambientes do estudo (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 38*) ficam comprometidas.

Temporalmente, foi possível observar uma tendência de aumento nas densidades de larvas com o início do período chuvoso, nos meses de novembro e dezembro de 2019 (Material Suplementar ADIMIS2, Figura 37). Esse padrão é esperado, pois grande parte das espécies de peixes neotropicais tem reprodução sazonal. A elevação da vazão dos rios, é um dos principais gatilhos reprodutivos das espécies de peixes que dependem do fluxo. A presença de larvas em menor abundância ao longo do período de estiagem amostrado (entre maio e setembro) está relacionado às espécies de peixes que reproduzem durante todo o ano, e que não requerem condições específicas do fluxo para desovarem.

Entretanto, em relação às análises de ictioplâncton, durante o PMBA/Fest no baixo Rio Doce, entre dezembro de 2020 e março de 2022 foram coletados um total de 8.485 ovos e 4.783 larvas. Os períodos que apresentaram as maiores densidades de ovos e larvas foram no período chuvoso de 2021/2022 (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 28*). Houve captura de ovos e larvas nas 11 estações de amostragem do presente estudo (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 27*). As estações de amostragem da calha do Rio Doce concentraram as maiores densidades de ovos e larvas, diferindo significativamente tanto para ovos (teste de Kruskal-Wallis  $H = 10$ ,  $n = 669$ ,  $p = 0,000$ ) quanto para larvas (teste de Kruskal-Wallis  $H = 10$ ,  $n = 669$ ,  $p = 0,000$ ). Entretanto, diferentemente dos resultados somente do Ano 3, quando incorporados os resultados também do Ano 4, é possível observar a atividade reprodutiva nos afluentes, ainda significativamente inferior à deriva de ovos e larvas que ocorre nas estações da calha do Rio Doce (*Material Suplementar ADIMIS2, Figuras 29 e 30*). O afluente que apresentou maiores densidades de ovos foi o P10 (São José a montante do lago Juparanã). O rio Santa Maria, impulsionado pela reprodução da Piranha-vermelha, *Pygocentrus nattereri*, que é introduzida na bacia, apresentou as maiores densidades de larvas entre os tributários amostrados.

Entre as estações de amostragem localizadas na calha do Rio Doce, as densidades de ovos e larvas foram maiores nas estações de amostragem P2, em Colatina. Entretanto, com exceção da estação P1, as diferenças nas densidades de ovos e larvas entre as estações na calha do Rio Doce não foram significativas (teste de Mann-Whitney;  $p > 0,05$ ). O ponto de amostragem P1, localizado a montante da UHE Mascarenhas, foi o único a apresentar densidade de ovos significativamente inferior a todos os demais na calha do baixo Rio Doce (teste de Mann-Whitney;  $p < 0,05$ ), tais diferenças não foram sincrônicas em relação à densidade de larvas.

No Ano 3 foram identificados 16 táxons de larvas no total, dos quais quatro permaneceram ao nível de família, três ao nível de gênero e nove ao nível de espécie (*Material Suplementar ADIMIS2, Figura 31*). O mandi-amarelo (*Pimelodus maculatus*) foi a espécie mais abundante, seguido pelo gênero *Prochilodus* (curimbas) e a piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*). Dentre os táxons identificados a nível de espécie a corvina (*Pachyurus adspersus*) e a cumbaca (*Trachelyopterus striatulus*) são nativas a bacia, outras duas espécies são típicas de ambiente marinho, sendo elas: o agulha-branca (*Hyporhamphus unifasciatus*) e o peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*). As cinco espécies restantes

são introduzidas à bacia do Rio Doce a citar: o dourado (*Salminus brasiliensis*), a piranha-vermelha (*P. nattereri*), a tilápia (*Oreochromis niloticus*), o cascudo-abacaxi (*Pterygoplichthys pardalis*) e o mandi-amarelo (*P. maculatus*). Houve um maior número de táxons de espécies nativas, com destaque para *M. lineatus*, *P. adspersus*, Engraulidae e *H. unifasciatus*. Entretanto, em termos de abundância o destaque é para as espécies introduzidas, principalmente *P. maculatus* e *P. nattereri*. Anostomidae e *Prochilodus* spp., por não terem sido identificados ao nível de espécie e conter tanto espécies introduzidas, quanto nativas, não puderam ser enquadrados nesta análise.

Dentre as larvas e juvenis analisadas, foi possível observar durante o Ano 3 que 51% dos indivíduos apresentaram alguma alteração morfológica incomum ou sedimento aderido ao corpo. Ex: (i) rompimento da cavidade abdominal; (ii) sedimento avermelhado aderido em alguma região do corpo; (iii) sedimento avermelhado em cavidades internas como boca e intestino. Tais alterações foram registradas exclusivamente nos pontos de amostragem da calha do Rio Doce (área afetada pelo rompimento). Todas as larvas registradas nos tributários (área não afetada) apresentavam condições de integridade normal. As concentrações de larvas com alterações na integridade e morfologia ocorreram em maiores densidades totais nas regiões de Colatina (ponto P2; 134,7 larvas/10m<sup>3</sup>) e Foz (ponto P4; 44,3 larvas/10m<sup>3</sup>), seguida pelas estações a Montante da UHE Mascarenhas (ponto P1; 25,6 larvas/10m<sup>3</sup>) e em Linhares (ponto P3; 9,0 larvas/10m<sup>3</sup>). Para cada condição encontrada foram listados os seguintes táxons: (i) rompimento da cavidade abdominal: *O. niloticus* e *P. adspersus*; (ii) sedimento avermelhado aderido em alguma região do corpo: Anostomidae, Characidae, *O. niloticus*, *M. lineatus*, *P. adspersus*, *P. maculatus*, *Prochilodus* spp., *P. nattereri* e *S. brasiliensis*; (iii) sedimento avermelhado presente em cavidades internas: Anostomidae, *M. lineatus*, *P. adspersus* e *P. maculatus*. Durante o período chuvoso do Ano 4 foi possível observar outras deformidades que ainda não haviam sido identificadas durante o Ano 3. E estão relacionadas a deformidades na região superior da cabeça de larvas de Anostomidae, *Prochilodus* spp., e as espécies introduzidas *Pimelodus maculatus* e *Pygocentrus nattereri*. Injúrias e Deformidades podem ocorrer tanto na natureza (Slooff 1982) pode ocorrer a qualquer momento do ciclo de vida, da larva até a fase adulta (Korsøen et al. 2009) (*Material Suplementar ADIMIS2, Figuras 32 e 33*). As injúrias são danos diretos ao tecido vivo (Ellis et al. 2008), e as deformidades são anormalidades que podem levar ao comprometimento funcional.

O **Monitoramento Ecotoxicológico** realizado sazonalmente pelo PMBA/Fest executou 7 campanhas até março de 2022, nomeadas como: Campanha 1, realizada em set/out de 2018 (período seco), Campanha 2, realizada em jan/fev de 2019 (período chuvoso), Campanha 3, realizada em set/out de 2019 (período seco), Campanha 4, realizada em jan/fev de 2020 (período chuvoso), Campanha 5, realizada em jan/fev de 2021 (período chuvoso), Campanha 6, realizada em jul/ago de 2021 (período seco) e Campanha 7, realizada em março de 2022 (período chuvoso). Devido à pandemia da COVID-19, a amostragem prevista para o período seco de 2020 não foi realizada. Neste momento, cabe justificar que a estação amostral Lagoa do Areão (LAO-02) não foi monitorada durante as campanhas 4, 5 e 6, devido a não autorização de acesso ao local que se encontra em propriedade particular.

Este monitoramento tem analisado a condição da água, sedimento e biota por meio dos seguintes índices/abordagens: bioacumulação de metais, biomarcadores, testes de toxicidade e comunidade microbiana; além da determinação de metais e As na água e no sedimento. Porém, este relatório não apresenta as concentrações de metais e As na água e sedimento e as correlações associadas a estes dados, bem como, análises espaço-temporais que envolvem dados de biocumulação de metais e As no músculo do pescado (peixes e camarões). Tais análises encontram-se suspensas por ordem da Fundação Renova. Por este motivo, o relatório também não apresenta o Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), que inclui como parâmetros: comparações de bioacumulação de metais e As no músculo de peixes e camarões com relação a dados pretéritos ao rompimento da Barragem de Fundão, e valores referentes ao índice de bioacumulação (IBR bioacumulação) dos mesmos elementos e tecido. Para esclarecimento, o IIE, trata-se de um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1), respostas de biomarcadores (Nível 2) e avaliação da comunidade microbiana (Nível 3) em um único valor, buscando categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico. Importante ressaltar que os resultados apresentados neste relatório estão focados nas coletas realizadas em março de 2022 (Campanha 7, período chuvoso) no âmbito do monitoramento ecotoxicológico e, quando permitido pelo conjunto de dados analisados, apresentamos perfis espaciais e/ou temporais.

Os padrões de bioacumulação de metais e As evidenciados para o plâncton foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar ADES2, Figura 2*) e Índice de bioacumulação (IBR bioacumulação) (*Material Suplementar ADES2, Figuras 3, 4*). Observou-se no período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022), os maiores níveis de bioacumulação de metais, com destaque para o As, Fe, Cr e Pb no plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) nos setores Rio e Lagoas. Também nota-se que os setores Lagos e Lagoas apresentaram os maiores valores de IBR bioacumulação quando comparados às Campanhas anteriores, sugerindo um efeito sazonal, possivelmente relacionado com o maior aporte de água do Rio Doce para estes ambientes lacustres adjacentes e/ou maior remobilização dos sedimentos neste último período (Campanha 7, março de 2022) marcado por chuvas intensas na região de monitorada. Ainda, apesar da ausência de um padrão na bioacumulação de metais nos organismos-base da cadeia trófica (plâncton), ao longo dos três anos de monitoramento, cabe destacar que os teores de Fe e outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb ainda são encontrados em níveis bastantes elevados no zooplâncton coletado em todos os setores do ambiente dulcícola, quando comparados aos níveis obtidos para amostras de zooplâncton coletadas em nov/2015 na região marinha mais próxima à foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos (Bianchini, 2019) (*Material Suplementar ADES2, Tabela 1*).

Apesar da ausência dos resultados de metais e As no músculo do pescado para a Campanha 7, realizada em março de 2022 (período chuvoso), tais elementos foram analisados em outros tecidos de camarões (brânquias e hepatopâncreas) e peixes onívoros e carnívoros (brânquias e fígado). Estes resultados são apresentados na forma de PCAs onde faz-se associação espacial entre a bioacumulação de metais e As nestes animais e os diferentes pontos amostrais (*Material Suplementar ADES2, Figuras 5 a 7 e 18*). A ordenação gerada pela PCA com os resultados de metais nos tecidos de camarões coletados durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022) evidenciou um perfil de contaminação difuso, onde os diferentes elementos estiveram melhor associados a diferentes

localidades da malha amostral dulcícola. Por exemplo, os metais Fe e Hg nas brânquias e hepatopâncreas estiveram melhor associadas às localidades Lago Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lagoa Areal (LAL-01) e Rio Guandu (RGU-01), enquanto os metais Cr, Pb e Ni, em ambos os tecidos e os metais Al e As no hepatopâncreas mostraram-se melhor associados ao Lago Palmas (LPA-01), Juparanã (LJP-01) e Rio Doce, em Colatina (RDO-13). Já os metais As e Cd nas brânquias mostraram melhor relação com a Lagoa Monsarás (LMN-01) e aos pontos do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11) e seu estuário (RDO-16). O mesmo padrão difuso de bioacumulação pode ser observado nas espécies de peixes agrupadas na guilda dos onívoros/herbívoros, onde diferentes elementos mostraram-se melhor associados a diferentes pontos amostrais da malha amostral dulcícola, não sendo possível estabelecer um padrão espacial claro de bioacumulação. Por outro lado, para a guilda de peixes carnívoros, alguns agrupamentos gerados pela PCA são mais evidentes. Por exemplo, os metais Fe e Hg no fígado e brânquias dos peixes estiveram melhor associados ao Lago Limão (LLM-01) e Lago Nova (LNV-01), Lagoa Areal (LAL-01) e Rio Doce em Linhares (RDO-15), enquanto os metais Ni e Cr em ambos os tecidos mostraram melhor associação com os Lagos Juparanã (LJP-01) e Palmas (LPA-01), e os metais Cu, Cd, Zn, As e Pb nas brânquias e Mn e Zn no fígado estiveram melhor associados à Lagoa Monsarás (LMN-01) e à região estuarina do Rio Doce (RDO-16).

Os biomarcadores de exposição e efeito nos organismos dos diferentes níveis da cadeia trófica foram analisados através de PCAs (*Material Suplementar ADES2, Figuras 8, 11, 14, 15 e 19*) e Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) (*Material Suplementar ADES2, Figuras 9, 10, 12, 13, 16 e 17*). O IBR biomarcador mostrou um aumento da resposta biológica dos organismos planctônicos coletados nos setores Rio e Afluente nas últimas campanhas avaliadas: período seco 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021) e período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022) (*Material Suplementar ADES2, Figuras 9 e 10*). Em camarões, os valores médios e perfis do IBR biomarcador também foram semelhantes no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021) e período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022), mas com destaque para o setor Lagos, que apresentaram os maiores valores do índice (*Material Suplementar ADES2, Figuras 12 e 13*). Com relação à contribuição dos diferentes biomarcadores, é notável o aumento de danos no DNA e a diminuição da atividade da NKA nas brânquias desses crustáceos durante o último período chuvoso (Campanha 7, mar 2022). Cabe ressaltar que neste último período monitorado, foram observados níveis de danos DNA (AP) nos setores Rio, Lagos e Lagoas, sendo este resultado inédito no âmbito deste monitoramento. Também destacamos um aumento nos níveis de lipoperoxidação (LPO) no hepatopâncreas dos camarões do setor Lagos nas duas últimas campanhas (Campanha 6, jul/ago 2021 e Campanha 7, mar 2022), indicando uma intensificação temporal dos danos oxidativos em crustáceos destes ecossistemas lacustres (*Material Suplementar ADES2, Figura 13*). Para a comunidade de peixes, notou-se um aumento gradual no valor médio do IBR biomarcador no setor Rio e, de maneira mais sutil, nos setores Lagos e Lagoas, ao longo de todo o monitoramento (2018 a 2022). Particularmente no período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022), os peixes coletados no setor Lagos, semelhante ao observado nos camarões, apresentaram maior nível de efeito biológico em relação aos demais setores. Este resultado se deve principalmente ao aumento no conteúdo de metalotioneínas no fígado destes animais, observado nesta última Campanha de monitoramento (Campanha 7, mar 2022), como uma possível estratégia para detoxificação de metais incorporados pelo organismo (*Material Suplementar ADES2, Figuras 16 e 17, respectivamente*).

Para larvas de quironomídeos, os resultados de bioacumulação e respostas de biomarcadores são apresentados no *Material Suplementar ADES, Figuras 18 e 19*. Devido à impossibilidade de coleta destas larvas em todas as campanhas e em toda a malha amostral, e pelo fato do conjunto de análises ser reduzido em comparação aos demais organismos, elas não foram usadas no âmbito dos indicadores propostos: Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) e Índice de Bioacumulação de metais (IBR bioacumulação). De maneira geral, a ordenação gerada pela PCA indicou um padrão difuso de bioacumulação. Porém, os resultados de biomarcadores analisados pela PCA indicaram que os indivíduos coletados na Lagoa Areal (LAL-01) foram associados as metalotioneínas, enquanto as larvas provenientes da Lagoa Monsarás (LMN-01), sugerindo um maior nível de resposta biológica nos quironomídeos destas localidades com relação à presença de metais.

Em relação à comunidade microbiana, a análise de abundância relativa dos gêneros encontrados em água de superfície da porção dulcícola durante o último período chuvoso (Campanha 7, mar 2022), revelou predominância dos gêneros bacterianos *Acinetobacter* e *Deinococcus*, seguidos por *hgcl clade* e *Cyanobium PCC-6307*, respectivamente (*Material Suplementar ADES2, Figura 20*). *Acinetobacter* e *Deinococcus* somente não foram observados em elevada abundância nas estações RDO-13 (Rio Doce, Colatina) e LPA (Lago Palmas), onde *hgcl clade* e *Cyanobium PCC-6307* tiveram maior prevalência. Destaca-se também a semelhança na distribuição das comunidades bacterianas nas estações RGU-01 (Rio Guandu) e LLM-01 (Lago do Limão), principalmente pela elevada prevalência de *Micrococcaceae* e *Cloacibacterium*. Para água de profundidade observou-se padrões distintos quando comparado a água de superfície. Nestas amostras, *Cyanobium PCC-6307* foi o táxon dominante, seguido por *Acinetobacter*, *hgcl clade* e *Micrococcaceae*, respectivamente (*Material Suplementar ADES2, Figura 21*). *Cyanobium PCC-6307* representou 56 e 39% da população bacteriana nas estações LNV-01 (Lago Nova) e LJP-01 (Lago Juparanã), respectivamente, enquanto 55% da comunidade na estação RDO-16 (Rio Doce, estuário) foi representada por *Acinetobacter*. Como já esperado, as amostras de sedimento apresentaram grande diversidade e pouca predominância de grupos bacterianos específicos quando comparadas às amostras de água. Apesar disto, vale ressaltar a presença bastante elevada dos táxons *Exiguobacterium* nas amostras de sedimento do Rio Doce (estações RDO13 – 19% [Colatina] ; RDO15 – 56% [Linhares] e RDO16 – 40% [estuário]) e *Acinetobacter* (estação RDO16 [estuário] – 36%), táxons estes anteriormente sugeridos como indicadores da presença de metais oriundos dos rejeitos de minério (RRDM, 2022) (*Material Suplementar ADES2, Figura 22*). *Anaerolineaceae* também foi observado em amostras de sedimentos das estações LLM-01 (Lago do Limão), LPA (Lago Palmas), LNV-01 (Lago Palmas) e LJP-01 (Lago Juparanã). De maneira geral, apesar da menor dominância dos grupos nas amostras de sedimento quando comparado às amostras de água, a campanha 7 ainda apresentou maiores dominâncias quando comparada às amostras de sedimento de campanhas anteriores.

As análises microbiológicas geradas para o ambiente dulcícola revelaram importante alteração no perfil da comunidade no período chuvoso de 2022. Para amostras de água de superfície os grupos predominantes foram *Acinetobacter*, *Deinococcus*, *hgcl* e *Cyanobium PCC-6307*. Nas últimas campanhas as predominâncias vinham sendo mantidas entre *Cyanobium PCC-6307* e *hgcl*. Acredita-se que esta alteração possa estar relacionada à sazonalidade, porém este não parece ser o único fator e nem o mais forte, visto que as alterações observadas nesta campanha foram mais intensas.

*Deinococcus* é conhecido por ser um microorganismo extremófilo e suportar condições inóspitas para a maioria dos seres vivos (Guo *et al.* 2022). Enquanto *Acinetobacter* possui múltipla resistência a metais pesados (Méndez *et al.* 2017); estudos anteriores já correlacionam tal gênero com o rompimento da barragem de Fundão (Reis *et al.* 2020). Para água de profundidade o perfil foi mantido de acordo com o já observado em campanhas anteriores. Em amostras de sedimento destacou-se a presença de *Exiguobacterium* e *Acinetobacter* em elevados níveis em estações da calha principal do Rio Doce. Assim como *Anaerolineaceae* em amostras do setor Lagoas. Esses três grupos microbianos vêm sendo sugeridos como possíveis bioindicadores da presença de metais pesados e rejeitos da barragem de Fundão. A ordenação gerada com amostras do ambiente dulcícola (*Material Suplementar ADES2, Figuras 23, 24 e 25*) confirmou a diferença de comunidade entre as amostras da calha principal do Rio Doce e as lagoas adjacentes. Em alguns momentos também foram observadas maiores similaridades entre amostras de rio e lagoa, que possivelmente se devem aos períodos de chuva com aumento de volume de água nos rios e troca de material particulado com as lagoas próximas.

Os ensaios de toxicidade, resumidos no *Material Suplementar ADES2, Figura 26 e Tabelas 2 e 3*, indicam aumento progressivo na toxicidade do sedimento amostrado no aflúente do Rio Doce (Rio Guandu: RGU-01), porém redução na toxicidade da água e sedimento coletados nos demais pontos amostrais localizados na calha do Rio Doce, com destaque para o estuário que nos primeiros 2 anos de monitoramento tinha sua água classificada como "levemente tóxica" e sedimento como "moderadamente tóxico", mas ambos passaram a ser classificados como "não tóxicos" nos 2 últimos anos. Os anos de 2021 e 2022 foram marcados por chuvas intensas que podem ter certa contribuição na redução da carga tóxica do Rio Doce. Porém, independente do ponto amostral, a maior toxicidade esteve associada ao sedimento em comparação com a água, sugerindo um efeito crônico dos metais associados a esse compartimento.

## 2.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados no relatório permitem considerar que o aspecto sazonal é determinante para a condição ambiental dos *habitat* dulcícolas, bem como para a dinâmica das suas comunidades biológicas, com significativos indicadores das alterações determinadas pelo pulso hidrológico do período chuvoso. Os temas abióticos (bacia integração, mineralogia, limnologia e geoquímica) destacam em seus resultados o significativo aumento de indicadores como sedimentação, transporte de nutrientes, MPS e turbidez durante o período chuvoso. Os marcadores minerais como goethita, representando o oxihidróxido de ferro, foi predominante nos sedimentos de todas as estações amostrais fluviais. Destaca-se a estação amostral E26 em Regência, com maiores teores de oxihidróxidos de ferro, o que reforça a variação espacial na assinatura de elementos mineralógicos ricos em ferro ao longo da calha fluvial do Baixo Rio Doce. As terras raras também permitiram comprovar a assinatura geoquímica do rejeito na calha fluvial do Rio Doce, que não foi registrada nas amostras obtidas no Rio Guandu. A análise geoquímica indicou um aumento progressivo de Al, Ba, Pb e V nos rios e nas lagoas, em relação aos dois primeiros anos do PMBA/Fest, enquanto o Fe mostrou uma tendência à estabilização e redução nesse mesmo período. Os principais resultados da caracterização ambiental da calha fluvial e sistemas lacustres indicam ainda que processos de eutrofização parecem se estabelecer em porções da calha fluvial do Rio Doce e nos sistemas lacustres. Os processos de estratificação e desestratificação térmica dos lagos são apontados como fenômenos decisivos na imobilização/ressuspensão de contaminantes nos sistemas lacustres profundos. Nas lagoas, sistemas lacustres mais rasos, foram detectados valores mais elevados de turbidez, MPS, além da menor transparência da água, características que denotam maior influência de contaminantes e outros elementos exógenos. Esses resultados são de grande importância no entendimento das pressões locais de uso e ocupação da paisagem, que se somam aos impactos derivados da passagem e da contínua remobilização do rejeito ao longo da calha fluvial.

Em termos da biodiversidade aquática, foi ponto comum aos temas estudados que novas espécies continuam sendo incluídas à diagnose taxonômica já construída, apesar do monitoramento se estender por três anos e meio. Esse resultado confirma que a continuidade do monitoramento tem sido fundamental na avaliação do real processo de estabelecimento da biodiversidade aquática na área de estudo. Adicionalmente, a variação sazonal dos indicadores bióticos também foi marcante, com forte variação durante o período chuvoso. Para o fitoplâncton foi detectada ampla flutuação sazonal dos indicadores, sobretudo riqueza de espécies, com forte redução da diversidade alfa no período chuvoso tanto na calha fluvial quanto nos ecossistemas lacustres, embora nos lagos a estabilidade temporal da comunidade tenha sido destaque. Chama a atenção a elevada densidade de cianobactérias nos lagos, ultrapassando os valores estabelecidos Resolução CONAMA 357, indicando a condição de meso-eutrofia dos ecossistemas lacustres. Destaca-se ainda que a presença da alta densidade de cianobactérias limita o uso múltiplos dos corpos d'água (abastecimento, consumo de pescados e lazer), em função da presença potencial de cianotoxinas.

Para o perifíton, os resultados do PMBA/Fest revelam o aumento do número total de táxons registrados de 547 para 591 no intervalo entre o último relatório (RRDM, 2022) e o atual. O Rio Doce e as lagoas foram os ambientes com maior número de espécies exclusivas, indicando a importância desses ambientes para a diversidade regional. Adicionalmente, foi observado que a riqueza e a diversidade de espécies foram mais elevadas durante o período de seca, em função da maior estabilidade ambiental. As mudanças na comunidade, medidas principalmente pela riqueza e diversidade, sugerem ainda que os ambientes lóticos e as lagoas são os ambientes mais impactados pela presença de metais.

Para a comunidade zooplanctônica foi observada uma distinção na composição de espécies entre os ambientes estudados, com espécies exclusivas da calha fluvial e sistemas lacustres. Menores valores de riqueza (diversidade alfa) e de diversidade de espécies foram registrados no ambiente fluvial em relação aos sistemas lacustres, reforçando a importância do mosaico aquático e da conectividade na recomposição da comunidade zooplanctônica do Baixo Rio Doce. A biomassa e o recrutamento também foram mais reduzidos nos sistemas fluviais (Rio Guandu e Rio Doce), com tendência de estagnação, o que pode afetar a estabilidade da comunidade em situações de alta predação e/ou amplas variações ambientais. Foi detectada ainda uma tendência de perda de espécies no Rio Guandu e perda de traços funcionais do zooplâncton no Rio Doce, enquanto para os lagos foi observada tendência de ganho de espécies. Em consonância com o observado na comunidade perifítica, os metais (Al, Fe e Mn) tiveram grande influência sobre a diversidade do zooplâncton nas lagoas, sugerindo que os ambientes rasos podem ser mais vulneráveis à exposição de rejeitos do que os ambientes profundos.

Os estudos de macrófitas, por sua vez, indicam a crescente abundância das espécies infestantes das macrófitas aquáticas: *Eichornia crassipes*, *E. azurea*, *Salvinia auriculata* e *S. biloba*. Essas espécies são consideradas extremamente oportunistas, e o contínuo monitoramento da ocorrência dessas espécies deve ser alvo de atenção, uma vez que o processo de eutrofização, já detectado em trechos do Baixo Rio Doce e sistemas lacustres, pode favorecer amplamente o estabelecimento e expansão dessas populações de macrófitas invasoras.

Até o momento, os dados apontam para um desequilíbrio ambiental em relação às comunidades de macroinvertebrados bentônicos com predomínio de organismos tolerantes às atividades antrópicas em ambos ambientes lóticos e lênticos. Além disso, a condição ecológica dos *habitat* foi classificada entre impactada e alterada, principalmente em trechos da calha do baixo Rio Doce.

Pode-se observar que a comunidade psicívora está sofrendo uma redução geral na riqueza e abundância ao longo do tempo, sendo esta tendência mais evidente para as espécies nativas. Também existem flutuações sazonais na abundância, onde principalmente as espécies introduzidas são mais abundantes em períodos chuvosos. Esse resultado é consistente com as análises reprodutivas, onde se observou a hegemonia de espécies introduzidas quanto ao recrutamento de indivíduos. A variação dos índices reprodutivos observada se destaca nos períodos chuvosos, onde os fatores abióticos são importantes no processo de maturação das gônadas, sendo característica reprodutiva de peixes

neotropicais. Os resultados da ecologia trófica sugerem uma tendência de redução na abundância da guilda trófica dos bentófagos ao longo dos anos. Similarmente, para as espécies de peixes predadores de topo de cadeia, nota-se maior abundância de espécies introduzidas carnívoras e piscívoras exóticos à bacia. Sete das espécies nativas de peixes, com nichos ecológicos diferentes demonstram gargalo genético das suas populações, enquanto que mais da metade das larvas de ictioplâncton coletadas correspondem a duas espécies introduzidas. As mudanças na composição sugerem um aumento constante do risco de extinção da fauna de peixes nativos característicos da bacia.

A diversidade de peixes ainda desconhecida para a bacia do Rio Doce precisa ser melhor estudada a fim de que medidas adequadas de conservação e exploração dos recursos possam ser tomadas para minimizar o risco de extinção dessas espécies. A endogamia em condições naturais é esperada apenas como um evento raro e em espécies com comportamentos específicos, então a generalidade dos processos endogâmicos observados indica uma diminuição drástica no tamanho efetivo populacional recente dessas espécies. Os impactos sofridos em decorrência da passagem do rejeito foram significativos, visto que houve perda significativa na diversidade genética ao ponto de deixar sinais genéticos fortes, embora o impacto tenha ocorrido há pouco tempo em escala demográfica.

A baixa estruturação genética entre os pontos de coleta já era esperada, devido à proximidade espacial, mas a estruturação temporal indica que o pool gênico de algumas populações ainda está mudando ao longo das gerações como efeito do gargalo enfrentado. A baixa diversidade genética encontrada é preocupante do ponto de vista da conservação, pois implica em menor resiliência a eventos estocásticos futuros, o que pode afetar a sobrevivência em longo prazo das espécies. A diversidade filogenética da comunidade de peixes, por sua vez, segue tendência de queda, principalmente considerando as espécies nativas. Em geral, espécies introduzidas são mais resilientes do que as nativas, competindo com elas por recursos e/ou atuando como predadoras. Portanto, o aumento observado na biomassa das espécies introduzidas pode ser um fator adicional que contribuiu para a perda de diversidade filogenética de espécies nativas e pode estar ajudando a acelerar o processo de extinção local.

O monitoramento do ictioplâncton dulcícola, mostra a importância da calha do Rio Doce como área para a desova e desenvolvimento inicial da ictiofauna regional, e que estudos de longo prazo são necessários para se avaliar a importância dos afluentes na reprodução da bacia. Espécies nativas e introduzidas foram encontradas no ictioplâncton, assim como espécies dulcícolas e de origem marinha. De forma geral, o processo reprodutivo ocorreu durante todo o período analisado, porém com destaque aos meses chuvosos principalmente de novembro de 2021 até março de 2022 que foi o período com as maiores taxas reprodutivas. Além do impacto da presença de espécies introduzidas que estão se reproduzindo localmente, alterações morfológicas incomuns estão sendo observadas e com diferentes características a cada ano. Tais alterações são verificadas predominantemente na calha do Rio Doce, com pouca ocorrência nos afluentes que são locais controle.

O monitoramento ecotoxicológico apontou maiores níveis de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) no plâncton nos setores Rio e Lagoas, enquanto nos setores Lagos e Lagoas observou-se os maiores valores de IBR bioacumulação durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022), sugerindo um efeito sazonal, possivelmente relacionado com o maior aporte de água do Rio Doce para estes ambientes lacustres. O índice de biomarcadores (IBR biomarcador) mostrou um aumento da resposta biológica dos organismos planctônicos coletados nos setores Rio e Afluente nas últimas campanhas avaliadas: período seco 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021) e período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022). Em camarões, os valores médios e perfis do IBR biomarcador também foram semelhantes no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021) e período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022), mas com destaque para o setor Lagos, que apresentaram os maiores valores do índice. Para a comunidade de peixes, notou-se um aumento gradual no valor médio do IBR biomarcador no setor Rio e, de maneira mais sutil, nos setores Lagos e Lagoas, ao longo de todo o monitoramento (2018 a 2022). Particularmente no período chuvoso de 2022, os peixes coletados no setor Lagos, semelhante ao observado nos camarões, apresentaram maior nível de efeito biológico em relação aos demais setores. As análises microbiológicas revelaram importante alteração no perfil da comunidade no período chuvoso de 2022. Para amostras de água de superfície os grupos predominantes foram *Acinetobacter*, *Deinococcus*, *hgcl* e *Cyanobium* PCC-6307. Nas últimas campanhas as predominâncias vinham sendo mantidas entre *Cyanobium* PCC-6307 e *hgcl*. Acredita-se que esta alteração possa estar relacionada à sazonalidade, porém este não parece ser o único fator e nem o mais forte, visto que as alterações observadas nesta campanha foram mais intensas. *Acinetobacter* possui múltipla resistência a metais pesados e estudos anteriores já correlacionam tal gênero com o rompimento da barragem de Fundão. Para água de profundidade o perfil foi mantido de acordo com o já observado em campanhas anteriores. Em amostras de sedimento destacou-se a presença de *Exiguobacterium* e *Acinetobacter* em elevados níveis em estações da calha principal do Rio Doce. Assim como *Anaerolineaceae* em amostras do setor Lagoas. Esses três grupos microbianos vêm sendo sugeridos como possíveis bioindicadores da presença de metais pesados e rejeitos da barragem de Fundão. Os ensaios de toxicidade indicam aumento progressivo na toxicidade do sedimento amostrado no afluente do Rio Doce (Rio Guandu: RGU-01), porém redução na toxicidade da água e sedimento coletados nos demais pontos amostrais localizados na calha do Rio Doce, com destaque para o estuário que nos primeiros 2 anos de monitoramento tinha sua água classificada como "levemente tóxica" e sedimento como "moderadamente tóxico", mas ambos passaram a ser classificados como "não tóxicos" nos 2 últimos anos. Porém, independente do ponto amostral, a maior toxicidade esteve associada ao sedimento em comparação com a água, sugerindo um efeito crônico dos metais associados a esse compartimento.

Tendo como base os resultados obtidos no monitoramento realizado no âmbito do PMBA/Fest, que envolve as respostas de uma diversidade de fatores abióticos e bióticos, cujos resultados encontram-se reportados no presente relatório, bem como a avaliação de risco de perda da biota característica do ecossistema proposta pela IUCN, deve-se considerar a prevalência de dois processos ecossistêmicos

em curso no Ambiente Dulcícola: (1) a persistência de condições impactadas do ambiente abiótico, refletida no constante registro dos marcadores geoquímicos do rejeito, na presença de contaminantes orgânicos e nas altas cargas de nutrientes orgânicos e (2) condições bióticas alteradas, na medida em que as espécies introduzidas e invasoras aumentam sua presença no ecossistema, pela redução na diversidade de espécies dos componentes basais da cadeia alimentar, pela presença excessiva de cianobactérias nos sistemas lacustres e erosão da diversidade funcional. As mudanças observadas ao longo dos anos de monitoramento reforçam a ideia de um impacto agudo no Baixo Rio Doce, derivado da passagem do rejeito, e que processos sucessionais conduzem a dinâmica biológica, ainda sob influência dos inúmeros impactos presentes na bacia, confirmada pelas variações observadas da biota aquática, sobretudo de topo de cadeia alimentar, que não são consideradas dentro da faixa normal de variação. Pelo contrário, as mudanças na composição sugerem, por exemplo, um aumento constante do risco de extinção da fauna de peixes nativos característicos da bacia. Para ações futuras de restauração, mantém-se intacta a concepção da importância do mosaico de *habitat* aquáticos para a recomposição da diversidade da biota aquática e manutenção de serviços ecossistêmicos fundamentais. Além disso, a projeção de cenários futuros para a bacia, considerando a resiliência do ecossistema frente aos impactos múltiplos, o tempo de residência e a dinâmica temporal e espacial dos contaminantes do rejeito e a influência dos novos cenários climáticos devem ser considerados nas estratégias futuras de monitoramento e restauração da bacia do Rio Doce.

### 3 AMBIENTE COSTEIRO

Essa Síntese Integrada é parte do Relatório Semestral de Evolução de 2022 do Ambiente Costeiro e tem como diretriz a atualização dos dados, análises e interpretações integradas dos temas Praia, Restinga e Manguezal, com enfoque na última campanha chuvosa que ocorreu nos primeiros meses de 2022, ressaltando variações ou manutenções dos parâmetros bióticos e abióticos avaliados por este Ambiente, em comparação com demais campanhas secas e chuvosas.

Estão compreendidos no monitoramento do Ambiente Costeiro, os seguintes Temas:

- **Praias** – Morfodinâmica, Geoquímica e Bentos
- **Restinga** – Fitossociologia, Florística, Ecofisiologia e Capacidade de recuperação
- **Manguezal** – Dinâmica, Atividade antirradicalar, Estrutura, Fauna, Ecofisiologia, Geoquímica, Pigmentos e Sedimentologia
- **Ecotoxicologia** – Foca na (1) análise da concentração de metais e As em amostras de água, sedimento e biota; (2) análise de respostas biológicas em organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, através da avaliação de diferentes biomarcadores.

Os ecossistemas costeiros como praias, restingas, manguezais, deltas e estuários são caracterizados pela transição continente-oceano e refletem variações ocorrentes nos ambientes dulcícola e marinho, pois recebem a carga fluvial transportada através da bacia hidrográfica e os sedimentos retrabalhados constantemente na plataforma continental, transportados por carga de fundo e em suspensão. As características abióticas de cada ecossistema são de extrema importância para a compreensão dos processos atuantes em cada local. No Ambiente Costeiro, o PMBA/Fest aborda diferentes aspectos, dentre eles as condições hidrológicas e oceanográficas que são as forçantes sobre os processos geológicos, geomorfológicos, sedimentológicos, químicos, biológicos, ecotoxicológicos e ecológicos relacionados aos ecossistemas de praias, restingas e manguezais, o que permite identificar possíveis impactos ambientais relacionados ao rejeito de mineração.

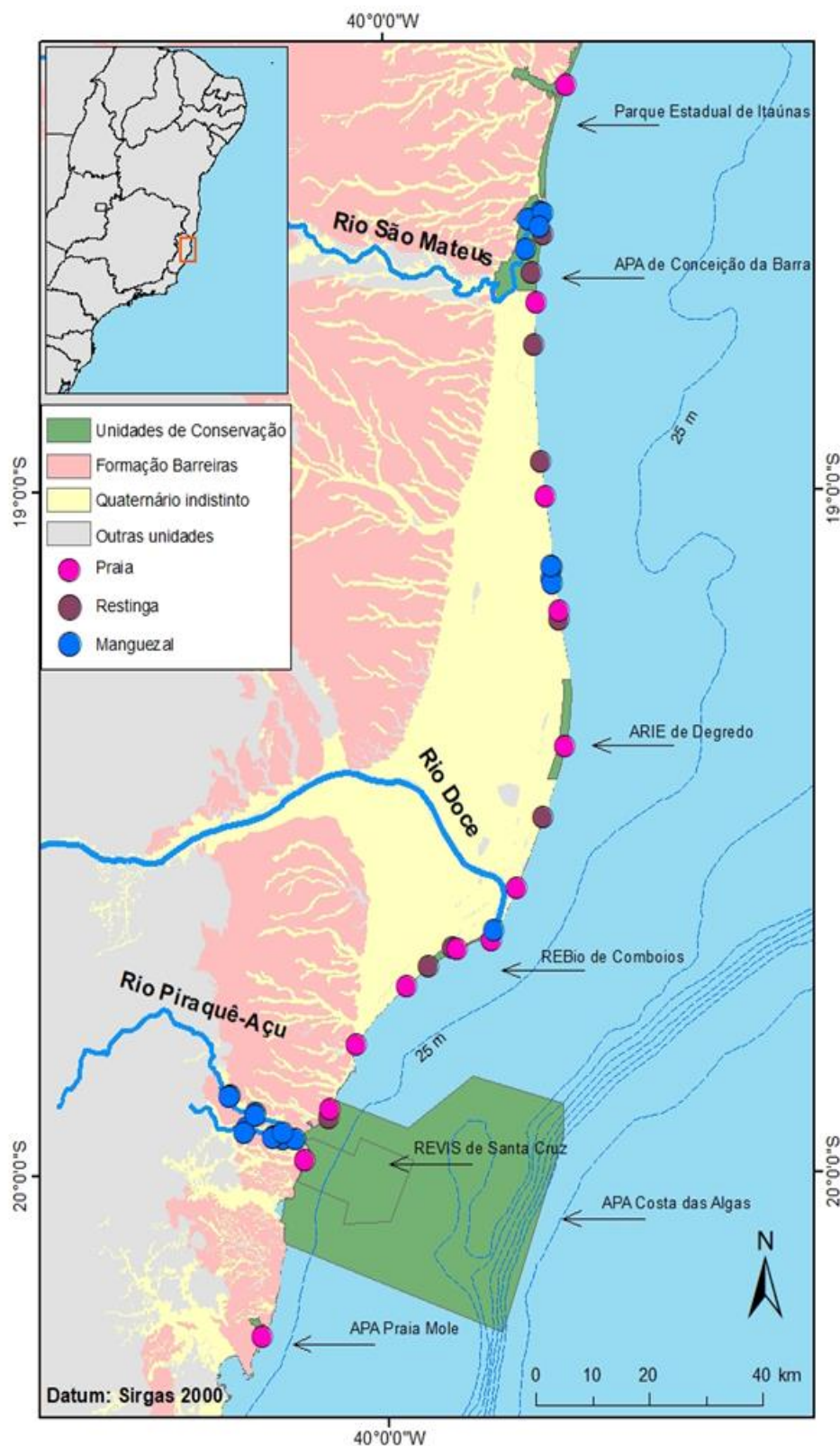
Desta forma, ao longo do litoral centro-norte do Espírito Santo, os processos costeiros e as variáveis abióticas determinam a variabilidade espacial e temporal de resposta e resiliência de cada ecossistema costeiro ao rejeito de minério de ferro, decorrente do rompimento da Barragem. A integração dos impactos nas praias, restingas e manguezais pode se dar por meio de uma (a) integração espacial, onde considera as condições geológica e geomorfológica como condicionantes da sensibilidade do ambiente; (b) integração temporal, onde se observa a sazonalidade meteoclimatológica como esclarecedora dos desempenhos de cada parâmetro ambiental; e ainda (c) integração por processos

morfológicos e hidrológicos entre os ecossistemas, por onde é permitida a análise integrada de todas as três integrações.

A tentativa de estabelecer uma integração única para o Ambiente Costeiro pode nem sempre responder de maneira clara e satisfatória ao alcance da lama e os impactos decorrentes do rejeito em todos os ecossistemas (Praia, Restinga e Manguezal). Contudo, a imposição espacial das diferentes unidades geológicas e sedimentológicas, assim como dos processos costeiros, permitem análises em compartimentos.

A área em estudo compreende a linha de costa situada entre o município de Serra (ES) e Caravelas (BA), representando diferentes setores geomorfológicos costeiros como os 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 (Albino et al., 2016) (Figura 1).

Figura 1: Área de abrangência do monitoramento no ambiente costeiro com destaque às distintas unidades geomorfológicas (costa de falésias associadas à Formação Barreiras e à planície deltaica do Rio Doce associada às unidades do Quaternário), incluindo malha amostral dos diferentes temas (praia, restinga e manguezal) e localização das unidades de conservação.



O Rio Doce é o maior contribuinte de sedimento para o litoral norte do Espírito Santo, sendo que sua planície deltaica representa o principal depósito quaternário do Estado. Este sedimento é distribuído para norte e sul, a partir da desembocadura como consequência do regime bimodal de ventos e ondas, que junto com variações sazonais e interanuais de carga e descarga fluvial, promovem alta mobilidade das praias adjacentes à desembocadura (Albino e Suguio, 2010). As correntes de deriva litorânea são o principal mecanismo responsável pelo transporte deste sedimento aportado pelo Rio Doce e seu transporte líquido é majoritariamente para norte, sendo mais intenso na porção norte da planície, enquanto na porção sul, as inversões sazonais são mais atuantes (Bittencourt *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2015). Ao sul da planície deltaica do Rio Doce, o litoral central do Estado é caracterizado pela presença de terraços de abrasão na plataforma continental interna, o que promove uma maior estabilidade morfológica das praias e consequentemente atuam como armadilhas na retenção de sedimentos na antepraia (Albino e Oliveira, 1995; Albino *et al.*, 2016).

Nesse litoral, potencialmente atingido pela lama do rejeito, as praias foram avaliadas quanto à **morfodinâmica**, caracterização granulométrica e composicional dos sedimentos, variabilidade topográfica e declividade da face praial. A partir da integração dos aspectos nas praias, considerando a atuação da morfodinâmica e dos processos costeiros envolvidos no potencial de contaminação pelo rejeito de minério e os impactos sobre a fauna bentônica, foram identificados três compartimentos: A, B, e C, sendo o compartimento B ainda subdividido em B e B', em vista da diferença de amplitude das variações topográficas entre esses dois subcompartimentos e influência direta da carga e descarga do Rio Doce nas praias mais próximas à desembocadura. Esses setores são adotados nos demais ambientes costeiros como a Restinga e os Manguezais, já que as particularidades morfodinâmicas compartimentadas inicialmente pela "Praia", também se refletem nos processos e impactos nestes ambientes de complexidade dinâmica. São eles:

- **Compartimento A:** compreende as praias Mole (S1), Formosa (S2) e Putiri (S3), os estuários Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, caracterizadas pelo litoral de terraços de abrasão da Formação Barreiras (estações mencionadas do Tema Praia);
- **Compartimento B:** compreende as praias de Barra do Riacho (S4) e Terra Indígena (S5), localizadas na planície sul do Rio Doce e o estuário de Barra do Riacho (estações mencionadas do Tema Praia);
- **Compartimento B':** representado pelas praias de Rebio Comboios (S6), Regência (S7) e Povoação (N1), cujo individualismo deste compartimento está associado à influência direta da carga e descarga do Rio Doce (estações mencionadas do Tema Praia) e
- **Compartimento C:** compreende as praias de Degredo (N2), Pontal do Ipiranga (N3), Barra Nova (N4), Guriri (N5) e Itaúnas (N6) e os estuários de Urussuquara, Barra Nova e São Mateus, localizadas na planície norte do Rio Doce (estações mencionadas do Tema Praia).

O estuário do rio Caravelas, que se encontra no litoral da Bahia e associado a uma grande bacia hidrográfica, é analisado separadamente.

O tema Restinga apresenta suas estações distribuídas ao longo do litoral afim de representar todos os compartimentos. Destaca-se que Estação E6, Cacimbas, primeira estação ao norte da desembocadura, localizada entre os limites do Compartimento B e C, (Figura 1) tem sido até o momento enquadrada no Compartimento B, em função das características composicionais e granulométricas do substrato. Contudo, ao longo do monitoramento, a adequação dessa estação ao Compartimento B está sendo revisada, pois a proximidade do compartimento onde há o predomínio dos processos deposicionais do rio Doce e da geomorfologia de alagados entre cordões (Compartimento C) também atuam sobre os resultados encontrados.

A proposta de integração temporal, por períodos seco e chuvoso é bastante apropriada para o Manguezal, uma vez que a variação da vazão fluvial, decorrente do aumento da precipitação, implica numa relação direta de nova entrada de elementos químicos no sistema. Também se pode observar a atuação da precipitação e dos processos inundacionais do rio Doce, nos resultados abióticos da Restinga, assim com a participação dos ventos e agitação das ondas. Contudo, as alterações sazonais não têm sido claramente observadas na Praia, que é também altamente dependente das oscilações oceanográficas sazonais (mar calmo e mar agitado), do grau de exposição às ondas e do domínio geológico-geomorfológico, exemplificando: quando há maior carga sedimentar sazonal do rio Doce as condições de transporte e deposição do material é função da capacidade de mobilidade e transporte sedimentar das ondas. Assim, as variações sazonais provocam oscilações que parecem afetar diversos parâmetros avaliados de forma não linear no Ambiente Costeiro, ou seja, sem padrão muito claro entre os temas. De todo modo, as condições meteorológicas são o alicerce para as interpretações dos impactos ambientais decorrentes do rejeito de lama carregado pelo Rio Doce.

As condições meteoceanográficas referentes ao período chuvoso do Ano 4, considerando o intervalo de outubro/2021 até fevereiro/2022, seguiram os padrões referentes aos períodos chuvosos do monitoramento. Predominaram condições de alta vazão do Rio Doce e de baixas alturas significativas (Hs) de onda, com média de 1,1 m. A vazão do Ano 4 no baixo Rio Doce superou os períodos chuvosos dos anos anteriores apresentando quase o dobro do pico de vazão do Ano 3, cerca de 5500 m<sup>3</sup>/s no Ano 4 contra 2900 m<sup>3</sup>/s no ano anterior, e sendo equivalente ao período chuvoso do Ano 2 (em torno de 5100 m<sup>3</sup>/s), (*Material Suplementar ACPMS1, Figura 1*). Portanto, o período chuvoso do Ano 4 esteve associado a altos índices pluviométricos e consequentes processos inundacionais na porção costeira nas proximidades da desembocadura do Rio Doce.

Alturas de ondas máximas, de 2,2 m, foram observadas no mês de outubro/2021, no início do período chuvoso, e foram gradativamente diminuindo atingindo máximas de 1,7 m em novembro/2021, 1,6 m em dezembro/2021 e janeiro/2022 e 1,3 m em fevereiro/2022. Eventos de maior energia apresentaram menor intensidade e frequência em comparação aos Anos 1 e 2, porém, bastante semelhantes ao Ano 3. Ao longo do monitoramento, os inícios dos períodos chuvosos foram marcados pela ocorrência

residual de eventos com Hs acima de 1,8 m, que são mais frequentes nos períodos secos. No início do período chuvoso do Ano 4 esses eventos foram registrados em outubro/2021, assim como no ano anterior, Ano 3. Já nos Anos 1 e 2, ondas com Hs acima de 1,8 m foram registradas até o mês de novembro (de 2018 e 2019).

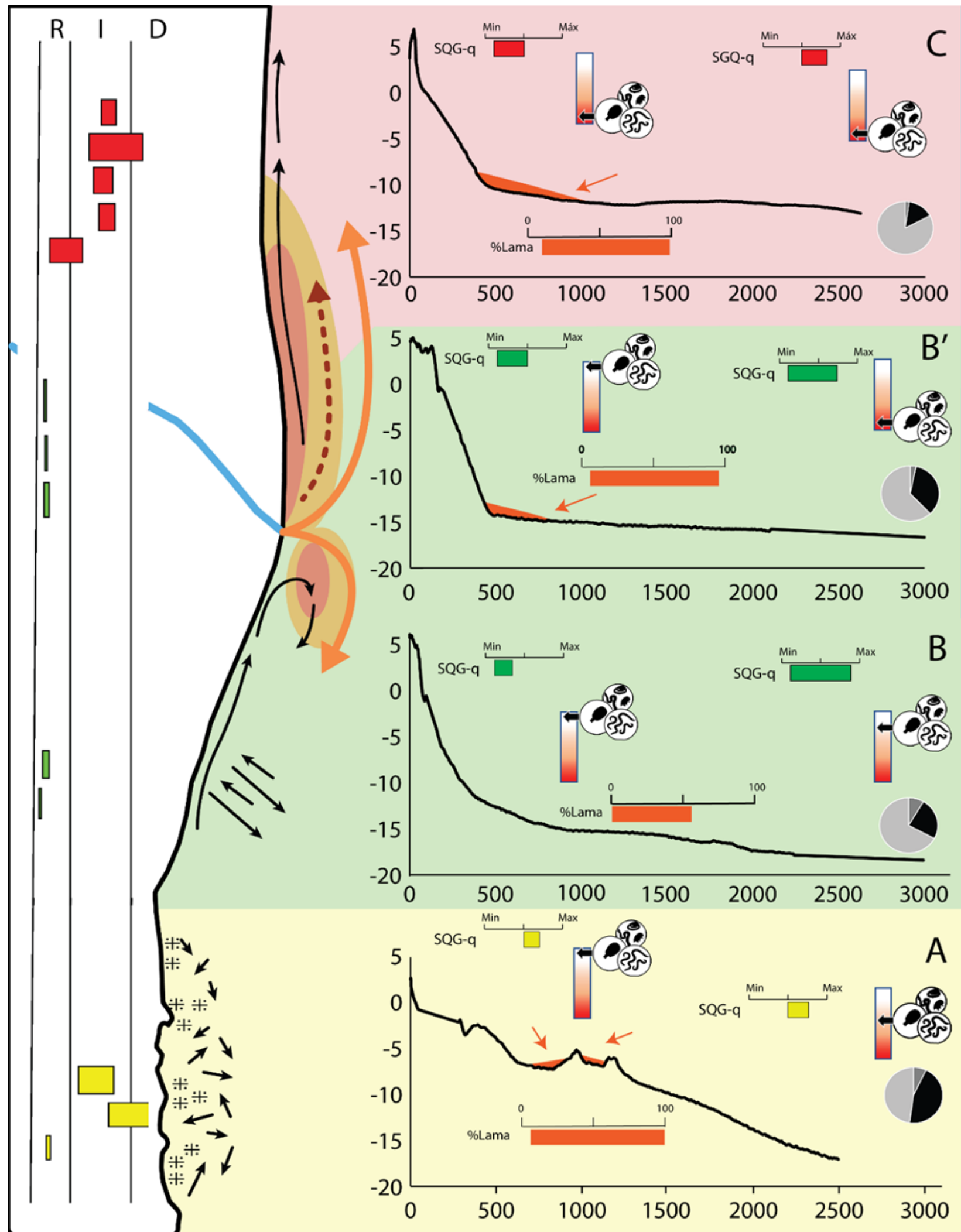
Em síntese, o período chuvoso do Ano 4 se caracteriza por um padrão de ondas de baixa energia (mar calmo, com Hs abaixo de 1,5 m) e pela ocorrência da maior vazão do rio durante o monitoramento, registrada na região mais próxima da foz, no município de Linhares.

A metodologia de coleta e análise, desenho amostral, frequência amostral e tratamento estatístico adotados, para a apresentação dos resultados a seguir nos diferentes temas do ambiente costeiro encontram-se descritos nos *Materiais Suplementares (ACPS1, ACRS1, ACMS1 e ACES1)*.

O aporte de sedimentos finos lamosos associados ao enriquecimento das concentrações de alguns elementos químicos provenientes do aporte do rejeito de mineração foi observado na plataforma continental e nas praias adjacentes à desembocadura do Rio Doce (Aplysia, 2016; Costa *et al.*, 2017). A permanência destes contaminantes nas praias depende das suas características **morfodinâmicas**, sendo que praias com tendências refletivas, compostas por sedimentos mais grossos e alto refluxo de ondas que transportam os sedimentos finos de volta ao mar (Wright e Short, 1984), apresentam um potencial de autolimpeza maior do que praias mais dissipativas, associadas à presença de sedimentos finos e maior estabilidade, que tendem a concentrar e aprisionar estes contaminantes junto ao sedimento (Ramirez *et al.*, 2005). A fauna bentônica de praias arenosas é influenciada tanto por parâmetros morfodinâmicos (e.g. estado morfodinâmico, inclinação do perfil praial e granulometria) quanto geoquímicos (e.g. concentrações de elementos potencialmente tóxicos). A listagem completa da fauna bentônica está no *Material Suplementar ACPBS2*.

A Figura 2 apresenta a síntese gráfica dos processos morfodinâmicos, distribuição de sedimentos, dos elementos químicos e das alterações da comunidade bentônica. De maneira geral, no ambiente praial, os sedimentos finos (lama) do aporte fluvial do Rio Doce, assim como o material proveniente do rompimento da Barragem de rejeito de mineração, são depositados predominantemente na antepraia, ou seja, na extensão submarina do prisma praial até a profundidade de mobilização mais efetiva dos sedimentos por ação das ondas.

Figura 2: Integração dos parâmetros, sedimentológicos, morfodinâmicos, meteoceanográficos, geoquímicos e bentônicos da praia emersa e antepraia nos Compartimentos A, B, B' e C, monitorados na costa do Espírito Santo. Os retângulos coloridos à esquerda indicam o estado morfodinâmico das praias monitoradas (R – refletivo, I – intermediário, D – dissipativo). Setas pretas representam a direção predominante do transporte longitudinal de sedimentos. Setas laranjas representam a direção de transporte da pluma do Rio Doce (em superfície e na coluna d'água). As áreas com limites pontilhados representam regiões preferenciais de acúmulo de lama. A seta laranja pontilhada representa o transporte preferencial de lama pelo fundo. À direita, estão mostrados os perfis topobatimétricos representativos de cada compartimento, com indicadores geoquímicos com valores mínimos e máximos de SQG-q (esquerda: praia emersa; direita: antepraia). O estado da fauna bentônica é representado pela barra com escala variando do branco (nenhuma alteração) ao vermelho (máximo de alterações observadas). As alterações compreendem resultados da diversidade ecológica (densidade, riqueza e diversidade) da macrofauna, meiofauna, nematofauna e grupos chaves analisados que foram diferentes do previsto pela literatura e as relações dos parâmetros ecológicos da fauna com a lama e elementos químicos analisados. As áreas em laranja indicadas pelas setas no perfil topobatimétrico representam as áreas preferenciais de deposição de lama na antepraia. Teores de lama (mínimos e máximos) para antepraia de cada compartimento e os teores de minerais pesados são também destacados (gráfico de pizza: preto - minerais estáveis, cinza claro - instáveis e cinza escuro – minerais ultraestáveis).



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

Essas condições meteoceanográficas foram correlacionadas aos parâmetros abióticos e bióticos das praias e contextualizadas com as características de cada compartimento, enfatizando as variações ou manutenções dos parâmetros analisados, considerando a sazonalidade temporal (período chuvoso).

No Compartimento A as praias compostas por areia média biosiliciclástica, apresentam perfis estreitos, com alta declividade na porção emersa da praia e baixa declividade na antepraia, associada à presença dos terraços de abrasão que impermeabiliza o fundo marinho e favorece os eventos inundacionais. Neste compartimento há a probabilidade do material resultante do rompimento da Barragem de Fundão alcançar as praias por transporte em suspensão e sob condições de ondas de nordeste (Figura 2, vide seta de pluma sentido sul por ocasião de ventos de NE). Contudo, fontes locais, associadas aos terraços de abrasão da Formação Barreiras e aporte fluvial do Rio Piraquê-Açu, se revelam também como fontes potenciais para os elementos químicos verificados (Souza *et al.*, 2022). As altas densidade e riqueza da macrofauna registradas nesse compartimento são, possivelmente, consequências das características morfológicas dos recifes, que são ambientes mais complexos e, por isso, favorecem a presença de uma comunidade mais rica. Os crustáceos copépodos e anfípodos apresentaram relações positivas com os teores de carbonato de cálcio registrados nessas praias. Com relação aos elementos químicos, os parâmetros ecológicos dos componentes da fauna bentônica mostram relações com as concentrações de Al, As, Ba e Ni, que são elementos associados aos sedimentos carbonáticos característicos da região.

Na campanha chuvosa de janeiro/2022, o Compartimento A não apresentou variação significativa nos parâmetros morfológicos e granulométricos para a praia emersa durante as campanhas do período chuvoso, enquanto a antepraia, apesar da estabilidade morfológica devido à presença dos terraços de abrasão, apresentou uma diminuição do teor de lama, em cerca de 10%, em relação ao período chuvoso do Ano 3 (janeiro/2021) (*Material Suplementar ACPMS1, Figura 14*). Em relação à composição, os teores de carbonatos da praia emersa e da antepraia no período chuvoso do Ano 4 (janeiro/2022) aumentaram levemente, cerca de 5-10%, em relação ao período chuvoso do Ano 3 (janeiro/2021), enquanto os teores de minerais pesados diminuíram cerca de 4-8% em comparação com período chuvoso do Ano 03 (janeiro/2021) e Ano 02 (fevereiro/2020) (*Material Suplementar ACPMS1, Figura 15*). Em relação à morfodinâmica, apesar da pouca variação morfológica do compartimento, é possível verificar em todas as estações uma tendência geral erosiva no contato da praia com a retropraia, responsável pela desestabilização da base do cordão frontal, porém insuficientes para estabelecer uma relação direta com a sedimentologia das praias. O *run-up*, dado pelo alcance máximo do espriamento sobre a face, corrobora a tendência erosiva nas porções mais

altas do setor, uma vez que há, em todas as estações, transposição total da berma. Na praia Formosa (S2), a face praial apresentou o maior avanço rumo ao mar, podendo ser um reflexo da migração do sedimento do cordão frontal erodido para a base da face. Com relação aos elementos químicos, esse compartimento é o que possui as maiores concentrações na zona emersa da praia, devido, principalmente, à presença dos afloramentos rochosos dos terraços de abrasão, que dificultam o transporte de sedimento entre a praia e a plataforma continental. Esse comportamento vem sendo observado ao longo do monitoramento, com destaque para os elementos As, Ba, Fe, Mn, Ni, Pb e V. Na campanha de janeiro/2022, observou-se uma pequena queda na concentração dos elementos em relação à campanha de julho/2021 (*Material Suplementar ACPGS1, Figura 3 e Figura 4*). Mesmo com a diminuição, Ni, As, Mn e Al, afetaram negativamente a densidade da maioria dos grupos chaves da fauna bentônica analisada. Por outro lado, o aumento dos teores de As, Ba e Al favoreceram o aumento da riqueza da macro e meiofauna nesse compartimento (*Material Suplementar ACPBS1, Tabelas 12, 14 e 15*).

Nos Compartimentos B e B' as praias são largas, com berma alta e declividade da face praial bastante elevada, compostas por areia grossa siliciclásticas com alta permeabilidade, características responsáveis pela tipologia refletiva e expulsão dos elementos químicos, restringindo desta forma, os eventos em que o *run-up* transpõe a berma, especialmente no Compartimento B, onde a transposição de ondas não foi verificada. Ainda no Compartimento B, o alto grau de exposição às ondas, a alta mobilidade dos perfis praias e a presença de areias grossas a muito grossas caracterizam um ambiente dominado pela remoção de frações granulométricas finas e consequente predomínio dos depósitos de areias residuais. Este é um trecho considerado, portanto, mais resiliente aos prováveis impactos associados à contaminação por elementos químicos, que são encontrados junto à fração lamosa, e apresenta maior potencial de autolimpeza. Conforme esperado, praias mais refletivas e de granulometria de areias médias a grossas têm menor tendência de acumular contaminantes (Antia, 1993; Bernabeu *et al.*, 2006). Por isso, a comunidade bentônica dos Compartimentos B e B apresenta menor evidência de impacto e maior adaptação aos estresses naturais atuantes, onde a ausência dos contaminantes favorece o recrutamento e permanência dos organismos da macrofauna bentônica.

As praias do Compartimento B' apresentaram as maiores variações na morfologia entre as campanhas amostrais, dada a exposição do setor à chegada de ondas, como também pelas flutuações sazonais na carga fluvial. Este setor está associado com a região da plataforma continental interna tida como área preferencial de deposição da lama do Rio Doce formando depocentros, com hidrodinâmica na antepraia e plataforma que permitem sua deposição (Quaresma *et al.*, 2015). Neste Compartimento, a descarga fluvial influencia também na mobilidade e desenvolvimento de processos erosivos e deposicionais dos perfis de praia emersa, e eventual alcance dos elementos químicos na porção alta da praia e restingas associadas, que tendem a ser expulsos.

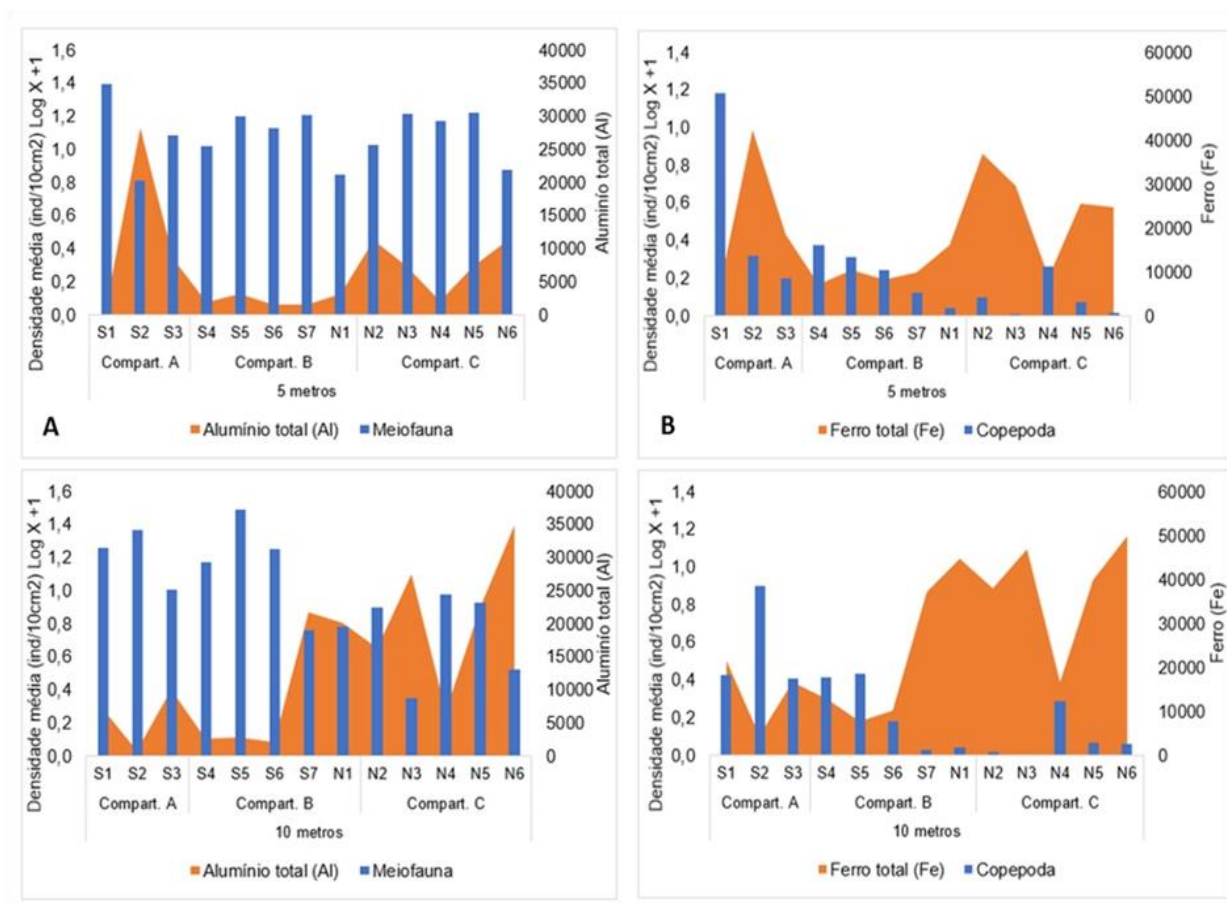
Na campanha chuvosa de janeiro/2022, o Compartimento B manteve as características granulométricas e composicionais dos sedimentos presentes na praia emersa, contudo apresentou sedimentos relativamente mais grossos na antepraia (1,514 phi) em relação aos períodos chuvosos do

Ano 3 (janeiro/2021) e Ano 2 (fevereiro/2020), enquanto que os teores de lama permaneceram próximos a zero ao longo de todo o período de monitoramento (*Material Suplementar ACPMS1, Figura 15*). Nesta campanha, houve uma redução do teor de carbonato na antepraia de cerca de 10% em comparação com o período chuvoso do Ano 3, podendo estar relacionada com uma maior contribuição de sedimentos de origem terrígena frente à influência do aporte da plataforma continental, dada a alta vazão do Rio Doce nesta campanha. Em relação à morfodinâmica, o perfil topográfico da praia da Barra do Riacho (S4) apresentou o maior recuo da face da praia ao longo do monitoramento, em torno de 8 m, o que pode estar relacionado ao transporte transversal de grãos mais grossos para a antepraia. Já a praia da Terra Indígena (S5) manteve-se topograficamente estável durante todo o monitoramento, apesar da mobilidade morfológica mais uma vez registrada na crista da berma e antepraia rasa. Neste compartimento os elementos químicos encontram-se com as menores concentrações, tanto na região emersa quanto na submersa do perfil praiar e, além disso, não são observadas grandes variações de concentração ao longo do monitoramento (*Material Suplementar ACPGS1, Figuras 3 - 7*). Esse comportamento pode ser justificado pelas características granulométricas do sedimento. No entanto, mesmo com as baixas concentrações de contaminantes, foram registradas as menores medidas de densidade para a macro e meiofauna bentônica na praia emersa para essa campanha, o que pode ser consequência da variação dos aspectos morfodinâmicos.

Em janeiro/2022, o Compartimento B' apresentou uma piora no grau de seleção em relação à sua distribuição granulométrica das praias emersas e antepraias, em comparação com as últimas campanhas, o que pode indicar uma contribuição fluvial de sedimentos pobremente selecionados para as praias adjacentes à foz do rio, dada a alta vazão fluvial registrada nessa campanha (janeiro/2022). Juntamente, foi possível identificar um leve afinamento da granulometria (3,171 phi) e aumento no teor de lama (24,39%) na antepraia em comparação com período chuvoso do Ano 3 (2,901 phi e 10,04%) (*Material Suplementar ACPMS1, Figura 14*). Em relação à composição das praias emersas, há uma diminuição no teor de minerais pesados, em cerca de 10%, em relação ao período chuvoso do Ano 3. Associado a essas alterações composicionais e granulométricas, o compartimento apresentou uma significativa progradação da face praiar. As praias de Povoação (N1) e Rebio Comboios (S6) continuaram a tendência progradação já verificada na campanha de inverno de 2021, registrando avanço da linha de costa na ordem de 20 m. Na praia de Regência (S7), após sucessivos eventos erosivos, a face praiar também progradou, porém em menor proporção, acompanhada da diminuição no teor de minerais pesados na praia emersa. Para o Compartimento B' observa-se um aumento de concentração de Al, Ba, Co, Cr, Fe, Mn e Ni nas amostras da isóbata de 10 m, em relação aos compartimentos A e B. Em comparação ao período chuvoso anterior (janeiro/2021) as concentrações foram bem semelhantes (*Material Suplementar ACPGS1, Figura 5 - 8*). Vários desses elementos continuam apresentando relações significativas com os parâmetros ecológicos da fauna, como mostrado na Figura 3, onde os aumentos nos teores de Al e Fe acarretam a redução da densidade da meiofauna (Figura 3-A) e de Copepoda (Figura 3-B), principalmente na profundidade de 10 metros. Não foram observadas variações significativas de concentração dos elementos para a campanha janeiro/2022 em relação às anteriores.

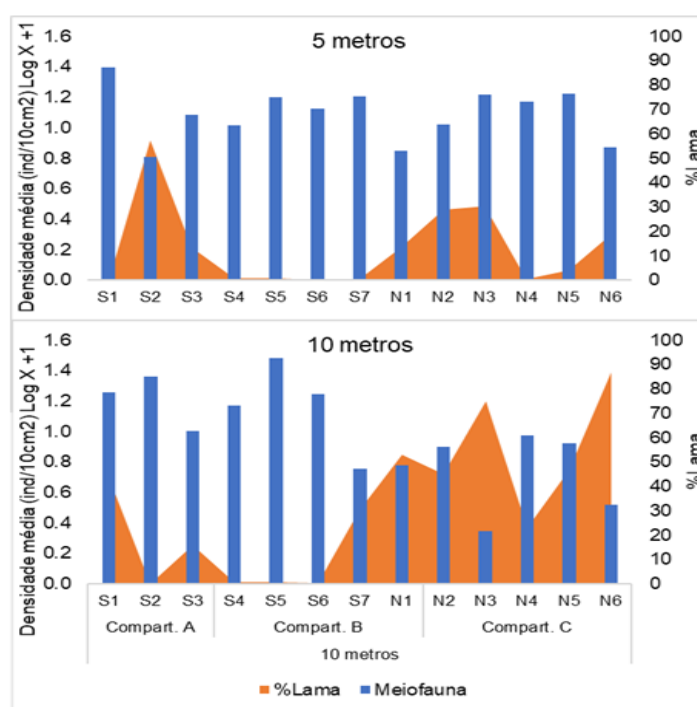
No Compartimento C, as praias são compostas por areias médias a finas e apresentam perfis com baixa declividade, o que potencializa o efeito do espraçamento e a transposição da berma por ondas, além de expor a face praial à ação dos ventos, o que permite o desenvolvimento de dunas frontais na retropraia. Considerando o predomínio das correntes de deriva litorânea sentido norte (Bittencourt *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2015) (Figura 2), a fração lamosa, assim como a carga arenosa fina do Rio Doce, são transportadas para o Compartimento C. O gradiente de teores de minerais pesados sentido norte da desembocadura, assim como a presença dos minerais pesados mais instáveis e menos densos, corroboram o sentido da deriva litorânea, assim como a localização atual e preferencial da deposição dos sedimentos de origem fluvial, especialmente na antepraia (5 e 10 metros de profundidade), onde se verificam as maiores concentrações de material lamoso e elementos químicos. Consequentemente, o Compartimento C junto ao Compartimento B' foram os que apresentaram as maiores concentrações dos elementos químicos associados ao rejeito de mineração na antepraia. Destaque para o Al, As, Cr, Fe, Mn, Ni e Pb, alguns deles com valores de referência acima dos propostos pelo NOAA para não impactar a biota, afetando, negativamente diversos parâmetros da fauna bentônica na zona submersa, como mostra a Figura 3.

Figura 3: (A) Distribuição de Alumínio (Al) (mg/kg) e a densidade média (ind/10cm<sup>2</sup>) da meiofauna bentônica da antepraia durante o período de monitoramento, em 5m e 10m. (B) Distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) e da densidade do grupo chave Copepoda (ind/10cm<sup>2</sup>) na antepraia durante o período de monitoramento, em 5m e 10m.



Ainda no Compartimento C, o teor de lama na antepraia aumentou progressivamente ao longo de todo período do monitoramento, atingindo maiores teores (41,87%) no período chuvoso do Ano 4 (janeiro/2022) (*Material Suplementar ACPMS1, Figura 14*) com consequente efeito na meiofauna bentônica (Figura 4). Nesta campanha, por mais que os teores de minerais pesados não tenham variado significativamente em relação a outras campanhas, houve o aumento de cerca de 5% no teor relativo de minerais pesados menos densos e cerca de 17% para os instáveis em relação à campanha chuvosa do Ano 3 (*Material Suplementar ACPMS1, Figura 15 e 16*), mantendo a tendência de enriquecimento destes minerais neste compartimento, enquanto minerais pesados mais densos são preferencialmente depositados nos Compartimentos B'. Nota-se, portanto, que nas praias do Compartimento C foi registrada, de modo geral, erosão da face praial em relação à campanha anterior, período seco (julho/2021), assumindo configuração mais convexa, exceto o N2, que apresentou uma sutil capacidade de reconstrução. Contudo, registou-se em janeiro/2022 praias com perfis topográficos semelhantes aos verificados nas campanhas chuvosas anteriores. O Compartimento C é aquele que se caracteriza pelas maiores concentrações de elementos químicos na região submersa do perfil praial (isóbatas de 5 e 10 m), justificado pela deriva litorânea predominantemente para norte da foz do Rio Doce. Para Al, As, Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e V os valores de concentração sobrepassam os limites de TEL e AET (*Material Suplementar ACPGS1, Figuras 5-7*). Em relação à campanha de julho/2021, as concentrações foram ligeiramente menores, porém ainda muito altas, o que indica que as praias desse setor ainda estão impactadas. A fauna bentônica da antepraia analisada mostrou relações significativas com Pb, As, Al, Ba e Fe. Para a praia emersa, os elementos As, Al, Ni e Ba afetaram os parâmetros ecológicos da fauna bentônica (todas as análises podem ser visualizadas no *Material Suplementar ACPBS1*).

Figura 4: Distribuição do teor de lama e a densidade média (ind/10cm<sup>2</sup>) da meiofauna bentônica da antepraia durante o período de monitoramento, em 5m e 10m.



Alterações nos padrões de ondas e das descargas fluviais refletem nas oscilações temporais das concentrações dos elementos químicos e na instabilidade dos padrões ecológicos da comunidade bentônica, bem como na alta mobilidade morfológica e variação sedimentológica das praias. Os períodos chuvosos certamente incrementam os aportes terrígenos e mantêm o padrão cíclico dos indicadores morfodinâmicos, geoquímicos e bentônicos nas proximidades da desembocadura. No entanto, alterações observadas na morfodinâmica das praias e na concentração dos elementos químicos e da fauna bentônica no período chuvoso do Ano 4 (janeiro/2022) parecem não apresentar uma associação clara com a sazonalidade de maneira uniforme ao longo do litoral estudado. A localização espacial e o tempo de resposta de cada compartimento, bem como o sentido da deriva litorânea para norte, a ocorrência de eventos de tempestade e o controle geológico-geomorfológico são fatores que sobrepujam os efeitos do período chuvoso.

A variabilidade sazonal na concentração dos elementos químicos também vem sendo percebida ao longo do monitoramento, contudo as praias ainda apresentam um índice de contaminação quando avaliadas pelo SQG-q, sendo o Compartimento C aquele que apresenta maiores índices de contaminação. Sendo assim, não é possível detectar, ainda, uma tendência de diminuição na concentração dos elementos químicos. Resultados semelhantes estão sendo obtidos pelo Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de água e de sedimentos (PMQQS, 2021).

O aumento significativo da maior vazão fluvial registrada em janeiro/2022 trouxe contribuição da carga sedimentar do Rio Doce e consequente progradação das praias nas adjacências da desembocadura (Compartimento B') com adição de lama, sedimentos mais mal selecionados, incremento de minerais pesados e elementos químicos. Eventos de transposição sobre a berma não foram registrados devido às condições de ondas de mar calmo.

As praias do Compartimento A se diferenciam das demais pelas maiores concentrações dos elementos químicos na parte emersa, com destaque para Al, Ba, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, e V que têm concentrações bem superiores às encontrados nas praias dos compartimentos B e B'. Contudo, no período chuvoso do Ano 4, observou-se uma pequena diminuição nas concentrações dos elementos no sedimento da praia emersa, em relação aos dados obtidos na campanha Julho/2021. A deposição de sedimentos essencialmente marinhos (abundância de  $\text{CaCO}_3$ ) e processos morfológicos particulares estão associados à presença dos terraços de abrasão. Durante condições de ondas construtivas (oriundas do quadrante E-NE) este Compartimento provavelmente não recebe a pluma do Rio Doce e nem o transporte por correntes, limitada ainda pela presença dos terraços de abrasão na antepraia. Sob condições mais severas das ondas há a possibilidade de maior mobilização do fundo e alcance dos sedimentos lamosos em suspensão. Os altos teores de lama presentes são associados à rugosidade do substrato, que cria bolsões de lama e não apresenta relação direta com a alta vazão do Rio Doce.

A concentração elementar nas praias dos Compartimentos B' e C é superior às demais nas amostras da antepraia, principalmente os associados ao rejeito de mineração (Al, Fe, Cr e Mn), juntamente com os maiores teores de lama nos sedimentos. Isso causou a redução da densidade e riqueza da

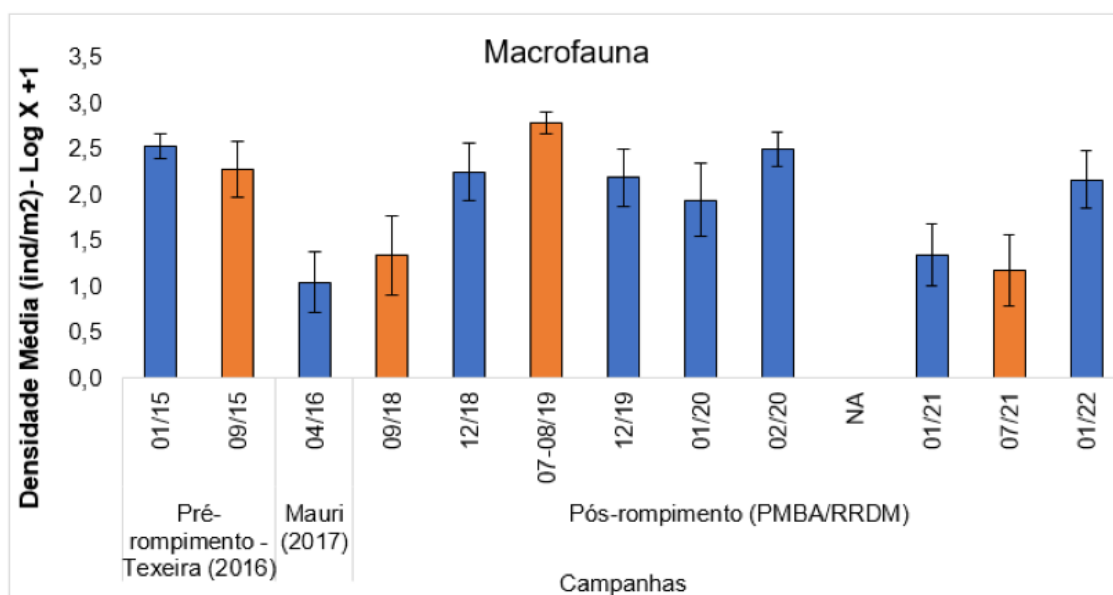
meiofauna bentônica, principalmente de Nematoda, na isóbata de 10 m. Os parâmetros da macrofauna, meiofauna e nematofauna apresentaram relações inversas com o aumento de As, Al, Ba, Fe e Pb.

A literatura já menciona que há afinidade de retenção de contaminantes junto às praias de sedimentos mais finos e dissipativas (Ramirez *et al.*, 2005). Por isso, o Compartimento C 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. A presença da lama, mesmo em baixa quantidade observada na porção emersa, e de elementos químicos, afeta negativamente e continuamente todos os componentes da fauna bentônica. Por consequência, os parâmetros da macrofauna das praias emersas continuam com valores reduzidos, onde deveriam ser altos, como previsto na literatura para praias do tipo dissipativa.

Ao longo do tempo está sendo observado que os valores dos parâmetros da fauna bentônica das praias estão instáveis. As médias da densidade da macrofauna e da riqueza da meiofauna registradas na campanha chuvosa do Ano 4 (janeiro/2022) tiveram os valores mais baixos até o momento. Em Degredo (N2), as alterações na diversidade ecológica da fauna bentônica, após o rompimento da Barragem de Fundão, continuam demonstrando o impacto do rejeito na praia. Nas campanhas do Ano 3, foi possível observar alterações dos parâmetros ecológicos que chegaram a valores semelhantes ao período pós-rompimento, enquanto na campanha do Ano 4 (janeiro/2022), houve uma recuperação dos valores, tendendo aos dados registrados no período pré-rompimento (Figura 5). Ainda assim, é sugerida cautela, visto a instabilidade que os dados vêm se apresentando.

Figura 5: Densidade média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2022 na estação amostral N2 (Degredo).

Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do período Chuvoso de 2016 (04/16) referem-se aos dados pretéritos do trabalho de conclusão de curso de Mauri (2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest. Campanha janeiro/2020 realizada durante a cheia do Rio Doce; Campanha emergencial fevereiro/2020 realizada pós cheias do Rio Doce. Barras em azul, período chuvoso; barras em laranja, período seco. NA – não amostrado devido à pandemia de Covid-19.



Em síntese, os maiores impactos sobre a comunidade bentônica do Ambiente Praia decorrentes do rejeito de lama proveniente do Rio Doce estiveram novamente concentrados no Compartimento C, seguido do Compartimento B', que recebem e depositam os maiores teores de lama e contaminantes na antepraia e, em menor quantidade, na praia emersa. Por outro lado, o Compartimento B mantém sua maior resiliência e capacidade de expulsar os elementos químicos e o Compartimento A, apesar dos valores elevados de elementos químicos, parece responder mais os efeitos da presença dos terraços de abrasão da Formação Barreiras, favorecendo a alta diversidade bentônica e dos cursos fluviais adjacentes do que a influência direta da descarga do Rio Doce.

Os resultados observados no ambiente praial para o período chuvoso do Ano 4 permanecem indicando a tendência de maior impacto nos perfis de praia da desembocadura e do flanco norte do Rio Doce. Nesta região, os indicadores ecológicos da fauna bentônica continuam apresentando relações com elementos químicos potencialmente tóxicos associados aos rejeitos da barragem de minério de ferro. Além disso, há uma tendência de incremento dos teores médios de lama e aparente estabilidade na concentração dos elementos químicos nos sedimentos da antepraia para a campanha chuvosa do Ano 4 neste setor. Já os valores de densidade da macrofauna e riqueza da meiofauna registrados neste período (janeiro/2022) foram os mais baixos quando comparados aos períodos anteriores. Os parâmetros monitorados pelo tema praia refletem a dinâmica e os aspectos morfológicos da região costeira na área de abrangência, e atuam nos processos dos temas Restinga e Manguezal do PMBA/Fest-UFES.

No **Monitoramento das Restingas**, a quantificação da riqueza das diferentes tipologias de vegetação foi continuada em função da necessidade de capturar a real diversidade encontrada nas estações monitoradas (para maiores informações sobre as estações amostrais monitoradas e metodologias utilizadas, ver *Material Suplementar ACRS1*). O Ano 4 contou com a inclusão de 270 novos espécimes no inventário florístico, representando um acréscimo de 9,8% em relação aos anos anteriores e das quais foram identificadas 23 espécies ameaçadas de extinção encontradas ao longo das estações (*Material Suplementar ACRS2, Figura 1 a 3*). Com esse acréscimo, o monitoramento já totaliza 2.753 espécimes de angiospermas, coletadas nas nove estações amostrais, reunindo 465 espécies e 94 famílias (*Material Suplementar ACRS2, Quadros 1 e 2*). Dados pretéritos de um estudo na localidade de Cacimbas (CBA), município de Linhares (Ecology Brasil e Econservation, 2013) mostram que os valores obtidos durante o presente monitoramento das restingas excedem o esperado para esta localidade (E6) e refletem a heterogeneidade ambiental encontrada em cada compartimento.

Em relação a flora nas unidades de conservação, 194 espécies foram amostradas na Área de Proteção Ambiental (APA) de Conceição da Barra (Estações E1 e E2), o que corresponde a 41,7% das espécies inventariadas, sendo 29 espécies exclusivas desta unidade e uma espécie endêmica, *Aristolochia zebrina* J. Freitas & F. González. Dentre as espécies ameaçadas de extinção, oito táxons ocorrem em diferentes tipologias desta área protegida (*Material Suplementar ACRS2, Quadro 2*). Na Reserva Biológica (REBIO) de Comboios (Estações E7 e E8) foram listadas 280 espécies abrangendo 60,2 % da riqueza específica total, sendo 81 espécies exclusivas e quatro espécies endêmicas do Espírito

Santo: *Eugenia kuekii* Giaretta & Peixoto, *Exellodendron gracile* (Kuhl.) Prance, *Rhodostemonodaphne capixabensis* J.B. Baitello & Coe-Teix. e *Abarema barnebyana* Iganci & M.P.Morim. A conservação desta área protegida abarca a ocorrência de 17 táxons ameaçados de extinção.

Aferido novos valores de riqueza para cada estação, foi necessário atualizar a análise de similaridade entre as restingas monitoradas (*Material Suplementar ACRS2, Figura 4 e 5*). Os dados atuais continuam indicando a singularidade do Compartimento A, em função da proximidade com a flora associada à Formação Barreiras (floresta de tabuleiro) neste setor do litoral. No compartimento B, o dendrograma indicou forte distinção de Cacimbas (E6), estação situada na transição dos Compartimento B e C, em relação às estações situadas ao sul do Rio Doce. Isso provavelmente está associado à presença de espécies relacionadas às depressões úmidas que intercalam a formação arbórea dessa localidade. O lençol freático nestas depressões aflora quando a taxa de precipitação excede o valor médio esperado para a região, como constatado para o último semestre de 2021 (INMET 2021, INCAPER 2022 - *Material Suplementar ACRS2, Figura 6*). Ainda, em relação ao compartimento B, o dendrograma indicou distanciamento moderado e baixa coesão dentro do grupo, suportando os padrões observados anteriormente. Salienta-se, também, o histórico de uso que afetou a riqueza florística dentro do Compartimento B e que espelha as interações encontradas no dendrograma atual.

Em relação às espécies exóticas invasoras, o aumento ou diminuição da ocorrência destas espécies pode estar associado com a fitossanidade da vegetação avaliada (MMA, 2019). Os dados atuais indicaram aumento da ocorrência de *Urochloa decumbens* (capim-braquiária), associado ao uso indevido de trilhas sobre as dunas. O Compartimento C é mais afetado pela ocorrência de espécies invasoras e, atualmente, mesmo após ações de manejo efetuadas pelos órgãos competentes, recomenda-se que a periodicidade de ações seja mais curta, principalmente nas estações da APA Conceição da Barra (E1, E2) e Pontal do Ipiranga (E5).

O Compartimento C também é o setor mais afetado pelas ações erosivas promovidas pelas ondas (*Material Suplementar ACRS2, Figura 7*). As ações abrasivas do mar neste setor acarretaram desmoronamentos da escarpa da duna e permitiram o alcance da água do mar sobre setores estabilizados das dunas, habitat de espécies com apelo conservacionista como *Mitracarpus eichleri* (Espírito Santo, 2022). Esta espécie em especial, possui valores de cobertura muito baixos no Compartimento C, tornando-a ainda mais suscetível à abrasão das ondas, tendo em vista que sua capacidade de colonização é menor do que outras espécies de caule rizomatoso, que são mais resilientes e abundantes nas dunas frontais. Apesar disso, os dados fitossociológicos indicaram melhora da capacidade de recolonização da vegetação nas dunas vivas, o que acarretaria manutenção da proteção das áreas estabilizadas. No entanto, o desenvolvimento ainda não alcançou os valores iniciais de cobertura vegetal obtidos para a APA Conceição da Barra (E1 e E2) do período chuvoso do primeiro ano (*Material Suplementar ACRS2, Figura 8*).

A disponibilidade dos elementos químicos que potencialmente alcançaram a vegetação da restinga, na extensão de suas três formações, está sujeita a fatores como os eventos de inundação e à exposição ao spray marinho. A distribuição do “spray” marinho é resultado de fatores bióticos e abióticos envolvendo a energia das ondas, condições do vento, distância da costa, topografia, presença da vegetação, precipitação e propriedades do solo (Du e Hesp, 2020).

As inundações estiveram limitadas, em sua maioria, às formações mais próximas à praia e aconteceram somente quando as condições, principalmente morfodinâmicas, foram favoráveis. Somado a isso, é necessário destacar que a vegetação de restinga tem como principal fonte de nutrientes o aerossol marinho (“spray” marinho). O “spray” marinho, sob a ação dos ventos na superfície do mar, transporta em suspensão, no sentido mar-continente, gotículas da solução salina e material particulado nele diluído. Portanto, a qualidade da água do ambiente marinho contribuiu para a presença do material sobre as restingas, e está associada à vazão do Rio Doce e a remobilização marinha provocada por ondas, que disponibilizam na coluna d'água material depositado no fundo durante períodos de menor energia (RRDM, 2020, RT-36D), e que são posteriormente mobilizados pela ação das ondas, marés e ventos, de eventos mais energéticos.

A quantificação dos elementos químicos que chegaram à vegetação das restingas durante o período chuvoso do Ano 4 confirma a abundância de elementos, depositados em ordem decrescente, no sentido herbácea > arbustiva > arbórea, relacionado ao seu alcance na transversalidade mar-continente, porém em menor magnitude ao observado no período seco anterior (*Material Suplementar ACRS2, Figura 9-11*). Essa distribuição também é diferente em relação às estações amostrais e corrobora o resultado observado no período seco do Ano 3, de maior depósito sobre a vegetação nas estações representativas do Compartimento C. O incremento nestas áreas é também caracterizado pela contribuição de uma maior variedade de elementos à abundância total, principalmente na vegetação herbácea.

O Compartimento C apresentou as maiores concentrações de elementos químicos associados ao rejeito de mineração na sua vegetação, como As, Cd, Cr, Co, Ni, Pb, V, Mn, Al e Fe, estando alguns deles, como Cr e Co, em concentrações mais de 10 vezes superiores às observadas em outros compartimentos. Por outro lado, destaca-se o padrão e a abundância de elementos químicos observados na superfície foliar das plantas arbóreas da REBIO Comboios, no Compartimento B, muito superiores aos do período Seco do Ano 3. Nesta localidade, a vegetação arbórea se localiza à maior distância da linha da costa em relação às demais estações amostrais, que juntamente com as características das praias e ao perfil de exposição da vegetação deste compartimento influenciam diretamente o alcance do spray.

Nos solos das restingas monitoradas, a granulometria foi afetada pelos eventos de alta vazão e aumento de descarga fluvial provenientes do Rio Doce observados a partir de fevereiro de 2020, tendo o nível do Rio Doce alcançado sua cota de inundação. Tais incrementos acarretaram em aumentos significativos nos teores de argila nas formações vegetais, detectados em todas as restingas

monitoradas nas campanhas posteriores, a partir do período chuvoso Ano 3, com tendência a novos aumentos no período chuvoso Ano 4 para localidades ao sul da desembocadura do Rio Doce, as quais foram precedidas pela segunda maior vazão durante o monitoramento (janeiro de 2022), atingindo cerca de 6.000,00 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>. No Compartimento C, variações significativas nos parâmetros físicos granulométricos indicam uma tendência de preponderância de partículas mais grossas no solo das restingas ao longo do monitoramento (*Material Suplementar ACRS2, Figura 12 e 13*).

Assim como os eventos de vazão do Rio Doce, a associação entre características granulométricas e as altas pluviosidades registradas nos últimos períodos chuvosos tem acarretado variações nas concentrações de elementos químicos nos solos das restingas. Por se tratarem de solos arenosos de baixa capacidade de retenção, no qual a percolação de água é rápida, os recentes aumentos de precipitação podem ter contribuído para as reduções nas concentrações de elementos químicos no solo. Entretanto, o padrão de distribuição desses elementos nos solos do período chuvoso do Ano 4 (2021/2022) confirma aqueles do período seco anterior, com excesso de As, Co e Mn, bem como de Pb, Cu, Cd, Cr, Zn e Ni e mais especificamente para Cu e Ni, comparado a valores norteadores pré-rompimento (EIA-Nutripetro - PSG, 2013) (*Material Suplementar ACRS2, Figura 14 e 15 e Tabela 1*). O manganês permanece como o elemento em excesso em todas as estações e formações avaliadas, enquanto o As apresentou tendência à redução na sua concentração no solo sob a vegetação arbórea (*Material Suplementar ACRS2, Figura 16-18*). Este elemento ainda se apresenta em excesso na estação Mar Azul (E9), situada no Compartimento A, sob influência mineralógica dos terraços. Nessa estação a restinga se apresenta com a formação herbácea pouco desenvolvida, o que permite o alcance da transposição das ondas com a formação arbustiva. Neste compartimento, o material resultante do rompimento da Barragem de Fundão pode alcançar as praias (estreitas nesta região da costa) e restingas por transporte episódicos em suspensão e sob condições de ondas de nordeste (RRDM, 2021, RT-37 - Síntese Integrativa do Ambiente Costeiro). Entretanto, estas variações podem estar relacionadas à composição natural do solo desta região, muito distinta das demais áreas estudadas e fortemente influenciadas pela Formação Barreiras e as características geológicas existentes ao longo da bacia.

A presença desses elementos nos solos contribuiu nos níveis de poluição das restingas, avaliados pelo Índice Integrado de Poluição (IPI) (Figura 6), com diferenças temporais detectadas entre os níveis dos períodos de monitoramento. Maiores níveis de poluição foram observados no período seco Ano 1, com ocorrência de níveis de poluição Altos/Extremamente Altos em todas as estações amostrais. Este fato indica que esse período foi notadamente crítico para o acúmulo de metais no solo, principalmente nos compartimentos B e C, desde Conceição da Barra até a REBIO Comboios (a 110 km a norte e 12,5 km ao sul da foz do Rio Doce, respectivamente). Reduções do número e distribuição dos elementos foram observadas em períodos seguintes. Estações do Compartimento B apresentaram tendência à redução no presente período, e em alguns casos, permaneceu inalterada em relação ao período seco do Ano 3. Quanto ao Compartimento A, comparativamente aos anos anteriores, não é possível confirmar tendência de melhora ou estabilização ao longo de toda a área de monitoramento, já que em alguns

casos, como o da estação Mar Azul (E9), houve piora do índice em relação aos períodos chuvosos anteriores. A Análise de Componentes Principais entre variáveis abióticas das restingas monitoradas mostra a clara influência das concentrações de elementos químicos característicos do rejeito de mineração, como As, Cr, Co, Mn, Ni, Pb e V, sobre os níveis de poluição expressos pelo índice (*Material Suplementar ACRS2, Figura 19*). Dentre eles, As, Mn e Co apresentaram teores acima dos valores pré-rompimento e contribuíram consistentemente para a elevação dos IPIs no Compartimento A.

Na vegetação das restingas, altos bioacúmulos dos elementos químicos foram encontrados nas formações vegetais, principalmente para Mn, Zn e Cu biodisponíveis, e em especial nas plantas herbáceas e arbustivas (*Material Suplementar ACRS2, Figura 20*). Para a vegetação mais próxima à praia, maiores bioacúmulos (especialmente Cu) se destacaram nas estações mais próximas da foz (E6, E7 e E8), no Compartimento B, localidades já evidenciadas por suas significativas concentrações foliares de elementos minerais nos dois primeiros anos de monitoramento da restinga. A tendência de bioacúmulo destes elementos em todas as fisionomias analisadas também em estações mais afastadas da foz poderiam indicar um potencial impacto crônico do aporte de elementos químicos deslocados em direção ao Compartimento C. O bioacúmulo destes elementos corroboram os resultados referentes à análise de perigo de contaminação da vegetação que sinaliza as estações Pontal do Ipiranga, Cacimbas e REBIO Comboios (E5, E6 e E8), como aquelas com aporte mais intensivo dos elementos químicos, conforme já demonstrado em avaliações anteriores (*Material Suplementar ACRS2, Figura 21*).

Variações nas concentrações de elementos químicos no solo, sua deposição superficial e bioacumulação no tecido vegetal tiveram reflexo direto nos indicadores biológicos já avaliados na restinga, tais como produtividade primária, estresse oxidativo e capacidade reprodutiva, em razão das oscilações no aporte de elementos que chegam à costa via Rio Doce e pela contribuição e atividade marinha. Acúmulos de Mn, somados à As, Pb, V, Cd, Zn e Cu impactaram negativamente as formações vegetais (*Material Suplementar ACRS2, Figura 22*), com influência significativa e persistente sobre os indicadores biológicos entre restingas localizadas nos Compartimentos B e A, entre Cacimbas (E6) e Mar Azul (E9), local no qual as concentrações de elementos foram discrepantes em relação às demais áreas monitoradas.

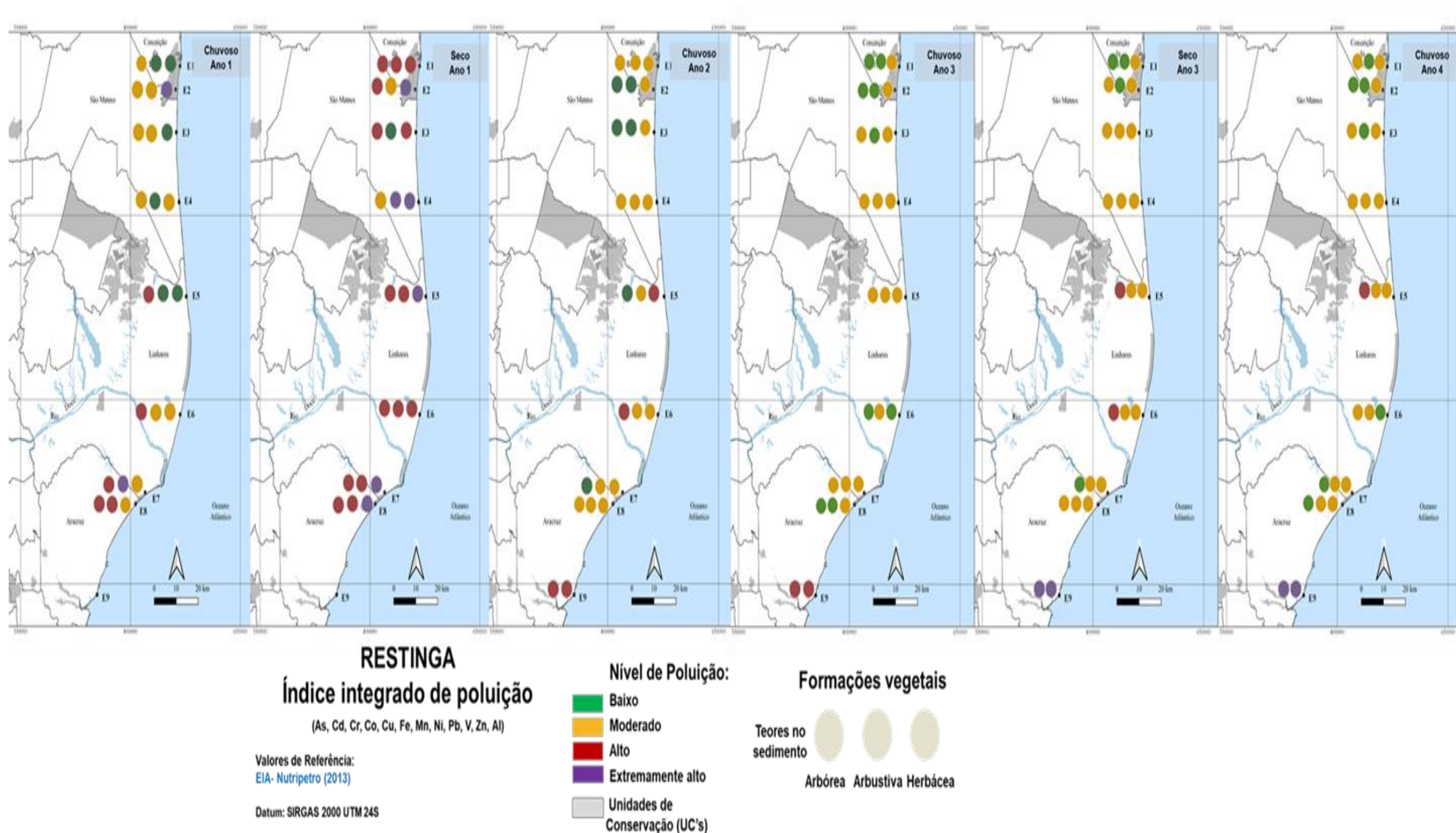
Dentre os impactos dos elementos químicos sobre a biota da restinga, os indicadores biológicos mostram que o Mn impactou negativamente a produtividade primária com aumento de estresse oxidativo na vegetação, visto sua correlação positiva com indicadores desta categoria. Essa tendência de associação com indicadores abióticos é refletida pelas correlações significativas com os níveis de Mn foliar, e especificamente com As e Pb foliar nas herbáceas e Fe foliar nas arbustivas e nas arbóreas (*Material Suplementar ACRS2, Figura 23-26*). Esses resultados demonstram uma relação mais direta dos indicadores com os elementos foliares e também são suportados pelos elementos quantificados no solo, já que sua abundância e outros fatores, como a granulometria e porcentagem de matéria orgânica (MO), podem influenciar sua interação e translocação para a parte aérea do vegetal. Nas plantas da formação herbácea, acúmulos destes elementos contribuíram para as reduções na eficiência

do aproveitamento da luz e no ganho de carbono da comunidade (*Material Suplementar ACRS2, Figura 27-30*), relacionados a processos de fotoinibição da fotossíntese nas restingas próximas à Foz, desde Cacimbas a REBIO Comboios. Por outro lado, a resposta negativa dos resultados dos indicadores componentes do metabolismo primário e antioxidante ao longo de toda a costa monitorada podem estar relacionados a estratégias de atenuação de possíveis impactos adversos do aumento da bioacumulação nas plantas dessa formação (*Material Suplementar ACRS2, Figura 31-37*).

Quanto aos aspectos reprodutivos das comunidades da restinga, observou-se uma tendência à melhora das condições, tanto para aspectos da floração quanto da frutificação, em especial nas formações herbácea e arbustiva. A intensidade de floração capturada dentro do período chuvoso Ano 4 foi acompanhada pela mesma intensidade de produção de frutos, indicando que os eventos de polinização abióticas e bióticas ocorreram naturalmente em todas as estações (*Material Suplementar ACRS2, Figura 38-41*). Sob o aspecto comparativo, o período de análise indicou picos de floração mais acentuados em relação aos períodos anteriores na comunidade herbácea. Esse resultado representa a primeira aferição homogênea entre as estações capturada até o momento e, possivelmente, associado às altas taxas de pluviosidade capturadas dentro do período analisado.

Os parâmetros avaliados na comunidade arbustiva indicaram estabilidade em relação aos períodos anteriores, possuindo também bons indicadores de interação para polinização em todos os compartimentos analisados. Na comunidade arbórea houve forte contraste entre Barra Nova (E4) e Pontal do Ipiranga (E5) em relação às demais estações e em relação aos outros períodos comparados. Talvez esta diferença esteja associada ao Índice Integrado de Poluição (IPI) destas estações que variaram entre moderado e forte no Compartimento C. Por outro lado, a capacidade de reprodução apresentou relação significativa com concentração sedimentares e bioacúmulos de Zn e concentrações foliares de As e Pb. A presença de elementos traço em órgãos florais pode ter efeitos não somente no número de flores ou no progresso da fase reprodutiva como também afetar as interações inseto-planta e consequentemente a associação com os polinizadores e dispersores, impactando toda uma cadeia alimentar. Entretanto, o sucesso reprodutivo da planta pode ser potencializado pela acumulação de metais nos órgãos florais, favorecendo a defesa contra a herbivoria (Noret *et al.*, 2007; Hladun *et al.*, 2016; Søvik *et al.*, 2015).

Figura 6: Índice integrado de poluição (IPI) nos sedimentos da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga, utilizando como referência os valores descritos pelo EIA-Nutripetro (PSG, 2013). As categorias de classificação levam em consideração quatro níveis de poluição: Baixo (verde), Moderado (amarelo), Alto (vermelho) e Extremamente alto (roxo) de poluição. Coletas realizadas nos períodos: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), Seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021), Seco Ano 3 (2021) e Chuvoso Ano 4 (2021/2022).



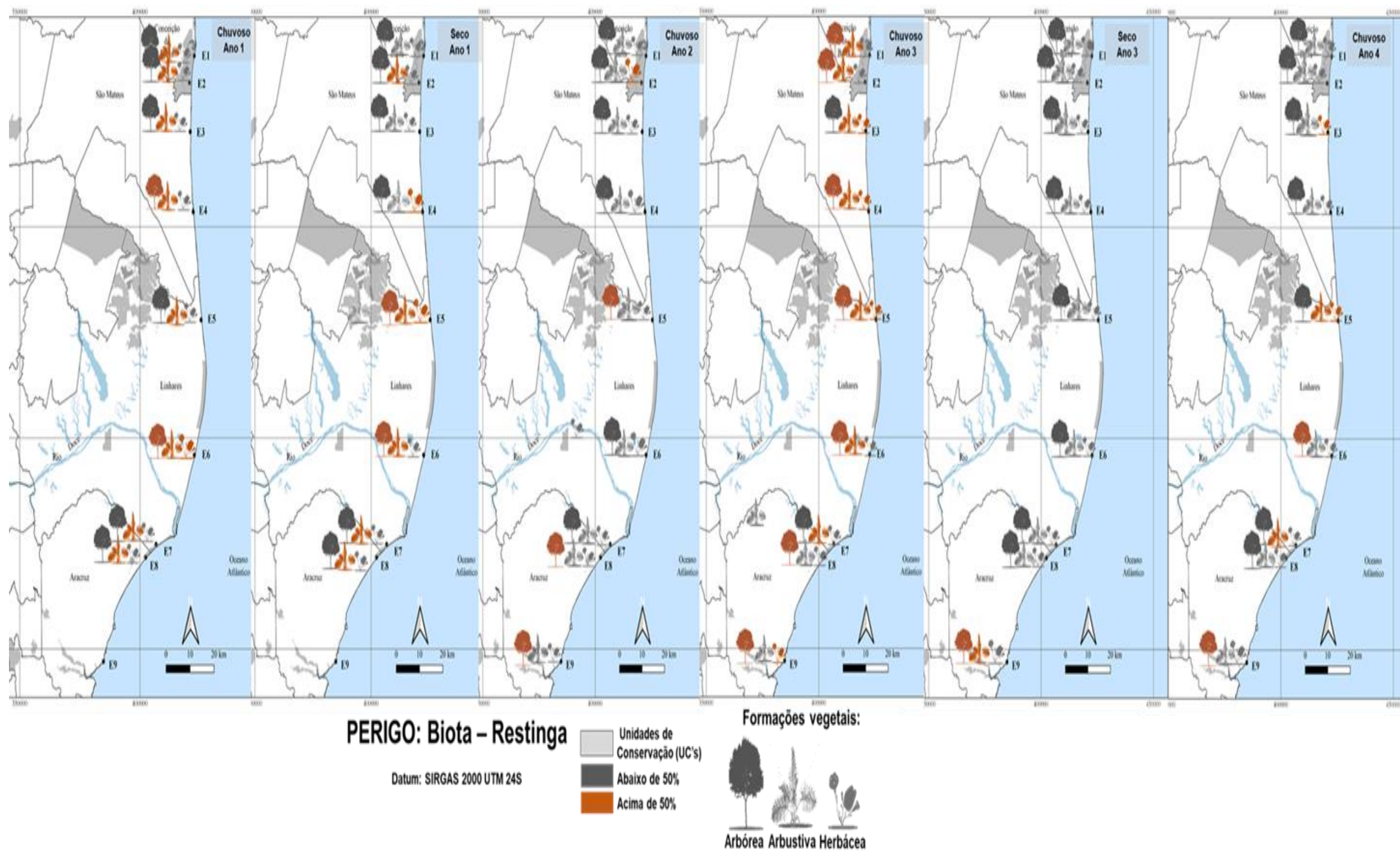
Os elementos As, Mn, Zn e Pb foram aqueles que apresentaram maiores recorrências de impacto aos indicadores biológicos das restingas ao longo do monitoramento. Estes indicadores, integrados nos Alertas de Perigo Biológico à vegetação, novamente confirmaram a situação crítica para os períodos chuvosos do Ano 1 e do Ano 3 (Figura 7), enquanto o período chuvoso do Ano 4 se assemelhou ao observado no mesmo período no Ano 2 (2020). As espécies arbustivas e arbóreas apresentaram maiores Alertas de Perigo, concentrados à área da foz, tanto a norte quanto a sul da desembocadura, sendo o ponto de alerta mais extremo e isolado encontrado para a vegetação herbácea em Barra Nova (E4), Compartimento C. Estas evidências sugerem que, mesmo afastadas da linha da costa, a combinação de fatores edafoclimáticos e o aporte de elementos provenientes do Rio Doce pode levar a condições desfavoráveis aos aspectos funcionais e reprodutivos da vegetação da restinga

Nas proximidades da foz do Rio Doce e litoral norte próximo ainda se constitui como setor de maior recorrência de impactos à vegetação da Restinga, em especial para Cacimbas (E6). O encontrado corrobora a evidência de deposição de elementos e possível deslocamento do material contaminante, no sentido norte, resultado da deriva litorânea. A adição dos resultados do último período chuvoso confirma essa tendência. Entretanto, vale destacar que para o ecossistema Restinga os padrões observados em alguns dos indicadores (abióticos e bióticos) não expressam a condição instantânea do ambiente, mas sim uma resposta crônica, como resultado do histórico ambiental ao qual este ecossistema foi submetido.

Do ponto de vista das perspectivas de recuperação da vegetação da restinga, os ensaios preliminares permitiram verificar o potencial uso de microrganismos promotores de crescimento vegetal nas áreas atingidas pela deposição de rejeitos minerais, e destacam a maior capacidade da microbiota associada às espécies da formação herbácea como produtora de substâncias quelantes de metais (sideróforos) (*Material Suplementar ACRS2, Figura 42*). Dessa forma, os ensaios de avaliação do potencial de colonização microbiana produtora de sideróforos e sua associação ao sistema radicular das espécies das formações vegetais, vem possibilitando o estudo de possíveis linhagens de interesse em plantas bioacumuladoras e poderá auxiliar sua aplicação em uma fase futura de recuperação da Restinga.

As análises *ex situ* das espécies vegetais da restinga vêm sendo motivadas pela necessidade do entendimento dos padrões relativos à presença de contaminantes no solo, mas também se constituem como importante ferramenta para a definição de estratégias de reparação dos danos potencialmente decorrentes da passagem do rejeito da Barragem de Fundão pelo litoral do Espírito Santo. Estas análises envolvem estudos de diversas espécies e poderão identificar padrões de desenvolvimento vegetal importantes para a proposição de medidas mitigatórias.

Figura 7: Alerta de Perigo Biológico para as plantas da formação Herbácea, Arbustiva e Arbórea nas estações amostrais da Restinga em diferentes períodos de monitoramento: Chuvoso Ano 1 (2018/2019), seco Ano 1 (2019), Chuvoso Ano 2 (2019/2020), Chuvoso Ano 3 (2020/2021), Seco Ano 3 (2021) e chuvoso Ano 4 (2021/2022). Vermelho = valores acima de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em risco em cada estação amostral, Cinza = valores abaixo de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em riscos em cada estação amostral.



Testes iniciais quanto ao estabelecimento das plantas em cultivo protegido após propagação por estaquia estão sendo realizados (*Material Suplementar ACRS2, Figura 43*). Dentre as espécies herbáceas, destacam-se *Blutaparon portulacoides*, *Canavalia rosea*, *Ipomoea imperati*, *Ipomoea pes-caprae*, coletadas nas áreas de restinga monitoradas durante o período chuvoso e seco do Ano 3 (2021) (*Material Suplementar ACRS2, Figura 44 e Tabela 2*).

Entre os períodos analisados, análises preliminares quanto a sobrevivência dessas estacas indicou maior porcentagem (%) total de estacas mortas no período seco, tendo a espécie *B. portulacoides* a mortalidade mais alta, enquanto *Ipomoea. pes-caprae* apresentou baixo índice de mortalidade nos dois períodos. No período chuvoso, *I. pes-caprae* destaca-se apresentando os maiores valores em todos os parâmetros relativos ao crescimento, indicando o sucesso da propagação vegetativa dessa espécie. Já no período seco, as espécies *B. portulacoides* e *I. imperati* apresentaram crescimento mais expressivo. Aos 16 e 32 dias pós plantio (DPP), houve crescimento progressivo e enraizamento das estacas de todas as espécies costeiras avaliadas independente do período de coleta (*Material Suplementar ACRS2, Tabela 3*). Até o momento os resultados seguem promissores para o desenvolvimento de mudas e protocolos de coleta de estacas, devido à alta potencialidade das espécies dessa formação. Com estes registros podem ser criadas bases importantes em termos de tomada de decisão em estudos aplicados à restauração ecológica.

Ensaios adicionais também se encontram em desenvolvimento com espécies arbustivas e arbóreas, dentre elas *Guapira pernambucensis*, *Eugenia astringens*, *Myrciaria strigipes* e *Schinus terebinthifolius*, as quais obtiveram maior número de brotamento e folhas (*Material Suplementar ACRS2, Figura 45 e Tabela 4*). O estudo dessas e de outras espécies das formações arbustiva e arbórea se constituem também como conhecimento do comportamento de espécies da restinga com crescimento médio e lento, mantidas sob cultivo protegido. Esse e os demais resultados do cultivo protegido trarão subsídios para responder os importantes questionamentos surgidos a partir do avanço e do entendimento das dinâmicas da vegetação já acumulados, preenchendo lacunas existentes sobre o entendimento dos processos de restauração, principalmente em termos do ecossistema restinga.

Dentro do **Monitoramento dos Manguezais** foi possível apontar indicadores biológicos para avaliar as respostas dos diferentes compartimentos dos manguezais e da foz do Rio Doce frente à chegada dos rejeitos de minério, sendo eles sedimentologia, flora e fauna.

As maiores concentrações de elementos químicos foram observadas nos períodos chuvosos, inclusive no Ano 4, em todos os estuários, momento onde o aporte fluvial do Rio Doce se intensifica e contribui para maior dispersão dos metais na zona costeira e, posterior transferência para os estuários. A separação entre os compartimentos ficou mais evidente no período seco (Figura 8B) refletindo as condições oceanográficas atuando sobre os estuários, sendo aqui apresentado a síntese dos resultados do longo dos anos de monitoramento, destacando o período chuvoso 2022, objeto desse relatório semestral.

No geral, ao longo do período de monitoramento do PMBA/Fest, as características de distribuição das frações granulométricas dos estuários indicaram poucas variações sazonais (*Material Suplementar ACMS2, Figura 1 e Figura 2*). No entanto, Barra do Riacho apresentou maiores contribuições de cascalho a partir do período chuvoso 2021 nas duas profundidades analisadas. Este aspecto pode estar relacionado à ampliação e ao aprofundamento da foz deste estuário realizado pelos pescadores para manter o acesso ao mar. Rio Doce, Caravelas e São Mateus possuem predominância lamosa, enquanto Costa das Algas, Urussuquara e Barra do Riacho apresentaram maior contribuição de grãos arenosos. Além da granulometria mais grossa, Costa das Algas possui teores baixos para matéria orgânica e altos valores para carbonato de cálcio. Este comportamento indica a predominância da influência geológica e marinha na região, sendo destoante dos outros estuários analisados.

A análise temporal das concentrações dos elementos químicos nos sedimentos dos manguezais exibiu características distintas de acordo com a sazonalidade e localização dos estuários (*Material Suplementar ACMS2, Figura 3 a Figura 32*), nos quais os eventos geomorfológicos, meteorológicos e oceanográficos dos ambientes costeiros atuam sobre a intensidade e dispersão dos contaminantes (Tognella *et al.*, 2022). Os mapas temáticos da distribuição por período (chuvoso e seco) dos principais metais relacionados aos rejeitos estão incluídos no Material Suplementar (*Material Suplementar ACMS2, Figura 33 a Figura 80*). Maiores concentrações de elementos químicos foram observadas nos períodos chuvosos. Os manguezais inseridos no Compartimento A (Costa das Algas, Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), por exemplo, expressaram concentrações elevadas de As e Fe, possivelmente associadas aos terraços de abrasão da Formação Barreiras, potencial fonte para esses elementos (Souza *et al.* 2022), porém é importante destacar a possibilidade do incremento da concentração de Fe relacionado à contribuição da pluma sedimentar do Rio Doce sob específicas condições oceanográficas. A distribuição dos elementos químicos no manguezal de Caravelas se apresentou distinta dos demais em função das diferenças meteoceanográficas, climáticas, geomorfológicas e tipos de aportes alóctones ainda que a área esteja inserida na zona de influência dos rejeitos de mineração.

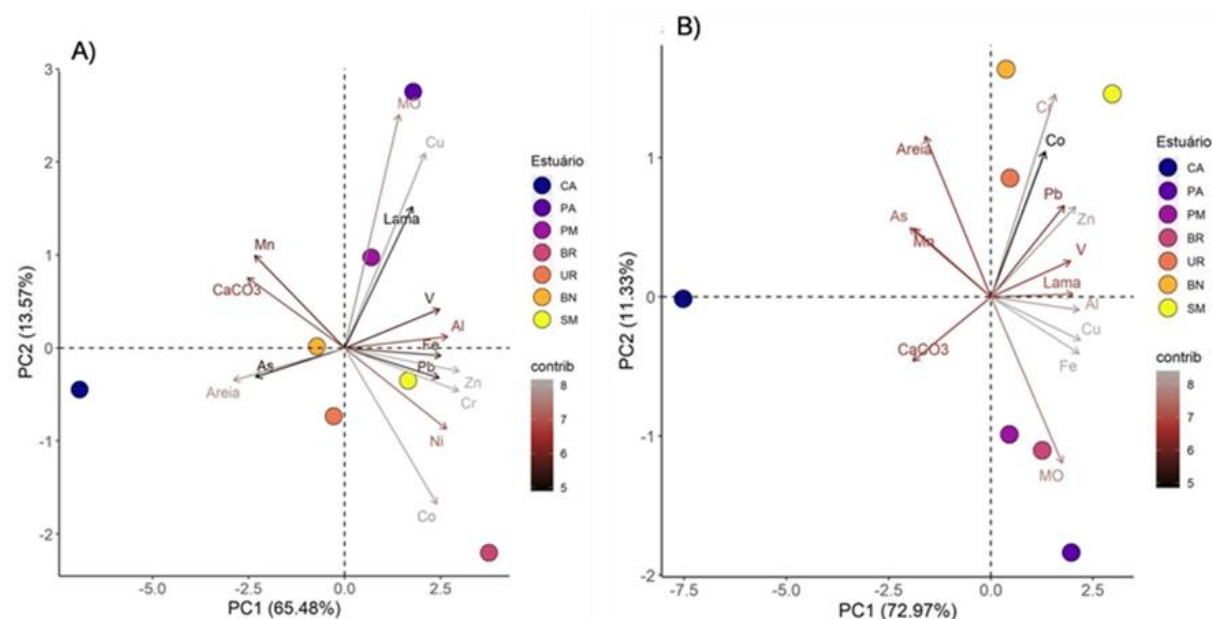
Os níveis de concentração de elementos químicos no sedimento internacionalmente seguem alguns limites definidos pela NOAA (Buchman, 1999). Neste relatório e nos demais produzidos (RRDM, 2021, RT-37, Anexo 5 Manguezal; RRDM, 2022, RT-39C, Anexo 5 Manguezal), as interpretações sobre toxicidade consideraram os limites acima do PEL (Nível de prováveis efeitos), AET (Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados) e TEL (Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados) para os elementos avaliados, todos estes níveis foram considerados na análise quando disponíveis para determinado metal. Destaca-se que valores de metais no sedimento entre 0 e 5 cm acima do PEL foram registrados para Ni no Piraquê-Açu e no Rio Doce e para As nos estuários do Compartimento A e C, exceto em Urussuquara. Em relação ao AET, Mn e Al mostram-se acima deste valor em todos os estuários em algum período (seco ou chuvoso) no âmbito do PMBA/Fest. V, Co, Ba e Fe exibiram o mesmo padrão, exceto em Costa das Algas, área que não atingiu o valor de referência. Do mesmo modo, Cr excedeu AET em todos os estuários, menos em Costa das Algas e Urussuquara, contudo este último estuário, o elemento excedeu o valor do TEL. É

importante destacar que apesar de Barra do Riacho não ter alcançado os valores do PEL para As, seus valores atingiram o valor do AET. Para os limites TEL, há destaque para Ni e Pb, uma vez que valores acima deste limite foram registrados em todos os estuários, exceto em Costa das Algas para ambos os elementos e Urussuquara para Pb. Cu e Zn só possuem o TEL como referência, sendo registrado valores acima desse nível para o Cu no Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Rio Doce, São Mateus e Caravelas, em contrapartida o Zn atingiu este nível, apenas no início do monitoramento no Piraquê-Açu e no Rio Doce.

Diferentemente das outras áreas, o Rio Doce demonstrou elevadas concentrações de Bário (Ba), ultrapassando o limite AET, nível onde impactos biológicos são sempre esperados (*Material Suplementar ACMS2, Figura 10 e Figura 25*). Além deste elemento ser um indicador sedimentar para aumento de escoamento de água doce (Coffey *et al.*, 1997), o aumento significativo de suas concentrações na região estuarina do Rio Doce foi associado a chegada dos rejeitos dos minérios da barragem (De Oliveira Gomes *et al.*, 2017).

O padrão espacial da concentração de elementos químicos e granulometria do sedimento entre as áreas monitoradas foi investigado por meio da Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA demonstrou correlação entre a fração lamosa e concentração dos elementos químicos, assim como verificado no ecossistema praial e profetizado na literatura. Esse resultado caracteriza o sedimento do Rio Doce e Caravelas (lado direito da PCA) como sendo mais lamoso e associado aos elementos químicos típicos do rejeito. Costa das Algas exibe influência marinha, padrão observado por meio da sua associação com areia e  $\text{CaCO}_3$ , além da combinação com As (*Material Suplementar ACMS2, Figura 81*). Os demais estuários (Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Barra do Riacho, Urussuquara, Barra Nova e São Mateus) são sistemas geomorfologicamente diferentes dos citados (Tognella *et al.*, 2022) e com menor concentração relativa de metais, o que leva a mascarar a diferença entre eles. Neste sentido, Rio Doce e Caravelas foram retirados da análise realizada para o período chuvoso (Figura 8 A), permitindo observar a separação dos estuários dentro dos compartimentos do ambiente costeiro. Nota-se que o sedimento do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim (Compartimento A) é mais lamoso e com elevada concentração de matéria orgânica e Cu. Costa das Algas, apesar de compor o Compartimento A, é influenciada pelas condições marinhas, além da contribuição de As e Mn no agrupamento. Barra do Riacho e São Mateus, Compartimentos B e C, respectivamente, foram associados à maioria dos elementos analisados. A separação entre os compartimentos é mais evidente no período seco (Figura 8B). Os Compartimentos A e B estão situados no lado inferior da PCA, mas ainda com a dissociação de Costa das Algas do agrupamento em função dos parâmetros destacados acima. Por outro lado, Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Barra do Riacho foram associados à matéria orgânica. Os estuários do Compartimento C (quadrante superior direito) foram agrupados devido à concentração de elementos químicos. Nessa análise, apesar de Piraquê-Açu e São Mateus serem agrupados com os estuários de seus respectivos compartimentos, a contribuição dos seus parâmetros é relevante na construção do eixo x positivo da PCA, juntamente com o teor de lama e os metais Zn, V, Al, Cu e Fe, indicando susceptibilidade desses estuários no período seco.

Figura 8: Análise de componente principal (PCA), usando a função biplot com a contribuição de cada variável, utilizando os seguintes parâmetros: concentração de metais (mg kg<sup>-1</sup>) no sedimento (vanádio (V), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), arsênio (As), prata (Ag), cádmio (Cd), bário (Ba), chumbo (Pb), cromo (Cr), ferro (Fe), alumínio (Al), manganês (Mn), zinco (Zn) e mercúrio (Hg)); teor de areia e lama (%); MO: matéria orgânica (%); CaCO<sub>3</sub>: carbonato de cálcio (%), considerando os períodos chuvoso\_18/19 (outubro/2018– março/2019/Ano 1); seco\_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); chuvoso\_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano2); chuvoso\_21 (janeiro-Fevereiro /2021/Ano3); seco\_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano3) e chuvoso\_21/22 (dezembro/2021 – fevereiro/2022/Ano4) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), Rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o PMBA/Fest. A) representa o período chuvoso e B) representa o período seco.



Análise sazonal da fisiologia vegetal avaliou os parâmetros bióticos referentes à concentração de metais no tecido foliar, concentração dos pigmentos foliares, atividade antirradicalar via atividade sequestradora do radical livre DPPH<sup>•</sup> (2,2-difenil-1-picril-hidrazila), juntamente com observações sobre a atividade fotossintética, avaliada por meio da assimilação de carbono (A) e do índice de conservação de energia (PI<sub>Total</sub>). O Fator de Bioacumulação (FBA) é apresentado para identificar o papel da vegetação como biorremediadora ambiental, sendo descrito o comportamento por espécie e por metal. Estes dados foram obtidos para cada espécie (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *Talipariti pernambucense*) e estuário a fim de identificar padrões fisiológicos ao longo do monitoramento e apresentados comparativamente em escala temporal e espacial (*Material Suplementar ACMS3, Figura 1 a Figura 52*). O mapeamento dos indicadores continua sendo produzido em adição ao Relatório de Evolução Semestral (RRDM, 2021, RT37). Mapas temáticos referentes aos parâmetros para os períodos seco 2021 e chuvoso 2021/2022 constam no *Material Suplementar ACMS3, Figura 53 a Figura 94*.

A partir da análise sazonal é possível identificar acúmulo de Mn e Pb em folhas de *R. mangle* em todos os estuários, exceto Costa das Algas (CA) para o primeiro metal, e de Cu e Zn em alguns estuários o

que pode induzir comprometimento das florestas na produção primária (*Material Suplementar ACMS3, Figura 1 a Figura 5*). Dados de produção primária identificam redução da atividade fotossintética e concentração de pigmentos na espécie como foi observado em áreas dos Compartimentos A, B e C. Apesar da aparente recuperação de performance vegetal observada para o período chuvoso 2021, no período seguinte (seco 2021) houve nova redução da assimilação de carbono (A) nos estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Urussuquara (*Material Suplementar ACMS3, Figura 12*). Entre os estuários, São Mateus tendeu ao menor índice de conservação de energia ao longo de todo o monitoramento, exceto o período chuvoso 2020/2021 e chuvoso 2021/2022. Já em Piraquê-Açu, Barra do Riacho e Barra Nova é observada tendência de recuperação do índice de conservação de energia, podendo ser uma medida para mitigar danos ao aparato fotossintético para manutenção de sua atividade (*Material Suplementar ACMS3, Figura 13*).

*Laguncularia racemosa*, em São Mateus e Barra Nova, registrou redução contínua nos dados de assimilação do carbono (*Material Suplementar ACMS3, Figura 25*), principalmente a partir do período chuvoso 2020/2021, essa redução acentuada no desempenho fotossintético foi precedida de elevado acúmulo de metais no período anterior (*Material Suplementar ACMS3, Figura 19 e Figura 20*). Em contrapartida, a assimilação do carbono para a espécie em Urussuquara reduziu significativamente no período seco 2021, com aparente recuperação no período seguinte. *Avicennia schaueriana*, de ocorrência nos Compartimentos A (Costa das Algas) e C (Caravelas), reduziu a assimilação de carbono (A) ao longo de todo o monitoramento (*Material Suplementar ACMS3, Figura 38*), registrando o menor valor no período seco 2019 em Caravelas. O comprometimento fotossintético pode estar relacionado à bioacumulação de metais na folha, uma vez que esse fator variou de médio a alto para Mn, Zn, Cu e Pb (*Material Suplementar ACMS3, Figura 32 e Figura 33*). Contudo, efeitos sobre o índice de conservação de energia ( $PI_{Total}$ ) não foram observados ao longo do monitoramento em Costa das Algas. Em Caravelas há uma tendência de melhoria do desempenho fotossintético para conservação de energia, diagnosticada a partir dos registros dos períodos chuvosos 2020/2021 e 2021/2022 (*Material Suplementar ACMS3, Figura 38*).

Dados de *T. pernambucense* para o Rio Doce indicam bioacumulação (*Material Suplementar ACMS3, Figura 45 e Figura 46*) média a alta para Mn, Zn e Cu em todo o monitoramento associada à redução da atividade fotossintética, a partir do período chuvoso 2019/2020 e com menor valor de assimilação no período seco de 2021 (*Material Suplementar ACMS3, Figura 51*). Para o índice de desempenho ocorreu redução nos períodos secos, principalmente naquele de 2019, que registrou o menor valor do parâmetro (*Material Suplementar ACMS3, Figura 52*).

A concentração de metais (Fe, Mn, Pb, Cu e Zn) no tecido foliar, a atividade antirradicalar, a concentração de clorofila *a* e *b* e os parâmetros fotossintéticos (A e  $PI_{Total}$ ) são associados à salinidade e precipitação e foram avaliados de forma integrada por meio da Análise de Componentes Principais (PCA) que descreve comportamento fisiológico de *R. mangle* para os Compartimentos A, B e C. A PCA construída para o período chuvoso destaca o agrupamento para o Compartimento A e B no quadrante inferior direito, no lado oposto encontra-se o Compartimento C (quadrante esquerdo superior e inferior)

(Material Suplementar ACMS3, Figura 95 A). Os estuários dos Compartimentos A e B foram agrupados como resposta à concentração de Fe, Pb e Zn no tecido foliar e ao desempenho fotossintético (A,  $PI_{Total}$  e clorofila *a*). Em contrapartida, os estuários do Compartimento C são regidos pelas variáveis salinidade, concentração de Mn e Cu no tecido foliar, estresse oxidativo, precipitação e clorofila *b*. Ênfase deve ser dada ao aumento no estresse oxidativo com o aumento na concentração de Cu no tecido foliar ( $r = 0,74$ ;  $p = 0,03$ ). A PCA destaca menor desempenho fotossintético e forte associação com Mn foliar, sendo este último parâmetro correlacionado negativamente à assimilação de carbono ( $r = -0,79$ ;  $p = 0,01$ ). No período seco, a PCA exhibe os Compartimentos A e B no lado esquerdo e, no lado direito, encontra-se o Compartimento C (Material Suplementar ACMS3, Figura 95 B). Neste período, a separação entre os compartimentos não é tão nítida quanto para o período chuvoso. Apesar disso é possível verificar alguns padrões e, novamente, Fe e Zn foliar foram associados ao desempenho fotossintético (A e  $PI_{Total}$ ) para os estuários do Compartimento A. Por outro lado, o Compartimento B têm redução no desempenho fotossintético em relação ao período chuvoso, por isso é desassociado do Compartimento A, a redução na produtividade primária pode estar relacionada ao acúmulo de metais (Pb e Cu) no tecido foliar. No período seco, o Compartimento C continuou sendo associado ao Mn no tecido foliar, ao estresse oxidativo, a precipitação e clorofila *b* e permanece exibindo menor desempenho fotossintético dentre os compartimentos. Exceção aos padrões destacados acima ocorreu para Piraquê-Mirim (PM), estuário que apresenta salinidade elevada em relação aos demais, fator que atua como um estressor dentro da floresta fazendo com que haja associação deste estuário com o agrupamento com o menor desempenho fotossintético em ambos os períodos. Por sua vez, Urussuquara (UR), no período seco, apresentou desempenho fotossintético intermediário e, por isso, foi agrupado próximo aos estuários do Compartimento A.

Neste documento, em continuidade ao desenvolvido no Relatório Anual (RRDM, 2022, RT-39C, Anexo 5 Manguezal) quando foram apresentadas as PCAs construídas por espécie e para cada ano de monitoramento, a PCA obtida para *R. mangle* referente ao Ano 4 (período chuvoso) aponta Costa das Algas, e em menor intensidade Barra do Riacho e Barra Nova, com melhor desempenho fotossintético (A,  $PI_{Total}$  e clorofila *a*). Estes estuários também foram associados ao Pb foliar, contudo não foi constatado efeito deletério sobre o aparato fotossintético (Material Suplementar ACMS3, Figura 96). Oposto a esse agrupamento, São Mateus e Caravelas estão associados ao Mn, Zn e Cu no tecido foliar sob estresse oxidativo, registrando neste momento correlação negativa entre Cu e A ( $r = -0,83$ ;  $p < 0,01$ ). Em contrapartida, o aumento do Zn foliar foi correlacionado com a clorofila *b* ( $r = 0,74$ ;  $p = 0,03$ ), aspecto associado aos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, juntamente com a salinidade. A precipitação e Fe foliar apresentaram comportamento opostos nestes estuários.

Efeito positivo de Fe e Zn foliar sobre a concentração de pigmentos foi observado em *L. racemosa* no período chuvoso do Ano 4 ( $r_{Fe \times chl a} = 0,95$ ;  $p = 0,04$ ;  $r_{Zn \times chl a} = 0,99$ ;  $p < 0,01$ ;  $r_{Zn \times chl b} = 0,99$ ;  $p < 0,01$ ) (Material Suplementar ACMS2, Figura 97). Contudo, em São Mateus (SM), apesar da maior disponibilidade hídrica e *pool* de pigmentos identificado para o estuário, a concentração de metais no tecido foliar (Fe, Cu, Zn e Mn) indica efeito sobre a parte bioquímica da fotossíntese, uma vez que o

estuário está disposto do lado inverso ao parâmetro *A*. Mesmo sob estresse oxidativo e correlação com Pb, Barra Nova (BN) e UR exibem melhor desempenho fotossintético (*A* e  $PI_{Total}$ ) para a espécie. Em Caravelas, o aumento da salinidade intersticial provavelmente implica em redução da atividade fotossintética.

A análise do padrão fisiológico de *T. pernambucense* contempla todos os períodos do monitoramento, como justificado no Relatório Anual (RRDM, 2022, RT-39C, Anexo 5 Manguezal). Os resultados descrevem melhor desempenho fotossintético (*A*,  $PI_{Total}$  e clorofila *a*) associado à precipitação para os períodos chuvosos 2018/2019 e 2021/2022 (*Material Suplementar ACMS3, Figura 98*). Esse padrão é reforçado pela correlação estabelecida entre precipitação e  $PI_{Total}$  ( $r = 0,94$ ;  $p < 0,01$ ). Apesar do Pb ser considerado elemento tóxico, ele foi correlacionado positivamente com *A* ( $r = 0,89$ ;  $p < 0,01$ ), contudo efeito inverso ocorreu entre Mn e *A* ( $r = -0,84$ ;  $p < 0,03$ ). Manganês, além de Cu e Fe, no tecido foliar é associado à clorofila *b*, como observado nas correlações para o Mn ( $r_{Mn \times Chlb} = 0,81$ ;  $p < 0,04$ ) e para o Cu ( $r_{Cu \times Chlb} = 0,85$ ;  $p < 0,03$ ). Esses parâmetros, juntamente com o estresse oxidativo, são associados aos períodos secos (2019 e 2021) e também ao período chuvoso de 2020/2021 que exibem menor desempenho fotossintético. A PCA também sugere que o período chuvoso 2019/2020 esteve sob estresse oxidativo em função da salinidade.

As tendências temporais da densidade (indivíduos/m<sup>2</sup>) do caranguejo *Ucides cordatus* mostraram variabilidades sazonais ao longo do PMBA/Fest. As populações dos manguezais do rio São Mateus e da APA Costa das Algas não apresentaram diferenças significativas entre os períodos amostrados (*Material Suplementar ACMS4, Figura 1*), havendo aumento acentuado nos dados referentes aos rios Piraquê-Açu e Ipiranga (Urussuquara). O aumento da densidade neste estuário foi notavelmente correlacionado com o declínio no tamanho médio dos indivíduos ( $r = -0,54$ ;  $p < 0,05$ ). Comportamento também observado em Caravelas, no qual o número de indivíduos por m<sup>2</sup> voltou a aumentar a partir do período chuvoso 2020/2021 (Ano 3) e, em contrapartida, houve declínio no tamanho médio dos indivíduos ( $r = -0,41$ ;  $p < 0,05$ ) (*Material Suplementar ACMS4, Figura 1 e Figura 2*). A densidade média populacional do Rio Doce declinou de forma considerável a partir do Ano 3, com predomínio de indivíduos juvenis, e foi inversamente correlacionada com o tamanho médio ( $r = -0,54$ ;  $p < 0,05$ ) (*Material Suplementar ACMS4, Figura 1 e Figura 2*). Esses resultados podem indicar ampliação da área de ocupação da espécie e também serem consequências do retorno da declividade original das praias (RRDM, 2021, RT-37; RRDM, 2022, RT-39C). Ambos aspectos estão dificultando o aporte de novos recrutas na área monitorada e mantendo a população original em crescimento. Fato comprovado pelo recrutamento de juvenis para o estágio adulto ( $LC > 45$  mm) observado a partir do período chuvoso 2021/2022 (Ano 4) e representado pela distribuição de frequência de classes de tamanho (*Material Suplementar ACMS4, Figura 7*). Apenas Caravelas apresentou tamanho médio acima do tamanho comercial ( $LC > 60$  mm) nos dois primeiros anos de monitoramento. Os resultados apresentados sugerem que as populações estão respondendo aos efeitos da pressão da captura e aos efeitos crônicos da contaminação, estes observados em outros ambientes (Temas).

A frequência relativa de indivíduos juvenis foi predominante em relação aos adultos na maior parte dos períodos avaliados, exceto nas populações dos estuários do rio Piraquê-Açu e Caravelas. Considerando a análise dos histogramas, há deslocamento da frequência das classes de tamanho para a esquerda, ou seja, a proporção entre juvenis e adultos não é similar, indicando alta taxa de recrutamento de jovens e maior mortalidade/captura de adultos ou baixo recrutamento para a população adulta como apresentado pelos resultados dos anos anteriores (RRDM, 2021, RT-37; RRDM, 2022, RT-39C, Anexo 5 Manguezal) (*Material Suplementar ACMS4, Figura 3 a Figura 11*). Esta baixa frequência relativa de indivíduos adultos indica comprometimento da população preteritamente, como já registrado anteriormente, sugerindo interferências no desenvolvimento metabólico da espécie com consequências sobre o incremento em tamanho ao considerar o estresse fisiológico gerado pelo maior tempo de exposição aos metais. Esta constatação é feita, pois há áreas com concentrações de metais no sedimento acima do limite estabelecido pela NOAA e, também, pelos níveis elevados de metais registrados nos caranguejos coletados anteriormente (RRDM, 2021, RT-37; RRDM, 2022, RT-39C, Anexo 5 Manguezal). Os indivíduos apresentam estreita relação com os diferentes compartimentos do seu habitat (sedimento, flora e água) tornando-os suscetíveis frente à contaminação dos mesmos (Pinheiro *et al.*, 2012; RRDM, 2019, RT-21, Anexo 5 Manguezal; RRDM, 2020, RT-36C, Anexo 5 Manguezal). A contaminação ocorre porque os crustáceos absorvem os metais por meio de diferentes vias metabólicas como respiração, ingestão da água e de alimentos ou, ainda, por adsorção na superfície dos órgãos como as brânquias (Zhou *et al.*, 2001). O acúmulo de Mn, Pb, Cu e Zn em folhas de *R. mangle* pode induzir comprometimento das florestas (*Material Suplementar ACMS4, Figura 1 a Figura 5*) e isto torna os indivíduos mais vulneráveis, pois os caranguejos podem absorver os metais tóxicos por meio das folhas de mangue, sendo a espécie citada a principal fonte alimentar de *U. cordatus* (Pinheiro *et al.*, 2012; Christofolettiet *al.*, 2013). Com isto, o alimento é uma rota de transferência para os seus órgãos e tecidos (Pinheiro *et al.*, 2012) induzindo a biomagnificação dos metais.

A análise dos componentes principais (PCA) explicaram mais de 60% da variabilidade total dos dados e descreve associação relevante entre parâmetros populacionais de *U. cordatus* (densidade e tamanho médio dos indivíduos), as frações granulométricas (teor de lama e área), concentração de matéria orgânica e carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ), concentração de metais no sedimento e estuários monitorados ao considerar todos os períodos secos e chuvosos no âmbito do PMBA/Fest (setembro/2018 a março/2022) (*Material Suplementar ACMS4, Figura 12*). Não houve nítida separação espacial entre os Compartimentos A, B e C (Compartimento A: Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; B: Barra do Riacho; C: Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas) considerando as amostragens realizadas nos períodos chuvosos (*Material Suplementar ACMS4, Figura 12*). A dissimilaridade entre os estuários correspondentes a cada compartimento se acentua no período seco, onde observa-se um padrão separando aqueles que estão situados ao norte dos localizados ao sul da foz do Rio Doce. Em contrapartida, a precipitação ocorrida nos períodos chuvosos, associado a maior vazão fluvial e a influência da bacia hidrográfica local, refletem no transporte e remobilização da carga sedimentar provenientes do Rio Doce e de cada local e, consequentemente, na dispersão dos estuários e na

sobreposição dos compartimentos com maior variabilidade. No período seco, as variáveis ambientais locais se sobressaem, considerando que cada estuário tem a sua assinatura ambiental, e a relação entre os parâmetros populacionais, granulometria e concentração dos metais são mais evidentes ao desagregar os compartimentos. Os menores tamanhos médios, as maiores densidades e concentrações da maior parte dos metais analisados foram correlacionados com os estuários dos Compartimentos C e B, este destaca-se pela influência e aporte via bacia do Rio Doce (RRDM, 2021, RT-37; RRDM, 2022, RT-39C, Anexo 5 Manguezal). Os parâmetros populacionais e ambientais dos manguezais em Costa das Algas não foram inseridos nesta análise justificado pelas particularidades em sua fisionomia, geomorfologia e influência exclusivamente marinha, uma vez que não há aporte de água doce através de um sistema fluvial, tornando-o díspar em relação aos demais manguezais. Os parâmetros populacionais desta área são apresentados no *Material Suplementar ACMS4, Figura 1 e Figura 2*. Os dados coletados no Rio Doce também não foram considerados nesta análise por apresentar sistema geomorfológico diferente dos demais e relativamente maior concentração de metais no sedimento (*Material Suplementar ACMS2, Figura 3 e Figura 32*). As particularidades de cada estuário, isto é, áreas com maior e menor energia, domínio de ondas, marés ou rios associados à influência da vazão fluvial, do comportamento da maré e escoamento terrestre, vão definir o perfil dos manguezais ao longo da costa Norte do Espírito Santo e Caravelas. Por sua vez, estas forças irão reger as diferenças nos processos de contaminação por metais e juntamente com os maiores tensores que os manguezais apresentam, neste caso, salinidade e frequência de inundação, irão refletir nas respostas desses ambientes.

Houve declínio populacional significativo de *Cardisoma guanhumi* em Urussuquara e Caravelas e a densidade permaneceu estável ou dentro do intervalo de variabilidade nas populações dos demais estuários ao longo do PMBA, exceto em Costa das Algas, onde houve aumento a partir do Ano 3 (*Material Suplementar ACMS4, Figura 13*). Ressalta-se que a média populacional da espécie está próxima a 1 indivíduo/m<sup>2</sup> em todos os períodos avaliados, exceto em Urussuquara nos dois primeiros anos. As estimativas sugerem baixa frequência de juvenis ( $LC \leq 55$  mm) em relação aos adultos nas populações, exceto no rio Riacho e em Urussuquara. Os histogramas mostram distribuições mais deslocadas para a direita (*Material Suplementar ACMS4, Figura 14 a Figura 22*) sugerindo baixo recrutamento de juvenis e alta sobrevivência de adultos como reportado na literatura. Os resultados destacaram novamente a baixa densidade e distribuição da espécie nos estuários onde as populações permanecem vulneráveis e a recuperação destas e conservação da espécie torna-se um ponto crítico para a gestão, especialmente ao considerar os efeitos dos metais, presentes nos diferentes compartimentos do ecossistema, em longo prazo sobre a fisiologia e os estágios de vida.

No período reprodutivo de 2022, a maior fecundidade média registrada foi em Caravelas ( $135.536 \pm 9.124$  ovos/fêmea), seguida de Barra Nova ( $131.579 \pm 10.793$  ovos/fêmea), Piraquê-Mirim ( $117.858 \pm 18.428$  ovos/fêmea), São Mateus ( $115.013 \pm 17.797$  ovos/fêmea), Urussuquara ( $110.330 \pm 17.907$  ovos/fêmea) e Piraquê-Açu ( $92.399 \pm 22.069$  ovos/fêmea). A fecundidade e as variáveis biométricas das fêmeas coletadas em cada estuário durante o PMBA/Fest são apresentadas no Material Suplementar (*Material Suplementar ACMS4, Tabela 1*).

A instabilidade na fecundidade das fêmeas de *U. cordatus* (redução no Ano 1 e 4) no estuário do rio São Mateus foi observada ao considerar os períodos reprodutivos no âmbito do PMBA/Fest e levantamentos pretéritos (*Material Suplementar ACMS4, Figura 23*), resultados também preocupantes, haja vista a importância deste recurso para as comunidades locais. A abordagem utilizada para avaliar o potencial reprodutivo da espécie nesses manguezais é fundamental, uma vez que a variabilidade deste parâmetro reflete na estrutura e dinâmica populacional em longo prazo ao considerar a maior longevidade e crescimento lento da espécie.

O mapeamento dos indicadores (densidade e tamanho médio da carapaça) em cada estuário e período continua sendo elaborado em adição ao Relatório Semestral de Evolução (RRDM, 2021, RT-37). Mapas temáticos referentes aos parâmetros populacionais de *U. cordatus* e *C. guanhumi* para os períodos seco 2021 e chuvoso 2021/2022 constam no *Material Suplementar ACMS4, Figura 24 a Figura 31*.

O monitoramento ecotoxicológico realizado sazonalmente pelo PMBA/Fest executou 7 campanhas até março de 2022, nomeadas como: Campanha 1, realizada em set/out de 2018 (período seco), Campanha 2, realizada em jan/fev de 2019 (período chuvoso), Campanha 3, realizada em set/out de 2019 (período seco), Campanha 4, realizada em jan/fev de 2020 (período chuvoso), Campanha 5, realizada em jan/fev de 2021 (período chuvoso), Campanha 6, realizada em jul/ago de 2021 (período seco) e Campanha 7, realizada em março de 2022 (período chuvoso). Devido à pandemia da COVID-19, a amostragem prevista para o período seco de 2020 não foi realizada. Este relatório não apresenta as concentrações de metais e As na água e sedimento e as correlações espaço-temporais associadas a estes dados. Tais análises encontram-se suspensas por ordem da Fundação Renova.

Os padrões de bioacumulação de metais e As pelos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, para o período chuvoso de 2022 foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar ACES1, Figuras 2, 5, 8*) e Índice de bioacumulação (IBR bioacumulação) (*Material Suplementar ACES1, Figuras 3, 4, 6, 7, 9 e 10*). Para caranguejos de manguezais coletados no período chuvoso de 2022 (Campanha 7 – março 2022), os resultados do IBR bioacumulação indicaram um aumento nos níveis de metais nos tecidos destes animais nos compartimentos A e B em relação às Campanhas anteriores (*Material Suplementar ACES1, Figuras 3 e 4*). Para os caranguejos coletados no setor A, destaca-se principalmente o aumento dos teores teciduais de As, Fe, Hg e Zn em relação às Campanhas anteriores, enquanto nos caranguejos coletados no setor B, representado pelo estuário do Rio Doce, destaca-se o aumento nos teores teciduais de Mn, Cd, Cu, além do Fe. De maneira similar, os resultados do IBR bioacumulação em caranguejos maria-farinha apontaram um aumento considerável nos níveis teciduais de metais nos organismos durante o último período chuvoso (Campanha 7, março 2022), em comparação aos períodos anteriores (*Material Suplementar ACES1, Figuras 6 e 7*). Aqui, vale destacar que este aumento foi observado nos três compartimentos amostrais, incluindo o setor C (Norte), que mostrou um leve aumento em relação aos demais setores. É interessante destacar também que este aumento nos níveis totais de metais nos tecidos de caranguejos de praias foi caracterizado por elementos diferentes, em cada setor amostral. Por exemplo, os

caranguejos do setor C apresentaram picos de bioacumulação de Hg, enquanto os organismos coletados no setor B apresentaram níveis mais elevados de As e Cu em seus tecidos. Já os animais coletados no setor A se destacaram pelos maiores níveis teciduais de Cr e Fe (*Material Suplementar ACES1, Figuras 6 e 7*). Por fim, os resultados do IBR obtidos para os outros invertebrados (anfípodes e isópodes) coletados nas praias apontaram, de maneira geral, pouca variação nos níveis de metais nestes organismos entre os diferentes setores amostrais durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, março 2022), bem como uma tendência de estabilização das concentrações totais de metais ao longo do tempo, a partir da Campanha 2 (jan/fev 2019), com os maiores valores do índice associados à Campanha 1 (set/out 2018) (*Material Suplementar ACES1, Figuras 9 e 10*), sugerindo um impacto agudo que vem sendo atenuado ao longo do tempo neste grupo de organismos. Apesar do exposto acima, cabe destacar que os maiores níveis de Hg em invertebrados de praia também foram obtidos durante este último período chuvoso (Campanha 7, março de 2022), assim como observado para os outros organismos costeiros (caranguejos de praia e de manguezais) o que pode indicar um maior aporte deste metal para os ambientes costeiros durante este período caracterizado por altos índices de pluviosidade. As maiores concentrações dos elementos químicos ao longo do substrato dos Manguezais e demais comportamento dos organismos durante o período chuvoso foram também apresentadas pelo tema Manguezal.

Os padrões de resposta de biomarcadores nos organismos costeiros também foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar ACES1, Figuras 11, 14 e 17*) e índice de resposta biológica (IBR biomarcador) (*Material Suplementar ACES1, Figuras 12, 13, 15, 16, 18 e 19*). Os resultados do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcadores) para caranguejos de manguezais coletados durante o último período chuvoso (Campanha 7, março 2022) indicaram um padrão de resposta muito similar à Campanha anterior (Campanha 6, jul/ago 2021). Apesar do leve aumento na resposta biológica dos crustáceos coletados no setor A durante o período chuvoso de 2022, em comparação ao período seco de 2021, os animais do Setor B ainda se destacaram sobre os demais em termos de resposta biológica. Os maiores níveis de lipoperoxidação nas brânquias de caranguejos, nas duas últimas Campanhas realizadas (Campanha 6, jul/ago 2021 e Campanha 7, março de 2022), indicam que este órgão é o mais prejudicado pela exposição aos metais, visto que o mesmo se encontra em contato direto com a água (*Material Suplementar ACES1, Figuras 12 e 13*). Para os caranguejos de praia, os resultados do IBR biomarcador apontaram para uma diminuição na resposta biológica no Compartimento A, no período chuvoso de 2022 (Campanha 7, março 2022) em comparação aos dois últimos períodos amostrados (Campanha 5, jan/fev 2021, período seco e Campanha 6, jul/ago 2021) (*Material Suplementar ACES1, Figuras 15 e 16*). Por outro lado, nos invertebrados de praia (anfípodes e isópodes), essa diminuição no Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcadores) observada durante a Campanha 7 (março de 2022 - período chuvoso) em relação às duas campanhas anteriores ocorreu em todos os setores amostrais (*Material Suplementar ACES1, Figuras 18 e 19*), e em maior intensidade para o setor C.

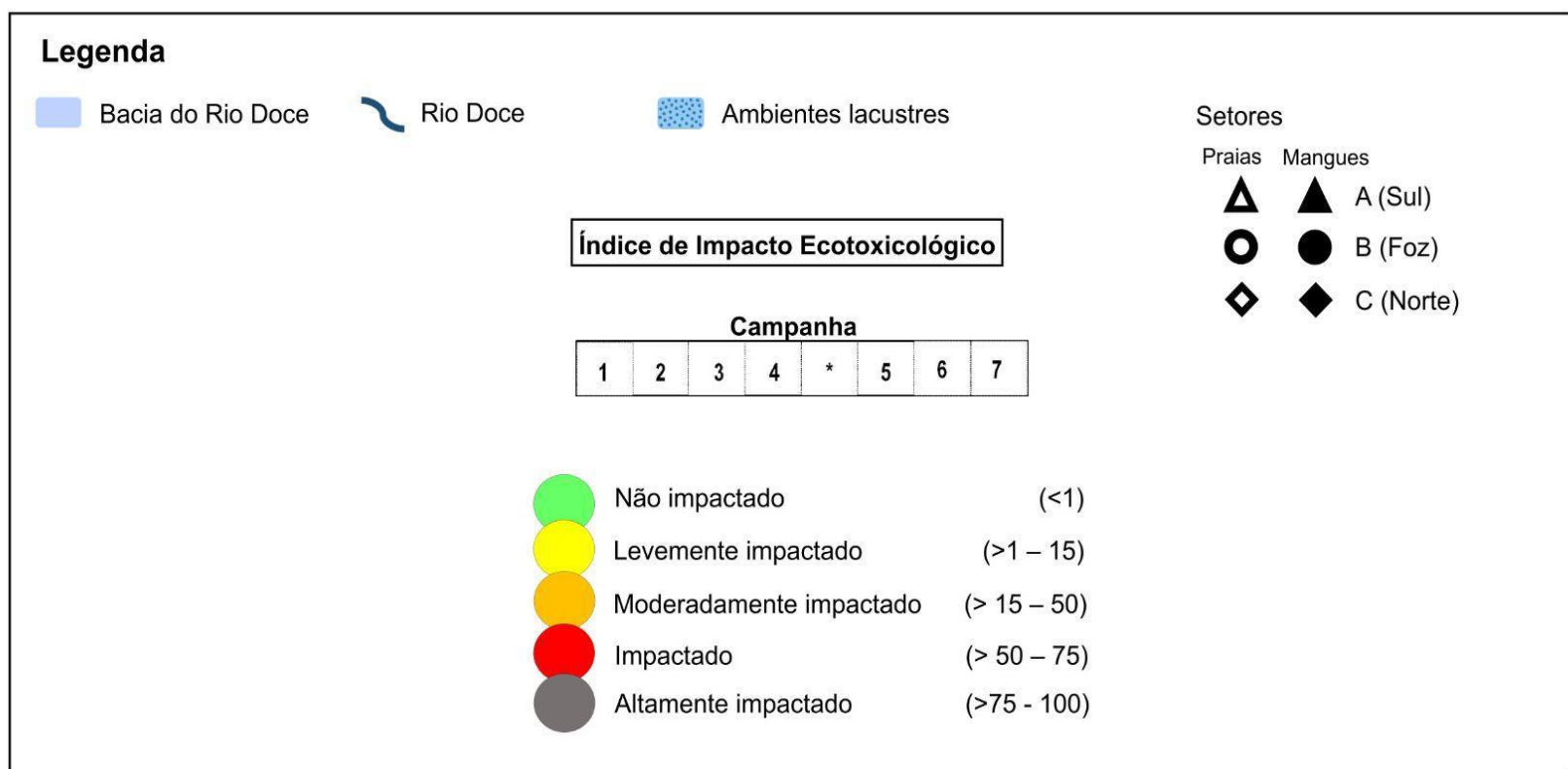
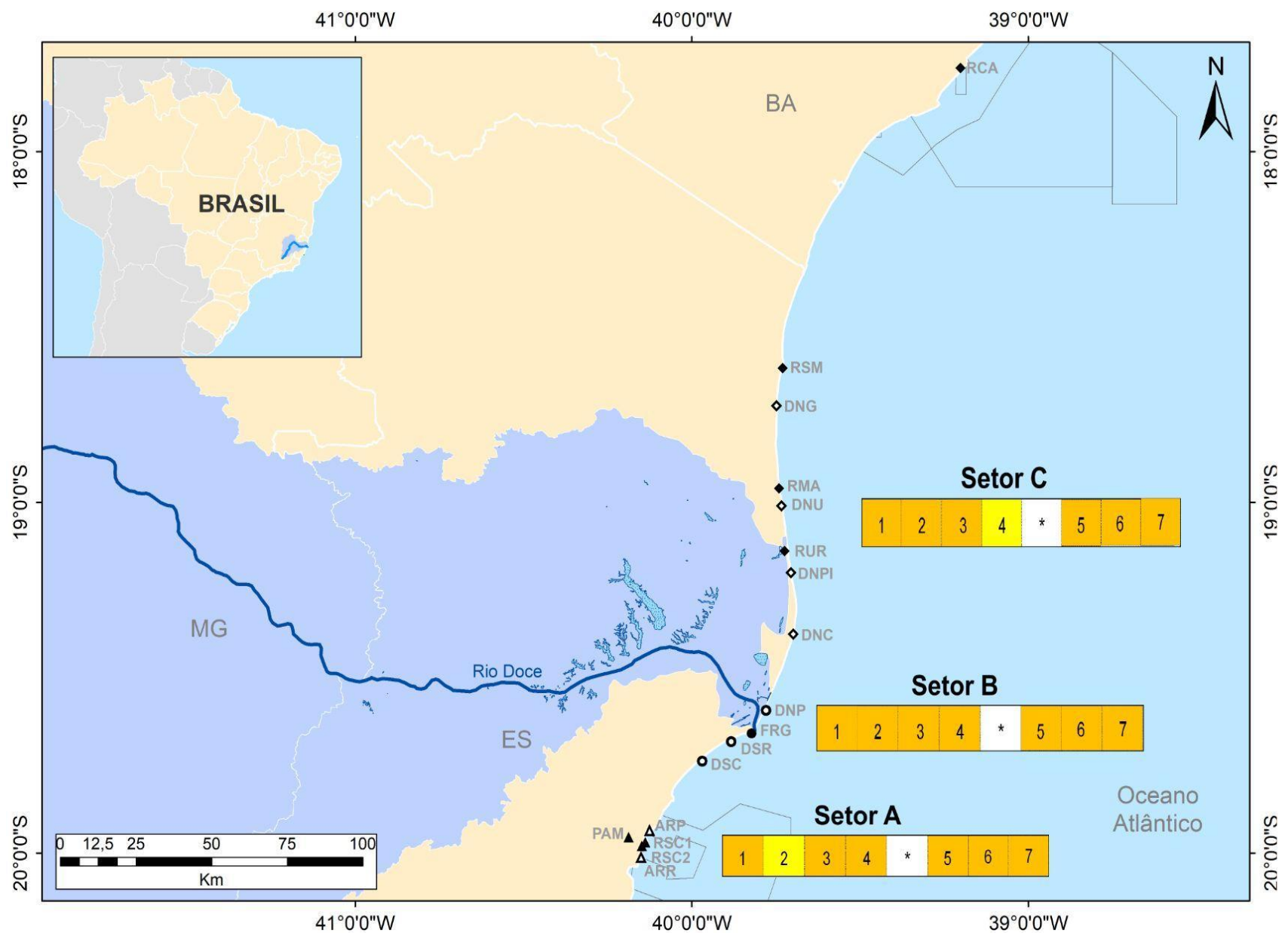
Com relação aos resultados das quantificações de metais/As em amostras de aves (penas e sangue), o IBR bioacumulação também indicou uma diminuição temporal nos níveis de metais nestes organismos, tal qual observado nos organismos de praia, sendo que os maiores valores do índice foram obtidos na Campanha 1 (set/out 2018 – estação seca) (*Material Suplementar ACES1, Figuras 21 e 22*). Os resultados do IBR bioacumulação específicos para a Campanha 7 (março de 2022 – estação chuvosa) indicaram um leve aumento nos níveis de metais nas aves costeiras em relação à Campanha 6 (jul/ago 2021 - estação seca), sendo que tais níveis foram similares aos observados para o período chuvoso anterior (Campanha 5, jan/fev 2021), mas sem diferenças espaciais evidentes, quando comparados os três setores amostrais no último período monitorado. De fato, a ordenação espacial obtida a partir da PCA evidenciou um padrão de contaminação difusa para os dados do período chuvoso de 2022, onde os diferentes ambientes mostraram-se associados a diferentes elementos (*Material Suplementar ACES1, Figura 20*). Todavia, cabe destacar que as aves costeiras coletadas durante o período chuvoso de 2022 apresentaram um aumento nos níveis de Fe nas penas e no sangue, corroborando os resultados observados para outros organismos costeiros, como os caranguejos de manguezais e de praia, indicando um maior aporte de Fe para a região de estudo durante o período de maior pluviosidade.

Passando para os resultados referentes às quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves, é possível observar na PCA gerada para os dados da Campanha 7 (março 2021) (*Material Suplementar ACES, Figura 23*) a formação de dois agrupamentos. No primeiro deles, as amostras provenientes da área de manguezal foram bem caracterizadas pela presença de pesticidas e HPAs. Por outro lado, no segundo grupo, as amostras provenientes da região de estuário e costeira se relacionaram às quantificações de PCBs. Cabe ressaltar que para PBDEs todas as amostras analisadas ficaram abaixo do limite de quantificação. Considerando o exposto acima, é possível observar que os níveis de compostos orgânicos no sangue das aves coletadas no contexto deste monitoramento não apresentaram um padrão temporal evidente de contaminação, uma vez que as diferentes classes de contaminantes orgânicos estiveram associadas a compartimentos diferentes ao longo das seis campanhas realizadas pelo Anexo 1 (RRDM, 2022, RT-39C), o que pode ser reflexo da grande capacidade de deslocamento e uso de habitats por estes animais, entre os diferentes ecossistemas costeiros.

A Figura 9 Integrada – Anexo 1 Costeiro traz uma síntese integrada dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das sete campanhas realizadas. Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1) e respostas de biomarcadores (Nível 2) num único valor (*Material Suplementar ACES1, Quadro 3*). O IIE busca categorizar o ambiente conforme o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazer prejuízo para o ecossistema, portanto, maior será o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE tem sido obtido a partir dos indicadores oriundos das análises realizadas

em crustáceos dos ambientes de manguezal e praia. De maneira geral, o IIE demonstrou que os três compartimentos costeiros avaliados se encontram na categoria de “*moderadamente impactado*” ao longo de todas as campanhas realizadas. Todavia, cabe destacar que o IIE, assim como os Índices de Resposta Biológica que o compõem, configuram índices dinâmicos, uma vez que refletem a variação espacial, mas principalmente a variação temporal dos dados ecotoxicológicos e que, portanto, são recalculados a cada nova campanha de coleta, conforme um novo conjunto de dados é obtido.

Figura 9Integrada: Anexo 1 Costeiro: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais e efeitos biológicos (biomarcadores) (Índice de Impacto Ecotoxicológico - apresentado por setor) nos diferentes locais amostrais e campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso), a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco) e a Campanha 7 em março de 2022 (período chuvoso). O Setor A é representado pelas estações amostrais avaliadas no ambiente praiar Aracruz 1 - Refúgio (ARR) e Aracruz 2 - Putiri (ARP) e pelos manguezais da confluência dos rios Piraquê Açú e Mirim (PAM) e manguezais de franja na área do Revis de Santa Cruz (RSC1 e RSC2), localizados ao sul da foz do Rio Doce. O Setor B é representado pelas praias Doce Sul - Comboios (DSC), Doce Sul - Regência (DSR) e Doce Norte - Povoação (DNP) localizadas nas proximidades da foz do Rio Doce, e pelos manguezais da foz do Rio Doce (FRG) e o Setor C é composto pelas praias Doce Norte - Vila de Cacimbas (DNC), Doce Norte- Pontal do Ipiranga (DNPI), Doce Norte - Urussuquara (DNU) e Doce Norte - Guriri (DNG) e pelos manguezais do Rio Urussuquara (RUR), Rio Mariricu (RMA), Rio São Mateus (RSM), e Rio Caravelas (RCA), localizados ao norte da foz do Rio Doce. Os espaços em branco com \* nas representações indicam uma lacuna na amostragem, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19.



### 3.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No ambiente praial os maiores impactos decorrentes do material proveniente do Rio Doce sobre a comunidade bentônica estiveram associados ao Compartimento C. Os Compartimentos B' e C são os que recebem e depositam, devido ao sentido da deriva longitudinal preferencial, os maiores teores de lama e contaminantes na antepraia e, em menor quantidade na praia emersa. Apesar de receber o aporte fluvial, os indicadores ecológicos da fauna bentônica no compartimento B' apresentam melhores resultados quando comparados ao Compartimento C, isto se deve às características morfodinâmicas das praias que acarretam maior capacidade de reter contaminantes no Compartimento C do que no B'. Alterações nos padrões de ondas e das descargas fluviais refletem nas oscilações temporais das concentrações dos elementos químicos e na instabilidade dos padrões ecológicos da comunidade bentônica. O período chuvoso incrementa os aportes terrígenos, mantendo o padrão cíclico dos indicadores morfodinâmicos, geoquímicos e bentônicos. Conclui-se que apesar da mobilidade e alta dinâmica do sistema praial, os aportes frequentes da carga fluvial alimentam as praias com a fração lamosa, rica em contaminantes.

A amplitude de resposta após quatro anos de monitoramento da restinga também indica maiores impactos nas áreas próximas à foz do Rio Doce, Compartimento B'. Os níveis de poluição do ambiente apresentaram tendência à redução ao longo do monitoramento, sendo, entretanto, observada maior recorrência de contaminação por As, Mn e Co. Os elementos As, Mn, Zn e Pb, apresentaram maiores evidências de impacto biológico ao longo do monitoramento, refletindo em aumento de Alertas de Perigo Biológico à vegetação para os períodos chuvosos, especialmente em espécies arbóreas. Dentre as restingas avaliadas, as localidades próximas à foz do Rio Doce foram a de maior indício de dano biológico por contaminação de elementos no solo e na vegetação. Entretanto, dentre as áreas afetadas, Cacimbas (E6), se destaca por se constituir em área não protegida, com riqueza florística peculiar, conforme mostrado nas análises de agrupamento e, apresenta diversas espécies zoocóricas com vistas a atender às ações prioritárias de recuperação da restinga estipuladas pelo governo federal na planície do Rio Doce, os impactos aferidos neste setor constituem gatilho importante para que ações mitigadoras sejam estabelecidas no futuro. A presença de bolsões de lama e da deriva litorânea sentido norte contribuíram para a manutenção de altos teores de contaminantes nesta localidade. Como consequência, a ressuspensão do fundo e disponibilização de elementos via aerossol marinho, afetaram a produtividade primária, embora a capacidade reprodutiva da vegetação tenha indicado melhora dentro do período chuvoso. Quanto aos estudos ex situ, os resultados até o momento seguem promissores para o desenvolvimento de mudas e protocolos de coleta de estacas, devido à alta potencialidade de algumas espécies da restinga. Com estes registros podem ser criadas bases importantes em termos de tomada de decisão em estudos aplicados à restauração ecológica. Estes resultados trarão subsídios para responder os importantes questionamentos surgidos a partir do avanço e do conhecimento das dinâmicas da vegetação já acumulados, preenchendo lacunas existentes sobre o entendimento dos processos de restauração, principalmente em termos do ecossistema restinga.

Os resultados encontrados para as concentrações de metais nos sedimentos dos manguezais também expressam a atuação da localização e características geomorfológicas dos estuários na distribuição dos elementos ao longo dos compartimentos costeiros. Dentre os 15 metais analisados no sedimento apenas cobre (Cu), prata (Ag), cádmio (Cd) e zinco (Zn) não ultrapassaram um dos níveis para efeitos biológicos provenientes de contaminação em pelo menos um dos estuários. Este aspecto indica a capacidade de retenção de contaminantes dos manguezais e sua função ecológica de filtro biológico, mas cria um alerta em relação a possíveis mudanças e impactos dentro do ecossistema, como já notado neste monitoramento para flora e fauna. Estudos ainda se fazem necessários para melhor compreensão da influência e comportamento dos rejeitos em manguezais com características distintas. Para a flora, destaca-se que ao longo do monitoramento é possível identificar que os estuários do Compartimento C registram comprometimento do desempenho fotossintético, principalmente em São Mateus, tanto para *R. mangle* quanto *L. racemosa*. A redução no desempenho aparece associada à concentração de Mn e Cu no tecido foliar, acompanhado do aumento no estresse oxidativo. Esse padrão de resposta fisiológica também é observado em *T. pernambucense*, espécie alvo dominante no Rio Doce, que exibe maior concentração de metais nas folhas dentro do monitoramento. Altos níveis de FBA revelam maior capacidade de acumulação ou reduzida taxa de metabolização de metais pelas plantas, sendo um indicativo de poluição ambiental. A análise integrada dos resultados ao longo do monitoramento confirma a contaminação persistente em alguns estuários e para alguns metais com variações no comportamento ecológico das espécies em função da sua fisiologia. De qualquer forma, esta contaminação tem descrito alterações nas respostas fisiológicas das plantas que em longo prazo podem alterar a produtividade deste ecossistema na região atingida. Se destaca ainda que os resultados demonstram as opções coerentes realizadas na seleção dos pontos de amostragens e suas distribuições espaciais no estuário e na floresta, bem como, em relação aos indicadores biológicos monitorados. Os aportes sazonais dos rejeitos de mineração no ecossistema manguezal, predominante por ocasião do período chuvoso, podem ter efeitos crônicos sobre a densidade e estrutura populacional dos caranguejos, bem como o recrutamento de juvenis e adultos na população, com consequências significativas para o estoque populacional como para as comunidades ribeirinhas que dependem de importante recurso como fonte de subsistência. Os eventos oceanográficos juntamente com os períodos de maior ou menor vazão fluvial e precipitação associados às peculiaridades de cada estuário estão relacionados a variabilidade dos parâmetros populacionais. O aporte crônico dos rejeitos e a captura do recurso expressam problemas tanto em número de indivíduos quanto no tamanho médio da população para vários estuários, sendo fatores particularmente importantes ao considerar a gestão do recurso e medidas mitigatórias.

O monitoramento ecotoxicológico do ambiente costeiro apontou, por meio do índice de bioacumulação (IBR bioacumulação) que os caranguejos de manguezais coletados no período chuvoso de 2022 (Campanha 7 – março 2022), apresentaram um aumento nos níveis de metais nos tecidos destes animais nos Compartimentos A e B em relação às Campanhas anteriores. De maneira similar, os resultados do IBR bioacumulação em caranguejos maria-farinha apontaram um aumento considerável nos níveis teciduais de metais nos organismos durante o período chuvoso de 2022 em comparação

aos períodos anteriores. Aqui, vale destacar que este aumento foi observado nos três compartimentos amostrais, incluindo o Compartimento C (Norte), que mostrou um leve aumento em relação aos demais setores. Os resultados do IBR bioacumulação específicos para a Campanha 7 (março de 2022 – estação chuvosa) indicaram um leve aumento nos níveis de metais nas aves costeiras em relação à Campanha 6 (jul/ago 2021 - estação seca), sendo que tais níveis foram similares aos observados para o período chuvoso anterior (Campanha 5, jan/fev 2021), mas sem diferenças espaciais evidentes, quando comparados os três setores amostrais no último período monitorado. Adicionalmente, o monitoramento ecotoxicológico propôs um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1) e respostas de biomarcadores (Nível 2) em um único valor. O IIE busca categorizar o ambiente conforme o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazer prejuízo para o ecossistema, portanto, maior será o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE tem sido obtido a partir dos indicadores oriundos das análises realizadas em crustáceos dos ambientes de manguezal e praia, e demonstrou que os três setores costeiros avaliados se encontram na categoria de “*moderadamente impactado*” ao longo de todas as campanhas realizadas.

De maneira geral, a compartimentação costeira permite apontar que há concordância entre os temas sobre os maiores impactos bióticos e abióticos serem observados nos Compartimentos B' e C, onde há a proximidade do aporte e a deposição dos sedimentos fluviais, ricos em elementos químicos, em função dos processos costeiros atuantes.

Outros elementos além dos associados ao rejeito e a maior concentração de contaminantes, como a geologia, geomorfologia e sedimentologia, particular do Compartimento A de terraços de abrasão ferruginosos devem ser considerados como aportes endógenos e serem somados aos associados ao rejeito, assim como o uso da terra dos diversos compartimentos e bacias hidrográficas.

O período chuvoso aumenta os teores de elementos químicos nos indicadores bióticos e abióticos, principalmente nos Manguezais e nos organismos ecotoxicologicamente analisados nesse ambiente. Alta pluviosidade e processos inundacionais incrementam elementos químicos ao longo das Restingas monitoradas, assim com o comportamento erosivo e de transposição de ondas ao longo dos perfis praias afetam a instabilidade das dunas. No ambiente praias houve o incremento de lama na praia antepaia e os padrões ecológicos da macrofauna e meiofauna foram os mais baixos quando comparados aos períodos anteriores.

#### 4 AMBIENTE MARINHO

A área do monitoramento no Ambiente Marinho compreende a região da Plataforma Continental, dependendo dos Temas considerados, desde Guarapari/ES até Caravelas/BA. As estações de análise e coleta de material, incluindo água do mar, sedimentos e organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, estão distribuídas nos seguintes locais: Guarapari, Vitória, Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, Refúgio da Vida Silvestre (REVIS) de Santa Cruz, Foz do Rio Doce, Degredo, Barra Seca, Barra Nova, Conceição da Barra, Itaúnas, Mucuri e Abrolhos. Ressalta-se que, atualmente, na região de Guarapari e Vitória/ES são realizadas apenas amostragens para estudos de peixes recifais e ecotoxicologia. As coletas são realizadas em locais com profundidade variando entre 10 e 50 m, dependendo da região. A frequência de amostragem depende do objetivo proposto em cada estudo executado, sendo realizadas coletas mensais, trimestrais e semestrais, conforme as variáveis ambientais a serem abordadas.

Estão compreendidos no monitoramento do Ambiente Marinho, os seguintes Temas:

- Modelagem Numérica;
- Mapeamento de Habitat;
- Sedimentologia;
- Sedimentação em Abrolhos;
- Hidrogeoquímica;
- Fitoplâncton;
- Zooplâncton;
- Ictioplâncton;
- Bentos de Fundos Inconsolidados;
- Fundos Recifais, Rodólitos e Macroalgas;
- Ictiofauna Marinha (estuarina, marinha e recifal);
- Cetáceos;
- Tartarugas Marinhas;
- Aves Marinhas;
- Sobrevoos e ROV's;
- Ecotoxicologia.

Os Temas Ecotoxicologia; Mapeamento de *Habitat*; Sedimentologia; Hidrogeoquímica; Fitoplâncton; Zooplâncton; Ictioplâncton; Bentos de Fundos Inconsolidados; Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas e parte do Tema Modelagem Numérica apresentam seus resultados por setores, os quais são: Setor Abrolhos; Setor Norte – Degredo a Itaúnas; Setor Foz do Rio Doce (Subsetores Foz do Rio Doce Norte, Foz do Rio Doce Central e Foz do Rio Doce Sul); Setor APA Costa das Algas – APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz e Setor Sul – Guarapari e Vitória.

No monitoramento do ambiente marinho são geradas informações quanto à presença do sinal do rejeito de mineração; *habitat* de fundo; forçantes físicas; qualidade da água e dos sedimentos; efeitos ecotoxicológicos e alterações nos organismos; populações e comunidades biológicas, incluindo plâncton, bentos, macroalgas, peixes (estuarinos, costeiros e recifais), cetáceos (golfinhos e baleias), tartarugas e aves marinhas.

As metodologias dos diferentes Temas do Ambiente Marinho estão apresentadas nos seguintes Materiais Suplementares: *AMMS1* (Modelagem Numérica), *AMMhS1* (Mapeamento de *Habitat*), *AMSS1* (Sedimentologia), *AMSAS1* (Sedimentação em Abrolhos), *AMHS1* (Hidrogeoquímica), *AMFS1* (Fitoplâncton), *AMZS1* (Zooplâncton), *AMIS1* (Ictioplâncton), *AMBS1* (Bentos de fundo inconsolidado), *AMFRS1* (Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas), *AMICS9* (Ictiofauna), *AMCS1* (Cetáceos), *AMAMS1* (Aves Marinhas), *AMTMS1* (Tartarugas Marinhas), *AMSbS1* (Sobrevoos e ROV's) e *AMES1* (Ecotoxicologia).

Segundo o Tema **Modelagem Numérica**, dentre as forçantes físicas que atuaram moldando a variação espaço-temporal dos indicadores ambientais estabelecidos pelo PMBA/Fest, será destacada inicialmente a variabilidade temporal da vazão fluvial do Rio Doce medida na estação P21 (Linhares/ES - Ambiente Dulcícola) ao longo dos 4 anos de execução do monitoramento (*Material Suplementar AMMS2, Figura 1*), dando enfoque ao período chuvoso do Ano 4, compreendido entre os meses de outubro/2021 e março/2022. Dentro desse período, os maiores valores da série temporal da vazão fluvial do Rio Doce foram medidos nos dias no dia 13 de janeiro (5.595 m<sup>3</sup>/s), 13 de fevereiro (4.334 m<sup>3</sup>/s) e 21 de fevereiro (4.284 m<sup>3</sup>/s) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 1*). Esses eventos de inundação abrangeram 14% do tempo total do período chuvoso do Ano 4 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 2*). Adicionalmente, a vazão do Rio Doce ficou dentro das condições de Alta Vazão (Inundação, Alto Fluxo e Úmida) em 91% do tempo durante esse período, enquanto nos anos anteriores os valores calculados foram iguais a 24%, 53% e 63%, nos Anos 1, 2 e 3, respectivamente (*Material Suplementar AMMS2, Figura 2*).

Entre os Anos 1 e 4 houve um aumento crescente dos valores da mediana da vazão fluvial do Rio Doce e do volume total de água doce (34%, 21% e 43%, respectivamente) aportado na plataforma continental durante os diferentes períodos chuvosos considerados no PMBA/Fest (*Material Suplementar AMMS2, Tabela 1*). Para o Ano 4, o volume de água do Rio Doce que desaguou no ambiente marinho foi até 2,32 vezes maior do que o registrado no Ano 1, considerado o ano mais seco do monitoramento. Além disso, no Ano 4 as medianas mensais foram superiores à climatologia (Oliveira e Quaresma, 2017) e

às medianas mensais dos três anos anteriores, exceto para o mês de março do Ano 2 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 3*).

A turbidez medida no Rio Doce em Regência (Linhares – ES) na estação RDO-16 do PMQQS (*Material Suplementar AMMS2, Figura 4*) se correlacionou positivamente com a vazão (0,89, p-valor < 0,05). Coerentemente, associado à maior vazão registrada, a turbidez no Rio Doce também atingiu o máximo valor observado ao longo de todo o PMBA/Fest (995 NTU). Por outro lado, a salinidade medida na mesma estação (*Material Suplementar AMMS2, Figura 5*) apresentou correlação negativa com a vazão (-0,8, p-valor < 0,05). Analisando-se comparativamente as variabilidades temporais da vazão, de turbidez e de salinidade observou-se que, de forma geral, quando a vazão foi maior que 459 m<sup>3</sup>/s, ou seja, a partir da condição Normal, foram registrados os aumentos nos valores de turbidez acima de 100 NTU, enquanto os valores de salinidade prática ficaram nulos (*Material Suplementar AMMS2, Figura 1, Figura 4 e Figura 5*).

Os períodos chuvosos, de modo geral, foram marcados pela ocorrência de ventos predominantemente N-NE (*Material Suplementar AMMS2, Figura 6*), com intensidades entre 4 m/s e 8 m/s em aproximadamente 60% do tempo (*Material Suplementar AMMS2, Figura 7*). Especificamente na primavera do período chuvoso do ano 4, houve 13 entradas de frentes frias que diminuíram para 9 com a chegada do verão (*Material Suplementar AMMS2, Figura 6*). Essas inversões para S-SE totalizaram aproximadamente 30% da frequência de distribuição dos ventos no período chuvoso do ano 4 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 7*). A intensidade e direção dos ventos no Ano 4 foi semelhante aos anos anteriores (*Material Suplementar AMMS2, Figura 7*) com as máximas intensidades associadas a ventos S (12,9 m/s, 12,1 m/s, 10,8 m/s e 12,6 m/s nos 4 anos de monitoramento, respectivamente) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 6*).

Observou-se que ao longo de todo o período de execução do PMBA/Fest as correntes tanto superficiais quanto de fundo (*Material Suplementar AMMS2, Figura 8*) tenderam a responder às variações dos ventos locais (*Material Suplementar AMMS2, Figura 6*) através do seu cisalhamento sobre a superfície do oceano, muitas vezes imediatamente, como discutido em relatórios anteriores (e.g., RRDM, 2019; RRDM, 2020). Ao longo dos períodos chuvosos dos 4 anos de monitoramento, cerca de 60% da distribuição das correntes superficiais foi para S-SO, com intensidades mais frequentes entre 0,2 m/s a 0,6 m/s em F3 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 9*). Em contrapartida, as correntes superficiais para N-NE, relacionadas às inversões dos ventos, tiveram sua ocorrência em aproximadamente 20%, com intensidades médias variando em torno 0,4 m/s e máximo de 1,0 m/s (*Material Suplementar AMMS2, Figura 8 e Figura 9*). No fundo, as correntes para S-SO apresentaram uma frequência inferior ao observado em superfície, com valores variando em torno de 40% em todos os anos (*Material Suplementar AMMS2, Figura 9*). Por outro lado, a frequência de correntes para N-NE foi similar ao observado em superfície, apesar da menor intensidade no fundo (máximo de 0,4 m/s), (*Material Suplementar AMMS2, Figura 8 e Figura 9*). Comparando especificamente o período chuvoso do Ano 4 aos anos anteriores, foi observada uma menor frequência de correntes com intensidade superior a 0,6 m/s (menor em até 59% em relação ao Ano 3), enquanto no fundo ocorreu uma maior frequência de

correntes acima de 0,2 m/s (superior em até 174% em relação ao Ano 1) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 9*).

Além de influenciar no comportamento das correntes, a atuação dos ventos locais também interferiu na distribuição das ondas superficiais de gravidade (*Material Suplementar AMMS2, Figura 10 a Figura 13*) que, por sua vez, atuaram na ressuspensão dos materiais depositados no fundo da plataforma continental próximo à desembocadura do Rio Doce. De modo geral, no Fundeio 4 (F4) localizado mais ao norte da foz, os ventos locais predominantes de N-NE (*Material Suplementar AMMS2, Figura 6 e Figura 7*) estiveram associados ao desenvolvimento de ondas de NE-E em todos os períodos chuvosos dos anos de monitoramento (*Material Suplementar AMMS2, Figura 10 e Figura 14*). Em contrapartida, nos demais Fundeios 1, 2 e 3 (F1, F2 e F3) esses mesmos ventos locais estiveram associados ao desenvolvimento de ondas com direção de pico ( $D_p$ ) predominante de E-SE (*Material Suplementar AMMS2, Figura 11 a Figura 14*). Além dos ventos locais, a entrada de sistemas frontais (associados às inversões de vento) e de *swells* (ondas de origem remota, caracterizados por Período de Pico -  $T_p > 10$  s) de S-SE fez com que essas  $D_p$  tenham sido observadas com maior frequência nos fundeios localizados em regiões com maior exposição a esses quadrantes devido à direção da costa (F1, F2 e F3) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 11 a Figura 13*). As interações entre a entrada de *swells* com a intensificação dos ventos locais produziram ondas de alto valor de altura significativa ( $H_s$ ) (maior do que 1,5 m) com alto  $T_p$  ( $>10$  s) associado (*Material Suplementar AMMS2, Figuras 10 a 13*).

Especificamente em relação ao  $H_s$ , o período chuvoso do Ano 4 apresentou o maior valor de 90º percentil de  $H_s$  medido no F3 em comparação aos períodos chuvosos dos anos anteriores (*Material Suplementar AMMS2, Tabela 2*), indicando que os eventos extremos observados neste período foram mais energéticos que os demais. Isso causou um acréscimo também no valor médio de  $H_s$  (*Material Suplementar AMMS2, Tabela 2*), que correspondeu a 93% do menor valor obtido para os períodos secos (média de  $1,42 \pm 0,37$  m no período seco do Ano 2; RRDM, 2022). Os máximos valores de  $H_s$  para o período foram observados nos meses de outubro/2021 e março/2022 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 11*) e estiveram associados aos períodos nos quais o  $H_s$  manteve-se acima de 1,5 m por, pelo menos, 2 dias.

No mês de outubro/2021, o  $H_s$  alcançou valores máximos de 3,24 m e 3,28 m, nos dias 12 e 20, respectivamente. Esses registros foram observados apenas em F3 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 11*) devido à lacuna de dados nos demais fundeios (*Material Suplementar AMMS2, Figura 10, Figura 12 e Figura 13*). Ambos os valores estiveram diretamente associados às intensificações dos ventos locais para um máximo de 11,6 m/s (direção E-SE) durante o primeiro pico de  $H_s$  e 12,6 m/s (direção S-SO) durante o segundo pico (*Material Suplementar AMMS2, Figura 15*). Esse evento também foi registrado nas medições de turbidez de fundo do F3 que passou de 90 NTU para 640 NTU entre os dias 12 e 13 de outubro (*Material Suplementar AMMS2, Figura 16c*) e também registrou valores entre 200 e 800 NTU durante os dias 19 a 23 de outubro. Entre a ocorrência dos dois valores máximos de  $H_s$ , os valores de turbidez medidos diminuíram para 270 NTU (*Material Suplementar AMMS2, Figura 16c*), refletindo o enfraquecimento gradativo dos ventos locais (de 11,6 m/s para um mínimo em 2,5

m/s) e o decaimento gradual nos valores de  $H_s$  ( $H_s < 1,5$  m) com ondas características de *swell* dos quadrantes S-SE (*Material Suplementar AMMS2, Figura 15*).

Após o fim da entrada do *swell* (dia 13 de outubro), as oscilações entre ventos intensos de N-NE (máximo de 8,9 m/s) e inversões de baixa intensidade para S-SE (máxima de 4,9 m/s) fizeram com que a  $D_p$  retornasse aos quadrantes E-SE e o  $H_s$  variasse em torno de 1,5 e 2 m (*Material Suplementar AMMS2, Figura 15*). Essas variações contribuíram para que a turbidez superasse o valor de 400 NTU no dia 18 de outubro por aproximadamente 12 horas, chegando a um máximo de 977 NTU (*Material Suplementar AMMS2, Figura 16c*).

Apesar de haver lacunas nas medições de ondas dos demais fundeios, as medições de turbidez realçaram a associação entre os sedimentos trazidos via descarga continental e a ressuspensão do material depositado por ondas e posterior redistribuição. No fundeio F4, localizado ao norte de F3, a medição de turbidez no fundo acompanhou o segundo máximo de  $H_s$  medido em F3, alcançando um máximo de 513 NTU no dia 22 de outubro (*Material Suplementar AMMS2, Figura 16b*), enquanto em superfície foi registrado um valor máximo em 21 de outubro (26 NTU) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 16a*). No fundeio F2, apesar das variações nos valores de turbidez serem constantes devido à proximidade da foz do Rio Doce (*Material Suplementar AMMS2, Figuras 16d e 16e*), também foram registrados aumentos de turbidez associados ao incremento nos valores de  $H_s$ , principalmente em superfície nos dias 11 e 20 de outubro (40 NTU e 45,5 NTU, respectivamente, *Material Suplementar AMMS2, Figuras 16d*).

O outro período no qual foram registrados altos valores de  $H_s$  ocorreu no final do período chuvoso do Ano 4, após um intervalo prolongado com  $H_s$  predominantemente inferior a 1,5 m (*Material Suplementar AMMS2, Figura 11*). A partir do dia 21 de março/2022 os valores de  $H_s$  mantiveram-se superiores a 1,5 m até o dia 28 do mesmo mês (duração de aproximadamente 6 dias e 4 horas) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 17 - centro*). Este período foi concomitante a uma intensificação dos ventos (entre 6 e 9 m/s) associada a uma inversão para os quadrantes S-SE (*Material Suplementar AMMS2, Figura 17-superior*). O máximo valor de  $H_s$  ocorreu no dia 23 de março (2,54 m) após 6 horas da máxima intensidade do vento (9,1 m/s). Em seguida, observou-se nas ondas a entrada de um *swell* de SE com valores de  $H_s$  oscilando acima de 1,5 m, simultaneamente ao retorno do vento local para os quadrantes N-NE (com velocidade máxima de 7 m/s) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 17*). Essa variação resultou em valores acima de 200 NTU na turbidez de fundo em F3 entre 21 e 30 de março (máximo de 1000 NTU) e também um aumento na turbidez em superfície medida em F4, chegando a 14,6 NTU no dia 22 de março (*Material Suplementar AMMS2, Figura 18*).

Os resultados da simulação numérica da ressuspensão de sedimentos finos depositados no leito marinho realizada para o período chuvoso do Ano 4 foram comparados com os dados de turbidez medidos nos quatro fundeios (*Material Suplementar AMMS2, Figura 19*). A medição *in situ* de turbidez no fundo permitiu confirmar a capacidade do modelo de reproduzir a ressuspensão de sedimento do leito. Este resultado positivo foi mais evidente nos fundeios F2 e F3, onde os eventos apresentaram

concentrações de sedimentos em suspensão oriundos do leito marinho (Css Leito) mais elevadas ( $> 50 \text{ mg/L}$ ) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 19*). No Fundeio F3, com maior disponibilidade de dados medidos *in situ* de turbidez, a correlação entre a turbidez e Css Leito foi de 0,57 ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 20*). Apoiado nesta primeira correlação obtida no Fundeio F3, também foi possível explorar outras correlações, como a onda, maré e vento (*Material Suplementar AMMS2, Figura 20*). No caso do Fundeio F3, a principal forçante correlacionada com a ressuspensão foi a onda, representada pela Hs (*Material Suplementar AMMS2, Figura 20*). Aplicando na série de turbidez uma suavização por média móvel com janela de 20 horas (*Material Suplementar AMMS1, Figura 21*), a correlação com a Hs passou de 0,59 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 20*) para 0,69 ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 22*). O modelo também representou bem o processo de ressuspensão com uma correlação positiva de 0,67 ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) entre a Css Leito e a turbidez suavizada no fundo (*Material Suplementar AMMS2, Figura 22*). A correlação entre a Css Leito e a Hs foi de 0,82 ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) (*Material suplementar AMMS2, Figura 20*).

Os resultados das simulações ressaltam a atuação das ondas como o principal processo na ressuspensão dos sedimentos do banco lamoso onde, uma vez disponibilizados na coluna d'água, são redistribuídos pelas correntes geradas pelo vento atuante. Quando o vento de NE é predominante, a pluma de sedimentos se desloca para sul, aumentando as concentrações nos fundeios F1 e F2, enquanto com a passagem de sistemas frontais, e atuação de ventos na direção S, a pluma de sedimentos se redireciona para norte (*Material Suplementar AMMS2, Figura 6 e Figura 19*). As medições de turbidez e resultados da simulação do modelo para o fundeio F4 indicam valores menores que aqueles nos fundeios F2 e F3 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 19*). No entanto, esse é um resultado pontual e não exclui a possibilidade de dispersão de sedimentos finos para Norte não detectados na medida *in situ*.

Assim, os sedimentos em suspensão, tanto provenientes da pluma do Rio Doce quanto os ressuspensos pelas ondas do depósito da plataforma, podem ser capturados pela deriva litorânea gerada pelas ondas, restrita a uma estreita faixa do litoral, mesmo havendo atuação de ventos de NE, contrários ao sentido do transporte das ondas. Os resultados das derivas litorâneas calculadas para o período da simulação (*Material Suplementar AMMS2, Figura 23*) mostraram que mesmo no período chuvoso, quando as ondas são menos intensas, o padrão de vazões litorâneas residuais se manteve coincidente com o período seco (porém com menores intensidades). Em geral, a deriva residual é para o norte, com exceções nas seções ao sul adjacentes à foz do Rio Doce (S4 e S5) e no extremo norte da região considerada (A3 e A4) nas quais a direção da deriva residual é para sul, explicada pela diferente orientação da linha de costa (aproximadamente SO-NE nos trechos do litoral mencionados).

O entendimento da vazão fluvial do Rio Doce, da ação dos ventos, das correntes e das ondas é fundamental para a compreensão da variabilidade espaço-temporal dos indicadores estabelecidos pelo PMBA/Fest. A Tabela 3 do Material Suplementar AMMS2 sintetiza as condições dessas forçantes físicas para auxiliar no entendimento dos cenários das cinco campanhas de coletas de dados *in situ* no Ambiente Marinho realizadas durante o período chuvoso do Ano 4.

Dentre as coletas de campo realizadas, a campanha 01-22 destacou-se por ocorrer em seguida ao maior evento de Inundação já registrado (*Material Suplementar AMMS2, Figura 24a*) e, consequentemente, ao maior pico de turbidez já medido no Rio Doce (*Material Suplementar AMMS2, Figura 24b*). Os efeitos desse evento foram observados no aumento dos valores de turbidez registrados na superfície do fundeio F2, que ficaram entre 10 e 43,6 NTU nos dias 13 a 19 de janeiro (*Material Suplementar AMMS2, Figura 24c*). Além disso, refletiram também na diminuição dos valores de salinidade medidos em superfície no fundeio F3, que registrou valores abaixo de 10 entre os dias 13 e 18 de janeiro (*Material Suplementar AMMS2, Figura 25a*), e na superfície do fundeio F1, onde o mínimo de salinidade registrado foi igual a 18 no dia 16 de janeiro (*Material Suplementar AMMS2, Figura 25b*).

Em concordância com os dados observados nos fundeios, os dados hidrográficos coletados na campanha 01-22 apresentaram salinidade superficial inferior a 36 desde o SDN 13 (limite norte) até a APA Costa das Algas (principalmente nos pontos mais costeiros) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 26*). A espessura da coluna de água com salinidades menores do que 36 chegou a 6 m na foz do Rio Doce (SD 02) e 3 m na APA (CA 01) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 27b e Figura 27d*). O ponto mais próximo à desembocadura do Rio Doce (SD 01) apresentou o menor valor de salinidade da campanha no primeiro metro (15,6) com valor de turbidez de 128 NTU, enquanto toda a coluna d'água apresentou valores maiores do que 20 NTU (*Material Suplementar AMMS2, Figura 27a*). Por outro lado, o maior valor de turbidez junto ao fundo foi no SD 02 (53 NTU), onde valores maiores que 10 NTU foram medidos nos últimos 5 m da coluna d'água (*Material Suplementar AMMS2, Figura 27b*).

A evolução espaço-temporal da pluma de material particulado em suspensão (MPS) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 28*) mostrou que no dia 14 de janeiro, após o pico da vazão ser registrado, a maior parte do material foi transportado para sul da foz do Rio Doce e se espalhou por toda a plataforma continental, chegando a alcançar as estações de coleta localizadas na região mais profunda da APA Costa das Algas (*Material Suplementar AMMS2, Figura 28a*). Nos 3 dias que antecederam a campanha, os ventos eram N-NE-E com intensidade variável entre 2 m/s e 8 m/s (*Material Suplementar AMMS2, Figura 29a*) e correntes O-SO com intensidade máxima de 0,63 m/s (*Material Suplementar AMMS2, Figura 29b*). Entre os dias 15 e 17 de janeiro foram realizadas as coletas de dados hidrográficos referentes a campanha 01-22 na foz do Rio Doce. A Figura 28b (*Material Suplementar AMMS2*) mostra que a pluma de MPS ficou totalmente confinada à foz no dia 15, pois, com a entrada de um sistema frontal, os ventos inverteram para S-SE-E (~40h) e as correntes medidas em F3 passaram a ter direção preferencial O (*Material Suplementar AMMS2, Figura 29*), forçando a pluma para o norte. Logo após esta ocorrência, ventos de E-NE voltaram a ser registrados permanecendo nesta condição até o final da coleta de dados na Foz (~37h) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 29a*). A imagem do dia 17 de janeiro (*Material Suplementar AMMS2, Figura 28c*) mostrou que a pluma do Rio Doce voltou a ser espalhada para sul. No dia 19, quando as coletas estavam sendo realizadas no Setor APA Costa das Algas, ela se apresentou confinada próximo à costa, passando principalmente nos pontos mais costeiros da APA (*Material Suplementar AMMS2, Figura 28d*).

De modo geral, os valores de turbidez calculados a partir de imagens de satélites, são sempre maiores nas estações SDN 30, SDN 20, SD 01, SD 02, SD 03 e SDS 20, abrangendo também os pontos de localização de F2 e F3. Além disso, a isóbata de 30 m pode ser considerada o limite *offshore* da pluma superficial de maior turbidez (*Material Suplementar AMMS2, Figuras 30, 31 e 32*).

Em termos dos resultados da modelagem da dispersão de sedimentos finos oriundo da foz do Rio Doce, os fundeios F2 e F3 foram os mais claramente afetados ( $> 10$  NTU e  $> 20$  mg/L) (*Material Suplementar AMMS2, Figura 33*). No caso do Fundeio F2, os dois picos coincidentes de turbidez medida na superfície e concentração dos sedimentos finos suspensos oriundos do Rio Doce (Css Rio Doce) ocorreram durante dois eventos de grande cheia do Rio Doce ( $> 2.000$  m<sup>3</sup>/s), resultando em uma correlação positiva entre as variáveis envolvidas (*Material Suplementar AMMS2, Figura 34 e Figura 20*). Durante esses eventos, a descarga sólida em suspensão superou 50.000 t/d.

Adicionalmente, os resultados do experimento numérico hidrodinâmico mostraram que, de modo geral, a área de abrangência da pluma de água de baixa salinidade (assumida aqui como a isohalina de 34,5) foi advectada para sul desacoplada da costa, alcançando as estações de medições SD 01, SD 02, SD 03, SDS 20, SDS 30, SDS 35, na Foz do Rio Doce, e CA 04, localizada na APA Costa das Algas, bem como os pontos de fundeio F2 e F3 (*Material Suplementar AMMS2, Figuras 30 a 32 e Figura 35*). Maiores investigações acerca desse desacoplamento entre as plumas de turbidez observadas no sensoriamento remoto e de baixa salinidade obtidas por resultados da modelagem estão sendo empreendidos visando maior entendimento e posterior caracterização dos processos físico-químicos regentes.

Tanto os resultados do modelo numérico quanto as imagens de satélite mostraram que ao sul da foz do Rio Doce, nos dias 13 e 14 de janeiro foram registrados baixos valores de temperatura ( $< 22^{\circ}\text{C}$ ) associados ao processo de ressurgência costeira que ocorre na região, o que impactou diretamente nos valores de clorofila-a obtidos para os respectivos dias (*Material Suplementar AMMS2, Figura 30 e Figura 35*). Concomitantemente, numa área de abrangência semelhante à qual foram registrados baixos valores de temperatura foram observadas concentrações de clorofila-a superiores a 1 mg/m<sup>3</sup> (*Material Suplementar AMMS2, Figura 30 e Figura 35*). Entre os dias 15 (*Material Suplementar AMMS2, Figura 31*) e 16 de janeiro, quando houve a atuação de ventos S-SE, temperaturas inferiores a  $22^{\circ}\text{C}$  não foram observadas na plataforma continental, assim como também não foram observadas no dia 17 de janeiro (*Material Suplementar AMMS2, Figura 32*). Nesses casos, a distribuição superficial de clorofila-a apresentou um padrão semelhante ao da pluma de turbidez associada à vazão do Rio Doce.

O mapeamento do fundo marinho da Plataforma Continental, realizado pelo Tema **Mapeamento de Habitat**, vem mostrando que o ambiente investigado é marcado por um mosaico de *habitat* que reflete as diferentes forças que atuam nesta área, em escalas temporais e espaciais distintas. A partir de dados regionais já publicados na literatura científica e de uma avaliação da vulnerabilidade ecossistêmica dos *habitat*, em conjunto com as ameaças causadas pelo rompimento da barragem de Fundão (considerando também a distribuição da pluma durante os primeiros meses da chegada do

rejeito no mar), áreas específicas foram definidas para o mapeamento de *habitat* em alta resolução (i - APA Costa das Algas; ii - Plataforma adjacente a desembocadura do Rio Doce; iii - Recifes Esquecidos). A classificação de *habitat*, estabelecida a partir de dados de batimetria, *backscatter* e imagens coletadas por *dropcameras*, vem se mostrando uma ferramenta eficaz e adequada para mapear, classificar e apresentar a extensão dos *habitat* observados em alta resolução, contribuindo com dados de base para diversas outras áreas, e que já resultou em uma importante publicação de artigo em revista de alto impacto (Menandro P., Lavagnino A.C., Vieira F.V., Boni G., Franco T., Bastos A.C. *The role of benthic habitat mapping for science and managers: A multi-design approach in the Southeast Brazilian Shelf after a major man-induced disaster. 2022. Frontiers in marine science*).

Como o período de aquisição de dados considerado para esse relatório semestral só abarcou novos dados na região da foz do Rio Doce, vale enfatizar alguns resultados alcançados nas outras áreas investigadas (APA Costa das Algas e Recifes Esquecidos) com uma breve recapitulação do conteúdo do mapeamento de *habitat* já apresentado ao longo dos últimos anos nos relatórios: i) na APA Costa das Algas, o mapeamento cobriu 6 pontos de monitoramento, e já evidenciou em alta resolução a presença de vales incisos e grandes extensões de fundo coberto por rodolitos na região mais profunda, além de uma complexa morfologia na região mais rasa. A presença do rejeito na região mais rasa já vem sendo descrita em várias estações desde do início do monitoramento, enquanto que presença do rejeito na região mais profunda é bem mais restrita e menos frequente; ii) na região dos Recifes Esquecidos, mais de 5 mil estruturas recifais já foram identificadas no mapeamento dessa região de grande relevância para o monitoramento do impacto, considerando a sensibilidade do *habitat* recifal e o padrão de dispersão de sedimentos em médio e longo prazo, com as primeiras evidências de presença de rejeito sendo observadas no Ano 3 na estação de Barra Nova (Marinho).

Já na região adjacente à foz do Rio Doce, o fundo é caracterizado por sedimento predominantemente lamoso, de morfologia plana e uma transição para um fundo arenoso com cristas/cavas e bancos oblíquos à linha de costa, predominantemente após a isóbata de 25 m. Até o momento foram mapeados 284 km<sup>2</sup> nesta região, compreendendo mais de 6000 km de navegação para aquisição dos dados. As profundidades variaram entre 10 e 49 metros, e o *backscatter* varia entre -1,7 a -45 dB (*Material Suplementar AMMhS2, Figura 1*). Os maiores valores de *backscatter* correspondem, em geral, a um sedimento mais arenoso e à presença das cristas/bancos. Escarpas e sulcos erosivos estão presentes tanto na região rasa, quanto nas mais profundas, revelando uma dinâmica sedimentar com transporte potencial dos sedimentos finos das regiões mais rasas para a mais profunda do lobo deltaico. Importante ressaltar que a presença de rejeito na região da foz é constante nas estações que são cobertas pelo mapeamento, podendo apresentar uma variabilidade entre os anos de monitoramento, mas sempre se observa a presença de rejeito na faixa de até 30-40m de profundidade

As próximas etapas da investigação pretendem unir as áreas mapeadas na APA Costa das Algas com a área da região do Rio Doce, fornecendo assim um panorama ainda mais amplo da morfologia distribuição dos *habitat* em alta resolução que contribuem para tornar a Plataforma Continental do Espírito Santo em uma das mais bem mapeadas do Brasil, desde a região mais rasa até próximo a

quebra da Plataforma Continental, envolvendo técnicas avançadas de machine-learning para classificação de habitat.

Segundo o Tema **Sedimentologia**, as condições hidrometeorológicas atuantes na região monitorada em conjunto com a tensão crítica de ressuspensão do sedimento direcionam a evolução espaço-temporal dos indicadores sedimentológicos, como qualidade ambiental da coluna de água, através da Concentração de Material Particulado em Suspensão – MPS, e a mobilidade do sedimento de fundo (transporte e deposição sedimentar). Vale salientar ainda que o sinal de rejeito no sedimento de fundo através de indicadores mineralógicos também é uma resposta às alterações físicas do sedimento após o rompimento da barragem.

As Figuras 01 e 02 do Material Suplementar AMSS2 mostram que ao longo do PMBA o comportamento da vazão foi próximo à climatologia (Oliveira e Quaresma, 2017), com aumento das vazões máxima diária e mediana mensal, entre outubro e março (período chuvoso), e redução da vazão entre abril e setembro (período seco; Oliveira e Quaresma, 2017). Ao longo do PMBA, os valores máximos de vazão foram observados em dezembro de 2018 (2313 m<sup>3</sup>/s) e janeiro de 2019 (2584 m<sup>3</sup>/s) no Ano 1; janeiro (5179 m<sup>3</sup>/s) e março (3885 m<sup>3</sup>/s) de 2020 no Ano 2; e janeiro (1887 m<sup>3</sup>/s); fevereiro (2994 m<sup>3</sup>/s) de 2021 no Ano 3; janeiro (5595 m<sup>3</sup>/s) e fevereiro (4334 m<sup>3</sup>/s) de 2022 no Ano 4. Como esperado, esse momento de pico de vazão foi acompanhado por um aumento no aporte de sedimento em suspensão. No Ano 1 o aporte foi maior entre novembro 2018 a janeiro de 2019, enquanto no Ano 2 os maiores aportes foram observados entre janeiro e março de 2020, no Ano 3 os maiores aportes de sedimento em suspensão ocorreram entre dezembro de 2020 e fevereiro de 2021, e no Ano 4 os maiores aportes de sedimento em suspensão foram entre dezembro de 2021 e fevereiro de 2022 (*Material Suplementar AMSS2, Figura 03*). A carga total de sedimentos em suspensão do Ano 4 foi superior aos anos anteriores. Destaca-se que: janeiro de 2022 (Ano 4), a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 8 vezes maior que janeiro de 2021 (Ano 3), e em fevereiro de 2022 (Ano 4), a carga de sedimento em suspensão foi aproximadamente 50 vezes superior à de fevereiro de 2019 (Ano 1). Assim, observou-se uma carga de aporte sedimentar em fevereiro de 2022 (Ano 4) 3 vezes maior que fevereiro de 2021 (Ano 3) e similar a fevereiro de 2020 (Ano 2). Também é importante destacar o número de dias em que a vazão no período chuvoso foi superior ao limite para evento extremo de cheia (>2379 m<sup>3</sup>/s; Oliveira e Quaresma, 2017): Ano 1) 3 dias acima; Ano 2) 17 dias acima; Ano 3) 4 dias acima; e Ano 4) 28 dias acima. Tais eventos são de suma importância no aporte de sedimentos e poluentes para o ambiente marinho, podendo ainda resultar em particionamento dissolvido/particulado de poluentes e consequentemente sua biodisponibilidade para a biota (Eggleton e Thomas, 2004; Roussiez *et al.*, 2013; Dumas *et al.*, 2015; Moriarty *et al.*, 2015). Ainda tem sido observado que as condições meteorológicas durante os eventos extremos de cheia determinam os padrões preferenciais de dispersão e deposição de sedimento e poluentes no ambiente marinho (Grifol *et al.*, 2014; Moriarty *et al.*, 2015; López *et al.*, 2017).

Na região da Foz do Rio Doce, o aumento da concentração de MPS associada às condições de vento propicia uma dispersão do material em suspensão, afetando os setores Norte e APA Costa das Algas. Estudos prévios (Oliveira *et al.*, 2021; RRDM/RT-19D, 2019) têm mostrado que o transporte de

sedimento em direção ao setor APA Costa das Algas ocorre durante principalmente condições de ventos de norte e nordeste, os quais favorecem correntes para sul, sudeste e sudoeste; e que o transporte de sedimento para os setores Foz Norte e Norte ocorre, principalmente durante ventos do quadrante sul. Como pode ser visto nas *Figuras 04 e 05 do Material Suplementar AMSS2*, enquanto durante o período chuvoso dos Anos 1 e 3, os maiores valores de vazão ocorreram sob ventos do quadrante norte, durante o Ano 2 e Ano 4 as máximas vazões ocorreram tanto sob ventos do quadrante norte, como sob ventos do quadrante sul na plataforma continental. Tais diferenças nas condições conjuntas de vazão do Rio Doce e vento sobre a plataforma continental tiveram forte influência sobre a evolução espaço-temporal dos indicadores nos setores monitorados, determinando os padrões de dispersão de MPS e sedimento de fundo observados.

Os setores Abrolhos e Norte apresentaram as maiores concentrações de MPS para as profundidades Superfície e Meio no Ano 2 e Ano 4 em relação aos Anos 1 e 3 (*Material Suplementar AMSS2, Figuras 6 e 7*), enquanto as maiores concentrações de MPS próximo ao fundo (Fundo) foram observados no Ano 3 (janeiro de 2021). As maiores concentrações de MPS na superfície e meio da coluna d'água no Ano 2 e 4 decorre do fato de dezembro de 2019 a janeiro 2020 (Ano 2) e dezembro de 2021 a janeiro de 2022 (Ano 4) terem sido mais chuvosos que dezembro de 2018 e janeiro de 2019 (Ano 1) e que dezembro de 2020 e janeiro de 2021 (Ano 3), para todo centro – norte do Espírito-Santo e sul da Bahia (Mapas de Precipitação; INMET, 2022). Por outro lado, a maior concentração de MPS próximo ao fundo (Ano 3) esteve associada a menores teores de matéria orgânica (Mediana = 35,4%; IQR = 15,6%) que os observados no período chuvoso dos Anos 1 (Mediana = 61,1%; IQR = 37,6%), Ano 2 (Mediana = 65,7%; IQR = 52,2%) e Ano 4 (Mediana=37,9%; IQR=11%), a maior concentração de MPS próximo ao fundo associado a esses menores teores de matéria orgânica (%) pode indicar a influência dominante de ressuspensão.

O comportamento das concentrações de MPS (*Material Suplementar AMSS2, Figuras 08 a 16*) no período chuvoso do Ano 4 para os três setores da Foz do Rio Doce continua mostrando a influência direta das condições hidro-meteoceanográficas observadas antes e durante a campanha do Ano 4, visto que as campanhas de dezembro de 2021 e janeiro de 2022 foram realizadas durante ou logo após eventos hidrológicos de cheia no Rio Doce, associadas a condições de calmaria na plataforma (ventos fracos e menor energia hidrodinâmica). A título de exemplificação, a campanha de janeiro de 2022 na Foz do Rio Doce começou no dia seguinte ao pico do evento hidrológico de cheia (vazão máxima de 5595 m<sup>3</sup>/s no dia 13/01/2022). No dia do pico do evento em questão a carga de sedimento em suspensão do Rio Doce atingiu 1,5 x10<sup>5</sup> toneladas/dia; (estação P21 em Linhares (Ambiente Dulcícola/PMBA)). A inclusão dos dados das campanhas do período chuvoso do Ano 4 (campanhas novembro de 2021 a março de 2022), mostra que ocorreu um aumento da mediana das concentrações de MPS no Ano 4 em relação às medianas do Ano 1,2 e 3, associado a uma redução do teor de matéria orgânica (MO) no MPS. Destaque para o Setor Foz Central, na qual a concentração de MPS atingiu 115 mg/L (estação SD 01 na Superfície da coluna d'água). Como o aporte de sedimento em suspensão do Rio Doce ao longo do período chuvoso do Ano 4 foi superior ao Ano 3 (*Material Suplementar AMSS2*,

Figura 03), a influência do aporte de sedimento do Rio Doce no comportamento do MPS nesses setores se torna evidente.

Quando analisamos o setor APA Costa das Algas observa-se a influência do material sedimentar aportado pelo Rio Doce durante condições conjuntas de eventos de cheia e ventos do quadrante norte (Oliveira *et al.*, 2021; RRDM/RT-19D, 2019; RRDM/RT-36D, 2020). Nesse setor com exceção da estação CA 03, foi observada uma diminuição na concentração de MPS no Ano 2 em relação ao observado no Ano 1, com posterior aumento generalizado das concentrações de MPS no Ano 3. No Ano 4, as concentrações de MPS se mantiveram similares as do Ano 3, principalmente nas estações CA03; CA04; CA06; CA07; CA11; CA12; CA14; CA15 (APA Costa das Algas Profunda). Nas estações CA01; CA02; CA05; CA08; CA09; CA10; CA13 (APA Costa das Algas Rasa) as concentrações de MPS do Ano 4 foram superiores ao Ano 3 próximo à superfície da coluna d'água, sendo que ao longo da coluna d'água observa-se uma diminuição na concentração de MPS (*Material Suplementar AMSS2, Figura 17 e 18*). As estações rasas apresentaram as maiores concentrações de MPS em janeiro de 2021 e as estações profundas em julho de 2019. Enquanto as menores concentrações no setor APA Costa das Algas foram observadas em janeiro de 2020 (Ano 3) (*Material Suplementar AMSS2, Figura 17*). Os dias que antecederam a Campanha de janeiro de 2020 (08 a 11/01) do setor APA Costa das Algas, a vazão do Rio Doce apresentava baixos valores (entre 400 e 700 m<sup>3</sup>/s; (*Material Suplementar AMSS2, Figura 01*), enquanto que a Campanha de janeiro de 2022 (17 a 21/01) foi realizada 5 dias após um evento hidrológico de cheia no Rio Doce, vazão do Rio Doce (entre 4531 e 5390 m<sup>3</sup>/s; (*Material Suplementar AMSS2, Figura 01*)). Durante o evento hidrológico de cheia de janeiro de 2021 e nos dias subsequentes, ventos do quadrante norte e correntes para sul e sudoeste foram observados na região da foz do Rio Doce. Essa situação favorece à dispersão de MPS para sul.

Ao longo dos dois primeiros anos do PMBA/Fest (outubro de 2018 a março de 2020) foi encontrada uma redução da densidade superficial úmida do fundo sedimentar em resposta aos eventos de cheia do Rio Doce (RRDM/RT-36D, 2020), com tendência de redução da densidade úmida do sedimento superficial nos setores Norte, Foz Central e Foz Sul. O setor Foz Norte não apresentou tendências. Entretanto, nas campanhas do período chuvoso do Ano 3 não foi observada a redução da densidade em resposta a eventos de cheia. Essa variação nos valores da densidade úmida do sedimento superficial de fundo apresenta grande influência nos valores do indicador de mobilidade do sedimento de fundo (calculado para o mês de cada campanha). Desta forma, o maior percentual de mobilidade para os setores da Foz do Rio Doce ocorreu no período chuvoso do Ano 2, enquanto que no período chuvoso do Ano 3 ocorreu uma diminuição da mobilidade do sedimento de fundo. Para o Ano 4 foi observada um aumento da mobilidade quando comparado ao período chuvoso do Ano 3 para os três setores da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar AMSS2, Figura 20*), com patamares semelhantes aos observados no Ano 1, porém esse aumento não superou os valores registrados no Ano 2. Para o setor Norte (*Material Suplementar AMSS2, Figura 21*) também foi observado aumento no percentual de mobilidade do sedimento de fundo quando comparado ao período chuvoso do Ano 3. Esse aumento da mobilidade para os setores da Foz do Rio Doce e Norte ocorreu devido a diminuição da densidade do sedimento superficial (*Material Suplementar AMSS2, Figuras 22 a 27*) e consequentemente da

tensão crítica de ressuspensão, associado a um aumento da tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar AMSS2, Figuras 28 e 29*), quando comparados ao período chuvoso do Ano 3. O comportamento desse indicador é de grande importância na caracterização de habitats bênticos e na disponibilização de poluentes para a coluna d'água.

Durante o período chuvoso do Ano 4, no setor Foz do Rio Doce, a região Foz Sul foi a que apresentou os maiores potenciais de mobilidade, resultado da menor densidade do sedimento superficial observada no setor, enquanto os menores potenciais de mobilidade ocorreram na região Foz Norte. Mensalmente, os maiores potenciais de mobilidade foram em dezembro de 2021 para (Foz Sul: 60,97% e Foz Central: 50,87%), enquanto para Foz Norte os maiores potenciais de mobilidade foram para novembro de 2021 (44,71%). Já os menores potenciais para todos os setores da Foz do Rio ocorreram em janeiro de 2022 (Foz Sul 53,41%; Foz Central 41,27%; e Foz Norte 38,09%). Vale destacar que os cálculos de mobilidade para os setores da Foz do Rio Doce no Ano 4 foram realizados até janeiro - 2022 devido um problema com os dados do ADCP. Em relação à mobilidade do sedimento de fundo calculada para o setor Norte, ressalta-se que para grande parte das estações não houve recuperação de material para análise de densidade superficial durante as campanhas, em função da característica arenosa dessas estações. A exceção a esse comportamento são as estações DEG 02 e BS 01. Assim, foi encontrado um aumento do potencial de mobilidade entre dezembro de 2018 (aproximada 40% do tempo) e janeiro de 2020 (>53% do tempo), com posterior redução desse potencial em janeiro de 2021 (aproximada 45% do tempo), em janeiro de 2022 observa-se novamente um aumento no potencial de mobilidade (>51% do tempo). Para o setor Abrolhos não foi realizado o cálculo de mobilidade do sedimento de fundo. Nesse setor somente a estação ABR 01 apresentou coleta de material para análise de densidade durante os três anos de coleta do PMBA (*Material Suplementar AMSS2, Figura 22*). A estação ABR 01 apresentou aumento da densidade úmida do sedimento superficial, e consequentemente da tensão crítica de ressuspensão no Ano 2 (janeiro de 2020) em relação aos valores observados no Ano 1 (dezembro de 2018 e abril de 2019). No Ano 3 (janeiro de 2021) a estação ABR 01 apresentou densidade semelhante à observada no Ano 2. No Ano 4 (janeiro de 2022) ocorreu uma diminuição da densidade úmida do sedimento superficial, e consequentemente da tensão crítica de ressuspensão em relação aos valores do Ano 3. Para o Setor APA Costa das Algas (*Material Suplementar AMSS2, Figura 27*), houve coleta de densidade do sedimento superficial apenas para a estação CA 02, a última campanha que houve a coleta de densidade para essa estação foi no Ano 2 (janeiro de 2020), dessa forma foi observado uma diminuição no valor da densidade úmida no Ano 4 em relação a essa campanha.

Assim como ocorreu diminuição da densidade do sedimento superficial no Ano 4 em relação ao Ano 3, a ocorrência de fundos de lama fluida no período chuvoso do Ano 4 foi superior ao Ano 3 (*Material Suplementar AMSS2, Figuras 30 a 33*). A presença de fundos de lama fluida ocorreu nas estações SD N29 (campanha de novembro de 2021), SD 01 (campanha de dezembro de 2021), BS 01 e CA 02 (campanha de janeiro de 2022) e SDS 20 (campanhas de novembro a fevereiro).

Em relação ao indicador presença do sinal do rejeito, durante o período chuvoso do Ano 4, a presença do sinal do rejeito foi observada em todos os setores: Abrolhos (MUC 02), Norte (DEG 01; CB01 e ITA 02), Foz Norte, Foz Central, Foz Sul, APA Costa das Algas (CA 09, CA 13 e CA 15, CA 04, CA 08) (*Material Suplementar AMSS2, Figuras 34 a 36*). Nos setores da Foz do Rio Doce, com exceção da estação SD 05 e SDS 35, todas as outras estações apresentaram sinal do rejeito em pelo menos uma campanha do período chuvoso do Ano 4. A evolução espaço-temporal do sinal de rejeito continua respondendo ao padrão de longo-termo do transporte de sedimento na região marinha adjacente à foz do Rio Doce, com os maiores volumes sendo observados na porção rasa dos setores onde o sinal foi identificado. Além disso, juntamente com a fração lamosa, o material oriundo da Barragem de Fundão apresenta direção preferencial de transporte para norte/nordeste, sendo transportado preferencialmente em profundidades inferiores a 20 m, a partir da Foz do Rio Doce.

Dentro dos setores da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar AMSS2, Figuras 40, 41 e 42*), os maiores valores de IMS (%) foram observados no setor Foz Central. Apesar do tempo decorrido (novembro de 2015 a março de 2021), os dados mostram que as concentrações do IMS na Foz do Rio Doce não apresentaram redução de seus valores (análise comparativa com dados pré-rompimento; *Material Suplementar AMSS2, Figuras 40 a 42*). Ademais, a manutenção de um patamar dinâmico da concentração de IMS no sedimento na região próxima à foz do Rio Doce (estação SD 01) indica que o material que chega à foz apresenta um regime de fluxo contínuo. Esse patamar dinâmico também é possível de ser identificado nas estações do Setor Foz Norte (*Material Suplementar AMSS2, Figura 40*).

Dados observados pelo Tema **Sedimentação em Abrolhos** em testemunhos coletados no Ano 1, já apresentavam essa tendência de padrão de acúmulo de sedimento na região estudada. Dados do testemunho no subsetor Foz do Rio Doce Central (T13) mostram a presença de rejeito (através do IMS) até 30 cm abaixo da superfície do fundo marinho, evidenciando o acúmulo e a potencial mobilidade do rejeito nesse *habitat*, visto que sua localização está na direção *offshore* dos sulcos erosivos e escarpamentos, sendo estas feições indicativas de regiões preferenciais de transporte junto ao fundo. A tendência de transporte e acúmulo de rejeito em direção ao setor Norte também foi indicada pelo aumento do IMS no topo dos testemunhos T6, T7 e T11, que estão no subsetor Foz do Rio Doce Norte, até Degredo. Entretanto, os testemunhos ao norte de Degredo não tiveram o valor de IMS que estatisticamente indique a presença do rejeito para os testemunhos coletados no Ano 1, embora o IMS esteja acima dos valores do *background*.

As análises geoquímicas obtidas ao longo dos testemunhos revelam forte contaminação da área da foz do Rio Doce em relação ao *background* local, com destaque para o ferro que apresentou índices de geoacumulação em torno de 30, classificando a área como extremamente poluída. Além disso, as concentrações dos elementos estudados ultrapassaram valores das diretrizes internacionais para avaliação da qualidade de sedimentos. Observou-se que as áreas com maior proximidade da foz do Rio Doce (T3 e T6) apresentaram maiores concentrações de metais pesados, justificando-se esses resultados pelos maiores teores de lama e matéria orgânica que atuam como sequestradores desses

elementos. No caso do T3, as concentrações são mais elevadas em função da área preferencial de acumulação ao sul da foz. O fato de as concentrações de metais pesados serem superiores aos valores encontrados na foz do Rio Doce apenas 2 dias após a chegada dos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem de Fundão, sugere um aporte massivo e contínuo desses elementos para a área de estudo.

Observou-se uma ligeira diminuição das concentrações de metais entre os testemunhos de novembro de 2018 e maio de 2021, principalmente de ferro; contudo, os índices de geoacumulação confirmam que a área de estudo se mantém contaminada mesmo após seis anos do rompimento da barragem do Fundão. Os resultados de maio de 2021 revelaram que a área em frente à foz do Rio Doce, representada pelo testemunho T13, foi a que acumulou, no geral, as maiores concentrações de metais. O acúmulo de ferro, principal elemento componente dos rejeitos da barragem do Fundão, apresentou o maior acúmulo no testemunho T13, e este apresentou similaridades estatísticas com os testemunhos T6 e T7, em termos de concentração de Fe, sugerindo uma tendência deposicional dos rejeitos tanto na área em frente à foz quando ao norte da mesma.

Especificamente para a região de Abrolhos foi realizado o estudo da assinatura isotópica dos sedimentos e todas as UCs foram contempladas com amostragem de sedimento. Os resultados das campanhas para as razões  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  e  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ , no contexto da série temporal de Abrolhos até o Ano 4, apontaram para a presença na região de Abrolhos de sedimentos caracterizados pela mistura dos rejeitos da Barragem de Fundão e do material sedimentar do leito do Rio Doce naquela região.

Um modelo de mistura sedimentar para a região de Abrolhos vem sendo aprimorado desde 2016, inicialmente com apoio do ICMBio e UERJ e depois oficialmente através do PMBA/Fest. Este modelo baseia-se nos isótopos radiogênicos  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  e  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$  e considera tanto fontes locais (neste caso, sedimentos do estuário de Caravelas e seus tributários e material erodido das ilhas oceânicas e da zona recifal) como os potenciais rios que, em condições favoráveis, podem atuar como fontes sedimentares em Abrolhos, tais como o Rio Doce ao Sul e Prado/Jequitinhonha ao Norte (*Material Suplementar AMSA2, Figura 1*). A evolução deste trabalho, incorporando o sensoriamento remoto, o monitoramento das condições meteoceanográficas regionais, uma atualização da bibliografia para a região e a análise elementar e mineralógica dos sedimentos, indicou a proposição de 2 modelos de mistura para a região de Abrolhos: um modelo de mistura para o arco interno e outro para o arco externo (*Material Suplementar AMSAS2, Figura 2*).

Ao contrário do modelo binário, clássico, utilizado inicialmente pelo Tema Sedimentação em Abrolhos, o estudo evoluiu para o uso de um modelo ternário, considerando-se a complexidade do estudo de proveniência mineral em Abrolhos. O modelo ternário de mistura sedimentar para o arco externo considera como “*end members*” o Rio Doce-Jequitinhonha-Basaltos de Abrolhos e Rio Doce-Jequitinhonha e Estuário do Caravelas para o arco interno de Abrolhos. Neste contexto metodológico, foi confirmada a contribuição do Rio Doce sobre a região de Abrolhos com diferenciações geográficas, para os arcos interno e externo, como temporalmente em ambas regiões. Para o arco interno, foi observado que a intensidade do sinal do Rio Doce em Abrolhos acompanha o regime hidrológico

continental do período verão/início do outono (período chuvoso), com uma sazonalidade bem definida (*Material Suplementar AMSAS2, Figura 3*). Na zona intermediária e no arco externo foi observada uma defasagem temporal, em relação ao arco interno, com máximos no período outono-inverno acompanhando o início do período do impacto regional dos sistemas frontais quando predominam ventos no setor SSE (*Material Suplementar AMSA2, Figura 4*). Os dados isotópicos em sedimentos em Abrolhos mostraram uma sistemática redução do sinal do Rio Doce a partir do primeiro semestre de 2020 para o arco externo. Em relação ao arco interno, foi observado uma tendência de aumento do sinal do Rio Doce a partir do segundo semestre de 2019. A queda do sinal isotópico do Rio Doce em Abrolhos no arco externo acompanhou a dinâmica dos ventos superficiais na região, com reduções importantes quando os ventos mudaram do quadrante SSE para o quadrante NNE.

Uma diagramação ternária composta pelas razões dos isótopos de Sr, as razões dos isótopos de Nd e a razão de Ti/Ca oferece uma diferenciação estatisticamente significativa entre os sedimentos do Rio Jequitinhonha e as demais fontes sedimentares postulados para Abrolhos (*Material Suplementar AMSAS2, Figura 5*). Os sedimentos coletados na região de Santarém e Gualaxo norte, representantes diretos dos rejeitos da barragem (Valeriano *et al.*, 2019), isoladamente não demonstraram ser fontes dos sedimentos de Abrolhos. Isso ocorre porque sua composição é diluída por outras fontes sedimentares ao longo do curso do Rio Doce. Sendo assim, mesmo que esteja presente, não é detectada. Isto reafirma os sedimentos da foz do Rio Doce como resultante de todas as misturas de montante, como representativa das fontes a serem consideradas em Abrolhos.

Em relação ao algoritmo de banda única Rio Doce-Abrolhos para o MPS, gerado através da calibração empírica com dados da região Rio Doce-Abrolhos desenvolvido pelo Tema Sedimentação em Abrolhos, foi capaz de gerar estimativas da concentração de MPS mais realísticas quando comparado com as obtidas pelos algoritmos NECHAD2010 e pelo processador C2RCC (*Material Suplementar AMSAS2, Figura 6*). Verificamos que estes últimos, tendem a superestimar as concentrações de MPS para a região de Abrolhos. Encontrou-se resultados mais satisfatórios utilizando a banda 8 do sensor OLCI/Sentinel 3 (*Material Suplementar AMSAS2, Figura 7*). O algoritmo Rio Doce-Abrolhos MPS resultou da relação linear entre a banda 8 e a concentração de MPS, e é descrito pela seguinte equação:  $Y = 291.87x + 0.9154$ . Onde "x" se refere a Rrs na banda 8 do sensor OLCI/Sentinel 3. O sensor OLCI/Sentinel 3 é uma ferramenta indispensável para o monitoramento a longo prazo da concentração de MPS na região recifal dos Abrolhos, podendo gerar dados com uma resolução de 5 dias (composição a partir das imagens diárias). Com a previsão da ESA de lançar mais 2 satélites Sentinel 3, o que estenderá a missão até 2030, será possível monitorar a região por mais de uma década utilizando este sensor. Os resultados do monitoramento de MPS por satélite mostram principalmente o aumento deste parâmetro relacionado à intensidade do vento, o que demonstra a importância do vento de superfície em alterar a dinâmica marinha e remobilizar o sedimento (*Material Suplementar AMSAS2, Figura 8*).

Os dados coletados pelo Tema **Hidrogeoquímica** mostram que a presença do rejeito no ambiente marinho, dependendo de sua quantidade, pode alterar a qualidade da água e dos sedimentos. Neste

sentido, o PMBA/Fest realiza análises hidrogeoquímicas em todos os setores do Ambiente Marinho. A seguir, são apresentadas as distribuições dos principais parâmetros químicos analisados (nutrientes, metais e arsênio, elementos terras raras, hidrocarbonetos, esteróis e ácidos graxos) ao longo da Plataforma Continental enquanto são discutidas suas relações com a hidrodinâmica e interação biótica local.

Neste Ano 4 do PMBA/Fest, foram analisadas as tendências para cada nutriente nas suas frações totais e dissolvidas do período chuvoso amostrado. O nitrogênio total (NT), por exemplo, merece destaque pelo aumento de suas concentrações em todos os setores com o passar do tempo, em especial no Ano 4, quando foram observados os valores máximos deste nutriente ao longo de todo o monitoramento e em todos os setores em janeiro de 2022, com valores que chegaram a 171,41  $\mu\text{mol/L}$  no subsetor Foz Sul (*Material Suplementar AMHS2, Figura 17*). A maior fração representante do nitrogênio foi a orgânica, o que pode indicar um aumento na produtividade biológica em janeiro de 2022. O fósforo total (PT) apenas acompanhou esta tendência de aumento para as estações mais profundas da APA Costa das Algas/RVS de Santa Cruz (e. g. 1,56  $\mu\text{mol/L}$  em CA04 S, *Material Suplementar AMHS2, Figura 25*). Entre os nutrientes dissolvidos, a sílica reativa dissolvida (DSi) e o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) tiveram uma tendência de aumento no subsetor Foz Norte no Ano 4 quando comparado aos demais períodos do PMBA/Fest (*Material Suplementar AMHS2, Figuras 19 e 20*). Houve um aumento nas concentrações de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) no subsetor Foz Central, quando o valor máximo deste nutriente (0,98  $\mu\text{mol/L}$ ) foi obtido em janeiro de 2022 (*Material Suplementar AMHS2, Figura 20*). O n-amoniacal esteve abaixo do limite de detecção para todos os setores em janeiro de 2022, exceto para os subsetores Foz Central e Foz Norte, neste último chegando ao maior valor medido para períodos chuvosos nesta região, de 5,3  $\mu\text{mol/L}$  (*Material Suplementar AMHS2, Figura 21*). As concentrações de ortofosfato ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) ficaram abaixo do padrão para períodos chuvosos no subsetor Foz Norte e acima no subsetor Foz Sul, com máximas que chegaram a 1,09  $\mu\text{mol/L}$  em dezembro de 2021 (*Material Suplementar AMHS2, Figura 23*).

A evolução espaço-temporal dos nutrientes dissolvidos no Ambiente Marinho ao longo dos 4 anos do PMBA/Fest foi avaliada por análise de variância entre os setores, tanto nos períodos chuvosos, quanto nos secos. Para os períodos chuvosos, as concentrações de sílica foram diferentes em todos os setores amostrados (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ), com as medianas seguindo a ordem de grandeza do Setor Foz (1,33  $\mu\text{mol/L}$ ) > Setor Norte > APA/RVS > Abrolhos (0,34  $\mu\text{mol/L}$ ). O ortofosfato apresentou maior variabilidade, com o setor APA/RVS mais enriquecido neste nutriente (0,13  $\mu\text{mol/L}$ , Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ). O nitrato foi estatisticamente maior para os Setores Foz (1,21  $\mu\text{mol/L}$ ) e APA/RVS, e menor nos Setores Norte e Abrolhos (0,1  $\mu\text{mol/L}$ ). O nitrito foi menor estatisticamente no Setor Norte (0,05  $\mu\text{mol/L}$ ) e maior na foz (0,1  $\mu\text{mol/L}$ ). Por fim, o n-amoniacal foi estatisticamente maior nos setores ao norte (0,58  $\mu\text{mol/L}$ ) do que nos seres da foz e da APA/RVS (0,27  $\mu\text{mol/L}$ ) nos períodos chuvosos. Já nos períodos secos, a mediana da sílica dissolvida foi maior no Setor Norte (2,43  $\mu\text{mol/L}$ ), que é estatisticamente semelhante a foz nesse período ( $p > 0,05$ ) e diferente dos Setores APA/RVS (0,8  $\mu\text{mol/L}$ ) e Abrolhos, que são iguais entre si. O ortofosfato nos períodos secos foi maior na APA/RVS (0,12  $\mu\text{mol/L}$ ), que não variou estatisticamente da foz, mas ambos foram diferentes dos setores ao norte

(Abrolhos = 0,075  $\mu\text{mol/L}$ ). As medianas do nitrato foram maiores nos setores APA/RVS (1,58  $\mu\text{mol/L}$ ) e Abrolhos (1,46  $\mu\text{mol/L}$ ), e menor estatisticamente no Setor Norte (0,87  $\mu\text{mol/L}$ ). O nitrito não apresentou variância entre os setores nos períodos secos, assim como o n-amoniaco no setor Abrolhos (1,07  $\mu\text{mol/L}$ ) em relação aos demais setores, sendo que estes variaram entre si.

Os dados de nutrientes possuem uma grande variabilidade por sofrerem constantes influências de processos químicos, físicos e biológicos. Ainda assim, é possível observar uma predominância das concentrações de nutrientes acima dos valores encontrados pré-Rompimento da Barragem de Fundão, como será discutido adiante. Também é possível associar a variabilidade dos nutrientes as forçantes meteoceanográficas dominantes na plataforma continental, como o aumento do n-amoniaco nos períodos secos em todos os setores, atribuído a reciclagem do nitrogênio a partir da ressuspensão do sedimento pelo aumento dos ventos e das ondas, o que pode favorecer uma produção primária regenerada (*Material Suplementar AMHS2, Figuras 6, 14, 22 e 30*). Por outro lado, o aumento da vazão tende a aportar maiores quantidades de silicatos no oceano, aumentando o teor de sílica dissolvida nesse período, especialmente no Setor Foz (*Material Suplementar AMHS2, Figura 19*).

Em relação às razões inorgânicas entre os nutrientes em função da razão de Redfield (N:P:DSi = 16:1:16), foi registrada uma maior limitação em nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) no Setor Abrolhos no Ano 4 (*Material Suplementar AMHS2, Figura 8*). No Setor Norte, pela primeira vez, não houve limitação em sílica, e as amostras se distribuem entre limitadas de nitrogênio e fósforo (*Material Suplementar AMHS2, Figura 16*). Esta condição pode indicar um ambiente favorável para a proliferação de diatomáceas, que necessitam de sílica para a construção de suas frústulas. Na foz também há uma redução na limitação em sílica, especialmente quando comparada aos Anos 1 e 2, com limitação predominante em NID e PID (fósforo inorgânico dissolvido), tendência estabelecida desde o Ano 3 (*Material Suplementar AMHS2, Figura 24*). Na APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz o padrão entre as razões inorgânicas se mantém, com dispersão de amostras limitadas em todos os nutrientes, com ênfase para a sílica e o fósforo (*Material Suplementar AMHS2, Figura 32*). Os nutrientes são exigidos em uma proporção estequiométrica específica para que sejam incorporados a biomassa fitoplanctônica. Estas limitações ocorrem tanto pelo excesso de um nutriente em relação ao outro, desequilíbrio que gera competição entre os serem autótrofos, quanto pela falta efetiva para assimilação.

A especiação do fósforo no sedimento no Ano 4 confirmou a tendência do aumento da labilidade deste elemento com o passar dos anos, como já vinha sendo observado no Ano 3 do PMBA/Fest. Isso porque é observada uma redução no conteúdo de fósforo particulado e o aumento na fração dissolvida presente na água intersticial, para todos os setores. Outra tendência observada é o aumento e persistência das frações ligadas aos óxidos de Fe (III) cristalinos e amorfos, que têm maior relação com o rejeito de minério. Em geral, todas as estações apresentam maior proporção de fósforo ligado ao ferro nos Anos 3 e 4 (*Material Suplementar AMHS2, Figuras 37, 38, 39 e 40*). Sabendo que o rejeito é tipicamente constituído de óxidos de Fe (III) na forma de hematita e goethita (cristalino), as espécies de P ligada a esta fração podem indicar o aporte e/ou remobilização do material compatível ao da Barragem de Fundão na plataforma. O aumento da fração ligada aos óxidos de Fe (III) amorfos

correspondem a um material mais reativo trazido pelo Rio Doce ou remobilizado na plataforma continental, que pode ser um subproduto dos óxidos cristalinos originários do rejeito. Tendo em vista que essas frações ocorrem em detrimento uma da outra, quanto maior for o conteúdo de P ligado aos óxidos de Fe amorfos, mais transformados foram os óxidos de Fe (III) cristalinos. No Setor Abrolhos, por exemplo, há maior representatividade dos óxidos amorfos no Ano 4 (*Material Suplementar AMHS2, Figura 37*). Já no Setor Norte há uma variabilidade importante entre os subsetores, mas para todos eles houve o aumento da concentração de fósforo ligado ao ferro no Ano 4 em relação aos demais anos (*Material Suplementar AMHS2, Figura 38*). Na foz do Rio Doce, a tendência foi de maior contribuição da fração ligada a óxidos de ferro cristalinos no Ano 1, e partir do Ano 2 as frações relativas aos óxidos amorfos passaram a ocorrer, variando a ocorrência em relação ao Fe (III) cristalino, mas ambas predominam em relação às demais frações (*Material Suplementar AMHS2, Figuras 39*). Ressalta-se o aumento de fósforo ligado a minerais autigênicos (hidroxiapatita) no subsetor Foz Norte no Ano 4, o que pode indicar o aumento da produtividade biológica neste setor ou remobilização do sedimento autigênico na plataforma continental, especialmente em março de 2022. No Setor APA/RVS o padrão de ocorrência do fósforo também predomina nas frações relativas ao ferro (*Material Suplementar AMHS2, Figuras 40*). Desta forma, a especiação do fósforo no sedimento pode funcionar como um traçador indireto da presença do rejeito de minério de ferro no sedimento do ambiente marinho.

Em Abrolhos, os metais dissolvidos apresentaram concentrações similares ou menores aos encontrados no período pré-PMBA. É possível observar que as concentrações de elementos dissolvidos no setor de Abrolhos (Ni, As, Ba, Cr, Fe e Zn) apresentaram um aumento em no Ano 3 (*Material Suplementar AMHS4 e Material Suplementar AMHS3, Figura 1*). Contudo, no Ano 4 os níveis desses elementos voltam a decrescer, com exceção do Ba e Zn, que aumentaram significativamente mais para o período chuvoso. Em relação aos elementos no MPS, estes apresentaram concentrações médias maiores que o pré-PMBA, sendo que todos os elementos, exceto Hg, foram maiores no Ano 3, mantendo os níveis durante o Ano 4 (*Material Suplementar AMHS12 e Material Suplementar AMHS3, Figura 9*). Os elementos na fração sedimentar, de forma similar ao MPS, apresentaram concentrações superiores (Co, As, Ba, Fe, Al e Mn) nas campanhas do Ano 3 e mantendo os níveis durante o Ano 4.

Os setores Norte e Foz continuam a apresentar uma tendência de aumento das concentrações de quase todos os elementos nas frações particulada e sedimentar (exceto Cu e Hg) considerando todo o período do monitoramento. O setor APA/RVS apresentou variações similares, onde os elementos dissolvidos As, Ba, Co, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn apresentaram tendências semelhantes às observadas na Foz no Ano 3, com aumentos das frações dissolvida, particulada e sedimentar nos períodos chuvosos, durante campanhas de maiores vazões, e período seco, durante aumento da energia de ondas na plataforma continental. No entanto, o Ano 4 tem apresentado um decréscimo nas concentrações dos elementos dissolvidos (exceto para As, Cu, Ba e Mn, *Material Suplementar AMHS6 e Material Suplementar AMHS3, Figura 3*) e para os elementos na fração particulada (*Material Suplementar AMHS14 e Material Suplementar AMHS3, Figura 11*), mas ainda é observado níveis altos da concentração desses elementos na fração sedimentar em ambos os períodos (chuvoso e seco).

A partir da análise comparativa feita pela assinatura dos elementos terras raras dos valores de referência (rejeito de minério de Fundão, sedimento superficial da bacia do Rio Doce pré-Rompimento da Barragem e *background* de testemunhos na plataforma continental), os resultados da assinatura geoquímica dos elementos terras raras no MPS e no sedimento superficial marinhos no Ano 4 mostraram que há um material compatível com rejeitos de mineração apenas no sedimento do Setor Foz e na APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz em janeiro de 2022. Nas demais estações não é possível sugerir a presença de material de mineração pelos ETR.

Os dados referentes à concentração de compostos orgânicos nitrogenados (aminas), compilados até o Ano 4, apresentaram uma tendência de aumento em amostras de água de todos os setores. Este comportamento difere do registrado e descrito no RA2021. Os maiores registros, continuam a ser observados na Foz do Rio Doce, principalmente no setor Norte da foz, onde as concentrações apresentaram um aumento em relação ao Ano 3, atingindo o máximo de 7,43 µg/L (março/2022) (*Material Suplementar AMHS20, Figura 1*). Estes valores ainda são muito inferiores quando comparados ao período seco do Ano 1 (máximo de 88,61 µg L<sup>-1</sup>) e chuvoso do Ano 2 (outubro/2019 a fevereiro/2020), em que as concentrações atingiram níveis máximos de 47,19 µg L<sup>-1</sup> (compostos nitrogenados totais), registrados nos subsetores Central e Norte da Foz do Rio Doce. Sabe-se que a dispersão destes contaminantes, conforme já relatado, sofre forte influência do regime de chuvas e vazão do Rio Doce, bem como das forçantes meteoceanográficas. Comparando os resultados obtidos durante o Ano 4 com os dados das campanhas realizadas nos períodos chuvosos anteriores, verifica-se um perfil de constante redistribuição deste material, ainda alimentando e incrementando os níveis de concentração em boa parte dos setores monitorados. Tal comportamento, denota a presença ainda de um grande estoque deste material, que seja na calha do Rio ou agregados a uma lama fluida que pode ser constantemente ressuspensão para a coluna d'água a depender de mecanismos hidrodinâmicos e meteoceanográficos. Ainda que menores em comparação aos registros observados próximos à época do rompimento da barragem, os níveis de concentração remanescente destes compostos, também devemos ressaltar a recalcitrância destes contaminantes provenientes da lama de rejeito de minério de ferro, sendo ainda remobilizados e redistribuídos para o ambiente.

Quanto aos níveis de concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais detectados em amostras de água do setor Abrolhos, verificou-se durante o Ano 4, o mesmo perfil de concentração do período chuvoso do ano anterior, apresentando o máximo de 6,06 µg/L. Estes valores são muito inferiores quando comparados aos valores de concentração referentes ao período seco do Ano 3 neste setor, em que foram observados aumentos dos níveis alcançando o máximo de 70,52 µg/L. Ainda assim, não foram observadas diferenças significativas (Tukey,  $p \leq 0,001$ ) entre as campanhas chuvosas e secas ao longo de todo o período de monitoramento. Ainda neste relatório, diferente do relatado no RSE2021, onde foram observadas elevações nos níveis de concentração destes compostos no setor Norte (período seco, máximo de 1203,73 µg/L), durante o Ano 4 as concentrações tiveram uma diminuição expressiva, atingindo o máximo de 25,28 µg/L. Mesmo no período de chuva, os valores permaneceram inferiores aos detectados no mesmo período para o Ano 3 (chuvoso: máximo de 6,84 µg/L). Ainda assim, para este setor também não foram observadas diferenças significativas (Tukey,  $p \leq 0,001$ ) entre

as campanhas chuvosas e secas ao longo de todo o período de monitoramento. Para o setor APA Costa das Algas, durante o Ano 4 também foram observados aumentos nos níveis de concentração de hidrocarbonetos totais em relação ao Ano 3. O nível máximo detectado foi de 9,37 µg/L (média 3,15±3,25 µg/L). Não foram observadas diferenças significativas entre as campanhas (Tukey,  $p \leq 0,001$ ). Para as amostras coletadas em todos os setores da Foz do Rio Doce durante o Ano 4, as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais apresentaram uma redução significativa quando comparadas ao Ano 3 (*Material Suplementar AMHS20, Figura 2*). A concentração média durante o Ano 4 foi de 5,26 µg/L, sendo, portanto, muito inferior aos registros do Ano 3. Durante o período seco do Ano 3 (julho/2021) altas concentrações de hidrocarbonetos alifáticos também foram registradas no Setor Norte (666,28 µg/L). Durante este ano as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos totais apresentaram aumento tanto durante as campanhas do período chuvoso quanto para o período seco nos subsetores Foz Norte e Central. No subsetor Foz sul, este aumento foi apenas observado durante o período chuvoso. No Ano 2, devido à maior vazão durante o período chuvoso, observou-se a diminuição para os demais setores muito provavelmente por efeito de diluição. Nas campanhas realizadas no período de dezembro de 2020 a fevereiro de 2021, os níveis de concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais apresentaram aumento significativo atingindo máximos de concentração acima dos valores pretéritos, em especial no setor Foz do Rio Doce (769 µg/L - SD 03). Com relação à matriz sedimento, as concentrações de hidrocarbonetos alifáticos apresentaram o mesmo perfil de redução registrado no Ano 3, em todos os setores. No setor Foz as concentrações variaram de < LQ a 8,53 µg/L (média 0,99±1,42 µg/L) (*Material Suplementar AMHS20, Figura 3*).

Em relação aos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), as concentrações apresentaram um perfil de diminuição em todos os setores quando comparadas ao Ano 3. Na foz as concentrações de HPA totais variaram, durante o Ano 4, de 7,71 ng/L a 60,48 ng/L (média 15,44±8,63 ng/L) (*Material Suplementar AMHS20, Figura 4*). Apesar das coletas durante o Ano 4, até o momento, terem ocorrido durante o período chuvoso, estas não apresentaram valores tão elevados como os observados durante os anos anteriores, como vinha sendo observado no Ano 2. Neste período, as concentrações atingiram máximos de 331,58 ng/L (janeiro/2021), 325,46 ng/L (dezembro/2020) e 112,67 ng/L (fevereiro/2021) para os subsetores Foz Norte, Central e Sul, respectivamente. Nesse contexto, devemos inferir que outros mecanismos de dispersão além do regime de chuva e vazão do rio Doce, tais como as forçantes meteoceanográficas devem ser consideradas no entendimento do transporte e dispersão destes contaminantes.

Com relação à matriz sedimento, assim como observado para as amostras de água, as concentrações de HPA observadas durante o Ano 4, na maioria dos setores, se mantiveram inferiores quando comparadas aos valores anteriormente observados. As concentrações mais elevadas ocorreram nos pontos amostrais do setor Foz do Rio Doce (*Material Suplementar AMHS20, Figura 5*). Neste setor as concentrações mantêm o perfil de distribuição e concentração anteriormente registrados nas campanhas de período chuvoso, porém ainda inferiores aos observados durante o Ano 3 (RSE2021). As concentrações máximas novamente ultrapassaram os dados pretéritos, atingindo máximos de 627,76 ng/g (média 100,37±145,77 ng/g). Como descrito anteriormente (RSE2021), com base nestes

resultados e em comparação com os dados pretéritos, deve-se atentar quanto à importante contribuição continental advinda do Rio Doce, além da permanente disponibilização de material ainda presentes em sedimento de fundo, como observado a partir de áreas que podem ser elencadas como *hotspots*, onde condições físicas e geológicas favorecem ao acúmulo desse tipo de material.

As concentrações de esteróis em amostras de água também mantiveram a tendência de aumento observada, principalmente comparado durante os períodos chuvosos em todos os setores. No setor Norte a concentrações de esteróis totais referentes ao Ano 4 são superiores aos demais períodos chuvosos (Tukey,  $p < 0,001$ ). Para todos os setores da Foz, a mesma tendência de aumento foi observada em relação ao Ano 3 (*Material Suplementar AMHS20, Figura 6*). Foram registrados valores máximos de 18,89  $\mu\text{g/L}$  (média 8,61  $\mu\text{g/L} \pm 8,36 \mu\text{g/L}$ ). O aumento significativo observado deve-se, portanto, ao regime de chuvas e consequentemente de um maior aporte de material continental, em todos os setores monitorados. Quanto às concentrações em amostras de sedimento, observa-se uma diminuição das concentrações em todos os setores, quando comparadas aos demais períodos de monitoramento. Dentre os esteróis, observou-se uma maior contribuição relativa de colestanol, estigmastanol e b-sitosterol.

Em relação aos ácidos graxos totais (AGt), foram observados perfis de estabilidade nos níveis de concentração no setor APA Costa das Algas e diminuição no setor Norte. Os maiores níveis, com uma tendência de aumento em comparação ao Ano 3, foram identificados nos setores Abrolhos e Foz (Norte e Central). As concentrações máximas de AGt em água no setor Foz foram 181,62  $\mu\text{g/L}$  e 402,87  $\mu\text{g/L}$ , para os subsetores Foz Norte e Central, respectivamente (*Material Suplementar AMHS20, Figura 7*). Para sedimento, as concentrações apresentaram durante o período chuvoso, redução significativa em relação às campanhas anteriores, em todos os setores. Os maiores níveis de concentração foram determinados nos subsetores Foz Central e Foz Sul, alcançando níveis de 19,03  $\mu\text{g/g}$  e 14,72  $\mu\text{g/g}$ , respectivamente (*Material Suplementar AMHS20, Figura 8*). Estes valores são muito inferiores aos observados durante as campanhas do período chuvoso do Ano 3 que foram 72,95  $\mu\text{g/g}$  e 114,22  $\mu\text{g/g}$ , nos subsetores Foz Central e Foz Sul, respectivamente. A elevação dos níveis AGt em água durante o período chuvoso, anteriormente registrada durante o Ano 3 e com perfil similar no Ano 4, conforme já relatado pode ser resultante de um aumento da produtividade primária, seja através de macroalgas, fitoplâncton ou ainda de invertebrados marinhos como o zooplâncton (Hama e Handa, 1992). A presença dominante de AG de cadeia curta ( $C < 22$ ) e ácidos C16 e C18, além dos ácidos insaturados C16:1 e C18:1, são relacionados à matéria orgânica autóctone como principal fonte e de diatomáceas, cocolitoforídeos, cianofíceas e zooplâncton, sugerem um aumento de produtividade primária (Canuel, 2001; Demeriel, 2016; Harvey, 1994; Killops e Killops, 2005). Nesta perspectiva, estes incrementos nos níveis de AGt referentes à presença em especial dos compostos citados, verifica-se que as condições oceanográficas e meteorológicas interferem num maior aporte de nutrientes, aumentando a produtividade primária e posteriormente no aumento da concentração de AGt.

A análise do carbono orgânico dissolvido (COD) na água do mar mostrou uma variabilidade entre os setores amostrados. No Setor Abrolhos, por exemplo, o COD se manteve em concentrações baixas e

invariáveis no monitoramento até o momento (*Material Suplementar AMHS2, Figura 33*). No Setor Norte o COD aumenta nos períodos secos, com as maiores concentrações observadas no Ano 1 (22,06 mg/L, *Material Suplementar AMHS2, Figura 34*). O mesmo padrão é observado no Setor Foz, com aumento de COD nos períodos secos (*Material Suplementar AMHS2, Figura 35*). Já na APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz, as maiores concentrações de COD foram também observadas no período seco no Ano 1, porém houve redução nos valores no período seco do Ano 3 (*Material Suplementar AMHS2, Figura 36*). Há uma tendência na redução do COD no Ano 4 em todos os setores.

Com relação aos critérios estabelecidos para a qualidade da água, todos os níveis de nutrientes inorgânicos dissolvidos registrados ao longo do monitoramento ocorreram abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (*Material Suplementar AMHS21, Tabela 1*). Em comparação aos dados pretéritos, as condições mais marcantes ocorreram durante o período chuvoso do Ano 2 (aumento do aporte litogênico) e período seco do Ano 3 (ciclo biogênico após crescimento de diatomáceas) no setor Foz do Rio Doce, quando ocorreu o aumento significativo de silício. Para o período chuvoso do Ano 4 (novembro/2021 a março/2022), observou-se incremento de ortofosfato (83 % das amostras), nitrito (83 %) e silício (100 %) em relação aos dados pretéritos para o Setor Abrolhos; aumento de silício no Setor Norte (78 % das amostras); enquanto na Foz do Rio Doce, todos os nutrientes mostraram incremento em relação aos dados pretéritos, com maior destaque para silício (73 %) e nitrito (57 %). Essas condições refletem uma piora da qualidade da água em termos de nutrientes, quando comparadas ao período chuvoso do Ano 3, especialmente para silício e ortofosfato (*Material Suplementar AMHS21, Figura 1*).

Em termos de metais dissolvidos, as piores condições de qualidade da água ao longo de todo o monitoramento do PMBA (e.g. As, Co, Fe e Ni) ocorreram durante os períodos secos do Ano 1 e Ano 3. Essa degradação foi mais expressiva no Ano 1, especialmente nas campanhas com maior altura significativa das ondas (Hs) e possível associação aos eventos de ressuspensão de partículas finas/coloidais. Durante o período chuvoso do Ano 4 (novembro/2021 a março/2022), foi constatada uma melhora expressiva da qualidade da água para metais dissolvidos em relação aos períodos chuvosos anteriores, com apenas 6 % das amostras em níveis crônicos para Fe dissolvido no Setor Norte, 3 % para o Setor Foz do Rio Doce e 5 % na APA/RVS Costa das Algas (*Material Suplementar AMHS21, Tabela 4; Figura 4, Figura 8 e Figura 10*). Assim, observa-se uma tendência de decréscimo temporal do percentual de amostras acima de TEL/PEL para metais dissolvidos, especialmente nos períodos chuvosos. Apesar disso, não é possível afirmar uma melhora global do cenário para metais na coluna d'água, tendo em vista que as concentrações dos elementos na fração particulada continuam elevadas nessas condições. Entende-se, então, que tem ocorrido uma transferência de fases de metais que passaram a ocorrer predominantemente na fração particulada nos períodos chuvosos.

No que se refere aos HPAs, todos os compostos apresentaram concentrações em conformidade com a legislação vigente (CONAMA 357/2005) para as amostras de água durante o período chuvoso do Ano 4 (novembro/2021 a março/2022), o que também ocorreu para os anos anteriores. A degradação da qualidade para HPAs na coluna d'água ocorreu durante o período chuvoso do Ano 2 (outubro/2019

a março/2020), principalmente em função da ocorrência de níveis crônicos e agudos de benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno em todos os setores avaliados (Abrolhos, Norte, Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas) (*Material Suplementar AMHS21, Tabela 5*), sugerindo novos aportes continentais de HPAs em resposta aos eventos de inundação marcantes no Ano 2 (Longhini *et al.*, 2022).

No sedimento, o índice SQGq para metais mostrou o predomínio de condições moderadamente impactadas em todas as campanhas, com aumento da frequência de amostras nessa categoria principalmente nos períodos chuvosos do Ano 1 e Ano 3. No período chuvoso do Ano 4 (novembro/2021 a março/2022), constatou-se, novamente, elevada frequência de ocorrência de amostras classificadas como moderadamente impactadas para metais (33 % para o setor Abrolhos, 89 % para o setor Norte, 86 % na Foz do Rio Doce e 91 % na APA/RVS Costa das Algas) (*Material Suplementar AMHS21, Tabela 6; Figura 11, Figura 12; Figuras 15 a 19*). Considerando os dados pretéritos como critério de qualidade, a frequência de ocorrência de metais com concentrações superiores àquelas encontradas antes do rompimento da barragem foi inferior no período chuvoso do Ano 4, quando comparada ao período chuvoso do Ano 3 (*Material Suplementar AMHS21, Figura 20*). O período chuvoso do Ano 3 foi caracterizado pelas piores condições em termos de metais no sedimento, o que foi associado à presença de formas mais estáveis de Fe (III) amorfo ligado ao fósforo na matriz sedimentar. O índice SGQ-q para HPAs no sedimento mostrou condições não impactadas em todos os setores e campanhas realizadas no período chuvoso do Ano 4 (*Material Suplementar AMHS21, Tabela 7; Figura 13 e Figura 14*), conforme o que já vem sendo observado para os períodos chuvosos anteriores.

Como pode ser observado, após o rompimento da barragem, o ambiente marinho sofreu uma fertilização em relação aos nutrientes e metais, que, segundo o Tema **Fitoplâncton**, favoreceu o aumento da biomassa (em termos de clorofila-a) e da densidade numérica do fitoplâncton (Dias Junior *et al.*, 2017). A comunidade fitoplanctônica, que antes era típica de ambiente oligotrófico (Brandini., 1997; Tenenbaum *et al.*, 2006; CEPEMAR, 2010; Bandeira, 2016; Penha, 2017), apresentou redução da diversidade e número de espécies na área monitorada, com desaparecimento de espécies marinhas e o favorecimento de espécies oportunistas (< 20 µm) imediatamente após a chegada do rejeito (impacto agudo). Ademais, grupos específicos como as diatomáceas penadas, dinoflagelados e as haptofíceas - especificamente os cocolitoforídeos - deixaram de aparecer no ambiente por causa da mudança na estrutura da comunidade fitoplanctônica (Dias Junior *et al.*, 2017, páginas 230 e 231, Figuras 9 a 12) devido ao aporte de material particulado em suspensão, aumento de turbidez, e redução da luminosidade descritos para o local (Bastos *et al.*, 2017). Logo após a chegada do rejeito na foz do Rio Doce e suas áreas adjacentes, as altas densidades e os altos valores de biomassa não se sustentaram e, conseqüentemente, ocorreu a senescência celular e o declínio e comprometimento da saúde fisiológica do fitoplâncton, uma vez que se registrou aumento dos feopigmentos e redução da clorofila ativa (%), chegando a completa senescência em algumas amostras (clorofila ativa zerada) na fase de impacto agudo (Dias Junior *et al.*, 2017, páginas 226 e 227, Figuras 1 a 4; páginas 234 a 238, Figuras 17 a 21, 24 e 25; RRDM/RT-19F, 2019, página 65, Figura 46).

De forma geral, observa-se que os eventos de alta vazão do Rio Doce ou de ressuspensão do sedimento estuarino e marinho criaram ciclos de oscilação da saúde fisiológica da comunidade fitoplanctônica, culminando na variação no estágio de sucessão ecológica com a predominância de organismos mais resistentes e adaptáveis às condições adversas, porém com maior diversidade específica que no impacto agudo. Nota-se uma sutil recuperação da fração microfitoplanctônica (> 20 µm) e das diatomáceas, que foram retornando aos poucos e voltando a ter representatividade na densidade total e composição fitoplanctônica ao longo do pré-PMBA/Fest e do próprio PMBA/Fest. Em contrapartida, dinoflagelados e cocolitoforídeos passaram a apresentar uma reduzida proporção e reduzida frequência de ocorrência na comunidade fitoplanctônica (Dias Junior et al., 2017, páginas 228 e 229, Figuras 5 a 8; páginas 230 a 231, Figuras 9 a 12; RRDM/RT-01, 2018; RT-19F/RRDM, 2019; RRDM/RT-36D, 2020).

Durante o PMBA/Fest observou-se a contribuição do material transportado para a foz do Rio Doce por meio da atenuação da radiação fotossinteticamente ativa (RFA), pois os maiores valores do coeficiente de atenuação da luz ( $K_d$ -RFA) foram observados nesta região (média na foz central = 0,325); há também a contribuição da ressuspensão de sedimentos junto ao fundo que pode colaborar com a atenuação luminosa em períodos de baixa vazão do rio Doce. Os episódios de altas vazões, como eventos de inundação, parecem diluir as propriedades que alteram o  $K_d$ -RFA, aumentando a área de abrangência da pluma (RRDM/RT-36D, 2020). Os valores de  $K_d$  -RFA apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os três anos monitorados, com aumento entre os anos 2 e 3. Essas variações na atenuação da RFA podem ser um dos fatores responsáveis por determinados cenários observados na composição do fitoplâncton, como a ausência do grupo Haptophytas e o favorecimento das cianobactérias em determinados momentos, uma vez que a luz é fator preponderante e seletivo na comunidade fitoplanctônica; e devido às peculiaridades e adaptações desses grupos de organismos à sua influência e as novas condições ambientais (Ehling-Schulz; Scherer, 1999; Dickey; Falkowski, 2002; Larkum; Kühl, 2005; Zhang *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2019; Bižić *et al.*, 2020).

Ao longo dos quatro anos de monitoramento do PMBA/Fest, as alterações deletérias sobre a comunidade fitoplanctônica foram maiores nas estações próximas ao setor Foz do Rio Doce; mas se apresentaram para todas as regiões estudadas, reduzindo em magnitude à medida em que se afastavam da foz do Rio Doce. Os subsetores Foz Sul e Foz Norte do Rio Doce demonstraram ser afetados de igual modo em função da sua proximidade com a região da Foz Central, estando sob a influência da pluma do Rio Doce. Nos subsetores Foz Sul e Foz Norte do Rio Doce, assim como o da Foz Central, as densidades continuam altas no Ano 4 (*Material Suplementar AMFS2, Figuras 1, 14, 27, 52*) quando comparadas aos dados pretéritos e da literatura (Bandeira, 2016; Penha, 2017). As diatomáceas que se tornaram mais expressivas no período chuvoso do Ano 3, apresentaram menores contribuições no período seco deste mesmo ano e no Ano 4. No subsetor Foz central não foi observado um padrão na evolução temporal evidente para a clorofila-a, porém existe um padrão espacial de concentrações de pigmentos maiores nas estações próximas à desembocadura do Rio Doce, diminuindo com o afastamento da costa foi observado (RRDM/RT-19F, 2019; RRDM/RT-36D, 2020; RRDM, 2021).

No Ano 3, ocorreram os maiores picos de densidade numérica nos subsetores Foz Norte e Foz Sul do Rio Doce, seguida de diminuição no período chuvoso do Ano 4. Já o setor Abrolhos apresentou o maior pico de densidade na superfície da coluna d'água do período chuvoso do Ano 1 e nas amostras de fundo do período seco do Ano 3, sendo as densidades do Ano 4 uma das mais baixas do PMBA/Fest. As densidades do Setor Norte não apresentaram diferenças ao longo dos quatro anos de monitoramento, embora a região receba uma dispersão de sedimentos da pluma do Rio Doce. No Setor APA Costa das Algas, de maneira geral, as amostras de superfície localizadas nas estações de maiores profundidades exibiram os picos com maior densidade numérica em períodos secos durante os Anos 1 e 3, especialmente em abril de 2021, com redução na densidade no Ano 4. Nas amostras de fundo do setor APA Costa das Algas, por outro lado, o padrão se repete para o Ano 3 e Ano 1 onde também houve estações que apresentaram maiores densidades no período chuvoso. Esse padrão, contudo, não foi observado no período chuvoso do Ano 4.

Em relação aos pigmentos fotossintéticos, os maiores picos de pigmentos foram reportados nos três subsetores da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar AMFS2, Figuras 28 e 29*). Foram observadas no Ano 4 diminuições nos feopigmentos em todos os setores, refletindo no aumento da clorofila ativa e melhora na saúde fisiológica do fitoplâncton (*Material Suplementar AMFS2, Figuras 3, 4, 16, 17, 29, 30, 54 e 55*). Ainda, com relação a clorofila-a no Ano 4 (*Material Suplementar AMFS2, Figuras 2, 15, 28, 53*), o Setor Abrolhos apresentou queda na concentração do pigmento em comparação ao período seco do Ano 3, mas ainda com valores mais altos do que os demais períodos chuvosos. Foram observados no setor Norte, padrões sazonais da clorofila-a com menor variabilidade ao longo do tempo. Na Foz Norte e na Foz Central foram observados valores próximos ao valores pré-rompimento, e tendência de aumento de biomassa no setor Foz Sul, com valores maiores do que aqueles registrados antes do rompimento. No setor APA Costa das Algas não foram observadas mudanças significativas. Após diminuição dos valores da saúde fisiológica do fitoplâncton no período seco do Ano 3, houve expressivo aumento da clorofila ativa em todos os setores. Para o Ano 4, existe uma tendência à estabilidade em Abrolhos da eficiência fotossintética, uma tendência à diminuição no setor Norte, Foz (Norte, Central e Sul) e APA Costa das Algas. De forma geral, não foram observadas variações sazonais evidentes para a variável.

Em termos de composição quantitativa, as cianobactérias mixotróficas *Synechococcus* spp. e *Synechocystis* spp., bem como as algas verdes unicelulares da fração nanofitoplanctônica (até 20 µm) prevaleceram com destacáveis densidades (*Material Suplementar AMFS2, Figuras 10, 11, 23, 24, 40, 41, 61 e 62*), semelhante ao que foi observado nos Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest em todos os Setores (RRDM/RT-19F, 2019;RRDM/RT-36D, 2020b) e continuam sendo os organismos mais abundantes e frequentes desde o início do PMBA/Fest em todos os setores. Tais grupos oportunistas multiplicam-se rapidamente e são mais resistentes e adaptáveis às instabilidades ambientais (naturais e/ou antropogênicas); em contraposição às espécies frágeis, como os cocolitoforídeos (Filo Haptophyta). Após um aumento da contribuição das diatomáceas no Ano 3, houve uma diminuição da representatividade na densidade total do fitoplâncton. Porém, observou-se o aumento da representatividade das algas verdes em todos os setores, exceto em Abrolhos. Apesar da densidade

total não apresentar diferenças relevantes ao longo do tempo, observou-se tendência de aumento do número de táxons nos setores Abrolhos e Foz Sul (*Material Suplementar AMFS2, Figuras 13, 26, 49-51,64*). Contudo, para os demais setores parece não haver mudanças de tendência em relação ao Ano 3.

Ademais, as cianobactérias também contribuíram com expressividade na lista florística, porém em menor proporção que os grupos supramencionados ou alternando com os grupos de algas verdes. Cianobactérias filamentosas do gênero *Trichodesmium* spp. foram frequentes e observadas em todos os setores, tanto como um organismo individual quanto em tufo. As cianobactérias cocóides e clorofíceas supracitadas continuam sendo os organismos mais frequentes desde o início do PMBA/Fest, principalmente nos setores Foz do Rio Doce, Abrolhos e APA Costa das Algas (*Material Suplementar AMFS2, Figuras 8, 9, 21, 22, 34-39, 59 e 60, Tabela 1*).

A análise dos índices de qualidade ambiental para o fitoplâncton (RRDM, 2021; Figura 39; *Material Suplementar AMFS2, Figura 65*) sugere que os setores apresentam uma comunidade moderada a altamente impactada em todos os setores. Apesar disso, pode-se ver melhora nas condições ambientais em todos os setores. Nos setores Abrolhos, Norte e Foz, para o Ano 3, mais de 50% das amostras indicavam no Ano 3 condições Altamente Impactadas, e para o setor APA Costa das Algas esses valores eram um pouco menores. No Ano 4, considerando apenas o período chuvoso, a quantidade de resultados indicando condições Altamente Impactadas reduziram a menos de 50% nos setores APA Costa das Algas, Foz e Norte, enquanto foram observadas apenas condições de Moderadamente Impactadas no setor Abrolhos. Em relação à evolução temporal, pode-se observar melhora nas condições ambientais em relação ao observado no Ano 1.

Para o **Zooplâncton**, durante os três primeiros anos de monitoramento, foi identificada uma sazonalidade nos padrões da comunidade zooplancônica a partir dos bioindicadores de impacto analisados. Foram utilizados os Índices Ecológicos: diversidade de Shannon, Equitabilidade de Pielou e Riqueza de Margalef (Davari *et al.*, 2011; Johnston & Roberts, 2009; Qinghong, 1995), além da dinâmica populacional de *Paracalanus* cf *parvus*, *Oikopleura* spp. e *Penilia avirostris*. Todos os bioindicadores foram selecionados a partir de embasamento bibliográfico, considerando a sua aplicação e eficácia em estudos de diagnóstico ambiental (Benedetti *et al.*, 2016; Campos *et al.*, 2017; Uttah *et al.*, 2013).

A partir destes indicadores foi possível investigar os impactos causados pelas duas principais forçantes capazes de disponibilizar o conteúdo do rejeito de mineração na coluna d'água da região costeira adjacente a foz do Rio Doce: o aumento na taxa de vazão do rio e a maior energia de ondas, que são responsáveis respectivamente por carrear até a costa o material depositado na calha do rio (Lee *et al.*, 2016) e ressuspender o material acumulado no leito marinho (Longhini *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2021).

Neste contexto, com os resultados obtidos através da série temporal do PMBA/Fest, considerada de média escala (Teixeira-Amaral *et al.*, 2017), foi possível inferir que a comunidade zooplancônica amostrada apresentou indícios de maior impacto nos meses de alta vazão, quando o aporte de material

advindo da calha do Rio Doce é mais elevado. Esses meses também foram correlacionados aos momentos de maior concentração de metais totais na água (Rocha *et al.*, 2022; RRDM, 2022).

Para o presente relatório buscou-se avaliar se houve a manutenção dos padrões acima destacados e abordar, de forma complementar, a evolução do ambiente monitorado e como a dinâmica meteoceanográfica pode afetar os padrões de biodisponibilização dos elementos e, consequentemente, seus efeitos na comunidade biológica.

Durante o período analisado (outubro de 2018 a janeiro de 2022), a comunidade zooplanctônica amostrada na área compreendida pelo PMBA apresentou variação temporal e espacial de acordo com as características de cada campanha e setor amostral (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 1*). Especificamente na região que recebe influência direta do Rio Doce (Setor Foz) a comunidade também respondeu de maneira distinta aos efeitos do ciclo sazonal de períodos secos e chuvosos em cada subsetor analisado (central, norte e sul).

No subsetor central da Foz do Rio Doce, a comunidade zooplanctônica foi significativamente diferente entre as campanhas dos dois períodos analisados (chuvoso e seco; *Material Suplementar AMZS2, Tabela 1*). Ao longo do período chuvoso a composição da comunidade demonstrou acentuada variação entre os pontos amostrais próximos à costa, com menor profundidade, e os pontos mais externos, com profundidades acima de 30m (*Material Suplementar AMZS3, Figura 1*). Entretanto, não foi observado um padrão evidente de variação entre as campanhas de período chuvoso, com destaque apenas para o agrupamento referente à janeiro de 2019 – Ano 1 (*Material Suplementar AMZS3, Figura 1*). Esta campanha permaneceu com os menores valores médios para os índices de diversidade e os maiores valores médios para a abundância de organismos (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 2; Material Suplementar AMZS3, Figura 2*). Todos os índices de diversidade apresentaram diferenças significativas entre as campanhas do período chuvoso (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 2 e Tabela 3*) no subsetor central da Foz do Rio Doce, indicando que a comunidade está sujeita às perturbações associadas ao aumento do fluxo do Rio Doce. Por outro lado, as campanhas do período seco apresentaram índices de diversidade mais estáveis, com diferenças significativas apenas para o Índice de Shannon (H') e destaque para a campanha de julho de 2021 (Ano 3) com o maior valor médio (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 4; Material Suplementar AMZS3, Figura 2*).

No período seco, a comunidade amostrada no transecto central apresentou padrão de variação associado ao período do ano. As campanhas de abril (de 2019 e 2021), que correspondem ao início do período seco, foram agrupadas separadamente às campanhas de julho (de 2019 e 2021), quando os baixos níveis de vazão já se estendiam há pelo menos 3 meses (*Material Suplementar AMZS3, Figura 1*). Em contraste com as tendências observadas anteriormente, a comunidade de janeiro de 2022 (Ano 4), apresentou índices de diversidade e abundância similares aos encontrados nas campanhas de vazão mais baixa (*Material Suplementar AMZS3, Figura 2*), indicando que o aumento no fluxo de vazão do rio pode não ter representado a principal força de variação neste subsetor. Padrão semelhante foi observado na campanha Emergencial 1 (janeiro/2022-2), quando ocorreu um aumento repentino na

vazão, mas a comunidade zooplanctônica não apresentou variações significativas em relação à campanha anterior (janeiro/2020).

No subsetor norte da Foz do Rio Doce, diferenças significativas na composição da comunidade também foram observadas entre todas as campanhas de ambos os períodos analisados (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 1*). Com relação à variação espacial, as amostras não exibiram padrão de distribuição evidente em relação à profundidade e distância da costa (*Material Suplementar AMZS3, Figura 3*), como foi observado nas campanhas de período chuvoso dos subsetores central e sul. A comunidade amostrada neste período no subsetor norte apresentou baixo percentual de variação explicada pelo modelo, ao passo que as campanhas de período seco exibiram maior variabilidade temporal e espacial (*Material Suplementar AMZS3, Figura 3*). Ainda assim, todos os índices ecológicos apresentaram diferenças significativas entre campanhas chuvosas (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 2 e Tabela 5*), sendo que as comunidades de janeiro do Ano 2 (janeiro/2020 e janeiro/2020-2) e do Ano 4 (janeiro/2022) exibiram maiores médias para os valores de Shannon, Pielou e Margalef (*Material Suplementar AMZS3, Figura 4*).

No período seco do subsetor norte, as campanhas de julho (Ano 1 e 3) e abril de 2019 (Ano 1) apresentaram maior variabilidade entre amostras, com diferenças significativas detectadas para densidade de organismos, diversidade de Shannon ( $H'$ ) e a riqueza de Margalef ( $d$ ) (*Material Suplementar AMZS3, Figura 4*). O teste *post-hoc* Tukey (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 4*) mostrou que essas diferenças foram concentradas principalmente na campanha de julho de 2021 (Ano 3), que apresentou maiores valores para os índices ecológicos e menores valores de densidade quando comparada às demais campanhas de baixa vazão.

No subsetor sul da Foz do Rio Doce, a comunidade zooplanctônica dos períodos chuvosos apresentou novamente baixa variabilidade temporal em comparação às campanhas do período seco (*Material Suplementar AMZS3, Figura 5*). Por outro lado, a distribuição espacial da comunidade durante o período chuvoso demonstra clara distinção entre os pontos próximos à costa e os pontos de maior profundidade ( $>30\text{m}$ ), padrão este pouco evidente nas campanhas de período seco (*AMZS3, Figura 5*). No geral, não foram registradas variações significativas na estrutura das comunidades amostradas no início do período chuvoso (outubro/2018 e novembro/2019, respectivamente Anos 1 e 2) e nas comunidades de janeiro de 2020 e 2021 (Anos 2 e 3), ao passo que as campanhas Emergencial 1 (janeiro/2020-2, Ano 2) e janeiro de 2022 (Ano 4) variaram significativamente das demais (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 1*).

Todos os índices ecológicos neste subsetor exibiram diferenças significativas entre as campanhas de período chuvoso (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 2*), sendo que os valores de riqueza, equitabilidade e diversidade foram geralmente maiores nas campanhas realizadas em janeiro de 2020 (janeiro/2020 e janeiro/2020-2) e menores em janeiro de 2021 (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 6; Material Suplementar AMZS3, Figura 6*). Com relação à densidade de organismos, diferenças significativas foram detectadas entre as campanhas de período chuvoso com valores maiores

registrados em Janeiro de 2019 (Ano 1). No período chuvoso (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 2*), todos os índices ecológicos variaram significativamente entre as campanhas, tendo a campanha de janeiro de 2019 (Ano 1) apresentado os maiores valores médios para a densidade de organismos, enquanto os índices ecológicos apresentaram, de forma geral, maiores valores nas duas campanhas realizadas em janeiro de 2020 e menores valores na campanha de janeiro de 2021 (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 6*). Na campanha de janeiro de 2022 (Ano 4), os índices ecológicos aplicados apresentaram valores intermediários.

No período seco, nestes ao sul da Foz, a estrutura das comunidades em abril (2019 e 2021) apresentou novamente variação em relação às campanhas de julho (2019 e 2021). Diferenças significativas entre densidade de organismos e riqueza de Margalef também foram observadas entre as campanhas de período seco no subsetor Sul (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 2; Material Suplementar AMZS3, Figura 6*). Os valores médios desses índices foram maiores nas comunidades de julho de 2019 e 2021 (Anos 2 e 3) (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 4*); ao passo que as campanhas de abril, cujos fluxos de vazão foram maiores em comparação a julho, apresentaram valores mais baixos para riqueza e mais altos para densidade de organismos (*Material Suplementar AMZS3, Figura 6*).

A análise da comunidade zooplancônica amostrada nos demais setores compreendidos pelo PMBA/Fest (APA e Norte) revelaram resultados complementares aos encontrados no setor Foz. No setor APA, as campanhas amostrais exibiram efeitos significativos de dispersão entre os pontos nos períodos seco e chuvoso, inviabilizando a identificação de um padrão de variação temporal (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 1*). Entretanto, no período chuvoso, os menores índices de diversidade estiveram associados à campanha de janeiro de 2021 (Ano 3), quando houve um aporte de material proveniente do Rio Doce acima da média em relação às demais campanhas do mesmo período, com exceção da campanha de janeiro de 2022 (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 7 e Tabela 8; Material Suplementar AMZS3, Figura 7*). Esse padrão pode estar relacionado ao deslocamento predominante da pluma do Rio Doce para Sul nos momentos de alta vazão, como já observado anteriormente (Quaresma *et al.*, 2015; RRDM, 2021; 2022).

As campanhas de período seco na APA apresentaram maior percentual de variação explicada pelo modelo (*Material Suplementar AMZS3, Figura 8*), sendo possível observar também uma variação nos índices de diversidade, com maiores valores médios registrados especialmente nas campanhas de julho e abril de 2021 (Ano 3; *Material Suplementar AMZS2, Tabela 7; Material Suplementar AMZS3, Figura 7*). Este resultado reforça que nesse período, associado aos menores valores de vazão, há menos distúrbios na comunidade diretamente relacionados ao aporte de material proveniente do Rio Doce.

Já nos pontos do setor Norte, é possível observar uma menor influência da pluma do Rio Doce na composição da comunidade e nos valores dos índices ecológicos aplicados, já que estes apresentaram variação muito menor durante o período amostral (tanto no período seco quanto no chuvoso) quando comparados aos demais setores (*Material Suplementar AMZS2, Tabela 8 a Tabela 10; Material*

Suplementar AMZS3, Figura 9 e Figura 10). Os valores médios dos índices aplicados neste setor foram inferiores aos setores Foz e APA, como já vem sendo demonstrado nos relatórios anteriores. Entretanto, esses valores não parecem estar diretamente relacionados com a pluma do Rio e sim às características inerentes a este setor que compreende os pontos mais distantes da Foz do Rio; algumas dessas características incluem, por exemplo, a influência dos rios São Mateus e Itaúnas que se situam próximo à área amostrada e também a remobilização do sedimento de fundo devido à ação das ondas nas isóbatas mais rasas (RRDM, 2022).

Analisando as espécies consideradas indicadoras de distúrbio na área de estudo, também foram observadas algumas tendências de acordo com os períodos seco e chuvoso, e, consequentemente, com a queda e aumento da vazão do Rio Doce. Uma dessas espécies é o cladóceros *Penilia avirostris*. Os Cladocera são organismos filtradores, que apresentam grande sensibilidade às condições de alta turbidez (García-García *et al.*, 2006; Jönsson *et al.*, 2011). Não obstante, a espécie *P. avirostris* apresenta sensibilidade a distúrbios ambientais como o aporte excessivo de partículas inorgânicas (Venkataramana *et al.*, 2017). Além disso, estes organismos possuem aparição sazonal no plâncton e seu período reprodutivo ocorre entre janeiro e abril (Atienza *et al.*, 2007, 2008; Lipej *et al.*, 1997; Miyashita *et al.*, 2010). Em janeiro de 2019, Ano 1, o início do período reprodutivo da espécie fica evidenciado nos setores APA e Norte (Material Suplementar AMZS3, Figura 11), onde foi a espécie mais abundante, apresentando AR% entre 10 e 20 % aproximadamente. No setor Foz, entretanto, a espécie não esteve presente neste mesmo período, o que indica um ambiente hostil à sua presença (Material Suplementar AMZS3, Figura 11).

Ainda no setor Foz, é importante destacar que esta espécie foi identificada apenas durante as campanhas do período seco, quando a vazão do Rio Doce apresentou os menores valores médios dentro do monitoramento; no período chuvoso, que deveria ser seu período reprodutivo, a espécie esteve virtualmente ausente no Setor Foz ( $AR\% < 0,1$ ), o que reforça sua sensibilidade em relação à entrada de material proveniente da calha do rio. De forma complementar, o pico de abundância dessa espécie encontrado no subsetor norte, campanha de abril de 2021 (Material Suplementar AMZS3, Figura 11), possivelmente está relacionado ao deslocamento da pluma do rio para o Sul.

Também destacadas no monitoramento, enquanto indicadoras de distúrbio, as espécies de tunicados do gênero *Oikopleura* possuem uma estratégia alimentar que possibilita a rejeição de partículas de alimento durante a ingestão, sendo capazes de diferenciar as partículas por tamanho e valor nutricional, o que permite a continuidade da ação alimentar mesmo em ambientes adversos (Lombard *et al.*, 2011; Bollens e Landry, 2000). Para esse estudo, os tunicados foram representados pelas espécies *Oikopleura longicauda*, *Oikopleura intermedia*, *Oikopleura fusiformis*, *Oikopleura dioica* e por seus respectivos indivíduos juvenis. Nota-se que este gênero também vem respondendo às variações de fluxo observados durante todo o período de monitoramento. Em geral, os três setores estudados (APA, Foz e Norte) apresentaram abundâncias relativas similares entre si, tanto no período seco quanto no chuvoso, estando a variação de abundância relativa do grupo diretamente relacionada ao aumento ou queda de vazão do Rio durante praticamente todo o período amostral (Material Suplementar AMZS3,

Figura 12). Dentro da Foz do Rio Doce, setor onde esse gênero apresentou os maiores valores de densidade de organismos, podem ser observados maiores valores de abundância relativa nos subsetores central e norte. O pico de representatividade do grupo ocorreu, nesses subsetores, durante a campanha Emergencial 1 (janeiro/2020-2), quando foi registrado elevado fluxo do Rio Doce.

A espécie de Copepoda *Paracalanus cf. parvus* também representa suma importância na composição da comunidade em todas as campanhas do monitoramento. Esse gênero inclui espécies de hábito alimentar generalista e tolerante a altos níveis de poluição, turbidez e sólidos em suspensão (Béjaoui *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2013; Shi *et al.*, 2017). A dinâmica populacional dessa espécie, abundantemente encontrada, têm apresentado resultados que demonstram sua importância enquanto bioindicadora dos efeitos do aporte de material no Rio Doce, principalmente na região da Foz. A variação na proporção de copepoditos de Paracalanidae na dinâmica da comunidade demonstra relação direta com fluxo do Rio Doce, uma vez que elevadas densidades de copepoditos foram registrados nas campanhas de período chuvoso (*Material Suplementar AMZS3, Figura 13*).

As campanhas onde os indivíduos adultos apresentaram maior densidade encontram-se em sua maioria no período seco, com exceção da campanha de novembro de 2019, que compreende o início do período chuvoso e, por conta disso, apresenta baixos níveis de vazão. As campanhas de janeiro de 2019, 2020 e 2021, no período chuvoso, foram quando a diferença dessa proporção mostrou-se mais acentuada, mostrando maior dominância dos copepoditos em relação aos adultos da espécie. Também é interessante observar que no subsetor sul da Foz, durante o período chuvoso, foi onde estiveram os picos de densidade de copepoditos em comparação com os subsetores central e norte (*Material Suplementar AMZS3, Figura 13*). Esse padrão corresponde ao efeito já observado de deslocamento da pluma do Rio em direção aos pontos do sul, e sugere uma comunidade mais fragilizada já que em regiões sob distúrbios ambientais, sobretudo de origem antrópica, esses copépodes tendem a compensar a alta mortalidade através de uma reprodução contínua e taxa de crescimento rápida, o que resulta em uma comunidade abundante em formas juvenis (Turner, 2004; Chew; Chong, 2015).

De acordo com a análise de correspondência canônica, a ordenação da comunidade zooplancônica do setor Foz apresentou correlação significativa com os dados de concentração de metais totais na água durante o período de estudo (*Material Suplementar AMZS3, Figura 14;  $p < 0,05$* ). As maiores correlações foram observadas para os elementos As, Fe, Ni, Cd, Cr, Cu, Pb e Hg (CAP;  $r > 0,3$ ). De forma geral, as comunidades amostradas nas campanhas de julho dos Anos 1 e 3 (2019 e 2021), que correspondem ao período em que o fluxo do rio alcança baixos níveis de vazão, foram negativamente associadas aos valores de concentração de metais, com exceção dos elementos Ar e Co (*Material Suplementar AMZS3, Figura 14*). No início do período chuvoso (outubro/2018 e novembro/2019), quando os níveis de vazão do rio ainda não atingiram valores expressivos, também foram associadas às menores concentrações de metais totais na água. Já a campanha de abril de 2019, realizada após a passagem do ciclone IBA na costa do Espírito Santo, e que corresponde ao início do período de baixa vazão do Ano 1, foi associada à concentração dos elementos Fe, Cd e Pb. Os demais elementos

apresentaram concentrações majoritariamente associadas às campanhas de alta vazão, particularmente janeiro de 2019 e 2021.

Com relação à composição e distribuição taxonômica no setor Foz, a análise canônica apresenta resultados complementares aos encontrados nas análises das espécies indicadoras. As campanhas associadas às maiores concentrações de metais totais (período chuvoso) foram caracterizadas por altas densidades de juvenis de Paracalanidae, do copépode *Temora stylifera* e do tunicado *Oikopleura longicauda* (Material Suplementar AMZS3, Figura 14). Por outro lado, as campanhas do período seco foram caracterizadas pela predominância do copépode *Temora turbinata* e por baixas densidades de juvenis de Paracalanidae, especialmente nas campanhas de julho de 2019 e 2021. Já as campanhas de abril de 2019 e 2021 foram caracterizadas pela densidade expressiva do cladocero *Penilia avirostris*, padrão esse já esperado com base no seu ciclo reprodutivo.

A partir desses resultados foi observado que, além das espécies já consideradas indicadoras de impacto, o copépode *T. turbinata* também foi característico das campanhas de período chuvoso. Com isso, observa-se o potencial dessa espécie como bioindicadora, uma vez que se mostra resistente às condições ambientais onde há maior perturbação. Além de ser amplamente distribuída ao longo da costa, *T. turbinata* tem grande potencial de tolerância à poluição e a variações de salinidade e temperatura em águas continentais (Bradford, 1977; Ara, 2002). Fang *et al.* (2006) apontam a relação direta entre maiores concentrações de metais (Fe, Mn, Pb, e Cu) em locais de emissários, com a maior ocorrência dessa espécie.

Outro aspecto interessante é que *T. turbinata* compete com *T. stylifera* e, quando em situações de co-ocorrência, acaba por deslocar essa última em direção a *off-shore*, ou para áreas onde as condições de temperatura e salinidade sejam mais estáveis, já que *T. stylifera* apresenta menor tolerância à grandes alterações dessas variáveis (Campos *et al.*, 2017). Esse padrão esse já foi constatado por Conceição *et al.* (2021b), onde *T. turbinata* foi mais abundante e frequente numa área sob influência direta de descarga de um emissário submarino, em pontos mais próximos à costa, e *T. stylifera* em áreas com condições mais estáveis de salinidade e temperatura, associadas à Água Tropical.

Estando evidenciado os padrões de influência da vazão do Rio Doce na composição e distribuição da comunidade zooplancônica na série temporal do PMBA/Fest, é imprescindível também considerar que a área de estudo se trata naturalmente de um ambiente dinâmico e altamente suscetível a outras forças. Mesmo sendo difícil mensurar o efeito desses elementos na comunidade biológica como um todo, é possível inferir que as mudanças observadas em determinados padrões já observados estejam direta e indiretamente relacionadas com tais eventos, como por exemplo frentes frias, ciclones tropicais, águas de ressurgência, dentre outros.

Um exemplo a ser considerado é a passagem do ciclone IBA, que ocorreu em 25 de março de 2019 na porção marinha localizada em frente à costa do estado do Espírito Santo (INMET, 2019). A ocorrência desse fenômeno provocou a atuação de ventos com velocidades superiores a 80 km/h na costa do

estado, os quais podem ter provocado a ressuspensão de sedimentos marinhos que poderiam ser capazes de afetar a comunidade zooplancônica na campanha realizada em abril de 2019.

Outro elemento importante a ser destacado em algumas campanhas do monitoramento é a presença bem marcada da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) que chega à superfície através de eventos de ressurgência costeira nos meses de verão (Bastos *et al.*, 2017). Em locais onde a ACAS ocorre é comum que haja maior disponibilidade de nutrientes e consequente aumento da produtividade, o que pode levar a mudanças nos padrões de dinâmica e estruturação das comunidades (Dias *et al.*, 2010). No caso da Foz do Rio Doce, Fernandes *et al.* (2020) e Conceição *et al.* (2021) registraram um padrão semelhante aos resultados encontrados no presente relatório, onde o aumento dos índices ecológicos estiveram associados à presença da ACAS, mesmo em eventos de maior vazão sob influência direta da pluma. Portanto, é possível inferir que momentos de ressurgência tendem a melhorar as condições ambientais para o zooplâncton.

Na campanha realizada em janeiro de 2022, quando foi registrado o pico de vazão de todo o monitoramento, era esperado que houvesse uma queda acentuada nos índices de diversidade e maiores mudanças na estrutura da comunidade, o que não foi observado. Tal resultado pode estar relacionado à biodisponibilidade dos metais presentes no ambiente durante a coleta que, mesmo não tendo mostrado redução em sua concentração total, estavam predominantemente em sua fração particulada inorgânica, portanto menos assimiláveis pelo zooplâncton (Rejomon *et al.*, 2010; Chen *et al.*, 2000). Além disso, deve-se levar em consideração a presença da ACAS, comum aos meses de verão (Bastos, 2017). Essa massa de água pode estar relacionada com a melhoria das condições ambientais, favorecendo a comunidade zooplancônica.

Por fim, vale também ressaltar que a interrupção das atividades de campo no ano de 2020, durante a pandemia de COVID-2019, representa uma lacuna amostral prejudicial na observação dos padrões observados e na evolução do ambiente, principalmente para as campanhas do período seco. Espera-se que a continuidade do monitoramento e a integração dos resultados das próximas campanhas, realizadas em abril e julho de 2022, ajudem a complementar as tendências observadas e permitam a realização de inferências ainda mais precisas sobre os impactos do rompimento da barragem na comunidade zooplancônica da foz do Rio Doce e suas adjacências.

Para o **Ictioplâncton**, as abundâncias foram baixas ( $< 100$  indivíduos. $100\text{ m}^{-3}$ ) durante o Ano 1, Ano 2, Ano 3 e Ano 4 do monitoramento, nas amostras coletadas na superfície e na coluna de água. Foram registrados picos de ovos de peixes ao longo dos quatro anos de estudo, na superfície (*Material Suplementar AMIS2*) e na coluna de água (*Material Suplementar AMIS3*), indicando a ocorrência de desova pontuais na área de estudo. Aproximadamente, 47% das abundâncias de ovos observadas na superfície (*Material Suplementar AMIS2*) e 87% registradas na coluna de água (*Material Suplementar AMIS3*) ficaram abaixo de 100 ovos. $100\text{ m}^{-3}$ .

Observou-se uma grande variação entre as abundâncias médias de ovos de peixes em cada setor e ao longo dos quatro anos de monitoramento. A menor abundância foi observada no Setor APA Costa

das Algas em janeiro/2019 tanto na superfície (*Material Suplementar AMIS2*) quanto na coluna d' água (*Material Suplementar AMIS3*), durante o período chuvoso e de alta turbidez. Nesse mesmo período no Setor Foz do Rio Doce não foram registrados ovos de peixes em algumas estações de coleta na superfície (*Material Suplementar AMIS2*) e na coluna d' água (*Material Suplementar AMIS3*). O maior valor médio foi registrado no Setor APA Costa das Algas na campanha de abril/2019 na superfície, durante um período de ondas mais altas e maior turbidez (*Material Suplementar AMIS2*). Essa campanha ocorreu após a passagem da Tempestade Tropical Iba que se formou na costa do Espírito Santo em março de 2019, com intensa ação de ondas, influenciando no sistema de ventos e aumento da temperatura da água do mar (de até 3°C). Foram observadas diferenças temporais e espaciais significativas de abundância de ovos de peixes ao longo do monitoramento. Na superfície, as diferenças observadas foram as seguintes: Setor Abrolhos diferente dos demais; em novembro/2018 foi diferente de abril/2019, novembro/2019, janeiro/2020, Emergencial, janeiro/2021, abril/2021 e julho/2021; o período chuvoso foi diferente do seco. Na coluna de água as abundâncias de ovos de peixes foram diferentes entre os setores APA Costa das Algas e Norte; entre todas as campanhas com exceção de janeiro/2019 e julho/2019; entre os dois períodos de estudo.

Quando comparamos apenas as campanhas realizadas em janeiro ao longo dos quatro anos, observamos diferenças significativas das abundâncias de ovos de peixes entre janeiro/2019 e janeiro/2020 no Setor APA Costa das Algas e entre janeiro/2019, janeiro/2020 e janeiro/2021 no Setor Foz do Rio Doce na superfície. Na coluna d'água houve diferença entre as campanhas de janeiro/2019, janeiro/2021 e janeiro/2022 no Setor APA Costa das Algas, enquanto que no Setor Foz do Rio Doce todas as campanhas realizadas no mês de janeiro foram diferentes. No Setor Norte houve diferença significativa entre janeiro/2019, janeiro/2020 e janeiro/2022.

A maioria dos ovos de peixes registrados na superfície foi classificada como não viável, indicando que estavam mortos antes de serem coletados, contribuindo em média com mais de 50% em 89% das campanhas realizadas em cada setor e campanha. Em alguns casos, a contribuição desses ovos foi maior que 90% como em abril/2021, no Setor APA Costa das Algas; nas campanhas Emergencial, janeiro/2021, abril/2021 e janeiro/2022 no Setor Foz do Rio Doce; em novembro/2018, janeiro/2020 e abril/2021 no Setor Norte; e em novembro/2018, abril/2019 e janeiro/2021 no Setor Abrolhos.

No Setor APA Costa das Algas o melhor modelo (GLM) mostrou que os ovos não viáveis ficaram positivamente correlacionados com o ferro dissolvido e o nitrito (*Material Suplementar AMIS4*). No Setor Foz do Rio Doce, esses ovos também se correlacionaram positivamente com o ferro dissolvido, o nitrito e com o chumbo particulado. No Setor Abrolhos esses ovos ficaram positivamente correlacionados com cobalto dissolvido e nitrito. Os modelos gerados para o Setor Norte não foram significativos. No período seco os ovos não viáveis ficaram positivamente correlacionados com cobalto dissolvido, chumbo particulado e nitrato, enquanto que no período chuvoso a correlação positiva foi com ferro dissolvido e nitrito.

As abundâncias de larvas de peixes variaram muito ao longo do monitoramento e em cada setor tanto na superfície (*Material Suplementar AMIS5*) quanto na coluna de água (*Material Suplementar AMIS6*).

Em todas as campanhas, mais de 90% dos valores registrados ficaram abaixo de 100 larvas.100 m<sup>-3</sup>. As menores abundâncias ocorreram no Setor Foz do Rio Doce na campanha de abril/2019 na superfície (*Material Suplementar AMIS5*) e no Setor APA Costa das Algas em janeiro/2021 na coluna de água (*Material Suplementar AMIS6*). Em todos os setores em várias estações de coleta não foram registradas larvas de peixes ao longo do monitoramento, principalmente na superfície. Os maiores valores foram registrados no Setor APA Costa das Algas em julho/2019 tanto na superfície (*Material Suplementar AMIS5*) quanto na coluna de água (*Material Suplementar AMIS6*). Houve diferença significativa espacial e temporal das abundâncias de larvas de peixes. Na superfície, o Setor APA Costa das Algas foi significativamente diferente dos setores Norte e Abrolhos; as campanhas de abril/2019, janeiro/2020, janeiro/2021, abril/2021 e julho/2021 foram diferentes das demais; o período chuvoso foi diferente do seco. Na coluna de água os setores Norte e Foz do Rio Doce foram diferentes dos demais; a campanha de julho/2021 foi diferente de janeiro/2022, assim como os dois períodos de estudo.

Quando comparamos apenas as campanhas realizadas em janeiro ao longo dos quatro anos, observamos que não houve diferenças significativas das abundâncias de larvas de peixes na superfície. Na coluna de água as abundâncias de larvas de peixes foram significativamente diferentes apenas no Setor Norte entre janeiro/2019 e janeiro/2022.

O melhor modelo GLM mostrou que no Setor APA Costa das Algas as abundâncias de larvas de peixes ficaram negativamente correlacionadas com cobalto dissolvido e chumbo particulado (*Material Suplementar AMIS7*). No Setor Foz do Rio Doce as abundâncias de larvas de peixes ficaram negativamente correlacionadas com cobalto dissolvido e ortofosfato. No Setor Norte foi observada correlação negativa das abundâncias de larvas de peixes com cromo dissolvido. Os modelos gerados para o Setor Abrolhos não foram significativos. No período seco as abundâncias de larvas de peixes ficaram negativamente correlacionadas com ferro particulado e nitrato, enquanto que no período chuvoso a correlação foi negativa com cobalto dissolvido (*Material Suplementar AMIS7*).

No Ano 1, Ano 2, Ano 3 e Ano 4 registrou-se um total de 81 famílias e 137 espécies: 58 famílias e 84 espécies na superfície; 80 famílias e 123 espécies na coluna d' água (*Material Suplementar AMIS8*). No monitoramento pré-PMBA/Fest (2016) foram observadas cinco famílias e 23 espécies que não foram coletadas ao longo do Ano1, Ano 2, Ano 3 e Ano 4 (*Material Suplementar AMIS8*). No período chuvoso (novembro/2018-2019, Emergencial e janeiro/2021-2022) foram registradas larvas de Siluriformes (bagres) e Characiformes que são características de água doce evidenciando a influência do Rio Doce no Setor Foz. A presença de larvas de famílias mesopelágicas, como por exemplo, Myctophidae (peixe lanterna), é um indício da influência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) nas estações com profundidades maiores e de migração vertical diária realizada por algumas espécies.

As curvas de acumulação de espécies realizadas com as amostras coletadas ao longo do monitoramento mostraram que entre novembro/2018 e janeiro/2022 foram coletadas 84% e 90% das espécies esperadas para a área de estudo na superfície e na coluna de água, respectivamente.

As maiores diversidades ocorreram no Setor Abrolhos na superfície e no Setor APA Costa das Algas na coluna de água, nas campanhas de janeiro/2022 e janeiro/2019, respectivamente. A menor diversidade obtida na superfície ocorreu no Setor Foz em julho/2021. Na coluna de água as menores diversidades foram registradas em julho/2019, realizada em período de baixa vazão do Rio Doce e de alta incidência de ondas, e que teve maior contribuição de larvas das famílias Engraulidae e Clupeidae. Tanto na superfície quanto na coluna de água em várias estações ao longo do monitoramento a diversidade foi igual a zero devido a presença de um único táxon. Quando comparamos apenas as campanhas realizadas em janeiro ao longo dos quatro anos, observamos diferenças significativas das abundâncias de diversidade apenas no Setor Norte na coluna de água entre janeiro/2019 e 01/2022.

No Setor APA Costa das Algas o melhor modelo mostrou que os valores de diversidade ficaram negativamente correlacionados com o chumbo particulado (*Material Suplementar AMIS9*). No Setor Foz do Rio Doce, a correlação negativa foi com o nitrato; e no Setor Norte a correlação negativa foi com o cromo dissolvido. Os modelos gerados para o Setor Abrolhos não foram significativos. No período chuvoso a correlação negativa foi com cobalto dissolvido; enquanto no período seco, foi negativa com ferro dissolvido (*Material Suplementar AMIS9*).

Em relação aos quatro setores, a análise de similaridade das assembleias de larvas de peixes mostrou que só houve diferença significativa na coluna de água. Nesse caso, o Setor APA Costa das Algas foi diferente do Setor Foz do Rio Doce. Diferenças significativas foram observadas entre as onze campanhas, tanto na superfície quanto na coluna de água. Os períodos chuvoso e seco foram significativamente diferentes somente na superfície (*Material Suplementar AMIS10*).

As assembleias foram formadas principalmente por larvas das famílias Engraulidae (manjubas) e Clupeidae (sardinhas) tanto na superfície quanto na coluna de água, com maior contribuição da primeira. Deve-se destacar também a contribuição de Haemulidae (cocoroca), Sciaenidae (corvina), Carangidae (palombeta) e Gerreidae (carapeba) nas assembleias da superfície. Na coluna de água, além das famílias citadas anteriormente, Labridae, Gobiidae, Oxudercidae, Lutjanidae, Serranidae, Syngnathidae, Blenniidae, Apogonidae, Pristigasteridae, Achiridae e Labrisomidae também contribuíram para a formação das assembleias. Na campanha Emergencial as larvas da Ordem Characiformes (características de água doce) contribuíram para a formação da assembleia na superfície (*Material Suplementar AMIS10*).

Ao longo dos quatro anos de monitoramento ocorreram larvas de peixes com trato digestório destruído em todas as campanhas. As maiores concentrações dessas larvas ocorreram nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas, mas foram registradas desde Vitória até Abrolhos. As 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, os ovos considerados não viáveis também tiveram, de maneira geral, correlação positiva com ferro dissolvido, cobalto dissolvido e chumbo particulado. Um estudo recente de teste de toxicidade em elutriato de sedimento oriundo de rejeito da barragem de Mariana (Yamamoto *et al.*, 2022) revelou que não foi observada mortalidade significativa, mas causaram altas taxas de deformidades e danos ao DNA nos

embriões de peixes. A análise multivariada mostrou que esses efeitos subletais podem estar relacionados aos altos níveis de metais introduzidos pelas atividades de mineração, comprometendo a sobrevivência a longo prazo e o sucesso da reprodução. Os resultados deste estudo corroboraram os resultados que estamos encontrando na região marinha nos primeiros estágios de desenvolvimento dos peixes, evidenciando os efeitos do rejeito oriundo do rompimento da barragem sobre a comunidade ictioplanctônica marinha.

Para o **Bentos de Sedimento Inconsolidado**, durante o período de monitoramento foram registrados 705.809 indivíduos (Ano 1 = 232.839 ind.; Ano 2 = 111.101 ind.; Ano 3 = 203.019 ind. e Ano 4 = 158.850 ind.). Até o momento foram identificados 14 filos distintos, sendo estes: Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Mollusca, Annelida, Arthropoda (Crustacea), Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Hemichordata e Chordata. Dentre esses, Mollusca, Arthropoda: Crustacea e Annelida: Polychaeta se destacam como mais abundantes, sendo tratados aqui como organismos indicadores, cujas variações na riqueza e abundância refletem respostas importantes ao impacto relacionado ao rejeito. Para Mollusca, além dos organismos com partes moles (vivos no momento da coleta), as maiores abundâncias são registradas também para os seus vestígios, conchas e valvas inteiras e sem marcas de rolamento, ou seja, vestígios recentes, especialmente para as Classes Gastropoda, Bivalvia e Scaphopoda.

Considerando a composição faunística e a abundância relativa da macrofauna, esses grupos se mantêm praticamente constante ao longo dos quatro anos de monitoramento (*Material Suplementar AMBS2, Figura 1*), no entanto, com destaque entre os Anos 2 a 4, onde houve um aumento na abundância de moluscos Gastropoda e Bivalvia, principalmente vestígios. Além de Mollusca, outros grupos como Crustacea e Polychaeta apresentam grande abundância entre a macrofauna, especialmente quando excluimos os vestígios das comparações (*Material Suplementar AMBS2, Figura 2*), o que é esperado já que estes táxons estão entre os principais grupos da fauna bentônica em fundos inconsolidados (Warwick; Clarke, 1993; Ryu *et al.*, 2011; Zalmon *et al.*, 2015).

Para a abundância da macrofauna, embora os maiores valores de abundância tenham sido registrados para o setor Abrolhos, seguido do Norte e APA, sendo os menores valores detectados na Foz (*Material Suplementar AMBS2, Figura 3a*), diferenças significantes foram observadas apenas entre a Foz e os setores Norte e Abrolhos (*Material Suplementar AMBS2, Figura 3a, modelos de regressão com comparação par-a-par - Tabela 1*). Entre a APA e os demais setores Foz, Norte e Abrolhos não foram observadas diferenças significantes, assim como entre Norte e Abrolhos. Da mesma forma, entre as campanhas não houve diferença significativa para a abundância ao longo do monitoramento, entretanto, chama a atenção os maiores valores observados nas campanhas julho de 2019, abril de 2021 e abril de 2022, no período seco, mais altos, porém semelhantes às campanhas dos períodos chuvosos novembro de 2018 e janeiro de 2021 (*Material Suplementar AMBS2, Figura 3c, Tabela 1*). Os maiores valores de abundância estiveram associados à ocorrência de vestígios de Mollusca, indicando alta mortalidade de organismos. Estas campanhas nos períodos secos foram marcadas por altas taxas de chuvas, o que indica aumento na vazão do Rio Doce e, conseqüentemente, no aporte de rejeito para a área costeira marinho. Quanto à profundidade, foi observada diferença significativa

entre as amostras mais rasas (entre 7-20 m), com os menores valores encontrados, e as demais categorias, que apresentaram valores de abundâncias semelhantes entre si (entre 21 e 55 m) (*Material Suplementar AMBS2, Figura 3b, Tabela 1*). Quanto à riqueza para a macrofauna, não houve diferenças significativas entre os setores, apesar da tendência de Abrolhos ter mais táxons que a Foz (*Material Suplementar AMBS2, Figura 4a, Tabela 1*). Entre as profundidades, as amostras de 7-20 m apresentaram riqueza significativamente menor em relação às demais, assim como foi observado para a abundância (*Material Suplementar AMBS2, Figura 4b, Tabela 1*). Ao longo do monitoramento a riqueza não apresenta variações importantes, com os menores valores registrados para o período chuvoso entre novembro de 2019 e janeiro de 2020, seco julho de 2021 e chuvoso janeiro de 2022. As diferenças significantes foram registradas apenas entre janeiro de 2019, em relação a estas campanhas com menor número de táxons (*Material Suplementar AMBS2, Figura 4c*). Os valores de diversidade de Shannon-Weaver para a macrofauna não apresentaram diferenças significantes entre os setores, profundidades e campanhas, embora para esta última, a campanha de novembro de 2018 exibiu os menores valores observados ao longo do monitoramento. Estes resultados para a diversidade são relacionados à pouca variação da riqueza e, da mesma forma, refletem aumentos de abundâncias relacionados a episódios agudos, indicando dominância de alguns táxons, conforme descrito anteriormente (*Material Suplementar AMBS2, Figura 5, Tabela 1*). O acentuado acréscimo na abundância da comunidade macrobentônica, particularmente relacionado à campanha de abril de 2022 (Ano 4), esteve associado a um aumento nos registros de Mollusca, especialmente para vestígios nos setores APA e Foz, em profundidades de 21-30 m.

Para os indicadores, a abundância de Mollusca com partes moles não apresentou diferenças significantes entre os setores (*Material Suplementar AMBS2, Figura 6a, Tabela 2*). Quanto à profundidade, os maiores valores de abundância foram significantemente diferentes para as amostras entre 21-30 m em relação às demais. Os menores valores foram registrados nas estações mais rasas e próximas da costa (até 20 m), porém sem diferenças significantes em relação às profundidades de 31 a 55 m (*Material Suplementar AMBS2, Figura 6b, Tabela 2*). Entre as campanhas, observa-se um aumento da abundância de Mollusca com partes moles nos períodos secos, muito discreta no ano de 2019 (abril e julho), mais evidente para o ano de 2021 (abril e julho) e ainda mais acentuada para abril de 2022 (*Material Suplementar AMBS2, Figura 6c*). Entretanto, estas diferenças só foram significantes entre os períodos secos de 2021 (julho) e chuvoso de 2018 (novembro), e período seco de 2022 (abril) e chuvoso de 2018/2019 (novembro/2018 e janeiro/2019) (*Material Suplementar AMBS2, Figura 6c, Tabela 2*). Quanto ao número de táxons, não houve variações significantes entre os setores, profundidades e campanhas, embora observou-se um aumento na riqueza, conforme aumenta a profundidade, além dos menores e dos maiores registrados no período chuvoso do Ano 1, novembro de 2018 e janeiro de 2019, respectivamente (*Material Suplementar AMBS2, Figura 7, Tabela 2*). Para a diversidade, não houve diferença significativa entre os setores, seguindo o que foi observado para a riqueza, entretanto, com maiores valores registrados para Abrolhos e os menores para a APA (*Material Suplementar AMBS2, Figura 8a, Tabela 2*). Entre as profundidades, os maiores valores de diversidade foram registrados para 41-55 m, diferindo significativamente das demais (*Material Suplementar AMBS2, Figura 8b, Tabela 2*). Esse padrão observado sobre o aumento da diversidade, conforme o aumento da

profundidade, também ocorreu para a riqueza, embora não tenha sido estatisticamente significativa para esse último (*Material Suplementar AMBS2, Figura 8b, Tabela 2*). Ao longo do monitoramento, a campanha de janeiro de 2019, do período chuvoso do Ano 1, apresentou o maior valor de diversidade, entretanto, foi significativamente diferente apenas das outras campanhas dos períodos chuvosos janeiro de 2021 e 2022, e da campanha de julho de 2021, do período seco (*Material Suplementar AMBS2, Figura 8c, Tabela 2*). Entre as demais campanhas não foram registradas diferenças significantes (*Material Suplementar AMBS2, Figura 8c, Tabela 2*). Desta forma, observou-se a maior ocorrência destes indicadores associados a amostras com maiores profundidades, portanto, mais distantes da área rasa onde incide o maior efeito de impacto do rejeito (vide análises de RDA - *Material Suplementar AMBS2, Figuras 18 e 19*), especialmente em períodos secos, em que a vazão do rio é menor e, conseqüentemente, diminui o aporte e dispersão do rejeito na plataforma continental.

Para os vestígios de Mollusca, quanto à abundância, a Foz apresentou os menores valores, com diferenças significantes entre todos os outros setores, enquanto Abrolhos apresentou a maior abundância, sendo significativamente diferente apenas da Foz e da APA (*Material Suplementar AMBS2, Figura 9a, Tabela 3*). Entre as profundidades, o menor valor de abundância de vestígios foi registrado para as amostras mais rasas (entre 7-20 m), com diferença significativa entre as demais categorias. Os maiores valores ocorreram entre 21-30 m e 41-55 m, porém as diferenças não foram significativas. Entre as campanhas, da mesma forma que se observou para Mollusca com partes moles, para os vestígios ocorreu um aumento na abundância para os períodos secos, entretanto, com os maiores valores registrados para abril de 2022 (62.878 conchas e valvas de Mollusca e 8.487 organismos com partes moles), que foi significativamente diferente do período seco (abril de 2019) e dos períodos chuvosos em janeiro de 2019 e 2020 (*Material Suplementar AMBS2, Figura 9c, Tabela 3*). Esta campanha de abril de 2022 ocorreu após intenso período de chuvas, com aumento da vazão do rio e consequente aumento no aporte de rejeito para a plataforma. O número de táxons de vestígios de Mollusca foi praticamente constante ao longo do monitoramento, entre os setores e profundidades (*Material Suplementar AMBS2, Figura 10, Tabela 3*). Para a diversidade, entre os setores, a Foz apresentou os maiores valores, sendo significativamente diferente dos demais setores, enquanto Abrolhos apresentou os menores valores, sendo significativamente diferente apenas da Foz e da APA Costa das Algas (*Material Suplementar AMBS2, Figura 11a, Tabela 3*). Entre as profundidades, os maiores valores de diversidade para vestígios de Mollusca foram registrados entre 7-20 m e 21-30 m, que foram significativamente diferentes das profundidades de 31-40 m e 41-55 m (*Material Suplementar AMBS2, Figura 11b, Tabela 3*). Para este indicador, as maiores ocorrências são registradas em amostras com maiores profundidades, da mesma forma que os resultados para Mollusca com partes moles, o que indica maior vulnerabilidade da maioria dos táxons deste grupo, com os menores registros em regiões sob maior impacto do rejeito, conforme apresentado anteriormente. Neste contexto, ressalta-se ainda a sua maior abundância associada a períodos seguintes a episódios de maior vazão do rio e maior aporte e dispersão do rejeito, registrados em janeiro de 2022 pelo Tema Modelagem Numérica. Os resultados encontrados para estes indicadores evidenciam uma resposta a médio prazo

(intervalos de 3 meses) deste grupo, período em que os impactos do rejeito atingem o compartimento do substrato e, conseqüentemente, a fauna bentônica.

Para Polychaeta, quanto à abundância entre os setores, os menores valores foram observados na Foz, significativamente diferente dos demais, seguidos da APA Costa das Algas, com valores pouco maiores, que, por sua vez, apresentou diferença significativa em relação aos demais setores. Norte e Abrolhos apresentaram os maiores valores, nesta sequência, porém, sem diferenças significantes entre eles (*Material Suplementar AMBS2, Figura 12a, Tabela 4*). Quanto às profundidades, embora não tenham sido registradas diferenças significativas, observou-se um menor valor de abundância para 21-30 m, seguido de 7-20 m e 41-55 m, com valores muito próximos e, por fim, os maiores valores registrados em 31-40 m, próximos aos valores das últimas profundidades (*Material Suplementar AMBS2, Figura 12b, Tabela 4*). Diferente do que foi observado para os grupos anteriores e para macrofauna como um todo, não se observa uma tendência de aumento de abundância, conforme o aumento da profundidade, com maiores valores de abundância semelhantes registrados para os extremos de profundidade, 7-20 m e 41-55 m (*Material Suplementar AMBS2, Figura 12b*). Quanto às campanhas, a abundância de Polychaeta apresentou os maiores (abril de 2019 e 2021) e os menores valores (julho de 2019 e 2021) para os períodos secos. Diferenças significantes foram registradas entre as campanhas do período seco (abril de 2019 e 2021) em relação a outras campanhas do período seco (julho de 2021 e abril de 2022), bem como à campanha de novembro de 2019, do período chuvoso, todas com menores valores de abundância. Diferenças significantes também foram registradas entre os períodos chuvoso (janeiro de 2021) e seco (julho de 2021) do Ano 3, com os maiores valores de abundância para o período chuvoso (*Material Suplementar AMBS2, Figura 12c, Tabela 4*). Para o número de táxons de Polychaeta entre os setores, a Foz apresenta a menor riqueza, com diferença significativa entre os demais setores, seguida pela APA Costa das Algas, significativamente diferente dos demais setores, e pelos setores Norte e Abrolhos, com valores progressivos, mas sem diferença significativa entre si (*Material Suplementar AMBS2, Figura 13a, Tabela 4*). Para as profundidades, as amostras entre 31-55 m apresentaram um número ligeiramente maior de táxons de Polychaeta, quando comparadas às amostras entre 7-30 m, entretanto, sem diferenças significantes (*Material Suplementar AMBS2, Figura 13b, Tabela 4*). Entre as campanhas, observou-se diferenças significantes entre todas as amostragens do período chuvoso em janeiro (2019, 2020, 2021 e 2022) e amostras do período seco (abril de 2019, 2021, 2022 e julho de 2021), bem como de amostras do período chuvoso (novembro de 2018, 2019 e janeiro de 2021). Da mesma forma, campanhas do período seco (abril de 2019, 2021 e julho de 2021) foram significativamente diferentes de outras amostras do período seco, além de amostras do período chuvoso (novembro de 2018 e 2019). Por sua vez, as amostras de novembro de 2018 e 2019 apresentaram diferenças significantes entre si (*Material Suplementar AMBS2, Figura 13c, Tabela 4*). Para a diversidade, entre os setores, a Foz apresentou os menores valores, com diferença significativa entre os demais setores (*Material Suplementar AMBS2, Figura 14a, Tabela 4*). Entre as profundidades, observou-se a tendência a um aumento discreto da diversidade nas profundidades de 31-40 m e 41-55m, entretanto sem diferenças significantes entre as categorias (*Material Suplementar AMBS2, Figura 14b, Tabela 4*). Entre as campanhas, a diversidade acompanhou o que foi observado

para a riqueza, com diferenças significantes entre amostragem do período chuvoso (janeiro de 2019, 2020 e 2021) e do período seco (abril de 2019, 2021, 2022 e julho de 2021), bem como campanhas do período seco diferiram significativamente entre si (abril de 2019, 2021 e julho de 2021) e de amostragem do período chuvoso (novembro de 2018 e 2019) (*Material Suplementar AMBS2, Figura 14c, Tabela 4*). Estes indicadores apresentaram uma resposta diferente do que foi observado para Mollusca no que se refere à abundância ao longo do gradiente de profundidade entre as amostras. Os valores de abundâncias de Polychaeta foram semelhantes nas amostras dos extremos de profundidades. Este resultado esteve associado à dominância de táxons como Syllidae (em estações mais distantes da costa) e Spionidae, que é uma família considerada resistente a impactos (RRDM, 2022).

A comunidade macrobentônica é bastante influenciada pelos gradientes ambientais, estando a abundância, riqueza e a diversidade de Shannon-Weaver, positivamente correlacionadas com variáveis do sedimento, como carbonato de cálcio, cascalho, areias grossas e mais finas, e negativamente com o percentual de lama (silte-argila), e a presença do rejeito (Índice Mineralógico do Ferro - IMS) e metais (*Material Suplementar AMBS2, Figuras 15, 16 e 17, respectivamente*). Vale ressaltar que os organismos indicadores tratados aqui diminuem drasticamente nas amostras com presença do rejeito apontada pelo Índice Mineralógico do Ferro (IMS) e, para a determinação da abundância e diversidade, a presença e a intensidade do sinal do rejeito é mais importante que apenas determinar o percentual de lama no sedimento. Isto já foi demonstrado para o Ano 1 que teve maior refinamento taxonômico para estes grupos (Nascimento *et al.*, 2022; RRDM, 2022) e permanece ao longo do monitoramento (*Material Suplementar AMBS2, Figuras 15, 16 e 17, respectivamente*).

A composição da comunidade macrobentônica foi analisada, para os quatro anos de amostragem, em nível de grandes grupos taxonômicos. O mesmo padrão encontrado para Ano 1 em nível de família (Nascimento *et al.*, 2022; RRDM, 2022) foi evidenciado na análise da comunidade em nível de grandes grupos, para os Anos 1, 2, 3 e 4, ou seja, a maior parte da variação existente na composição da comunidade macrobentônica se apresenta a nível espacial, entre os diferentes setores e profundidades, enquanto que pouca variação significativa é observada entre as campanhas (*Material Suplementar AMBS2, Figura 18*).

Foi identificada uma clara distinção entre as comunidades macrobentônicas presentes no setor Foz do Rio Doce e em áreas adjacentes, ao sul – nas estações mais rasas do setor APA Costa das Algas, e sobretudo no setor Norte, na localidade de Degredo (*Material Suplementar AMBS2, Figura 18*). Isso aponta que as comunidades nestas estações possuem grande similaridade, estando sob influência de maiores percentuais de lama nas amostras, de metais como Cd, As, entre outros, e da presença do rejeito (IMS) (*Material Suplementar AMBS2, Figura 18*). Atualmente, analisando todo o período do monitoramento, é perceptível a substituição de Ba por Cd, ambos metais ligados à lama de rejeito da Barragem de Fundão (Sá *et al.*, 2021; RRDM, 2022) e metalóides como As, entendido como natural no ambiente em questão e possivelmente um filtro ambiental natural a macrofauna bentônica (Nascimento *et al.*, 2022; RRDM, 2022). Nestas áreas predominam vestígios de moluscos, e dentre aqueles com partes moles, grupos resistentes de moluscos e poliquetas, como Spionidae e Magelonidae, já

conhecidos na literatura por resistirem a contaminações por metais e soterramento (Nascimento *et al.*, 2022; RRDM, 2022). Esse padrão coincide com o observado para a evolução espaço-temporal do sinal de rejeito e com o padrão de longo-prazo do transporte de sedimento já reportado para a região marinha rasa adjacente à foz do Rio Doce (Quaresma *et al.*, 2021). De acordo com esses autores, apesar da deposição inicial de sedimento ter ocorrido ao sul da foz do rio Doce, a tendência a médio e longo prazo é de que os rejeitos, que são ressuspensos ou transportados para a plataforma, sigam na direção Norte impactando a biota nessa rota.

Assim como no Ano 1, a matriz de contaminantes orgânicos não foi significativa, uma vez que a estruturação da comunidade macrobentônica nos quatro anos de monitoramento foi espacialmente bem marcada e dependente principalmente da composição do sedimento, como era de se esperar, mas também da correlação entre a matriz Metais-IMS e o percentual de lama (silte-argila) (*Material Suplementar AMBS2, Figura 19*), o que é bastante relevante considerando o tempo decorrido desde a chegada do rejeito na plataforma continental. Essa influência é dependente da escala espacial utilizada, ganhando destaque, principalmente, quando os setores distintos são comparados (*Material Suplementar AMBS2, Figura 19*). O aumento da escala espacial também aumenta a variação nos gradientes ambientais, que pode envolver mais de um grupo de táxons relacionados a esses gradientes, aumentando a chance de detectar os impactos do rompimento da barragem (Nascimento *et al.*, 2022). Isso é especialmente indicado quando se tem o desafio de trabalhar em um contexto pós-desastre, sem dados prévios.

A ocorrência de sedimentos dominados por lama perto da foz do Rio Doce foi descrita antes do rompimento da barragem de Fundão (Oliveira; Quaresma, 2018). Entretanto, este ambiente mudou drasticamente após o rompimento devido à entrada da lama de rejeitos, sobrepondo a composição de sedimentos anteriores (Gomes *et al.*, 2017, Grilo *et al.*, 2018, Quaresma *et al.*, 2020; Nascimento *et al.*, 2022) e acumulando ao longo do tempo (D'azeredo Orlando *et al.*, 2020). Os resultados apresentados aqui em nível de grandes grupos, e a integração do índice IMS ao conjunto de dados abióticos, reforçam a relação direta entre o rompimento da barragem de Fundão e a estrutura da macrofauna bentônica marinha, já relatada ao se trabalhar com maior refinamento taxonômico (RRDM, 2022). Após sete anos desde que a lama de rejeitos chegou ao Oceano Atlântico, constatou-se que a macrofauna continua impactada. Este impacto concentrou-se em locais costeiros e de baixa profundidade, desde a Foz do Rio Doce e áreas adjacentes, direcionados para norte, atingindo o Degredo. Esta é uma área com alta energia e circulação oceânica, o que pode espalhar e ampliar esses impactos de forma recorrente (Oliveira; Quaresma, 2018). Existem na literatura registros de impactos de rejeitos de minérios em ecossistemas marinhos que perduram após 29 anos (Burd, 2002). Além disso, modelos hidrológicos e de circulação costeira, juntamente com o mapeamento de ecossistemas, previram que a intensidade da pluma de lama residual diminuirá com o tempo, mas a área total em risco será ampliada (Marta-Almeida *et al.*, 2016; Magris *et al.* 2019; Coimbra *et al.*, 2020). Em relação a essa perspectiva, os resultados produzidos, analisados e apresentados até o momento são também um registro temporal crítico do que esperamos ser um programa de monitoramento de longo prazo dos impactos do rompimento da barragem de Fundão no ecossistema marinho.

Para a avaliação da magnitude, da extensão e da persistência de alterações nos diferentes níveis de organização biológica e escalas espaço-temporais dos processos que operam nos recifes, o Tema **Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas** buscou abordagens do tipo Antes-Depois (*before-after* – BA) com uso de áreas controle (Antes-Depois, Controle-Impacto (*before-after control-impact* – BACI)). Estas abordagens envolveram diversas frentes de investigação dentro do Tema, desde aspectos de contaminação de indivíduos, passando por estrutura de comunidades, até elementos para subsidiar ações de restauração.

Boa parte dos recifes e bancos de rodolitos da região estudada, tais como os Recifes Esquecidos e os bancos de rodolitos da APA Costa das Algas, no ES, não havia sequer sido mapeada/caracterizada em seus aspectos mais básicos (e.g. localização, extensão) até o início do PMBA/Fest, três anos após o rompimento da barragem. Os recifes e bancos de rodolitos do Parque Nacional Marinho de Abrolhos (PARNAMA) já haviam sido parcialmente mapeados previamente ao PMBA/Fest, mas a cobertura dos bancos de rodolitos, extensos no entorno da UC, não havia sido caracterizada, ou seja, não havia *baseline* para acessar a dinâmica do recobrimento e possíveis alterações relacionadas ao rompimento. Por outro lado, os recifes do PARNAMA e adjacências, a ~200 km da foz do Rio Doce, possuíam 10 anos de *baselines* de cobertura (PELD Abrolhos e outros projetos da equipe da UFRJ, JBRJ e parceiros) e, portanto, podem ser empregados como controles, ainda que imperfeitos, para avaliar os impactos do evento. Essa área setentrional está submetida a estressores cujos efeitos podem se confundir com os do rompimento da barragem (e.g. instalação portuárias, dragagem), muito embora haja evidências da chegada de contaminantes associados ao rompimento da barragem e efeitos negativos, subletais, em corais (e.g. Cardoso et al. 2021). Assim, contrastes do tipo Controle-Impacto (CI) podem ser confundidos por estressores locais e enviesados pela dispersão/remobilização de material associado ao rompimento, devendo ser interpretados cautelosamente. Os recifes adjacentes ao litoral, na APA Costa das Algas, representam a única área recifal próxima à foz do Rio Doce com dados de cobertura bêntica antecedentes ao rompimento, permitindo o emprego da abordagem BA, mas não há recifes análogos que possam funcionar como controle.

Destacam-se, dentre os resultados alcançados, os possíveis efeitos do rompimento da barragem nos níveis de organismos (e.g. integridade celular de macroalgas, elementos-traço em bandas de crescimento) e comunidades (e.g. alterações espaço-temporais no bentos). Processos característicos dos recifes e bancos de rodolitos (e.g. biomineralização, recrutamento, fotossíntese, natureza sedimentar) também apresentaram heterogeneidade espaço-temporal potencialmente associada ao rompimento.

As imagens de sensoriamento remoto evidenciaram influência continental e aportes fluviais ao longo de toda a área de estudo, incluindo os aportes do rio Doce. Essas plumas costeiras são uma feição marcante da área de estudo e interagiram com outros processos meteoceanográficos. A turbidez foi mais elevada no período seco e em uma faixa de ca. 30 km da linha de costa. Os recifes e bancos de rodolitos associados a maiores valores de turbidez foram os sítios costeiros (<30 km da costa) da APA Costa das Algas (Áreas D) e das adjacências do PARNAMA (Área A). Os sítios nos Recifes Esquecidos

(Área B) apresentam maiores variações sazonais de turbidez, por estarem próximos da região limítrofe de maior influência desta variável. Perfilagens verticais e fundeios com sondas multiparamétricas geraram informações basais inéditas, com destaque para a estruturação da coluna d'água, para a intrusão de água fria (ACAS) nos sítios mais *offshore* em Abrolhos e Esquecidos, e para transporte associado aos paleocanais da APA Costa das Algas. No momento, está sendo estruturado um banco de dados e um catálogo visual dessas múltiplas medições multiparamétricas de parâmetros físico-químicos.

Comunidades planctônicas (bacterio e fitoplâncton) associadas aos ambientes recifais apresentaram fortes contrastes espaciais, especialmente nos sítios recifais do PARNAMA e adjacências (Área A), que apresentaram baixa contribuição relativa de picocianobactérias (*Prochlorococcus*). De forma geral, a composição e diversidade das comunidades planctônicas analisadas estão dentro do esperado para regiões marinhas costeiras tropicais.

A avaliação de tendências temporais na cobertura dos recifes adjacentes ao litoral, na APA Costa das Algas (Área D), revelou intensa sazonalidade, com redução no dossel de macroalgas no segundo semestre, possivelmente associada à maior turbulência. Trata-se de um elemento essencial para interpretar comparações do tipo BA, uma vez que, controlando o efeito da sazonalidade, evidenciamos alteração significativa nas comunidades, incluindo redução acentuada na diversidade após o rompimento. A participação de algas pardas tolerantes a metais e defendidas contra herbívoros também aumentou após o rompimento. Os sedimentos superficiais depositados nos recifes adjacentes ao litoral, na APA Costa das Algas, apresentaram um gradiente de concentração de hematita inversamente relacionado com a distância da foz do Rio Doce, indicando aporte crônico e atenuação latitudinal da dispersão de materiais oriundos da foz do rio Doce. O inventário da flora associada aos recifes costeiros foi concluído e confirmou tratar-se da área com maior diversidade de algas marinhas no Brasil.

Os contrastes espaço-temporais com dados de cobertura dos recifes do PARNAMA e adjacências (controle imperfeito) envolveram a base de dados antecedentes ao rompimento da barragem e os monitoramentos realizados no âmbito do PMBA/Fest. Foram detectados efeitos das anomalias térmicas recentes (Teixeira *et al.* 2019) e um declínio consistente na cobertura coralínea dos recifes próximos à operação de dragagem ao largo de Caravelas/Nova Viçosa (Teixeira *et al.*, 2021). Não foram encontradas evidências de alterações que pudessem ser relacionadas ao rompimento. No entanto, efeitos em nível de comunidades tendem a se configurar em escalas temporais mais longas, uma vez que a contaminação subletal por elementos-traço (Cardoso *et al.*, 2021) tende a incidir negativamente sobre a fecundidade e o recrutamento de organismos longevos (décadas de idade) de crescimento lento ( $\text{mm.ano}^{-1}$ ), como corais. As séries temporais de cobertura dos Recifes Esquecidos ainda são curtas e não revelam alterações que possam ser relacionadas ao rompimento. No entanto, também não se pode afirmar que não houve efeito nessa área recifal atingida mais fortemente pelas plumas oriundas do Rio Doce. Assim, ressalta-se que contrastes BACI, mais robustos, dependem da execução do Tema tal como concebido inicialmente, *i.e.*, ininterruptamente e com pelo menos cinco anos de dados. Ajustes menores na malha se mostraram necessários e foram implementados justificadamente.

Um estudo detalhado dos tapetes microbianos ("*cyanobacterial mats*") foi concluído (Ribeiro et al., 2022) e agrega ao quadro de conhecimento sobre a composição e dinâmica das comunidades recifais bênticas da região de estudo, enfatizando a influência de relações interespecíficas com corais em interação com as condições ambientais (e.g. turbidez, nutrientes).

A reconstrução de *baselines* de concentração de elementos traço em corais coletados próximos ao PARNAMA foi feita através do estudo de bandas de crescimento do coral *Montastraea cavernosa*, formadas antes e após o rompimento da barragem (Cardoso *et al.*, 2021). Para isso foram empregadas amostras obtidas na plataforma externa, 200 km ao norte da foz do Rio Doce, ou seja, em uma localidade afastada de fontes locais costeiras hipossalinas e/ou ricas em sedimentos terrígenos. As bandas revelaram um pico significativo de Fe incorporado no esqueleto em 2016, após o rompimento da barragem, acompanhado por anomalias na maioria dos oito outros elementos-traço examinados (em ordem decrescente de concentração média: Sr, Cr, Ba, Cd, V, Y, Zn e Pb. A partir de 2016, a concentração da maioria desses elementos (Pb, V, Y e Zn) aumentou e foi acompanhada por um decréscimo na taxa de crescimento do coral. As evidências coligidas confirmaram que elementos associados ao rompimento da barragem, alguns deles potencialmente nocivos à saúde dos organismos recifais, alcançaram as adjacências do PARNAMA. O atual Plano de Trabalho não prevê a continuidade desse estudo.

O estudo mineralógico, granulométrico, elementar e morfológico de sedimentos depositados em armadilhas, na superfície do fundo e em rodolitos, permitiu identificar frações com assinaturas similares às do rejeito e explorar padrões espaciais na ocorrência desse material. Partículas de óxidos de Fe facetadas e anguladas, com faces cristalinas de minerais ortorrômbicos e romboédricos (e.g. goetita e hematita), podem corresponder a material oriundo do rompimento, ao passo que partículas de sulfetos ou óxidos de Fe retrabalhadas e com bordas/arestas desgastadas são mais típicas de processos biogênicos ou erosivos. Sedimentos com assinaturas do rejeito foram identificados majoritariamente na APA Costa das Algas (Área D) e nos bancos de rodolitos adjacentes à foz do Rio Doce (Área C), inclusive no interior dos nódulos, tendo sido pouco frequentes nos Recifes Esquecidos (Área B) e raros nos recifes adjacentes ao PARNAMA (Área A), onde foram identificados apenas com análises microelementares e microestruturais. Nessas últimas duas áreas, a maior parte dos minerais ferrosos correspondeu a sulfetos de Fe (greigita), sendo que óxidos de Fe foram menos abundantes. No entanto, partículas de óxidos de Fe associadas a rodolitos contiveram elementos-traço (Mn, Cr, As, Ti, Pb e Ni) com potencial tóxico. Partículas com assinaturas elementares e estruturais do rejeito, com presença de elementos-traço potencialmente nocivos (Mn, Cr, Ni, Zn, Cu), foram encontradas aderidas à superfície do talo de macroalgas, principalmente na APA Costa das Algas, tendo sido menos frequentes em macroalgas dos Recifes Esquecidos e do PARNAMA e adjacências.

As análises ultraestruturais de macroalgas revelaram maior integridade celular nas amostras do PARNAMA, em comparação com as dos Recifes Esquecidos e recifes adjacentes ao litoral da APA Costa das Algas. Essas últimas apresentaram alterações características de danos celulares (em cloroplastos, plastoglôbulos, membranas e paredes celulares). A composição elementar, em nível

subcelular, também foi diferenciada em macroalgas de localidades mais próximas à foz do rio Doce, nas quais elementos-traço (Fe, Cr, Zn e As) estiveram incorporados às paredes celulares. Esse conjunto de resultados evidencia a persistência do rejeito em áreas mais próximas à foz do Rio Doce e seu potencial nocivo em macroalgas, especialmente nos recifes costeiros da APA Costa das Algas.

A construção de *baselines* acerca da estrutura de comunidades e aspectos funcionais dos bancos de rodolitos envolveu, inicialmente, uma caracterização detalhada desses ecossistemas ao largo da foz do Rio Doce (Holz *et al.*, 2020). Trata-se do embasamento para o exame de tendências temporais e contrastes espaciais, cuja consolidação só pode ser lograda ao término dos monitoramentos. Os bancos de rodolitos das adjacências do PARNAMA também foram caracterizados com a mesma abordagem amostral. Porém, trata-se de uma área maior e mais heterogênea que demanda esforço analítico adicional. Uma parte desse estudo na área mais setentrional, com dados de peixes e da cobertura do fundo, gerados no âmbito do PMBA/Fest e do PELD-Abrolhos, já foi concluída (Moura *et al.*, 2021).

Os protocolos correntes para monitoramento de áreas recifais (AGRRA, *ReefCheck* e fotoquadrados) foram comparados com base em paisagens de referência construídas a partir de ortomosaicos tridimensionais com resolução sub-centimétrica, gerados por fotogrametria *structure-from-motion* (SfM). As duas paisagens de referência, com cerca de 450 m<sup>2</sup> cada, abrangeram recifes contrastantes em termos de dominância de corais, macroalgas foliosas e *turf*, permitindo explorar a contexto-dependência nas estimativas de cobertura. O poder de detecção de mudanças de cada método foi avaliado com conjuntos de dados simulados baseados em distribuições parametrizadas com dados empíricos. Cada conjunto de dados foi perturbado (reduções sucessivas de médias) em diferentes posições e os pontos de mudança foram detectados com o método Bayesiano *change point*. Os resultados permitem comparar os resultados gerados pelo PMBA com dados da literatura e apontam para a pertinência de se empregar fotomosaicos como estratégia de monitoramento de longo prazo nos recifes da região de estudo. A partir de 2018 foram feitos levantamentos fotogramétricos no sentido de construir paisagens de referência, incluindo três sítios em 2018 (A1, A3 e A7) e seis sítios em 2021 e 2022 (A1, A2, A3, A6, A7 e B6).

As análises utilizando CAUs (*Calcification Accretion Units*), para avaliação do balanço carbonático e do assentamento de organismos, revelaram que a produção de massa calcária tendeu a ser maior nos recifes do PARNAMA em relação aos Recifes Esquecidos, enquanto que os maiores valores de produção de massa não-calcária foram observados no banco de rodolitos do PARNAMA. Os menores valores na razão entre massa calcária e não calcária foram registrados para os Recifes Esquecidos, indicando maior contribuição de organismos não-construtores. As taxas de crescimento de algas calcárias incrustantes foram maiores nos rodolitos do PARNAMA do que naqueles dos Recifes Esquecidos, não tendo apresentado variação temporal relevante. O assentamento de corais também foi maior na área do PARNAMA. Os indícios de limitação de recrutamento, aliados à menor diversidade genética de simbioses de corais na Área B, podem estar relacionados à contaminação pelo rejeito e outros fatores naturais e antropogênicos.

Para avaliar a viabilidade de transplantes de corais, como estratégia de restauração, foram feitos deslocamentos de colônias de *Mussismilia hartii* entre os Recifes Esquecidos e o Parcel dos Abrolhos. As colônias (n=20) estavam localizadas originalmente no mesmo *habitat* (topo dos recifes), sendo que uma parcela delas foi realocada no mesmo recife, no sentido de funcionar como controle de manipulação. Alguns pólipos das colônias manipuladas, nas duas áreas, também foram incubados em um sistema portátil desenvolvido na UFRJ, no sentido de gerar estimativas de consumo e produção de oxigênio, fotossíntese (ETR, Fv/Fm), bem como do balanço carbonático.

Com relação aos parâmetros indicativos da saúde de corais, foram observados os maiores valores de rETRm (taxa relativa máxima de transporte elétrons - capacidade fotossintética máxima do fotossistema) em fevereiro de 2020, o que é esperado para verões típicos. Os valores de abril e setembro de 2019 foram menores e apresentaram relação direta com a profundidade ótica. Esse padrão parece associado à termodegradação dos fotossistemas e perda de zooxantelas (branqueamento) durante a anomalia térmica desse período. Os danos foram mais acentuados (menores rETRm) nos sítios mais rasos (e.g. A4, abril de 2019). Na ausência de anomalias térmicas (e.g. fevereiro de 2020) ficou evidente a menor capacidade fotossintética em maiores profundidades óticas (e.g. Recifes Esquecidos, sítios B2 e B4). Os maiores valores de Ek (irradiância mínima saturante - fluxo máximo de energia suportado pelo fotossistema) foram observados em novembro de 2018 e fevereiro de 2020, nas menores profundidades óticas. Além disso, houve decréscimo de Ek em abril de 2019, quando os corais estavam branqueados. Nesse período, foram observados valores mais elevados nas maiores profundidades óticas, sugerindo efeito tardio ou amenizado do estresse térmico em locais mais fundos. Os fotossistemas apresentaram leve recuperação em setembro de 2019, quando a relação inversa com a irradiância voltou a ser detectada. Assim como observado para rETRm, os fotossistemas se recuperaram em fevereiro de 2020. Mesmo com diferenças menores na relação entre Ek e profundidade ótica, vale ressaltar que o fluxo máximo de energia suportado pelos fotossistemas, menor nas maiores profundidades óticas, foi menor na Área B (Recifes Esquecidos).

A capacidade de fotoaclimação das zooxantelas também é um indicador de saúde de corais que pode ser acessada pelas proporções entre carotenoides e Chla. As estações com menor profundidade ótica apresentaram maiores razões carotenoides/Chla, contrastando com razões mais baixas em maiores profundidades óticas, sugerindo incremento nas concentrações de carotenoides que com função fotoprotetora em zooxantelas. Oscilações sazonais na densidade de zooxantelas nos tecidos dos corais representam um mecanismo relacionado tanto ao balanceamento da necessidade energética do hospedeiro quanto à compensação na flutuação sazonal da irradiância. Um decréscimo abrupto na densidade de simbioses, observado em abril de 2019, corrobora os resultados da fotobiologia e pigmentos. Um maior biovolume dos simbioses nesse período também aponta para danos fisiológicos. Observamos também diferentes respostas à anomalia térmica em diferentes hospedeiros. A densidade de zooxantelas não retornou aos valores do início do monitoramento (novembro de 2018) para *M. braziliensis*, *M. cavernosa* e *F. grvida*, mesmo após a recuperação da coloração dos hospedeiros a

partir de setembro de 2019. Por outro lado, *M. harttii* apresentou recuperação somente em fevereiro de 2020, enquanto o zoantídeo *Palythoa caribaeorum* não foi afetado.

Foi feita a identificação genética por *metabarcoding* de fotosimbiontes (marcador ITS-2) e bactérias (marcador 16S rDNA) em 62 espécimes de 4 espécies de corais (*Montastraea cavernosa*, *Mussismilla braziliensis*, *Mussismilla hartii* e *Favia gravida*) com estratégias reprodutivas e distribuição geográfica contrastantes. Além da ocorrência de novos haplótipos de *Symbiodinium* para a região, variantes genéticas (haplótipos) gênero *Cladocopium*, ainda desconhecidas da ciência, foram observadas em sítios mais profundos no coral *M. harttii*. Análises multivariadas de escalonamento multidimensional mostraram que a composição de fotosimbiontes é mais dependente do tipo de coral hospedeiro, enquanto a comunidade procarionte está mais associada aos sítios. Em última instância, os resultados permitirão avaliar como o ambiente influencia o microbioma e o metabolismo dos corais e, também, se transplantes de corais de áreas mais saudáveis para áreas contaminadas são viáveis, contribuindo para aprimorar iniciativas de restauração do tipo coral.

Para o monitoramento dos efeitos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **Ictiofauna (estuarina/marinha e recifal) e carcinofauna (estuarina/marinha)**, foram avaliadas variações espaço-temporais dos indicadores ecológicos, como densidade, biomassa, riqueza de espécies, tanto para adultos, juvenis quanto para pós-larvas. Peixes estuarinos tiveram sua identificação confirmada através do estudo de DNA *Barcoding*, além disso, estudos de genética populacional foram desenvolvidos para espécies de peixes estuarinos e recifais selecionadas de acordo com a importância comercial e/ou ecológica. Além disso, a influência do rejeito no uso de habitat pelos peixes foi avaliada por meio de telemetria acústica, enquanto a microquímica foi empregada para avaliar a composição química dos otólitos de algumas espécies de importância comercial.

Visando retratar as mudanças das comunidades e populações de peixes e crustáceos estuarinos/marinhos após o rompimento da barragem de Fundão, foram analisados dados coletados em três estuários e áreas marinhas adjacentes: Rio Doce, que sofreu o impacto direto do rejeito, e rios São Mateus e Piraquê-Açu, que foram atingidos indiretamente, sendo considerados locais de referência (área indiretamente impactada - ID). Foram avaliados indicadores das comunidades e populações de peixes e crustáceos, como abundância (expressa através da densidade – número de indivíduos/100 m<sup>2</sup>), biomassa (g/100 m<sup>2</sup>) e riqueza (número de espécies). Para tal, empregaram-se arrastos de fundo com portas (3 estuários e área marinhas adjacentes x 6 pontos x 3 arrastos), entre outubro/2018 e setembro/2019 (campanhas mensais), e entre novembro/2019 e março/2022 (campanhas trimestrais). Devido a pandemia de COVID-19, não houve campanhas amostrais entre março e dezembro/2020. Para a detecção do impacto causado pelo rompimento da barragem de Fundão, foram comparadas as amostras coletadas nos três estuários, agrupando meses selecionados em períodos, da seguinte forma: Chuvoso1 (C1, dezembro/2018 e fevereiro/2019); Seco1 (S1, maio e julho/2019); Chuvoso2 (C2, novembro-dezembro/2019 e fevereiro/2020); Seco2 (S2, período não amostrado devido à COVID-19); Chuvoso3 (C3, janeiro/2021, excluído das análises por não ter réplica); Seco3 (S3, maio e julho/2021); e Chuvoso4 (C4, novembro/2021 e fevereiro/2022). Foi testada a hipótese de que não ocorreram

mudanças nos indicadores das comunidades ictiofaunísticas do Rio Doce (local impactado) entre os períodos do monitoramento (C1, S1, C2, S3 e C4), quando comparados à variação nos locais indiretamente impactados (São Mateus e Piraquê-Açu). Tal diferença foi analisada com base nos resultados da interação entre os fatores Estação x Local nas Análises de Variância Permutacionais (PERMANOVAs). Quando os resultados desta interação foram significativos, considerou-se que a assembleia de peixes e crustáceos do Rio Doce variou entre os períodos analisados de forma distinta daquelas dos locais indiretamente impactados.

Não houve mudança nas espécies dominantes na ictiofauna estuarina/marinha em relação ao período anterior. A sardinha-dentuça *Chirocentrodon bleekermanus* (14,8% do total capturado), cangoá (*Stellifer brasiliensis*, 10,4%) e sardinha-mole (*Pellona harroweri*, 7,5%) foram as espécies mais abundantes nos períodos considerados. O *S. brasiliensis* foi a espécie mais frequente, ocorrendo em 46,4% dos arrastos, sendo seguido por *Paralichthys brasiliensis* (30,0%) e *P. harroweri* (29,7%). Por outro lado, a biomassa foi dominada pelo bagre-guri *Genidens genidens*, que representou 23,5% do total capturado, seguido por *S. brasiliensis* (9,9%) e pela raia-lixá *Hypanus guttatus* (5,2%). Vale destacar que *G. genidens* foi a espécie dominante em todos os quesitos na área interna do Rio Doce, representando 44,5% da abundância, 74,6% da biomassa, e estando presente em 81,7% dos arrastos realizados nesta área. Nos estuários controle, esta dominância não foi observada. A estrutura da comunidade da ictiofauna estuarina/marinha não demonstrou diferenças entre a área impactada e os estuários indiretamente impactados, conforme demonstrado pela ausência de interações significativas entre os fatores Local (Impacto x Indiretamente impactado) e Estação (seca/chuvosa) (*Material Suplementar AMICS1, Tabela 1*). Por outro lado, as médias de densidade (indivíduos/100m<sup>2</sup>) foram significativamente maiores no Rio Doce, sobretudo em sua área interna, em relação aos estuários indiretamente impactados. Porém, nesta área, houve tendência a diminuição das médias ao longo das estações, enquanto nas áreas internas dos estuários indiretamente impactados, houve tendência ao aumento (*Material suplementar AMICS1, Tabela 2, Figura 1*). As médias de biomassa (g/100m<sup>2</sup>) e riqueza (número de espécies) (*Material Suplementar AMICS1, Tabela 2, Figuras 2 e 3*) não apresentaram diferenças significativas entre o Rio Doce e os estuários indiretamente impactados. As diferenças, quando observadas, ocorreram principalmente entre as estações analisadas dentro de cada área.

Em relação à carcinofauna, o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) continuou sendo a espécie mais comum na área do monitoramento PMBA/Fest, com a maior frequência de ocorrência relativa (40,1%), seguido do camarão *Sicyonia dorsalis* (33,8%), do siri *Callinectes ornatus* (34,4%) e do siri-azul *Callinectes danae* (22,5%). O camarão sete-barbas também representou o maior percentual de biomassa capturada (42,7%; 2946,2 g/100m<sup>2</sup>), seguido dos siris *C. danae* (30,9%; 2133,5 g/100m<sup>2</sup>) e *C. ornatus* (8,7%; 605 g/100m<sup>2</sup>). Quanto à densidade, o camarão *Peisos petrunkevitchi* foi o mais representativo com 78,3% (5050,9 ind./100m<sup>2</sup>), seguido do camarão sete-barbas com 14% (908 ind./100m<sup>2</sup>). A variação da assembleia de crustáceos no Rio Doce foi semelhante àquela observada na área de abrangência das áreas indiretamente impactadas, cuja variação na composição específica de

cada estuário esteve principalmente associada às diferenças espaciais e ambientais entre as suas respectivas áreas internas e externas ao longo das cinco estações analisadas (*Material suplementar AMICS2, Tabela 1*). As análises univariadas da densidade, biomassa e riqueza de espécies de crustáceos apontaram para o mesmo resultado (*Material suplementar AMICS2, Tabela 2, Figuras 1-3*), com a área interna do Rio Doce apresentando os menores valores ao longo de todo o período de monitoramento, havendo um aumento na área externa para os três índices na comparação direta entre a primeira (C1) e a última (S4) estação amostradas.

Após sete anos do rompimento da barragem de Fundão e após quatro anos do início do monitoramento, a ictiofauna e a carcinofauna estuarina/marinha compartilharam alguns padrões de distribuição. Porém, as análises não revelaram diferenças significativas na interação entre estações (chuvosas e secas) e locais (Impactado – Rio Doce; Indiretamente impactados – São Mateus e Piraquê-Açu), indicando que os padrões de variação espaço-temporal destas comunidades ocorreram de forma semelhante no Rio Doce e nos estuários indiretamente impactados, exceto a densidade dos peixes. As espécies de maior abundância e biomassa relativas e, de maior frequência de ocorrência nas amostragens, foram dominantes principalmente nas áreas externas dos estuários estudados. Dentre estas, destacaram-se o camarão sete-barbas (*X. kroyeri*), um importante recurso pesqueiro da costa do Espírito Santo, e os siris *C. danae* e *C. ornatus*. Além destas, foram também bastante representativos o camarão *P. petrunkevitchi*, camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*), o siri *Callinectes sapidus*, a sardinha-dentuça (*C. bleekermanus*), os cangoás (*S. brasiliensis* e *S. rastrifer*) e a sardinha-mole (*P. harroweri*) que em conjunto, foram as principais espécies responsáveis pela estruturação das respectivas comunidades. Tais espécies não representam recursos pesqueiros, exceto o camarão-rosa e o siri *C. sapidus*, mas são abundantes na fauna acompanhante dos camarões sete-barbas e branco (*Litopenaeus schmitti*) ao longo da costa brasileira. Além disso, sustentam redes tróficas, sendo importantes recursos alimentares de outras espécies de peixes, aves e mamíferos marinhos nas zonas costeiras. Adicionalmente, destaca-se o bagre-guri (*G. genidens*), geralmente abundante nos estuários brasileiros, porém resiliente e dominante em estuários afetados por impactos antrópicos. Esta espécie dominou amplamente a abundância relativa e, notadamente, a biomassa relativa na área interna do Rio Doce e do Ipiranga, indicando homogeneidade da ictiofauna destes locais como um sinal de impacto antropogênico.

As diferenças mais marcantes nos indicadores das comunidades de crustáceos ocorreram entre as áreas de cada estuário. Particularmente no Rio Doce, as médias da área externa foram maiores que a da área interna, sobretudo no que diz respeito à riqueza e biomassa. Quanto à ictiofauna, destaca-se maior biomassa na área interna do Rio Doce, especialmente nos períodos chuvosos, provavelmente como um reflexo da dominância de *G. genidens*. Por outro lado, a presença massiva desta espécie não refletiu na riqueza e na equitatividade da comunidade de peixes do Rio Doce, cujos valores variaram pouco entre as áreas interna e externa ao longo do tempo. Devido a esta variação, a dominância na ictiofauna e carcinofauna destas regiões é exercida por poucas espécies, geralmente eurialinas, o que foi observado ao longo dos quatro anos de monitoramento. A ausência de estudos anteriores ao

rompimento da barragem de Fundão, e o consequente desconhecimento dos padrões naturais de variações espaço-temporais nas comunidades de peixes e crustáceos, ainda não possibilitam a correlação direta dos padrões observados até o presente momento com os potenciais efeitos do rompimento na área impactada.

Com a adoção do desenho amostral *Beyond-BACI* (*Before-After Control-Impact*) considerando a ausência de dados pretéritos e referências na literatura, e a atual abrangência temporal de amostragens pós impacto (quatro anos, cinco campanhas), é possível detectar nas áreas próximas a foz do Rio Doce e APA Costa das Algas, atingidas diretamente pela lama de rejeito, alterações persistentes na assembleia de peixes recifais para os indicadores de abundância, composição e diversidade de espécies quando comparadas a áreas sob menor efeito da lama, denominada zonas “Controles”. Dentre as zonas Controle, estão: C1 = os Esquecidos, C2 = Cassurubá, C3 = Parcel dos Paredes, C4 = PARNA Abrolhos, que consistem em recifes predominantemente biogênicos localizados ao norte da foz do Rio Doce; e C5 = Vitória e C6 = Guarapari, recifes predominantemente rochosos localizados ao sul da foz do Rio Doce (*Material suplementar AMICS6, Figura 1*).

De maneira geral no Ano 4, as menores médias de abundância, biomassa, riqueza e diversidade de peixes recifais foram observadas na zona Impacto (*Material suplementar AMICS6, Figura 2*). Na área norte (zonas C1-C4 e Impacto, *Material suplementar AMICS6, Figura 1*) as assembleias de peixes recifais amostradas na zona Impacto apresentaram diferenças significativas para abundância, composição e equitatividade (índice de Pielou), quando comparado com as zonas Controle C1-C4, indicado pelo contraste (I vs. C) (PERMANOVA; *Material suplementar AMICS6, Tabela 1-3*). Adicionalmente, efeitos temporais na resposta ao impacto (identificado através da interação T x 'IvsC') foram observados para a biomassa, composição, e diversidade de Margalef na área norte (PERMANOVA e NMDS, *Material suplementar AMICS6, Tabelas 1-3*). Diferenças significativas na diversidade de espécies raras (0D), abundantes (1D) e dominantes (2D) foram detectadas entre zonas Impacto e Controle quando comparadas entre os setores ao longo do tempo, indicado pela interação “T (S (I vs. C))” (PERMANOVA, *Material suplementar AMICS6, Tabela 4, Figura 3*).

Na área sul, diferentemente dos anos anteriores, não foram detectadas diferenças significativas entre Impacto e Controles para abundância, biomassa e os índices de diversidade (PERMANOVA; *Material suplementar AMICS6, Tabelas 5-7*). Contudo, efeitos temporais na resposta ao impacto (identificado através da interação T x 'IvsC') foram observados para equitatividade (índice de Pielou) na área sul (PERMANOVA, *Material suplementar AMICS6, Tabela 7*). Diferenças na diversidade de espécies raras (0D), abundantes (1D) e dominantes (2D) entre as zonas Impacto e Controle foram detectadas quando comparadas entre setores, indicado pela interação “S (I vs. C)” (PERMANOVA, *Material suplementar AMICS6, Tabela 8*). De maneira geral, a zona Impacto possui menores valores destes três índices de diversidade, especialmente o de espécies raras (0D) quando comparado a todas as zonas Controle (*Material suplementar AMICS6, Figura 3*).

Considerando toda a composição das assembleias de peixes recifais, os resultados encontrados são similares aos dos Anos 1, 2 e 3 (RRDM, 2021). A zona Impacto permaneceu mais homogênea entre si na área norte (NMSD, *Material suplementar AMICS6, Figuras 4A*), e relativamente homogênea com as demais zonas na área sul, indicando uma homogeneização na composição de espécies nesta área (NMSD, *Material suplementar AMICS6, Figuras 4B*). O mesmo padrão se manteve temporalmente para a área norte (NMSD, *Material suplementar AMICS6, Figura 5*), e para a área sul (NMSD, *Material suplementar AMICS6, Figura 6*).

Com relação aos grupos tróficos de peixes recifais na área norte, a abundância de piscívoros (FC) e invertívoros móveis (IM), dois grupos que abrangem as maiores diversidades espécies, foi significativamente menor zona Impacto comparado as zonas Controle (C1-C4), e para os demais grupos não houve diferença significativa (PERMANOVA, *Material suplementar AMICS6, Tabelas 9-18*). Já para a área sul, a abundância de piscívoros, herbívoros-detritívoros e onívoros foi significativamente menor na zona Impacto comparado as zonas Controle (C5-C6), e para os demais grupos não houve diferença significativa (PERMANOVA, *Material suplementar AMICS6, Tabelas 19-28, Figura 7*). Para a biomassa na área norte, apenas os planctívoros apresentaram valores significativamente diferentes (PERMANOVA, *Material suplementar AMICS6, Tabela 18*), sendo o maior valor de biomassa do grupo encontrado na zona Impacto (*Material suplementar AMICS6, Figura 8*), tendência que foi fortemente influenciada pela amostragem da campanha 5, na qual pôde-se verificar um aumento na abundância e biomassa de planctívoros (*Material suplementar AMICS6, Figuras 7 e 8*). Para área sul, a biomassa de onívoros foi a única que diferiu entre as zonas (PERMANOVA, *Material suplementar AMICS6, Tabela 26*), com valores significativamente menores na zona Impacto comparado às zonas Controle (C5-C6) (*Material suplementar AMICS6, Figura 8*).

Até o presente momento, as variáveis bióticas (composição da comunidade bentônica) estão sendo processadas. Por isto, a Análise de Redundância (RDA) foi conduzida utilizando-se apenas as variáveis abióticas. As variáveis de temperatura, rugosidade e porcentagem de substrato recifal foram importantes preditoras da diversidade de peixes recifais (*Material suplementar AMICS6, Figura 9*) considerando todas as zonas em conjunto.

As espécies mais abundantes no Ano 4 foram similares às do Ano 3, com diferença para as espécies *Anisotremus virginicus* (invertívoro móvel) e *Chromis multilineata* (planctívoro), que entraram no ranking das 10 espécies mais abundantes no Ano 4. Considerando os quatro anos de amostragem de forma conjunta, as 10 espécies mais abundantes se mantiveram as mesmas, com exceção do peixe-cirurgião *Acanthurus coeruleus* (herbívoros-detritívoros), que foi substituído pela espécie *Anisotremus virginicus* (invertívoro móvel) (*Material suplementar AMICS6, Figura 10*).

A província Brasileira é uma província com baixa diversidade de espécies de peixe recifal comparada às demais províncias biogeográficas no mundo. Isso é normalmente relacionado com a baixa redundância de um ecossistema, significando que a perda de poucas espécies pode resultar na perda de funções ecológicas e serviços ecossistêmicos. A baixa abundância e biomassa de peixes herbívoros-detritívoros na zona I é preocupante por causa do papel importante que esse grupo trófico

desempenha para o funcionamento dos sistemas recifais. O que a perda de espécies raras e comuns significa para o ecossistema ainda é uma discussão para estudos futuros. A dificuldade de avaliar e entender os efeitos por causa da falta de dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão também ressalta a importância do monitoramento contínuo e séries temporais de longa duração nos ambientes recifais.

Cinquenta e nove espécimes de peixes marinhos foram avaliados molecularmente no primeiro semestre do Ano 4. Destes, 36 apresentaram um percentual de homologia de 99 a 100% em pelo menos um dos bancos de sequências de DNA, usados para comparação (*GenBank* e *Bold*). Em 18 espécimes (50%), representando 15 espécies e 13 famílias, a identificação molecular e morfológica foram congruentes (*Material Suplementar AMICS3, Tabela 1, Figuras 1-14, Quadros 1 e 2*); em 13 espécimes (36,11%), representando 11 espécies e oito famílias, a identificação molecular e morfológica foram incongruentes (*Material Suplementar AMICS3, Tabela 1, Figuras 1-14, Quadros 1 e 2*); cinco espécimes (13,89%), identificados morfolologicamente até o nível de gênero, foram identificados molecularmente até nível de espécie: *Hemicaranx amblyrhynchus*, *Hippocampus erectus* (n = 2), *Notarius grandicassis* e *Serranus flaviventris* (*Material Suplementar AMICS3, Tabela 1, Figuras 1-14*). Nos quatro anos de estudo, 1.044 espécimes de peixes marinhos foram identificados via DNA *Barcoding*, representando 211 espécies e 64 famílias: 894 espécimes apresentaram um percentual de homologia entre 99 e 100%; em 582 espécimes (65,1%), de 129 espécies e 53 famílias, a identificação morfológica e molecular foram congruentes (*Material Suplementar AMICS3, Tabela 1, Figuras 1-14*); em 250 espécimes (27,96%), de 92 espécies e 30 famílias, a identificação morfológica e molecular foram incongruentes (*Material Suplementar AMICS3, Tabela 1, Figuras 1-14*); 62 espécimes (6,93%) identificados morfolologicamente até o nível de gênero foram identificados molecularmente até o nível de espécie (*Material Suplementar AMICS3, Tabela 1, Figuras 1-14*).

Para avaliação do recrutamento de pós-larvas no ambiente estuarino adotou-se um desenho de impacto *Beyond-BACI*, em que não há dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão, portanto, confrontamos a área impacto (foz do Rio Doce) com 3 áreas controle (foz do rio Piraquê-Açu, São Mateus e Mucuri), de forma que, para que possamos atestar o efeito do impacto (através do fator I vs C), a variância entre os Controles deve ser menor que a variância interna da zona Impacto para se obter significância estatística. Desta forma, se o impacto existir, ele deve ser superior a influência da variabilidade ambiental dos diferentes controles para que o efeito seja significativo. O recrutamento larval de peixes marinhos em última instância define a população adulta, portanto a compreensão da variabilidade espaço-temporal e das forçantes (antrópicas ou naturais) que influenciam esse processo são fundamentais para nortear ações mitigadoras e/ou de restauração da biodiversidade. A influência do rompimento da barragem do Fundão na diferenciação espacial entre a zona impacto (Rio Doce) e os rios controles (Piraquê-Açu, São Mateus e Mucuri) segue persistente ao longo dos anos de monitoramento, principalmente no que se refere ao parâmetro de turbidez, sempre maior no Rio Doce (*Material Suplementar AMICS4, Tabela 1, Figura 1*). A flutuação temporal dos fatores ambientais é

fundamental para o estudo do recrutamento de peixes, pois afetam diretamente o sucesso reprodutivo, a distribuição e a sobrevivência das espécies, especialmente no período larval.

Nesse contexto, ao longo do Ano 4 foi observado uma redução na abundância total de pós-larvas de peixes (~3,6 vezes menor do que em relação à média dos anos anteriores), e um aumento médio de 60% da riqueza específica em relação aos Anos 1 e 2, porém 20% menor que no Ano 3 (*Material Suplementar AMICS4, Tabelas 2 e 3*).

Dos indicadores ecológicos utilizados, a biomassa total média de pós-larvas de peixes e a diversidade de espécies comuns ( ${}^1D$ ) foram estatisticamente menores na zona impacto em relação à média dos controles (IvsC), mas também variaram significativamente ao longo dos períodos amostrais (IvsC×T), juntamente com outros indicadores como a abundância e os descritores da diversidade verdadeira ( ${}^0D$  e  ${}^2D$ ), riqueza,  $H'$  e  $J'$  (*Material Suplementar AMICS4, Tabelas 4 e 5, Figura 3*), indicando que os efeitos do impacto sobre a assembleia de pós-larvas somente pode ser percebido em períodos específicos do monitoramento, padrão já observado em relatórios anteriores e relacionado aos eventos de ressuspensão e frentes meteoceanográficas. Já o comprimento total médio das pós-larvas apresentou um padrão recorrente ao longo de todo o monitoramento, onde larvas de menores tamanhos foram capturadas na zona impacto (Rio Doce) em comparação com a média dos demais controles (*Material Suplementar AMICS4, Figura 5*), o que poderia indicar (i) mortalidade seletiva de larvas de espécies maiores tamanhos como as pertencentes às famílias Clupeidae e Engraulidae (*Material Suplementar AMICS4, Figura 2*) ou (ii) maior capacidade de evitar a captura pelas armadilhas luminosas empregadas (ver RRDM, 2020). Somado aos indicadores testados seguimos observando espécimes com lama aderida a superfície corpórea oriundos da foz do Rio Doce (*Material Suplementar AMICS4, Figura 6*), o que sugere um provável (e persistente) efeito da lama sobre o recrutamento de espécies marinhas que somente podem ser comprovados com o seguimento temporal das coortes destas espécies e/ou análises fisiológicas e histológicas. Contudo, com a integração dos dados do ano 4 no monitoramento, o comprimento total médio foi significativo apenas com o fator tempo, não apresentando diferenças entre as zonas de impactos e os controles (I vs C). Por fim, a composição de espécies demonstrou uma significativa variação espaço-temporal, o que tende a ser um reflexo de uma intensa atividade reprodutiva das espécies durante os meses mais quentes, contribuindo, assim, com a manutenção da heterogeneidade entre os períodos e as zonas de monitoramento (*Material Suplementar AMICS4, Figura 7*).

O equilíbrio dinâmico demonstrado ao longo do tempo de alguns de nossos indicadores de recrutamento larval podem indicar uma maior rotatividade da ictiofauna nesses ambientes, o que pode ser um reflexo da chegada de maior número de pós-larvas e, conseqüentemente, do sucesso reprodutivo das espécies. Contudo, somente a continuidade do monitoramento nos permitirá avaliar se (i) as variações temporais são naturais e reflexo de flutuações no sucesso de eventos reprodutivos ou (ii) se trata de uma resposta estável de recuperação crescente ao longo do tempo.

Com relação aos ambientes recifais, também foi possível observar uma separação espacial que se manteve constante ao longo dos anos de monitoramento quanto a distância da costa, onde os recifes mais costeiros (PP e CA) estiveram mais associados a maior influência mareal, altos níveis de turbidez e menores de oxigênio, que os recifes *offshore* (ABR e PAB). Nesse contexto, as variáveis de maior influência como temperatura, profundidade, maré e oxigênio foram as responsáveis pela separação dos grupos nesses ambientes (*Material Suplementar AMICS4, Tabela 7*).

Com relação aos indicadores observou-se uma menor abundância de pós-larvas no ano 4 quando comparada aos anos anteriores (*Material Suplementar AMICS4, Tabelas 8 e 9, Figura 8*). Todos os descritores ecológicos (abundância, biomassa, comprimento médio, composição de espécies, riqueza, diversidade, equitatividade e diversidade verdadeira) não apresentaram diferenças entre as localidades amostradas, sendo apenas significativos na interação do espaço com o tempo (ZxT) (*Material Suplementar AMICS4, Tabelas 10-12, Figuras 8-10*), indicando grande variabilidade temporal nos indicadores monitorados. Quanto a distribuição de frequências de tamanho, observa-se um deslocamento modal que cresce em direção aos recifes costeiros (*Material Suplementar AMICS4, Figura 11*), o que pode ser um reflexo do deslocamento de diferentes estágios de desenvolvimento entre locais de desova (próximos ao talude para várias espécies recifais) e o ambiente de recrutamento. Por fim, a composição de espécies apresentou diferenças significativas na interação Tempo vs. Zona, demonstrando forte influência temporal no aporte larval a esses ambientes (*Material Suplementar AMICS4, Figura 12*).

As análises espaço-temporais dos indicadores de impacto aqui empregados não identificaram, até o momento, alterações na composição e recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes recifais monitorados em resposta ao rompimento da barragem de Fundão. Considerando que os sistemas frontais atuam na dispersão e ressuspensão da lama de rejeito para escalas espaciais ainda maiores, os dados obtidos até o momento, auxiliam no entendimento dos padrões ecológicos regionais, o que é fundamental para a continuidade dos monitoramentos e a realização de novas avaliações.

A análise temporal das métricas de diversidade trófica (nicho isotópico, amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  e amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$ ) com base em modelos isotópicos englobou cinco espécies que habitam o estuário do Rio Doce, são elas: amoré-flecheiro (*Ctenogobius* spp.), amoré-lira (*Evorthodus lyricus*), bagre-guri (*G. genidens*), carapicu (*Eucinostomus argenteus*) e peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*). Estes peixes vivem associados a fundos arenosos, lamosos ou a vegetação marginal do estuário do Rio Doce e, por isso, podem responder diferentemente às perturbações no ambiente. O nicho isotópico de todas as espécies, exceto o peixe-cachimbo, aumentou entre 2015 (pré-impacto) e 2016 (pós-impacto), diminuiu em 2019 e se manteve estável até 2021/2 (*Material Suplementar AMICS5, Figura 1*). A amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  decresceu notavelmente após a coleta de 2015 (pré-impacto) até 2020/1, mas tal tendência não se manteve nas amostragens subsequentes. A única exceção foi o carapicu, que apresentou uma redução na amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  entre 2015 e 2021/2. Por outro lado, a tendência de decréscimo da amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$  após a coleta de 2016, reportada no RSE2021, persistiu até a coleta de 2021/2 (*Material Suplementar AMICS5, Figura 1*). A única espécie que não apresentou tal padrão foi o peixe-

cachimbo. Diferentemente das métricas de diversidade trófica, a razão carbono–nitrogênio (C:N) evidenciou um padrão uniforme entre as espécies ao longo das amostragens (*Material Suplementar AMICS5, Figura 2*). A razão C:N é um parâmetro bioquímico que serve como indicador da concentração de lipídios em tecidos de peixes e outros animais. As regressões lineares indicaram diminuição das concentrações de lipídios em função do tempo (i.e., amostragens), a qual pode estar associada a um efeito crônico do rompimento da barragem de Fundão na estocagem de energia (lipídios) pelos peixes. Isso pode ocorrer em função de menor disponibilidade de presas consideradas “ótimas” no estuário do Rio Doce ao longo do tempo. No entanto, tal investigação será aprofundada, como previsto no plano de trabalho do PMBA/Fest, via comparações espaciais entre Rio Doce e áreas controle a fim de verificar a hipótese de que os peixes estuarinos no Rio Doce estão sujeitos a uma dieta de menor qualidade.

O indicador diversidade genética continua se mostrando de extrema importância na verificação da capacidade de adaptação dos peixes estuarinos e recifais às mudanças ambientais ocasionadas pelo rompimento da barragem de Fundão. As análises e comparações da diversidade genética foram realizadas utilizando oito espécies comerciais e ecologicamente importantes de peixes estuarinos (*P. harroweri*, *Lycengraulis grossidens*, *Trinectes paulistanus*, *Conodon nobilis* e *Larimus breviceps*) e marinhos (*Lutjanus analis*, *Cephalopholis fulva*, *E. morio*) por meio de marcadores microssatélites, ao longo do gradiente de impacto da lama de rejeitos da foz do Rio Doce e áreas adjacentes. Em comparação com os dados apresentados no relatório RT39D, acrescentamos dados de uma espécie estuarina, o *C. nobilis*, e melhoramos o número de marcadores moleculares usados e/ou número de amostras para todas as espécies avaliadas, exceto *T. paulistanus*, além de refinar a análise de dados incorporando novas abordagens complementares.

Os menores índices de diversidade genética foram observados para as espécies *C. fulva*, *L. breviceps* e *C. nobilis*, sendo uma espécie de peixe recifal e duas espécies de peixes estuarinos, nesta ordem (*Material Suplementar AMICS7, Tabelas 1 e 2*). Esses resultados também foram obtidos no relatório RT39D para *C. fulva* e *L. breviceps*, a novidade foi *C. nobilis* que apresentou uma diversidade genética menor que *T. paulistanus*. De forma geral, ao avaliar a riqueza alélica (índice de diversidade genética que independe do tamanho amostral), as espécies apresentaram valores menores que o Ano 3, porém maior que os Anos 1 e 2. A exceção foi *T. paulistanus* que apresentou aumento da riqueza alélica ao longo dos anos. Adicionalmente todas as populações amostradas de todas as espécies apresentaram valores de *M-ratio* abaixo do valor crítico de 0,68, especialmente *P. harroweri* e *L. grossidens*, ambas espécies estuarinas e de hábito pelágico (*Material Suplementar AMICS7, Tabelas 1 e 2*), sugerindo que vivenciaram ou estão vivenciando redução recente em seu tamanho populacional, o que inspira cuidados quanto a sua viabilidade populacional a longo prazo.

Similarmente, o coeficiente de endogamia (Fis) (*Material Suplementar AMICS7, Tabela 1*) mostrou valores positivos e significativos nas populações de espécies estuarinas e para a espécie recifal *L. analis*, indicando excesso de homozigotos nos sítios amostrais e consequente acasalamento não aleatório entre os indivíduos, indo de encontro com a recente redução populacional observada em todas as espécies. Já a espécie recifal *C. fulva* apresentou excesso de heterozigotos para as áreas 3 e 4 (Fis

<0) e excesso de homozigotos para áreas 1 e 2 (Fis >0). Apenas *E. morio* apresentou valores não significativos o que pode ser provavelmente atribuído ao acasalamento aleatório dos indivíduos (*Material suplementar AMICS7, Tabela 2*).

Todas as espécies apresentaram, em maior ou menor grau, diferenciação genética significativa entre as localidades estudadas com valores moderados a altos (*Material Suplementar AMICS7, Tabelas 3 e 4*). A exceção foi *L. breviceps* onde apenas a população do rio Caravelas se diferenciou das demais localidades, assim como *C. fulva*, onde as populações das áreas 1 e 3 apresentaram baixa diferenciação genética.

Uma novidade em relação ao relatório RT39D (RRDM, 2022) foi a comparação de diferentes abordagens de avaliação da estrutura genética populacional através de distintos algoritmos como STRUCTURE (*Material Suplementar AMICS7, Figuras 1 e 2*), Geneland (*Material Suplementar AMICS7, Figuras 3 e 4*) e análise discriminante de componentes principais (DAPC) (*Material Suplementar AMICS7, Figuras 5 e 6*), o que, juntamente com o aumento no número amostral e de marcadores utilizados, permitiram uma maior resolução dos grupos genéticos distribuídos na área amostral. Como resultado direto, nenhuma das espécies estuarinas foi considerada panmítica (*Material Suplementar AMICS7, Figuras 1, 3 e 5*). Em 3 das 5 espécies estudadas as amostras do Rio Doce se diferenciam das demais localidades (*Material suplementar AMICS7, Figuras 5a-c*), enquanto para *L. breviceps* as amostras do rio Caravelas se distinguem das demais, e as amostras do rio Ipiranga foram diferentes em *C. nobilis* (*Material suplementar AMICS7, Figuras 5d-e*). Para as espécies recifais a combinação de diferentes algoritmos também resultou em uma melhora do refinamento dos resultados. *Epinephelus morio* apresentou estruturação entre as populações amostradas de forma que todas as áreas foram estatisticamente distintas entre si, resultado que não havia sido observado até o momento (*Material Suplementar AMICS7 Figuras 2, 4 e 6*).

Complementarmente, a análise de fluxo gênico revelou a importância relativa das populações de peixes estuarinos para a manutenção das populações de peixes (*Material Suplementar AMICS7 Figura 8*), corroborando o discurso de altos níveis de fluxo gênico do relatório RT39D (RRDM, 2022). Enquanto para *C. nobilis* o estuário do rio Caravelas atua como fonte (larvas e/ou adultos) para os demais estuários, para *L. grossidens* o estuário do rio São Mateus é por sua vez a origem do fluxo gênico para os demais estuários. Já o rio Ipiranga demonstrou-se relevante para a conexão com as populações do rio Caravelas (*P. harroweri*) e São Mateus (*T. paulistanus*). É importante ressaltar que o Rio Doce não foi considerado relevante fonte de indivíduos para nenhuma das populações amostradas de nenhuma das espécies, exceto para *L. breviceps*, onde a distinção do rio Caravelas das demais localidades se dá pelo recebimento de imigrantes oriundos dos rios mais ao sul, Rio Doce e do rio Ipiranga (*Material Suplementar AMICS7, Figura 7*). Por outro lado, para as espécies recifais observamos a ausência total de fluxo gênico significativo em *E. morio*; a população panmítica de *L. analis* e uma grande mistura entre as áreas estudadas sendo as populações dos extremos amostrais as fontes de indivíduos para as demais; e a importância da área 3 (impacto) como fonte para as demais em *C. fulva* (*Material Suplementar AMICS7, Figura 8*).

Os indicadores da diversidade genética foram mais efetivos na detecção de alterações para as espécies estuarinas quando comparado às espécies recifais, tendo em vista que: i) estuários são corpos de água com circulação de água mais restrita que o ambiente marinho adjacente, de modo que os efeitos do impacto do rompimento da barragem de Fundão são mais persistentes nesse ambiente; ii) os quatro estuários amostrados foram afetados em algum nível pela pluma de maior densidade da lama de rejeito, diferentemente da plataforma marinha adjacente (Mapa 3 - Nota Técnica n° 23/2017/Tamar-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio) e; iii) o hábito de vida destas espécies, permite estabelecer correlações entre os efeitos do alto aporte de sedimento e a estrutura genética destas espécies. Por outro lado, não há evidências suficientes de que a lama de rejeito possa ter influenciado diretamente na redução da riqueza alélica das espécies recifais. A combinação de dados genéticos aqui fornecidos endossa a hipótese de que a pluma de rejeitos de mineração contribuiu para a perda de diversidade genética e estruturação genética nas espécies de peixes analisadas, principalmente as espécies estuarinas, uma vez que, a redução do tamanho efetivo populacional, evidenciado pela redução recente observada, causa uma perda em proporções maiores, sobre a riqueza alélica, além da exposição à poluição por metais pesados ao decorrer do tempo pode afetar a diversidade genética em populações de peixes, favorecendo genótipos resistentes, aumentando taxas de mutação e consequentemente alterando fluxo gênico entre as áreas.

Durante o período de outubro de 2021 a março de 2022 (Ano 4) as atividades da telemetria acústica estuarina incluíram a obtenção de novos transmissores e receptores acústicos, marcação de robalo-peva (*Centropomus parallelus*) e instalação de receptores acústicos no Rio Doce (*Material Suplementar AMICS8, Tabela 1, Figura 1*). Embora nenhum indivíduo tenha sido detectado nesse período, o uso de habitat do robalo-peva no Rio Doce e São Mateus foi avaliado por meio de modelos aditivos generalizados de efeito mistos (GAMMs), com o objetivo de verificar o efeito espaço-temporal e de variáveis ambientais no movimento vertical dos indivíduos. Para isso, um total de 8.678 detecções acústicas de profundidades obtidas no Ano 1 e Ano 2 foram utilizadas e uma série de 55 GAMMs desenvolvidos e selecionados por meio do critério de informação de Akaike (AIC).

Entre os modelos desenvolvidos e avaliados, o GAMM incluindo o estuário como fator fixo (Rio Doce ou São Mateus) não melhorou o desempenho do modelo em comparação ao modelo nulo (AIC). Esse resultado também indicou que a distribuição em profundidade dos robalos-peva nos estuários do Rio Doce e São Mateus é similar. O modelo com melhor ajuste ao conjunto de dados explicou 45.5% do desvio ( $R^2\text{-adj} = 0.45$ ) e incluiu os fatores aleatórios indivíduo ID (16 indivíduos) e receptor ID (10 receptores), o fator fixo período do ano (seco ou chuvoso) e os preditores contínuos suavizados (i.e., *smooths*) horário do dia (0 a 24), nível da maré (0 a 2,5 m), luminosidade da lua (0 a 1) e interações (*Material Suplementar AMICS8, Tabela 2*). Foi observado uma variação interindividual moderada nas distribuições de profundidade dos robalos-peva (*Material Suplementar AMICS8, Figura 2*), com efeito significativo do indivíduo ID no intercepto do modelo. O efeito aleatório do receptor ID teve apenas um efeito marginal no intercepto (*Material Suplementar AMICS8, Tabela 2*).

A profundidade de detecção dos robalos-peva nos estuários do Rio Doce e São Mateus foi significativamente menor no período seco em comparação ao período chuvoso (*Material Suplementar AMICS8, Figura 3A*). Adicionalmente, o horário do dia, o nível da maré, e a luminosidade da lua variaram significativamente nos diferentes níveis do período do ano, com um padrão distinto entre o período seco e chuvoso (*Material Suplementar AMICS8, Tabela 2, Figura 3*). Apesar disso, as interações significativas indicaram que o efeito do nível da maré na distribuição de profundidade dos robalos-peva é dependente do horário do dia e da luminosidade da lua (e vice-versa) nos diferentes níveis do fator período do ano (*Material Suplementar AMICS8, Tabela 2, Figura 4*). O efeito das marés mais altas ( $> 2$  m) no movimento vertical dos robalos-peva foi maior no período seco em comparação ao período chuvoso; um efeito positivo foi observado entre 2h e 8h e um efeito negativo entre 9h e 15h. Em outras palavras, o resultado indica um uso consistente pelo robalo-peva de ambientes rasos durante os períodos de maré alta, possivelmente ambientes marginais dos estuários (ex., manguezais) que não estão acessíveis durante as marés mais baixas (*Material Suplementar AMICS8, Figuras 3C e 4A*). Em contraste, durante as marés mais baixas ( $< 1$  m), um efeito positivo por volta do meio-dia foi verificado, sendo mais expressivo durante o período chuvoso. Esse resultado demonstra um deslocamento dos robalos-peva para habitats mais profundos durante as marés baixas que ocorrem próximas ao meio-dia, período em que esses habitats se encontram com alta luminosidade e disponibilidade de oxigênio (PMQQS, 2022). Em ambos os períodos do ano, o efeito dos níveis medianos de maré (1 m a 2 m) ao longo do horário do dia foi menos evidente (*Material Suplementar AMICS8, Figura 4*). A distribuição de profundidade dos peixes também foi impulsionada pela interação do horário do dia e luminosidade da lua nos diferentes níveis do fator período do ano, sendo o efeito da interação mais evidente durante o período chuvoso (*Material Suplementar AMICS8, Tabela 2, Figura 4*). Nesse período, um efeito fraco, mas positivo, foi observado entre 5h e 15h durante os períodos de menor luminosidade da lua ( $< 0,25$ ). Quando a luminosidade da lua foi superior a 0,75, um efeito positivo foi observado em torno do nascer do sol ( $\sim 5$  h) em ambos os períodos do ano, embora tenha sido mais evidente no período chuvoso em comparação ao período seco (*Material Suplementar AMICS8, Tabela 2, Figura 4*).

O acúmulo de metais traços em otólitos de peixes é influenciado não apenas pela química da água, dieta, biodisponibilidade, afinidade fisiológica do otólito de carbonato de cálcio por diferentes metais e tempo de exposição, mas também por vários fatores que ainda não são totalmente compreendidos. Utilizando análises microquímicas do otólito de três espécies de peixes com importância econômica e ambiental (*Centropomus parallelus*, *C. undecimalis* e *G. genidens*) coletados a pouco mais de três anos do rompimento da barragem de Fundão, para determinar a presença da lama do rejeito na região estuarina do Rio Doce, bem como nos estuários adjacentes (Ipiranga, São Mateus e Caravelas), observamos que o bagre-guri (*G. genidens*) mostrou ser uma espécie biomarcadora de cronologicamente, preenchendo a maioria dos requisitos para uma espécie sentinela, como: abundância, facilidade de captura, importância econômica, tolerância a variações ambientais e impactos antrópicos e padrão migratório restrito (baixa conectividade entre estuários).

Avaliando os elementos químicos presentes na lama de rejeito da barragem de Fundão, ferro (Fe) e manganês (Mn), além do bário (Ba) (indicador de água doce) nas bordas (momento da captura dos exemplares) dos otólitos do bagre-guri (*G. genidens*), podemos destacar que o estuário do Rio Doce apresentou maior razão Fe:Ca em comparação com os outros dois estuários (Ipiranga e São Mateus), devido ao fato de o estuário do Rio Doce ter sido diretamente impactado pela lama da mineração de minério de ferro da barragem de Fundão em novembro de 2015. Além disso, o estuário do Rio Doce também teve uma exposição mais intensa e mais longa do que os outros estuários. Na borda do otólito a razão Fe:Ca foi cerca de três vezes maior que a de São Mateus e quatro vezes a do estuário do Ipiranga. Essa concentração é explicada pela evidência de efeitos crônicos contínuos da contaminação por metais residuais na biota. Considerando o histórico de incorporação de elementos/Ca em *Genidens*, o perfil médio da relação Fe/Ca (entre núcleo e a borda do otólito) foi aproximadamente cinco vezes maior do que nos outros estuários. Ao contrário dos perfis das razões médias de Ba:Ca e Mn:Ca, que apresentaram picos expressivos, indicando alta concentração do elemento referente à chegada da lama de rejeito, o perfil médio da razão Fe:Ca não apresentou. No entanto, uma alta razão Fe:Ca foi observada ao longo da vida dos peixes. Isso provavelmente ocorre porque a bacia do Rio Doce é rica em ferro no solo e que 57% da composição química do resíduo da barragem era composta por ferro. Portanto, a região estuarina do Rio Doce sempre recebe cargas de ferro continuamente elevadas e, portanto, não apresenta valores de pico de aumento de concentração. Já a razão Mn:Ca na borda do otólito foi maior no estuário do Rio Doce do que nos demais estuários, apresentando a maior concentração do metal, mais de três anos após a chegada da lama de rejeitos na porção estuarina do Rio Doce, tendo como fatores os mesmos apresentados para o Fe. O bário, elemento utilizado como indicador de água doce nos estudos de migração utilizando a microquímica dos otólitos, mostrou uma alta razão no perfil cronológico médio da razão Ba:Ca no estuário do Rio Doce frente aos demais estuários. Além do estuário do Rio Doce sofrer maior exposição a rejeitos em relação aos demais estuários da região, a penetração de água salgada nesse ambiente é reduzido devido a fisiografia do estuário. Como os níveis de Ba na água estão associados a diferentes fontes, a concentração estuarina de Ba pode aumentar com o escoamento terrestre. Normalmente, sob esta influência, os valores da razão Ba/Ca dos otólitos variam em sentidos opostos em relação à salinidade mais notadamente, em regiões estuarinas com salinidades inferiores a 20. Portanto, a razão Ba/Ca é amplamente utilizada como *proxy* da salinidade.

Embora o mecanismo por trás da incorporação de oligoelementos nos otólitos de peixes seja complexo e ainda pouco compreendido, a química dos otólitos tem sido consistentemente usada para estudos ecológicos, e recentemente, estudos com foco em marcadores biogeoquímicos naturais nossos resultados mostrou que o uso da microquímica dos otólitos foi satisfatório como biomarcador de poluição ao longo do tempo, principalmente utilizando o bagre-guri (*G. genidens*).

Nos níveis mais elevados da cadeia trófica, o PMBA/Fest compreende levantamentos realizados na megafauna marinha (cetáceos, tartarugas e aves) e realiza análises em relação à genética, saúde, comportamento (uso do *habitat*) e contaminação por elementos e compostos químicos.

Com relação aos **Cetáceos** na área que abrange a região da foz do Rio Doce até a foz do Rio Piraquê-Açu, de setembro de 2018 a março de 2022 (*Material Suplementar AMCS1*), o monitoramento evidenciou a ocorrência de botos-cinza, incluindo indivíduos imaturos, realizando comportamento de alimentação na área criticamente afetada pelo rejeito. Por monitoramento embarcado foi realizado um total de 1658 avistagens, que representou 562 grupos observados (*Material Suplementar AMCS2, Figura 1*), predominantemente nas faixas de profundidades de 15,1 a 20 m (39,3%, N= 221). Outras três espécies de cetáceos foram avistadas ao longo do monitoramento embarcado: quatro grupos de *Pontoporia blainvillei*, 13 grupos de *Megaptera novaengliae*, com quatro filhotes e uma avistagem de *Steno bredanensis*. No monitoramento por ponto fixo, no qual a visualização é próxima a costa (baixas profundidades), foi registrado um total de 285 grupos de *S. guianensis*, sendo 117 grupos avistados nos pontos fixos localizados em Linhares (ponto A, N= 21 grupos; ponto B, N= 96 grupos) e 168 grupos avistados nos pontos localizados em Aracruz (ponto A, N= 56 grupos; ponto B, N= 112 grupos) (*Material Suplementar AMCS2, Figura 2*). Em Linhares foram identificados 15 grupos de *Sotalia guianensis* com indivíduos imaturos em sua composição, enquanto em Aracruz 67 grupos apresentaram indivíduos imaturos. O comportamento de alimentação foi registrado em 40,8% dos grupos em Linhares e em 61% dos grupos em Aracruz. Por meio dos pontos fixos de Linhares, também foi registrada uma avistagem de *Megaptera novaengliae* seis grupos da espécie *P. blainvillei*. No período chuvoso do Ano 4, com o monitoramento embarcado foram registradas 401 avistagens de *S. guianensis*, distribuídas em 138 grupos (*Material Suplementar AMCS2, Figura 3*), observados predominantemente nas faixas de profundidades de 15,1 a 20 m (54,3, N= 75) e 10,1 a 15 m (23,18%, N= 32). A presença de indivíduos imaturos foi registrada em 17 grupos, ficando abaixo do observado para o Ano 3, quando foi registrado o maior número de imaturos (N= 24). O comportamento de alimentação foi registrado em 25,17% (N= 37) dos grupos observados. Através do monitoramento por ponto fixo foram realizadas 78 avistagens em Linhares e 72 em Aracruz por meio dos pontos fixos (A+B), distribuídas em 22 e 30 grupos, respectivamente. Assim como nos anos anteriores, o número de avistagens registrado nos pontos B (praia) foi superior aos pontos A (rio), em ambas as áreas amostrais, chegando a ser três vezes maior em Linhares (ponto A, N= 19, ponto B, N= 59). A partir do Ano 3, o número de indivíduos imaturos registrados na composição dos grupos passou a apresentar uma diferença menor entre as áreas em relação aos anos anteriores, com quatro registros em Linhares e seis em Aracruz no Ano 3, e 10 registros em Linhares e 13 em Aracruz no Ano 4. O registro de comportamento de alimentação foi semelhante em ambas as áreas amostrais, observado em 17 grupos nos pontos fixos de Linhares e em 21 grupos nos pontos fixos de Aracruz. Apesar da diferença em números absolutos, as análises não demonstraram diferenças estatisticamente significativas.

Quanto ao monitoramento de encalhes de cetáceos, durante o período chuvoso (outubro a março) do Ano 4, foram registradas 35 ocorrências de encalhes de cetáceos, representando oito gêneros diferentes. Apenas duas espécies tiveram mais de um registro, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) com 80% (n=28) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*) com 20% (n=7) (*Material suplementar AMCS3, Quadro 1*). Para ambas as espécies houve uma predominância de Códigos Avançados de Decomposição (COD IV e V) o que naturalmente não favoreceram o processo de diagnóstico (*Material suplementar AMCS3,*

Quadros 2 e 3). Os encalhes de indivíduos machos predominaram e destaque para os botos-cinza que apresentaram 18% a mais de ocorrências em relação com as fêmeas (*Material suplementar AMCS3, Quadros 4 e 5*). Quanto à análise da faixa etária foi observada uma alta incidência de encalhes de filhotes no Ano 4, para ambas as espécies, especialmente 70% de aumento de encalhes de filhotes de botos-cinza em relação a fase Pré-rompimento e 70% de aumento de adultos em relação com a fase pré-PMBA/Fest (*Material suplementar AMCS3, Quadro 6*). Ocorreu aumento de 220% de encalhes de toninhas filhotes, em relação ao período pré-rompimento, sendo bastante preocupante, tanto quanto o aumento de 33% e 71% para filhotes e juvenis em relação à média dos Anos 1, 2 e 3 (*Material suplementar AMCS3, Quadro 7*).

Para as análises sazonais foi considerado apenas o período chuvoso e os encalhes de botos-cinza não apresentaram tendência de concentração ao longo dos anos de monitoramento, sendo que no Ano 4 a maior ocorrência foi em dezembro (*Material suplementar AMCS3, Quadro 8*). De uma forma geral, os encalhes de toninhas se concentraram no verão, principalmente em janeiro para a maioria das fases, porém, no Ano 4 foi observada uma maior concentração em dezembro com 43% dos encalhes. A maior discrepância foi observada na fase pré-PMBA com concentração de encalhes em outubro apresentando 43% (*Material suplementar AMCS3, Quadro 9*).

O comparativo das taxas de encalhes por mês, durante cada uma das fases do monitoramento, apresentaram para o boto-cinza a maior taxa no Ano 3 com 7,5 encalhes/mês e a menor na fase pré-rompimento, com 3,7 encalhes/mês (*Material suplementar AMCS3, Figura 1*). Em relação às toninhas, o maior pico foi no Ano 1, com 1,9 encalhes/mês e a menor ocorrência na fase pré-PMBA/Fest, sendo esta diferença estatisticamente significativa ( $\chi^2=5,8387$ ,  $p=0,015678$ ), onde o índice de encalhe de toninhas por mês no Ano 1 foi 4,9 vezes superior em relação à fase pré-PMBA/Fest (*Material suplementar AMCS3, Quadro 10*). Os valores de  $R^2$  foram positivos ao longo das fases em relação com a taxa de encalhe por mês no período chuvoso, porém com índices baixos de  $\approx 0,16$  e  $\approx 0,13$  para botos-cinza e toninhas, respectivamente (*Material suplementar AMCS3, Figura 1*). No comparativo das análises de qui-quadrado entre todas as fases de monitoramento utilizadas para testar a significância da associação entre taxa de encalhes das espécies não foi observado variações significativas, exceto para a toninha, que apresentou aumento significativo entre a fase pré-PMBA/Fest e o Ano1 (*Material suplementar AMCS3, Figura 1*).

Na avaliação de Regressão Linear Generalizada (GLM) entre a “taxa de encalhe / 100 km / mês” e as seis fases do monitoramento, desde o pré-rompimento até o Ano 4, não foi observada nenhuma correlação estatisticamente significativa, com as retas de regressão positivas, mas com valores de  $R^2$  muito baixos, sendo os botos-cinza com 2,9% e toninhas 4,3% (*Material suplementar AMCS3, Figura 2*). Em relação aos botos, as taxas de encalhes/100 km/mês estiveram 55% superiores na fase pré-PMBA/Fest em relação à fase do pré-rompimento e no Ano 4 foi menor na faixa de 8%. Em relação às toninhas, o Ano 1 foi o mais expressivo em relação à fase de pré-rompimento, com aumento de 80% e no Ano 4 apresentou 5% (*Material suplementar AMCS3, Figura 2*).

Para as localidades dos encalhes de boto-cinza no comparativo entre todas as fases, o maior pico de ocorrência foi para São Mateus com 27% das ocorrências, porém no Ano 4, o pico foi de 25% em Aracruz (*Material suplementar AMCS3, Quadro 11, Figura 3*). Para toninhas os picos de encalhe coincidem com os municípios de São Mateus e Linhares, predominantemente em São Mateus como mostra o percentual total de 46% (*Material suplementar AMCS3, Quadro 12, Figura 4*).

A taxa média de encalhe/km/mês no Ano 4, em relação aos municípios, para os botos-cinza foi menor em comparação às demais fases do estudo. No semestre do Ano 4 não foram registrados encalhes de botos-cinza nos municípios de Fundão, Anchieta e Piúma e destaque para a maior taxa de encalhe/km mensal em Aracruz que foi de 0,023 (*Material suplementar AMCS3, Figura 5*). Os encalhes mensais de toninhas por km de costa de cada município no Ano 4 foram menores em comparação com as demais fases do estudo, exceto em relação à fase pré-PMBA/Fest. No presente semestre a maior taxa foi de 0,011 encalhe/km/mês, observada no município de São Mateus, onde também apresentou a maior taxa em relação às demais fases do monitoramento, a exceção foi observada na fase de pré-rompimento, onde a maior taxa foi observada em Linhares (*Material suplementar AMCS3, Figura 6*).

Os mapas com a distribuição espacial e temporal dos encalhes de botos-cinza e toninhas referentes a todas as fases de monitoramento demonstraram uma maior concentração de plotagens nas fases de pré-rompimento e pré-PMBA/Fest em relação com as demais fases do estudo, porque a quantidade de meses foi diferente (*Material suplementar AMCS3, Figura 3 e 4*). Em relação a distribuição de encalhes com a foz do Rio Doce, no Ano 4, a frequência de encalhes de botos-cinzas se concentrou no sentido Sul da foz do Rio Doce (média = -42,59 Km) (*Material suplementar AMCS3, Figura 7*). Para as toninhas, no Ano 4 a frequência de encalhes se concentrou entre 50 e 100 km da foz do Rio Doce no sentido Norte (média = 46,85 km) (*Material suplementar AMCS3, Figura 8*). Os maiores índices de encalhes de botos-cinza e toninhas se concentraram na região Norte, na fase aguda do rompimento da barragem (pré-PMBA/Fest) (*Material suplementar AMCS3, Quadro 11*). E de modo geral, a região Norte do ES, teve o maior número de encalhes durante os quatro anos de PMBA/Fest, tendo as causas de óbitos mais observadas atribuídas a emalhes acidentais e processos infecciosos (*Material suplementar AMCS3, Figuras 10 e 11*).

Durante todas as fases do monitoramento, cerca de 44% das necropsias não permitiram chegar a um diagnóstico, devido principalmente ao estágio avançado de decomposição das carcaças encontradas nas praias. No Ano 4, os botos-cinza sem diagnóstico compreenderam 57% e as toninhas 86% (*Material suplementar AMCS3, Figura 9*). A taxa de óbitos de botos-cinza por ocorrência de doenças infecciosas na fase pré-rompimento com fase pré-PMBA/Fest e crônica PMBA/Fest (Anos 1, 2 e 3) do rompimento da barragem apresentou um aumento de 14 vezes na fase aguda e outro aumento expressivo na fase crônica de 19 vezes (*Material suplementar AMCS3, Figura 10*). Na avaliação da taxa de óbito das toninhas em relação à análise comparativa pretérita houve predominância de ocorrência das doenças infecciosas na fase crônica (PMBA/Fest) do rompimento da barragem (*Material suplementar AMCS3, Figura 11*).

As questões relacionadas a efeitos meteorológicos e oceanográficos podem interferir na sazonalidade dos impactos antrópicos e consequentemente nas análises e índices das ocorrências de encalhes e causas de morte. Assim, para permitir uma avaliação aprofundada de impactos causados pelo rompimento da barragem de Mariana nos cetáceos da região litorânea afetada pelos sedimentos, se faz necessário a continuidade do monitoramento, e a reavaliação periodicamente a cada 12 meses para acompanhamento da evolução de taxas anuais de animais encalhados, causa de óbitos, distribuição e possíveis impactos relacionados ao desastre.

Com relação ao estado de saúde dos cetáceos, as análises histopatológicas identificaram para o Ano 4 (até março/2022) que 90% dos espécimes avaliados apresentaram a saúde comprometida de acordo com os achados em diversos órgãos, principalmente nos órgãos vitais, como pulmão, rim e fígado (*Material Suplementar AMCS4*) e os padrões observados dos achados histopatológicos são compatíveis com processos infecciosos (*Material Suplementar AMCS4, Figuras 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10*). As alterações ósseas encontradas no Ano 1, Ano 2, Ano 3 e Ano 4 (até março/2022) não foram discrepantes entre os anos, apresentando diversas alterações (*Material Suplementar AMCS4, Figuras 11 e 12*), relacionadas à senilidade, fraturas ósseas, alterações consideradas anomalias congênitas, como abertura do arco neural e alguns crescimentos ósseos considerados anormais e que podem ser decorrentes de respostas inflamatórias de doenças metabólicas, sendo necessário maior investigação e monitoramento para compreensão das alterações fora dos padrões citados em literatura. Os resultados observados continuam indicando que os cetáceos estão apresentando a saúde comprometida, sugerindo que estão expostos a ambientes não salutar, que podem desencadear desequilíbrios na saúde dos espécimes e das populações.

Nas análises de prevalência de patógenos bacteriológicos e fúngicos do Ano 4 (até março/2022) foi identificada uma nova espécie e outro novo gênero de bactéria para os cetáceos monitorados no PMBA/Fest, como *Koserella trabulsii* e *Streptococcus*. O número amostral continuou baixo, assim como no Ano 3, contudo, diferente do ano anterior, foi encontrado o fungo *Candida* sp. As bactérias encontradas no Ano 3 também foram identificadas nos cetáceos avaliados nos Anos 1 e 2. No Ano 1 foram identificadas quatro espécies e seis gêneros de bactérias: *Actinomyces* sp., *Stenotrophomonas maltophilia*, *Klebsiella* sp., *Pseudomonas* sp., *Pseudomonas aeruginosa*, *Proteus mirabilis*; *Proteus vulgaris*; *Alcaligenes* sp., além de um gênero de fungo: *Candida* sp. No Ano 2 foram identificados dez novos gêneros: *Escherichia*; *Enterobacter*; *Serratia*; *Citrobacter*; *Providencia*; *Edwardsiella*; *Kluyvera*; *Staphylococcus*; *Hafnia*; *Pantoea* que não foram encontrados no Ano 1. Todas as bactérias encontradas nos cetáceos ao longo de todo o período de monitoramento podem causar diversas infecções e doenças em indivíduos debilitados ou diminuir sua imunidade, permitindo que outras doenças possam se instalar ou causar a morte dos animais. A diversidade de microrganismos patogênicos normalmente está relacionada à qualidade do ecossistema, e para a saúde dos cetáceos, relacionada à qualidade da água, decorrente das alterações bióticas e abióticas e da ingestão de espécimes contaminados.

Em relação aos elementos-traço em cetáceos, podemos destacar que as concentrações máximas de HgT em fígado de *Sotalia guianensis* estão acima do limite de tolerância estabelecido na literatura que pode causar danos hepáticos nos mamíferos marinhos ( $100$  a  $400 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , p. u.) para todas as regiões de estudo. Esses dados modificaram em relação ao relatório anterior (RA2021 - RRDM,2022), já que não havia indivíduo acima deste patamar na Região 2, próxima ao Rio Doce (*Material Suplementar AMCS5, Figura 1*). As concentrações hepáticas médias dos indivíduos de botos-cinza analisados durante o Ano 4 de monitoramento encontram-se na mesma ordem de grandeza que as médias mais elevadas do Brasil, encontradas em botos-cinza da costa do Rio de Janeiro (*Material Suplementar AMCS5, Tabela 2*). As concentrações hepáticas em botos-cinza da região Barra do Riacho e as concentrações musculares em botos-cinza da Região Metropolitana, que antes haviam aumentado em relação ao Ano 1, permaneceram na mesma ordem de grandeza que os achados do Ano 2, possivelmente devido ao aumento do N amostral em cada região. Em relação à variação espacial, botos-cinza da região 4 apresentaram concentrações significativamente maiores que os da região 1. Quanto à variação temporal, não foram encontradas diferenças significativas. Em relação a dados pretéritos de toninhas (*Pontoporia blainvillei*), indivíduos da costa do Espírito Santo no presente RSE 2022 apresentaram concentrações de HgT no músculo, fígado e rim similares a indivíduos coletados no período de 2003 a 2015 (*Material Suplementar AMCS5, Tabela 6*). Além disso, comparando com novos estudos da costa do Espírito Santo de indivíduos coletados após 2015, e da costa do Rio de Janeiro e São Paulo, as concentrações de toninhas também se encontram na mesma ordem de grandeza, aplicando-se o fator de conversão para peso seco segundo Yang e Miyazaki (2003) (*Material Suplementar A6MCS5, Tabela 6*). Porém estes dados devem ser analisados com cautela, visto que, as consequências do rompimento da barragem ainda vêm sendo investigadas e têm apontado diferenças temporais (Manhães *et al.*, 2022).

Para os demais elementos-traços (Cd, Cu, Fe, Mn, Zn e As), concentrações elevadas de Fe, Mn e Cd foram encontradas em alguns indivíduos dos cetáceos analisados. É importante levar em consideração que tais elementos também são destacados nos principais resultados de outros Temas, como os achados do Ambiente Dulcícola, indicando altas concentrações próximo à foz do Rio Doce, principalmente nos períodos chuvosos. Para *S. guianensis*, as concentrações medianas de Cd no rim para todas as regiões da costa do ES continuam acima dos valores reportados na literatura, com destaque para a região 3-Barra do Riacho, com elevada concentração mediana de Cd no rim ( $1,16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Na região 2-Rio Doce, as concentrações medianas de Mn no fígado e rim também aumentaram neste RSE 2022. Já as concentrações medianas de As no fígado de *S. guianensis* estão maiores do que aquelas reportadas na literatura. Com exceção desses casos mencionados, as medianas das concentrações dos elementos-traço estão na mesma ordem de magnitude daquelas reportadas na literatura, inclusive de áreas mais urbanizadas e industrializadas que a costa do ES. Comparando as cinco regiões da costa do ES (variação espacial) foram encontradas diferenças significativas nas concentrações hepáticas de Cu ( $1>5\sim 3$ ), Fe ( $5>2$ ) e Mn ( $1>4\sim 5$ ); e nas concentrações renais de Cd ( $3>5$ ) e Mn ( $1>5$ ) (*Material suplementar AMCS4, Figura 6 a 23*). A região 1-São Mateus é a única que possui amostras de anos anteriores ao PMBA/Fest e foram encontradas variações temporais nas

concentrações hepáticas de Cd (pré PMBA/Fest > ano 2), Fe (pré PMBA/Fest > ano 3), Zn (ano 2 ~ ano 4 > ano 1) e As (ano 3 > ano 1). As concentrações musculares também apresentaram variação temporal para Cu (ano 1 > ano 2 ~ ano 3), Zn (ano 1 ~ ano 3 > ano 2) e As (ano 3 > ano 2), as concentrações renais apresentaram variações significativas para os mesmos elementos para Cu (ano 1 > ano 2), Zn (ano 3 > ano 2) e As (ano 3 > ano 2 ~ ano 1). Apesar de ter sido possível avaliar as variações temporais na região 3-Barra do Riacho para a maioria dos elementos, não foi possível fazer essa análise para As, pois muitas amostras ficaram abaixo do limite de detecção. Foram observadas variações temporais significativas no fígado para as concentrações de Zn (ano 3 > ano 2) e no rim para Cd (ano 3 > ano 2). Na região 4-Metropolitana, as concentrações musculares de Zn (ano 1 > ano 2) variaram significativamente. Ainda na região 4, as concentrações de As apresentaram variações significativas no fígado (ano 3 > ano 1) e no rim (ano 3 > ano 2). Na região 5-Extremo sul, as concentrações musculares foram estatisticamente diferentes entre os anos para Cu (ano 1 > ano 2 ~ ano 4) e As (ano 3 > ano 2); no rim as concentrações foram diferentes apenas para Zn (ano 1 > ano 2). Para os demais casos, as concentrações não mudaram significativamente ao longo dos anos de monitoramento. As elevadas concentrações de metais altamente tóxicos (Cd e As) reportadas no presente relatório reforçam os riscos a que os cetáceos estão expostos na região afetada pelo rompimento da barragem de Fundão. Mesmo para elementos essenciais como o Mn e o Fe, as elevadas concentrações reportadas no presente relatório podem levar a desbalanços na homeostase de *S. guianensis*, levando a efeitos deletérios na espécie. Tanto o Mn quanto o Fe são elementos de constante destaque nos demais Temas do PMBA/Fest, tendo elevadas concentrações reportadas para água, sedimento e organismos de diferentes níveis tróficos.

Para as toninhas (*Pontoporia blainvillei*), as concentrações medianas de Cd no rim dos animais analisados no PMBA/Fest são maiores do que os valores pré e pós-rompimento do trabalho de Manhães *et al.* (2022), com destaque para o único indivíduo da Região 2-Rio Doce, que apresentou valores uma ordem de grandeza maior no rim e no fígado (EAE\_S44=1,1  $\mu\text{g.g}^{-1}$  e 0,48  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) (*Material suplementar AMCS5, Tabela 9*). As medianas das concentrações de Fe no fígado dos animais analisados no PMBA/Fest também são maiores que as dos animais pré e pós-rompimento da barragem (2015-2019) reportados por Manhães *et al.* (2022), com destaque para o indivíduo da Região 2-Rio Doce (EAE\_S44=593  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ). As concentrações medianas Mn no fígado nos animais analisados logo após o rompimento da barragem de Fundão (2015 a 2019, Manhães *et al.*, 2022) estão na mesma faixa que as encontradas no PMBA/Fest. Estes achados, embora ainda limitados pelo número amostral, corroboram a maior concentração desses elementos após o rompimento da barragem de Fundão e a chegada da lama de rejeitos na costa do Espírito Santo, como já reportado em outros Temas do PMBA/Fest. As concentrações hepáticas de Zn e as concentrações musculares de As obtidas em animais do ano 4 foram significativamente maiores do que aquelas do ano 2 do PMBA/Fest, indicando uma tendência contrária do observado para Fe, Mn e Cd. A continuidade do monitoramento proporcionará um maior número amostral de toninhas e uma avaliação mais detalhada e robusta do perfil de concentração de elementos-traço nestes cetáceos ameaçados que habitam a costa do ES.

Com relação às concentrações médias de compostos organoclorados nos cetáceos, altas concentrações de  $\Sigma$ PCB em botos-cinza das 5 regiões monitoradas foram encontradas, e no indivíduo macho de golfinho-de-dentes-rugosos, que excedem os valores de  $17 \mu\text{g.g}^{-1}$  lip sugeridos para desencadear efeitos deletérios em mamíferos marinhos. Além disso, essas concentrações são similares às reportadas para populações que residem em áreas que sofrem com a alta pressão antrópica. O monitoramento contínuo da área de estudo e aumento do número amostral por região demonstrou concentrações médias elevadas de compostos organoclorados ao longo de toda a costa do estado do Espírito Santo. Tais concentrações de compostos organoclorados identificadas podem ter consequências para a manutenção das populações e devem ser monitoradas. Com o aumento do número amostral de toninhas ( $n=16$ ) foi possível observar uma elevação nas concentrações de DDT no presente relatório. Ao comparar as medianas das concentrações de compostos organoclorados dos botos-cinzas das regiões 1 e 2 ( $n=69$ ) com as das toninhas ( $n=16$ ), foi possível observar uma diferença em relação ao último relatório (RA 2021 - RRDM, 2022). As maiores concentrações medianas de DDTs foram observadas nas toninhas, enquanto, as concentrações de PCBs mantiveram-se mais elevadas nos botos-cinza. As concentrações de HCH, HCB e Mirex foram similares entre essas duas espécies. A comparação entre essas espécies deve ser vista com cautela, uma vez que pertence a famílias diferentes, podendo apresentar diferenças fisiológicas que influenciam em seu perfil toxicológico e risco associado (*Material Suplementar AMCS6, Tabela 1*). As medianas das concentrações de bifenilas policloradas (PCBs) no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza ( $n=154$ ) coletados no litoral do Espírito Santo aumentaram gradativamente da região 1 (norte) para a região 5 (sul), sendo observada diferença significativa entre as regiões 1 e 5. Em relação aos pesticidas organoclorados (DDT, HCB, HCH e Mirex), as concentrações foram similares entre as regiões (*Material Suplementar AMCS6, Figura 11*).

Avaliando-se as concentrações de compostos organobromados de origem antrópica e de origem natural, os compostos metoxilados representaram mais de 90% do perfil para os cetáceos coletados, seguidos dos PBDEs e PBEB. As elevadas concentrações de compostos metoxilados podem refletir a influência do Banco de Abrolhos na costa do Espírito Santo. Para os compostos organobromados de origem antrópica, as concentrações medianas em botos-cinza das regiões 1 e 2 são uma ordem de grandeza inferior às das regiões 3, 4 e 5. As concentrações encontradas nessas regiões são semelhantes e/ou uma ordem de grandeza maiores às observadas em locais altamente impactados na costa do Brasil, como a Baía de Guanabara, no estado do Rio de Janeiro. Em relação às toninhas, as concentrações de compostos organobromados de origem natural e antrópica se assemelham às do boto-cinza da mesma região (*Material Suplementar AMCS7, Tabela 2*). Foram observadas diferenças significativas nas concentrações de alguns congêneres de PBDE em botos-cinza entre as regiões 1 e 4 (PBDE 28) e entre as regiões 1 e 3 (PBDE 99 e 100). As menores concentrações para os PBDEs 28, 99 e 100 foram observadas na região 1. Em relação aos compostos bromados de origem natural, não foram observadas diferenças significativas ao longo da costa do Espírito Santo.

Sobre as concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em fígado de botos-cinza, o perfil foi similar entre todas as regiões, demonstrando um predomínio de HPAs com 4 a 6 anéis

aromáticos (*Material Suplementar AMCS8, Figura 9*). A presença de benzo(a)pireno (que possui cinco anéis aromáticos em sua composição) em botos-cinza e toninhas é um achado relevante. Em botos-cinza, este composto foi detectado em 21% dos indivíduos e em toninhas, foi detectado em 16%. O benzo(a)pireno possui alto potencial carcinogênico em mamíferos e já foi sugerido como a principal causa em promover neoplasias em belugas (Desforges *et al.*, 2012). As concentrações médias encontradas no presente período de monitoramento no tecido hepático de botos-cinza para o ΣHPAS<sub>USEPA</sub> encontram-se na mesma ordem de grandeza que indivíduos da mesma espécie da Baía de Guanabara, RJ, exceto para a região 1 (São Mateus) deste estudo, que apresentou valores uma ordem de grandeza superiores aos observados por Barros (2014) (*Material Suplementar AMCS8, Tabela 2*). Considerando as análises espaciais na costa do Espírito Santo, não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em botos-cinza entre as regiões.

As análises da estrutura etária e sexual dos animais encalhados foram realizadas para as duas espécies mais frequentemente coletadas, o boto-cinza *S. guianensis* e a toninha *P. blainvillei*. Na análise de maturidade sexual a partir das idades em *S. guianensis* foi observado que a maioria dos animais era madura (56,89%), sendo 60,34% das fêmeas e 55,79% dos machos. Já na análise de maturidade sexual a partir da análise das gônadas a maioria era imatura (55,2%), porém os imaturos foram maioria entre os machos (67,9%), mas minoria entre as fêmeas (43,3%). Ou seja, o conjunto atual de dados parece indicar uma tendência de mortalidade aumentada para fêmeas maduras, mas os dados ainda precisam ser mais bem analisados com aumento da amostragem, especialmente no caso das análises de gônadas, pois apenas uma proporção pequena dos indivíduos encalhados ainda possui gônadas e muitas delas revelam-se inservíveis durante a análise histológica (*Material Suplementar AMCS9, Tabelas 1 a 4*). Assim, a continuidade do monitoramento e das análises é necessária para avaliar se houve mudança temporal nos padrões e, se eventuais divergências seriam resultado da amostragem (que é cerca de 50% menor no caso das gônadas em relação aos dentes). De qualquer forma, os resultados são preocupantes por indicar que a população de botos-cinza da região tem maior mortalidade de indivíduos com alta capacidade reprodutiva, potencialmente afetando a persistência desta espécie na área.

Já considerando a toninha, o presente estudo verificou, por meio da estimativa de idades, que 45% dos indivíduos eram imaturos e 55% eram maduros sexualmente. Os maduros foram maioria entre fêmeas e machos. Porém, o número de indivíduos coletados no período com sexo determinado foi pequeno (N=9), assim como o número de gônadas em condições de análise (apenas quatro). Dessa forma, a compreensão da estrutura etária e da maturidade sexual no componente removido da população de toninhas do Espírito Santo, assim como seu impacto na sua persistência, depende da continuidade do monitoramento e do aumento da amostragem para as análises de dentes e de gônadas.

Dados dos índices de diversidade e estruturação genética de cetáceos no litoral do Espírito Santo, com marcadores moleculares mitocondriais para indivíduos da espécie *S. guianensis* (boto-cinza), do litoral Espírito Santo avaliados até março de 2021 (N=328, Pretéritos e Pós rompimento da barragem de Fundão) continuam a evidenciar a presença de duas populações, Região Norte + Região Central (sob

maior influência do Rio Doce) e Região Extremo Sul (*Material Suplementar AMCS10, Figura 1*). A diferença (estruturação) temporal em dois períodos pré (N=118) e pós-rompimento (N=210) da barragem de Fundão se mantém (*Material Suplementar AMCS10, Tabelas 2 e 3*). Os valores de diversidade genética foram moderados para as regiões avaliadas, sendo que os menores valores continuam sendo observados para a região sobre maior influência do Rio Doce (Região Norte + Região Central, N=276; Nh=13; h=0,640;  $\pi$ =0,140) quando comparados com a Região Extremo Sul (N=52; Nh=6; h=0,799;  $\pi$ =0,200). Para o período pós-rompimento (N=210; Nh=; h=0,450;  $\pi$ =0,074) os valores de diversidade genética encontrados são considerados baixos e foram menores do que os encontrados para o período pré-rompimento (N=118; Nh=6; h=0,847;  $\pi$ =0,253) (*Material Suplementar AMCS10, Tabelas 1, 2, 3; Figura 2*). Marcadores moleculares nucleares (microssatélites) para o boto-cinza (N=252, pré e pós-rompimento da barragem de Fundão) evidenciaram índices de diversidade genética baixos (Heterozigosidade observada média= 0,129; Heterozigosidade esperada média= 0,541, Riqueza alélica média=2,137; Número de alelos médio=5,45), mas que ainda precisam ser refinados (*Material Suplementar AMCS10, Tabela 4*). Assim como no DNA mitocondrial, foram identificadas duas populações Região Norte-Central e Região Extremo Sul (*Material Suplementar AMCS10, Figura 3, Tabelas 5 e 6*) e observada estruturação temporal entre Pré (N=88) e Pós-rompimento (N=163) (*Material Suplementar AMCS10, Tabelas 5 e 6*). Para a espécie *P. blainvillei* (toninha), continua sendo observada uma baixa diversidade genética mitocondrial mesmo com maior número amostral (N=69; Nh=3; h=0,056;  $\pi$ =0,032), com um haplótipo principal, observado em 97% da população do litoral do Espírito Santo (*Material Suplementar AMCS10, Figura 4, Tabelas 7 e 8*).

A análise de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) foi realizada em 184 espécimes de três espécies de cetáceos: *S. guianensis* (n=165), *P. blainvillei* (n=17) e *Steno bredanensis* (n=2). Os resultados para *S. guianensis* (n=142, considerando apenas os espécimes adultos e juvenis) apontam para separação em grupos ecológicos distintos ao longo da área de ocorrência no ES (*Material suplementar AMCS11, Tabela 1, Figura 3*). Os espécimes coletados na região 5 apresentaram valores distintos de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  em relação aos indivíduos das demais regiões (teste HSD para n desiguais,  $p < 0,05$ ). Ainda, os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  foram distintos entre os indivíduos das áreas 1 e 3. Os resultados de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  das presas em cada local de coleta (*Material suplementar AMCS11, Tabela 2*) reforçam a hipótese que os espécimes de *S. guianensis* das regiões 1 e 2 tem área de forrageio distinta. Os espécimes da região 1 apresentam valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  associados as presas coletadas na região do Rio São Mateus e Rio Ipiranga, enquanto os resultados apontam que os indivíduos da região 2 se alimentam na área sob influência do Rio Doce. Esses resultados sugerem ecologia alimentar e/ou área de forrageamento distintos para *S. guianensis* ao longo da costa do Espírito Santo, e é possível que essa separação esteja associada, pelo menos em parte da distribuição, a desembocadura e/ou entorno dos rios, com certa fidelidade de sítio dos indivíduos. Ainda é necessário determinar o grau de conectividade entre os grupos, mas os resultados levantam a questão de que um impacto local pode afetar toda uma população ecológica de *S. guianensis* em particular. Em relação à análise temporal, foi observada variação entre os valores médios dos espécimes coletados no Ano 1 ( $-17,3 \pm 0,7 \text{ ‰}$ ) e Ano 3 ( $-16,8 \pm 0,6 \text{ ‰}$ ; teste HSD para n desiguais,  $p = 0,016$ ). Entretanto, uma vez que tem sido apontada

a existência de grupos ecológicos distintos na costa do Espírito Santo, essa diferença pode estar associada a amostragem desigual de *S. guianensis* em cada região entre os anos. Para a *P. blainvillei* não foi possível a comparação entre as regiões ou entre os anos devido ao baixo N amostral. Na comparação entre as espécies, os resultados de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  foram distintos entre os espécimes de *P. blainvillei* e de *S. guianensis* coletados na região 1, indicando que essas espécies ocupam nichos ecológicos distintos ou com baixa sobreposição de nicho na costa do Espírito Santo. O aumento do número de amostras tem possibilitado um entendimento mais claro e amplo da ecologia trófica das espécies de cetáceos investigadas (*Material Suplementar AMCS11, Figura 3*).

Em relação às **Aves Marinhas**, dados de rastreamento remoto em Abrolhos, Trindade, e de *Thalassarche chlororhynchos* equipados no mar, bem como de contagens de aves na praia e no mar na foz do Rio Doce e adjacências, indicam que as aves permaneceram utilizando a região como área de alimentação durante o período pós rompimento monitorado pelo PMBA/Fest, desde 2018 a março de 2022. *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* (que se reproduzem em Abrolhos) seguem utilizando o entorno do arquipélago dos Abrolhos como área de forrageio, *T. chlororhynchos* e *Pterodroma arminjoniana* permanecem utilizando a plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce para alimentação, enquanto as demais espécies identificadas nas contagens apresentaram concentrações mais elevadas na foz do Rio Doce e nas adjacências do arquipélago dos Abrolhos. A estimativa de nicho isotópico bidimensional ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ), com base em amostras de sangue de *P. aethereus*, indicou uma maior amplitude no Ano 1, seguida por uma substancial diminuição no Ano 3, e um aumento no Ano 4, sugerindo uma diminuição na variedade de presas capturadas no Ano 3 e um retorno ao cenário inicial no Ano 4. Para *S. leucogaster*, foi observada variação temporal na amplitude do nicho isotópico inversa à de *P. aethereus*, visto que houve uma tendência temporal de aumento do nicho isotópico, embora com uma substancial diminuição na amplitude no Ano 4. Em suma, as aves permanecem explorando áreas de forrageio similares entre os períodos pré e pós rompimento, mas a variação nas amplitudes de nicho isotópico observada ao longo dos anos pode sugerir uma variação interanual natural nos recursos explorados, uma flutuação na disponibilidade de presas decorrente da presença e impacto dos rejeitos, ou até mesmo uma variação na linha de base isotópica nos níveis basais da teia trófica.

Foi observado um aumento significativo nas concentrações de elementos não essenciais (As, Cd, Hg, e Pb) nas penas de *P. aethereus* e *S. leucogaster* no Ano 3 em relação aos demais anos monitorados no pós-rompimento. Além disso, foi observado aumento significativo nas concentrações de As no sangue de *P. aethereus* e *S. leucogaster*, sugerindo um processo de contaminação crônica das aves marinhas que se alimentam na foz do Rio Doce e adjacências. No Ano 4, foi observado aumento significativo nas concentrações de Pb, Cd, e As no sangue de *P. aethereus* em relação ao período seco do Ano 3. O mesmo padrão foi observado para Hg nas amostras de *S. leucogaster*. Um padrão relevante observado ao longo dos anos de monitoramento das aves no âmbito do PMBA/Fest é que as elevações de concentrações de elementos não-essenciais, tanto no sangue como nas penas das aves marinhas monitoradas, dá-se durante o período chuvoso. Esse aumento significativo de elementos não-essenciais no sangue das aves segue padrão observado no ambiente marinho para outros táxons e

matrizes, e pode ser decorrente dos processos de recontaminação da plataforma continental, em especial através do aumento da vazão do Rio Doce nos meses chuvosos. Em relação aos contaminantes orgânicos, tem sido observada uma tendência geral de diminuição na concentração dos compostos analisados, tanto no sangue como nas penas das aves. As análises de hemograma e hematoscopia, realizadas nas amostras do Ano 4, indicam que as aves estavam em condições satisfatórias de saúde, embora os quadros de heterofilia observados possam sugerir quadros inflamatórios agudos e de estresse, conforme já observado nos anos anteriores. Nas aves de Abrolhos, ainda foram detectadas bactérias de importância em saúde pública, com resistência a antibióticos. Os índices de diversidade genética calculados a partir de marcadores microsatélites têm flutuado ao longo dos anos de monitoramento do PMBA/Fest, o que reforça a importância de um monitoramento de longo prazo em relação a esses parâmetros para distinguir variações naturais relacionadas à dinâmica populacional e ao viés da amostragem, e ainda da utilização de marcadores moleculares mais informativos.

A partir de dados fornecidos pelo PARNAM Abrolhos e de dados coletados pela equipe no período prévio à pandemia, tem sido possível observar uma diminuição na população de adultos reprodutores de *S. leucogaster*, um baixo sucesso de eclosão de *P. aethereus* em Abrolhos, e uma instabilidade na reprodução de *Sterna hirundinacea* em termos de fenologia. No entanto, uma análise global dos resultados do Ano 4 indica que a foz do Rio Doce segue apresentando as maiores concentrações de aves marinhas, em especial de trinta-réis (Sternidae), entre toda a área de estudo. Portanto, espera-se que essas espécies estejam sendo impactadas pela contaminação crônica causada pelos rejeitos da barragem de Fundão. A metodologia aplicada no monitoramento das aves marinhas pode ser encontrada no *Material Suplementar AMAMS1*, enquanto os resultados detalhados podem ser acessados no *Material Suplementar AMAMS2*.

Referente às **Tartarugas Marinhas**, três espécies foram avaliadas quanto à diversidade genética para os AMTM marcadores mitocondriais (região D-loop do DNA mitocondrial) e de microsatélites (DNA nuclear), conforme a metodologia descrita no *Material Suplementar AMTMS1*, sendo *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro), durante os anos de 2018/19 (Ano 1), 2019/2020 (Ano 2), 2020/2021 (Ano 3) e 2021/2022 (Ano 4) do PMBA/Fest para área impactada no Espírito Santo (ES) e comparadas com as áreas controle na Bahia (BA) (*Material Suplementar, AMTMS2, Figura 1, Quadro 1*). Quando possível, dados genéticos foram compilados através de dados pretéritos já publicados na literatura (Naro-Maciel *et al.*, 2012; Dutton *et al.*, 2013; Shamblin *et al.*, 2014; Vargas *et al.*, 2019), por meio de amostras coletadas antes do Rompimento da Barragem e/ou doadas por meio de parcerias acadêmico-científicas. Posteriormente, esses dados foram utilizados para comparar os resultados entre os períodos pré e pós Rompimento da Barragem (*Material Suplementar, AMTMS2*).

Para o DNA mitocondrial, foram detectados haplótipos exclusivos para *C. mydas* e *C. caretta* nas áreas avaliadas, que designam linhagens endêmicas do Atlântico Sudoeste (ou seja, não são encontradas em nenhuma outra parte do mundo) (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 1, Figuras 2A-B, 3A, 4A,*

5A-B, 6A, 7A). Ainda, foi detectada uma redução na distribuição e/ou frequência desses haplótipos para as três espécies de tartarugas quando os períodos e áreas foram comparados (*Material Suplementar, AMTMS2, Figuras 2B, 4A, 5B, 7A, 8B*). Para a população de *C. caretta* do ES, houve perda de haplótipo de linhagem mitocondrial exclusiva do Atlântico Sudoeste, perda de 8,07% da diversidade haplotípica quando os períodos pré e pós foram comparados (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 1, Figura 2B*), e a população ES apresentou diversidade 7,83% menor em comparação à área controle da BA (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 1, Figura 4A*). Enquanto que para a população de *C. mydas* do ES também houve perda de haplótipos de linhagens mitocondriais endêmicas do Atlântico Sudoeste, perda de 6,21% na diversidade haplotípica quando os períodos pré e pós foram comparados (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 1, Figura 5B*), e apresentou diversidade 9,7% menor do que a área controle da BA (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 1, Figura 7A*) o qual representa uma das menores diversidades relatadas para áreas de alimentação da espécie no Atlântico Sudoeste (Savada *et al.*, 2021). Já para *D. coriacea*, houve redução de 15,04% da diversidade haplotípica quando os períodos pré e pós foram comparados (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 1, Figura 8B*).

Não foi detectada estrutura populacional significativa nas comparações pareadas, através do índice  $F_{ST}$ , tanto para *C. caretta* quanto para *D. coriacea* assim como detectado previamente (Shamblin *et al.*, 2014; Vargas *et al.*, 2019), enquanto que para *C. mydas* algumas poucas comparações foram significativas (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 3*), evidenciando que os dados mitocondriais são pouco sensíveis para detecção de parâmetros genético-populacionais para a escala temporal avaliada e, por isso, o contínuo monitoramento genético faz-se necessário.

Por outro lado, os dados de microssatélites se mostraram mais sensíveis para detecção de parâmetros genético-populacionais e de conectividade para todas as três espécies de tartarugas avaliadas, evidenciando oscilações nos índices de diversidade genética (Número de alelos: Na, Riqueza alélica: Ar, Heterozigosidades observada: Ho, esperada: He e individual: Hi) para a série histórica do PMBA/Fest e quando os dados pré e pós rompimento da barragem foram comparados (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 2, Figuras 2C-D, 3B-C, 4B, 5C, 6B, 7B, 8C-D*). Para *C. caretta* e *C. mydas* do ES foi detectada menor diversidade genética do que as áreas controles da BA (*AMTMS2, Tabela 2, Figuras 4B, 7B*), e para *D. coriacea* houve perda de 14,7% da riqueza alélica quando os períodos pré e pós foram comparados (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 2, Figura 8D*). Além disso, foi detectada estrutura populacional temporal e espacial para as três espécies de tartarugas avaliadas através das comparações pareadas do índice  $\Theta_{ST}$  (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 3*), que apesar de pouca variação genética, foram significativas e sugerem que há relação com o seu comportamento filopátrico das tartarugas (quando as fêmeas regressam para área de nascimento nas épocas de desova). Ainda, a análise do DAPC também detectou estrutura populacional temporal e espacial através da presença de padrões genéticos específicos para cada um dos períodos pré e pós, para cada ano da série histórica do PMBA/Fest e para cada área avaliada, os quais também apresentaram grau moderado de mistura (quando um indivíduo apresenta mais de um padrão genético) (*Material Suplementar, AMTMS2, Figuras 2E-F, 3C-D, 4C, 5D, 6C, 7C, 8E-F*) que se deve ao compartilhamento de alelos entre os indivíduos e, sugere que há/houve conectividade entre eles

através de troca de material genético (fluxo gênico) mediado por machos e fêmeas nascidos em áreas distintas.

Ainda, a partir dos dados de microsatélites, as estimativas demográficas sobre o tamanho populacional efetivo contemporâneo ( $N_e$ : representatividade genética contida numa população em relação à geração imediatamente anterior) resultaram numa redução de 21,4% para *C. caretta* do ES entre os períodos pré e pós, sendo que o Ano 4 foi o menor ( $N_e = 14,2$ ) (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 2*), e ES-pós Rompimento foi 56,1% menor do que a área controle da BA (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 2*). Enquanto que para a população de *C. mydas* do ES o  $N_e$  apresentou redução de 64,8% entre os anos 1 e 4, e para ES-pós Rompimento foi 70,5% menor do que a área controle da BA (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 2*). Já para *D. coriacea* do ES o  $N_e$  foi 30,2% menor entre os períodos pré e pós Rompimento (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 2*), o qual pode estar relacionado não só com o pequeno tamanho populacional e baixo número de ninhos da linhagem do Atlântico Sudoeste (Colman *et al.*, 2019) mas também devido à perda de alelos por deriva genética (mudança na frequência dos alelos de uma população de geração a geração que ocorre em consequência do acaso e é mais evidente em populações pequenas) (Vargas *et al.*, 2022).

Já a análise de reconstrução demográfica populacional histórica evidenciou que as três espécies de tartarugas avaliadas sofreram uma redução abrupta em seu tamanho (gargalo populacional) nas últimas gerações (*Material Suplementar, AMTMS2, Figuras 2G, 3D, 5E, 6D, 8G*), que pode ter sido consequência das mudanças climáticas, mas também devido a transformações da paisagem das áreas de desova e alimentação por ações antrópicas (Fernandes *et al.*, 2016; López-Mendilaharsu *et al.*, 2020).

Ao longo dos 4 anos de monitoramento do PMBA/Fest as tartarugas-verdes juvenis que se alimentam na APA Costa das Algas (ES) apresentaram uma situação complexa quanto à saúde, por estas estarem menos saudáveis (alterações em parâmetros clínicos, bioquímicos e hematológicos) (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabelas 4 e 6*), comparadas com a área controle da BA. As tartarugas-verdes juvenis da área afetada apresentaram maior severidade de fibropapilomatose e infestação de ectoparasitas, (escore leve a severo), enquanto os animais da área controle (Coroa Vermelha) apresentaram somente escore leve de ectoparasitas e fibropapilomatose (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 6 e Figura 9*). A prevalência de fibropapilomatose se manteve maior na área afetada do que na área controle desde 2015 (*Material Suplementar, AMTMS2, Figura 10*).

Os resultados de contaminantes obtidos para tartarugas-verdes juvenis até o Ano 3 demonstram que em ambas as áreas, os metais As, Cd, Cr, Cu e Hg aumentaram suas concentrações significativamente do ano 1 ao ano 3, já os metais Fe e Pb diminuíram suas concentrações e Mn e Zn se mantiveram constantes (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 6*). Os níveis de HPAs totais no plasma nos anos 1 e 3 foram significativamente maiores em Coroa Vermelha (área controle) do que em Santa Cruz (área afetada) e no ano 2 a concentração foi similar entre as áreas (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 7*). No ano 1 tartarugas-verdes da área afetada apresentaram concentrações significativamente maiores de PCBs totais, no ano 2 não houve diferenças estatísticas entre as áreas, mas os animais da

área afetada continuaram apresentando uma concentração média maior. No ano 3 foram as tartarugas da área controle que tiveram concentrações significativamente maiores de PCBs totais (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 7*). As amostras relativas ao ano 4 serão quantificadas para contaminantes no início de 2023 e os resultados serão analisados assim que forem disponibilizados pelo laboratório de referência.

A presença periódica dos rejeitos remobilizados pelas condições oceanográficas e hidrológicas, conforme relatado pelo Anexo 3 (RRDM/RT-23, 2019), expõe constantemente as tartarugas *C. mydas* aos metais pesados característicos do rejeito, bem como a outros contaminantes mobilizados pelo seu fluxo, sendo este um dos fatores que, juntamente com os aspectos inerentes à biologia da espécie na fase juvenil e à baixa diversidade genética, tornam a região estudada um *hotspot* de ameaças à conservação. Dessa forma, os juvenis de *C. mydas* estudados estão mais suscetíveis aos malefícios causados por contaminantes como os encontrados nas áreas monitoradas no ES (*Material Suplementar, AMTMS2, Figuras 9-10*) (Bianchini, 2016; Fernandes *et al.*, 2016; RRDM/RT36E, 2020), do que os animais adultos. Estes juvenis, por serem longevos, de maturação sexual tardia, residirem e se alimentarem por muitos anos em áreas neríticas altamente contaminadas são mais expostos e mais sensíveis à poluição marinha (Komoroske *et al.*, 2011).

As tartarugas cabeçudas que desovam na área impactada no ES (Praia de Povoação e Regência) mantiveram uma pior condição corporal, maior carga epibiônica e ectoparasitária em comparação com a área controle (Praia do Forte e Arembepe- BA) ao longo dos 4 anos de monitoramento (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 5 e Figura 11*). Os animais da área afetada apresentaram tumores sugestivos de fibropapilomatose e casos de doenças oculares. O percentual encontrado para as lesões oculares no ano 4 é o maior já encontrado desde o início do monitoramento.

As diferenças encontradas para os parâmetros bioquímicos e hematológicos, analisadas isoladamente não são indicativos de uma condição clínica específica, podendo estar relacionados ao período reprodutivo (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 8*). As concentrações de As, Cd, Cr, Hg, Mn, Pb e Zn no plasma de tartarugas-cabeçudas na área afetada pelos rejeitos aumentaram suas concentrações significativamente do ano 1 ao ano 3, já os metais Cu e Fe se mantiveram constantes (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 8*). Os ovos recém colocados apresentaram concentrações detectáveis de todos os metais analisados, demonstrando que houve transferência materna e os níveis se mantiveram constantes ao longo dos anos e entre as áreas. Nos natimortos, metais Cr, Hg e Pb aumentaram significativamente suas concentrações do ano 2 ao ano 3, na área afetada. Entre as áreas, observa-se que no ano 3 os natimortos dos ninhos da área afetada apresentaram níveis significativamente maiores de As, Fe, Hg, Mn e Pb, comparado com a área controle.

Quanto aos HPAs totais, observou-se uma maior concentração no plasma das tartarugas cabeçudas que desovam na área controle no ano 1, porém nos anos 2 e 3 não houve diferenças entre as áreas (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 9*). Já nos ovos não foram encontradas diferenças entre as áreas ao longo do tempo. Os níveis de HPAs totais nos natimortos da área controle foi maior no ano 1, no ano 2 não foram observadas diferenças entre as áreas e no ano 3 os níveis foram maiores na área

afetada. Os níveis de PCBs totais no plasma das tartarugas cabeçudas da área afetada foi maior nos anos 2 e 3, comparado com a área controle (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 9*). Os níveis nos ovos se mantiveram similares entre as áreas ao longo do tempo. Já os natimortos apresentaram maiores concentrações de PCBs totais na área afetada nos anos 1 e 3, e na área controle no ano 2.

Ao longo dos anos, observou-se um aumento significativo da concentração de HPAs totais no plasma, ovos e natimortos das tartarugas cabeçudas, na área afetada. Já os níveis de PCBs totais não apresentaram diferenças estatísticas entre os anos. As amostras relativas ao ano 4 serão quantificadas para contaminantes no início de 2023 e os resultados serão analisados assim que forem disponibilizados pelo laboratório de referência.

A contaminação dos ovos e natimortos de *C. caretta* com metais pesados estão correlacionados com a pluma de rejeitos da barragem de Fundão (*Material Suplementar AMTMS2*), fato que também foi diagnosticado durante os anos de monitoramento do PMBA/Fest, para outros grupos taxonômicos em diferentes níveis tróficos (RRDM/RT-17, 2019;RRDM/RT-19H, 2019;RRDM/RT-20, 2019).

Os dados reprodutivos demonstram que não há um padrão entre as áreas e variam conforme os anos (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 10*), corroborando a hipótese de que fatores físicos, como temperatura, umidade, tamanho dos grãos de areia e inundação das marés, juntamente com a saúde materna e o genótipo, contribuem para reduzir o sucesso da eclosão das tartarugas marinhas e aumentar a mortalidade no ninho. No entanto, a possibilidade de efeitos contaminantes na reprodução não pode ser descartada. De fato, no Ano 1 observou-se diversas correlações entre os metais e os parâmetros reprodutivos na área afetada (RRDM/RT-36D, 2020), no Ano 2 observou-se uma correlação negativa entre o tempo de incubação e os níveis de Cr e Fe nos ovos e no Ano 3 observou-se uma correlação negativa entre os níveis de Hg e Pb e o número de natimortos no ninho.

Assim, até o momento, as evidências do monitoramento genético e de saúde das populações de tartarugas marinhas das áreas impactadas do ES apontam para um cenário futuro desfavorável e que pode refletir em uma menor resiliência das populações frente às condições biológicas e abióticas as quais elas estão impostas. Ainda, a redução da diversidade genética, do *Ne*, gargalo populacional recente (*Material Suplementar, AMTMS2*), o comprometimento imunológico, a vulnerabilidade a doenças e as alterações físico-químicas do ambiente praial e áreas neríticas (RRDM/RT-17, 2019; RRDM/RT-20, 2019;RRDM/RT-36D, 2020; RRDM/RT-36E, 2020) são algumas das condições desfavoráveis que as tartarugas estão sujeitas e podem comprometer a viabilidade de suas populações nas próximas gerações. Destacamos que a população de *D. coriacea* é a mais delicada e merece especial atenção pois ela apresenta um dos menores índices de diversidade genética para marcadores de microssatélites (*Material Suplementar, AMTMS2, Tabela 2, Figura 8C-D*) relatados na literatura para a espécie (Crim *et al.*, 2002; Alstad *et al.*, 2011; Stewart & Dutton, 2011; Vargas *et al.*, 2022), que possui historicamente um *Ne* extremamente baixo (*Material Suplementar, AMTMS2, Figura 8G*), é uma população considerada criticamente ameaçada de extinção pela *International Union for Conservation of Nature's Red List of Threatened Species* (IUCN) (Tiwari *et al.*, 2013), pouquíssimo abundante, de baixo tamanho populacional efetivo e que possui na Foz do Rio Doce a única localidade regular de

desova na região do Atlântico Sudoeste (Colman *et al.*, 2019). Logo, diante de nossa avaliação integrada, foi possível relacionar alguns dos parâmetros obtidos com o rompimento da barragem de Fundão, sendo 5 com efeito direto, enquanto que 6 de efeito indireto e 10 sem relação definida (*Material Suplementar, AMTMS2, Figura 12*). Diante disso, as mudanças no perfil praial, condições climáticas e outros fatores estocásticos (RRDM/RT-36D, 2020;RRDM/RT-36E, 2020) podem comprometer a sobrevivência a longo prazo das linhagens específicas das tartarugas que utilizam as áreas impactadas do ES para desovar (*C. caretta* e *D. coriacea*), bem como das áreas de alimentação utilizadas pelos juvenis de *C. mydas*.

Os estudos de **Monitoramentos Bioacústicos, Sobrevoos Tripulados e Monitoramento com Drone** também avaliaram a megafauna na região da Plataforma Continental. Foram registrados cetáceos, quelônios, aves e elasmobrânquios em toda a área monitorada, com maior concentração ao sul da foz do Rio Doce, principalmente em águas rasas (*Material Suplementar AMSbS3, Tabela 1, Figuras 1-5*). Ao compararmos as densidades da megafauna marinha entre os trimestres monitorados, percebe-se uma variação nos locais com maior intensidade de uso, principalmente para os cetáceos (*Material Suplementar AMSbS4, Figuras 1-4*). Os resultados obtidos a partir dos sobrevoos tripulados apontam que a população de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) que ocorre no litoral do Espírito Santo está isolada e apresenta a menor densidade de indivíduos e área de vida dentre todas as populações da espécie (Sucunza *et al.*, 2020), bem como a menor área de vida das espécies de cetáceos registradas no período (*Material Suplementar AMSbS3, Figuras 1-3*). Houve um aumento significativo no número de toninhas registradas em Comboios no primeiro trimestre de 2020 e de 2022, em relação ao mesmo período de 2019, entretanto, houve uma redução significativa na quantidade de avistagens no mesmo local e período em 2021 quando comparado a 2020 (*Material Suplementar AMSbS4, Figura 5*). Da mesma forma, aumentou significativamente o número de registros de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no primeiro trimestre de 2022, quando comparado ao mesmo período de 2019 em Comboios, porém, houve uma redução significativa do número de registros dessa espécie na foz do Rio Doce em alguns dos trimestres monitorados, evidenciando a necessidade da longa duração deste monitoramento.

Quanto ao uso do habitat da megafauna marinha costeira nas áreas mais impactadas pela lama de rejeito (até 3 km da costa), a comparação dos resultados de monitoramentos bioacústicos e sobrevoos tripulados e não-tripulados (drones) mostrou que, ao longo dos quatro anos do PMBA/Fest, a população remanescente da toninha na área de manejo FMA Ia (Cunha *et al.*, 2014) concentrou-se ao sul da foz do Rio Doce (*Material Suplementar AMSbS2, Tabela 1; Material Suplementar AMSbS3, Figura 1; Material Suplementar AMSbS4, Figura 1*). Essa região ao sul do Rio Doce também apresentou alta densidade de grupos de boto-cinza (*S. guianensis*), os quais também utilizam a área para alimentação (*Material Suplementar AMSbS4, Figura 5*). Entre os cetáceos a principal classe etária registrada foram de indivíduos adultos, enquanto que para os quelônios a maioria são juvenis (*Material Suplementar AMSbS4, Figuras 6*).

Os resultados dos quatro anos de monitoramento acústico passivo mostraram que a distribuição e áreas de maior ocorrência de cada uma das espécies registradas (*S. guianensis*, *Tursiops truncatus*,

*Steno bredanensis* e *P. blainvillei*) (Amorim *et al.*, 2022) se sobrepuseram entre si e com as áreas mais impactadas pela pluma de rejeitos (*Material Suplementar AMSbS2, Figuras 1-4*). Em termos da concordância das densidades distribuídas pela área de estudo, a espécie *P. blainvillei* foi a que apresentou maior grau de concordância pela análise de Kendall W ( $W=0,72$ ;  $p<0,001$ ) (*Material Suplementar AMSbS2, Tabela1*) indicando uma possível fidelidade dessa espécie às áreas costeiras ao redor da foz do Rio Doce. As demais espécies apresentaram grau de concordâncias menores e, portanto, maior variabilidade das ocorrências e distribuição na área de estudo. Além disso, foi demonstrado o efeito da turbidez e taxa de absorção acústica (*Material Suplementar AMSbS2, Figuras 8-21*) das áreas mais impactadas pela lama na atenuação e degradação dos sinais acústicos das espécies. Esse efeito é observado de forma preponderante e em tendências gerais de diminuição nas frequências pico, máxima e mínima, e no nível de pressão sonora dos cliques de ecolocalização (*Material Suplementar AMSbS2, Tabelas 2 e 3, Figuras 5 e 6*), utilizado na busca por alimentos, das quatro espécies registradas. Essa atenuação tem implicações na área acústica ativa determinada pelo alcance máximo a partir do qual um animal pode detectar e decodificar um sinal de forma a desempenhar seu papel comportamental (Janik, 2000). Para os assobios, o efeito geral observado foi de aumento das frequências e duração (*Material Suplementar AMSbS2, Tabela 4, Figura 7*). O aumento dos valores dos parâmetros acústicos dos assobios, particularmente da duração, pode estar relacionado à tentativa dos animais em sobrepor os efeitos da atenuação em áreas mais turvas. Ao contrário dos cliques, que são sinais estereotipados e com parâmetros determinados pela morfologia do crânio, os assobios são sinais moduláveis pelos animais e, portanto, podem ser mais facilmente modificados na tentativa de manutenção da área acústica ativa. É provável que essa compensação tenha um custo energético a nível individual e populacional a longo prazo.

Destaca-se que primeira amostragem realizada com ROV, realizada em 2019 foi uma campanha piloto exploratória (campanha ROV01), prevista para subsidiar o posterior plano amostral definitivo, considerando *hotspots* de megafauna marinha a partir dos resultados dos métodos de monitoramento por sobrevoos tripulados e bioacústica. As coordenadas dos pontos amostrados na primeira campanha e o link dos vídeo-amostras produzidos estão disponíveis no *Material suplementar AMSbS5, Figura 1 e Tabela 1*.

A Campanha ROV02 foi realizada no ano 2021 objetivando a amostragem de até 10 réplicas em cada ponto do novo desenho amostral baseado em *hotspots* de registros de megafauna. A distribuição dos pontos foi realizada a partir do mapa da densidade kernel (registros de megafauna por km<sup>2</sup>) dos resultados por sobrevoos tripulados e bioacústica, juntamente com os pontos de relevância ambiental Recifes Esquecidos, Paleo Canal da APA Costa das Algas e recifes da REVIS de Santa Cruz (*Material suplementar AMSbS5, Figura 2 e Tabela 2*). Considerando a impossibilidade de realizar o registro de organismos em baixa condição de visibilidade da água do mar, que pode ser afetada em questão de minutos, considerando a dinâmica das correntes, ondas e marés, quatro pontos tiveram a amostragem abortada (Itaúnas, Conceição da Barra, Degredo e REVIS). As coordenadas de cada réplica e o link para acesso aos vídeo-amostras resultantes da Campanha ROV02 estão disponíveis no *Material suplementar AMSbS5, Figura 3 e Tabela 3*.

A integração dos resultados de três diferentes metodologias evidenciou uma concentração significativamente maior da megafauna marinha em três regiões distintas, aqui chamadas de *hotspots* da megafauna na região: 1) área costeira da foz do Rio Doce e cerca de 30 km ao sul desta, 2) áreas recifais costeiras e de plataforma continental da APA Costa das Algas e, 3) plataforma continental norte do Espírito Santo associada provavelmente à área dos Recifes Esquecidos. Ressalta-se que as maiores concentrações da megafauna se encontram próximas ou dentro das áreas mais impactadas pela lama de rejeito. Em dois desses *hotspots* identificados (sul da foz do Rio Doce e APA Costa das Algas) ficou evidente a grande intensidade de uso como área de alimentação dos animais avistados (Giacomo *et al.*, 2021), indicando uma possível vulnerabilidade das espécies a incorporação de poluentes através da cadeia alimentar (com possíveis efeitos da biomagnificação) e a possíveis consequências de alterações ecossistêmicas (com influência na qualidade e quantidade de recursos alimentares) derivadas dos impactos causados pela lama da rejeito.

Por fim, O **monitoramento ecotoxicológico** realizado sazonalmente pelo PMBA/Fest executou 7 campanhas até março de 2022, nomeadas como: Campanha 1, realizada em set/out de 2018 (período seco), Campanha 2, realizada em jan/fev de 2019 (período chuvoso), Campanha 3, realizada em set/out de 2019 (período seco), Campanha 4, realizada em jan/fev de 2020 (período chuvoso), Campanha 5, realizada em jan/fev de 2021 (período chuvoso), Campanha 6, realizada em jul/ago de 2021 (período seco) e Campanha 7, realizada em março de 2022 (período chuvoso). Devido à pandemia da COVID-19, a amostragem prevista para o período seco de 2020 não foi realizada. O monitoramento ecotoxicológico analisa a condição da água, sedimento e biota por meio dos seguintes índices/abordagens: bioacumulação de metais, biomarcadores, testes de toxicidade e comunidade microbiana; além da determinação de metais e As na água e no sedimento. Porém, este relatório não irá apresentar as concentrações de metais e As na água e sedimento e as correlações associadas a estes dados, bem como análises espaço-temporais que envolvem dados de bioacumulação de metais e As no músculo do pescado (peixes e camarões). Tais análises encontram-se suspensas por ordem da Fundação Renova. Por este motivo, o relatório também não apresentará o Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), que inclui como parâmetros: comparações de bioacumulação de metais e As no músculo de peixes e camarões com relação a dados pretéritos ao rompimento da Barragem de Fundão, e valores referentes ao índice de bioacumulação (IBR bioacumulação) dos mesmos elementos e tecido. Para esclarecimento, o IIE, trata-se de um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1), respostas de biomarcadores (Nível 2) e avaliação da comunidade microbiana (Nível 3) em um único valor, buscando categorizar o ambiente conforme o nível de impacto ecotoxicológico. Importante ressaltar que os resultados apresentados neste relatório estão focados nas coletas realizadas em março de 2022 (Campanha 7, período chuvoso) no âmbito do monitoramento ecotoxicológico e, quando permitido pelo conjunto de dados analisados, apresentamos perfis espaciais e/ou temporais.

Os padrões de bioacumulação de metais e As evidenciados para o plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar AMES2, Figuras 2*) e Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) (*Material Suplementar*

AMES2, Figuras 3 e 4). A ordenação obtida através da PCA mostrou que a maioria dos metais analisados no plâncton estiveram associados aos pontos mais ao norte da foz do Rio Doce (FRD8 e FRD10) e as localidades de Degredo (DEG), Barra Nova (BN) e Itaúnas (ITA) durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar/ 2022) (*Material Suplementar AMES2, Figura 2*). Comparações dos níveis atuais de bioacumulação com os dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão para amostras de zooplâncton coletadas em nov/2015 na região marinha mais próxima à foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos (Bianchini, 2019), mostram que os níveis de Fe nos organismos-base da cadeia trófica coletados durante o período chuvoso 2022 (Campanha 7, mar/ 2022) ainda estão elevados, sendo que neste período foram encontrados os maiores valores médios de todo monitoramento. Isto pode estar relacionado às intensas chuvas que aumentam o aporte de material do Rio Doce para o ambiente marinho. Adicionalmente, outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Hg e Pb, ainda são encontrados em níveis elevados no zooplâncton, mesmo passados 7 anos do rompimento da barragem de Fundão (*Material Suplementar AMES2, Tabela 1*). Os resultados do IBR bioacumulação mostraram um aumento nos níveis de metais na comunidade planctônica marinha em todos os setores amostrais durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022) comparado às Campanhas anteriores. Neste último período amostral, os setores Sul, foz do Rio Doce e Norte se destacaram com relação aos demais períodos monitorados, porém, o setor Norte apresentou os maiores valores do índice, indicando maiores níveis de bioacumulação nos organismos-base da cadeia trófica. Este aumento na bioacumulação de metais e As no zooplâncton, indicam maior grau de contaminação ou maior biodisponibilidade de metais no ambiente marinho no período chuvoso de 2022. O IBR bioacumulação também evidencia a contribuição de metais característicos do rejeito para o valor atribuído, no caso do setor Norte, por exemplo, os metais que mais bioacumulados pelo plâncton foram Cd, Cr, Fe Hg e Mn (*Material Suplementar AMES2, Figuras 3 e 4*). Tendo em vista o ciclo de vida relativamente curto dos organismos zooplânctônicos, é sugerido que os altos níveis 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 de metais na região marinha e que pode ser intensificada durante períodos de maior pluviosidade.

Apesar da ausência dos resultados de metais e As no músculo do pescado para a Campanha 7, realizada em março de 2022 (período chuvoso), tais elementos foram analisados em outros tecidos de camarões (brânquias e hepatopâncreas) e peixes onívoros e carnívoros (brânquias e fígado). Estes resultados são apresentados na forma de PCAs para se observar possível associação espacial entre a bioacumulação de metais e As nestes animais e os diferentes pontos amostrais (*Material Suplementar AMES2, Figuras 5, 6 e 7*). É possível observar associação dos pontos da foz do Rio Doce, com destaque para FRD6, FRD3 e FRD10 com a maioria dos elementos avaliados (*Material Suplementar AMES2, Figura 5*). Interessante notar que todos os elementos analisados nas brânquias dos camarões se associaram melhor com algumas destas três localidades da foz do Rio Doce, que pode ser um indicativo de contaminação aguda no setor Foz. Ademais, as localidades de Degredo (DEG1 e DEG2) e Itaúnas (ITA1), ambas localizadas ao norte da foz do Rio Doce também apresentaram associações com diversos elementos determinados no hepatopâncreas dos camarões, dando indícios de uma

contaminação mais crônica, seguindo da foz do Rio Doce em direção ao Norte. Corroborando esta hipótese, vale relembrar que o IBR bioacumulação para o plâncton indica maior nível de bioacumulação no Setor Norte, seguido do Setor Foz, para o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022). A PCA aplicada para peixes onívoros/herbívoros mostrou uma ordenação que também sustenta os resultados obtidos para camarões, onde maioria dos metais analisados nas brânquias estiveram associados com as estações amostrais da foz do Rio Doce, com destaque para o ponto FRD8, e os metais quantificados no fígado, com as localidades de Degredo (DEG1 e DEG2) e Barra Nova (BN1) (*Material Suplementar AMES2, Figura 6*). Por outro lado, a ordenação gerada com os resultados referentes aos peixes carnívoros, mostrou um padrão de bioacumulação mais difuso (*Material Suplementar AMES2, Figura 7*). Todavia, é possível perceber que a maioria dos metais quantificados nas brânquias estiveram associados à foz do Rio Doce (FRD8 e FRD10), porém pontos mais distantes tanto ao sul, como a localidade de Costa das Algas (CA3), quanto ao norte, como a localidade de Itaúnas (ITA1), também se destacaram para esta análise. Os metais quantificados no fígado de peixes carnívoros, por sua vez, mostraram associações com diversas localidades, não sendo possível estabelecer um padrão espacial de contaminação. Diferenças no hábito de vida, ecologia trófica, além da maior mobilidade dos peixes carnívoros quando comparado aos peixes onívoros/herbívoros, bem como, aos organismos que ocupam posições inferiores na cadeia trófica podem ser fatores preponderantes que justificam a maior dificuldade em se estabelecer um gradiente espacial de contaminação a partir deste grupo de organismos.

Para corais e hidrocorais coletados na região de Abrolhos, o IBR bioacumulação mostrou pouca diferenciação nos níveis de metais ao longo de todo o monitoramento, com exceção do período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021). Todavia, ao explorarmos os metais de forma individual, é possível observar que durante o último período chuvoso (Campanha 7, mar/ 2022), o Fe se destacou como principal metal acumulado nos corais e hidrocorais (*Material Suplementar AMES2, Figuras 8 e 9*).

Os biomarcadores nos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica também foram analisados através de Análise de Componentes Principais (*Material Suplementar AMES2, Figuras 10, 13, 16 e 17*) e Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) (*Material Suplementar AMES2, Figuras 11, 12, 14, 15, 18 e 19*). Os resultados do IBR biomarcador indicaram um notável aumento nos níveis de resposta (dano lipídico e concentração de metalotioneínas) no plâncton coletado em todos os setores nas três últimas campanhas realizadas (Campanha 5 - jan/fev 2021, Campanha 6 - jul/ago 2021 e Campanha 7 - mar/ 2022), em comparação aos períodos amostrais anteriores, sugerindo um efeito crônico da contaminação ambiental sobre as respostas biológicas do plâncton (*Material Suplementar AMES2, Figuras 11, 12*). Durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar/ 2022) o setor APA Costa das Algas sobressaiu sobre os demais setores, apresentando o maior nível de efeito biológico durante este último período amostral, decorrente do aumento de metalotioneínas (MTs) no fitoplâncton e no zooplâncton e da lipoperoxidação (LPO) no zooplâncton (*Material Suplementar AMES2, Figuras 11 e 12*). Para camarões coletados no período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar/ de 2022), este mesmo padrão de resposta foi observado, caracterizado por um notável aumento no IBR biomarcador no setor

APA Costa das Algas, também decorrente do aumento de MTs e de LPO no hepatopâncreas dos camarões coletados neste setor (*Material Suplementar AMES2, Figuras 14 e 15*). Da mesma forma, corroborando os resultados obtidos para os níveis tróficos inferiores, os resultados do IBR biomarcadores para a comunidade de peixes marinhos (onívoros/herbívoros e carnívoros) apontaram para um maior efeito biológico no setor APA Costa das Algas, durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar/ 2022) (*Material Suplementar AMES2, Figuras 18 e 19*), onde novamente se destaca o aumento no conteúdo de MTs no fígado destes animais. Em conjunto, estes resultados sugerem que a biota marinha está respondendo ao possível aumento da contaminação ambiental no setor APA Costa das Algas durante este último período amostral marcado por uma intensa pluviosidade, sendo isto evidenciado através do aumento destas proteínas (MTs), cuja função biológica está relacionada ao controle da concentração de metais livres e proteção contra condições de stress oxidativo. Para os corais e hidrocorais amostrados no setor Abrolhos, o IBR biomarcador não apresentou variações significativas entre os pontos amostrais durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar/ 2022), semelhante aos resultados obtidos para o IBR bioacumulação destes organismos, porém a LPO foi o biomarcador que mais contribuiu para os valores do índice (*Material Suplementar AMES2, Figuras 20 e 21*).

Com relação às análises da comunidade microbiana, a abundância relativa dos OTUs (Unidades Taxonômicas Operacionais) para amostras de água de superfície na região marinha coletadas no período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar/ 2022) apresentou elevada dominância de grupos bacterianos já observados anteriormente. Tais grupos foram *Synechococcus* CC9902 e SAR11, sendo responsáveis por 19 e 12% da abundância relativa considerando todas as 25 estações de coleta analisadas no ambiente marinho (*Material Suplementar AMES2, Figura 22*). De acordo com o sequenciamento, a presença de *Synechococcus* CC9902 aumenta gradualmente nas estações de sul para norte, indo de 6% em Guarapari, em média, para 40% na região de Abrolhos. Este efeito não é observado para SAR11 visto que sua distribuição acontece de forma mais homogênea geograficamente. A análise das amostras de água de profundidade revelou perfil muito similar ao que foi observado para água de superfície. As maiores abundâncias observadas também foram de *Synechococcus* CC9902 e SAR11. Vale salientar que *Synechococcus* CC9902 também apresentou elevação em sua dominância quando em estações localizadas mais ao norte e próximas da região de Abrolhos (*Material Suplementar AMES2, Figura 23*).

As amostras de sedimento coletadas no período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar/2022) apresentaram maior diversidade microbiológica quando comparadas às amostras de água. Isto pode ser observado pela falta de grupos com elevada dominância (*Material Suplementar AMES2, Figura 24*). Neste ambiente, os grupos de maior abundância foram *Pirellulaceae* – 6%, *Gammaproteobacteria* – 5% e *Woeseia* – 4%. No último período chuvoso (Campanha 7, mar/2022), *Pirellulaceae* obteve as maiores abundâncias nas estações localizadas ao sul, enquanto a família *Anaerolineaceae* esteve mais concentrada nas estações localizadas na foz do Rio Doce. Na região da foz e também se observa a presença do gênero *UBA10353* (*Gammaproteobactéria*) e de *Gemmatimonadaceae*.

Os grupos bacterianos encontrados nas amostras de água superficial da região de Abrolhos (*Material Suplementar AMES2, Figura 25*) coletadas no período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar/2022) apresentaram perfil similar aos grupos bacterianos encontrados em outros pontos da malha amostral marinha. Todavia, na região de Abrolhos existe maior dominância entre os grupos. A média do somatório dos táxons menos abundantes e que são identificados por “Outros” ficou em 18%, contra 31% considerando todas as amostras do ambiente marinho. De forma geral, a água de superfície na região de Abrolhos também é dominada por *Synechococcus\_CC9902* seguido pela ordem SAR11. A distribuição de *Synechococcus\_CC9902* nas quatro estações analisadas apresenta similaridade. Por outro lado, os grupos NS4 e NS5 parecem estar mais associados às estações ABR01 e ABR02, enquanto que SAR116 apresenta maior influência na estação ABR04. Para amostras de água em profundidade também se observa perfil parecido aos de água de superfície (*Material Suplementar AMES2, Figura 26*). Esta faixa de água mais profunda apresentou dominância de *Synechococcus\_CC9902* seguido por SAR11. Destaca-se a presença do gênero NS9 pertencente à ordem *Flavobacteriales* que vem sendo relacionado a aumento de temperatura e matéria orgânica dissolvida.

Para amostras de sedimento em Abrolhos nota-se maior diversidade e menor predominância de alguns grupos (*Material Suplementar AMES2, Figura 27*). Os táxons mais abundantes foram *Woeseia* seguido por *Thermoanaerobaculaceae* e *Gammaproteobactéria*. O filo *Pirellulaceae* também voltou a aparecer nesta campanha e apresenta maior presença na estação ABR04. *Anaerolineaceae* também foi observado e se destaca nas estações ABR04 e ABRC1. Por fim, os grupos *Desulfobulbaceae* e *Desulfosarcinaceae* apresentaram elevada presença nas estações ABRC1 e ABR01, respectivamente. Estas estações estão localizadas próximas à costa e a presença destes grupos pode estar relacionada com influências diversas oriundas do continente.

A análise da abundância relativa em amostras de hidrocoral da espécie *Millepora alcicornis* revelou dominância dos grupos *Spirochaeta* e UBA4486 (ambos com 13%). A única estação que apresentou níveis baixos de *Spirochaeta* foi ABR02, enquanto a menor dominância de UBA4486 foi observada na estação ABR01 (*Material Suplementar AMES2, Figura 28*). Destaca-se também a elevada concentração de *Cyclobacteriaceae* na estação ABR04 e *Paramaledivibacter* na estação ABR02. Considerando o coral da espécie *Mussimilia harttii* (*Material Suplementar AMES2, Figura 29*), as maiores abundâncias foram observadas por *Pirellulaceae* (18%), seguido por *Rhodobacteraceae* (8%) e SAR116 (6%). A grande presença de bactérias do gênero *Pirellulaceae* em todas as estações chama a atenção, visto que este perfil ainda não havia sido observado tão fortemente nas campanhas anteriores. Esta família já vinha sendo monitorada como forte indicador de contaminação, e na campanha 7 apresentou grande aumento, principalmente nas estações ABRC1 e ABR04.

Em suma, os resultados das análises microbiológicas referentes às amostras de água não demonstraram grandes alterações e grupos já observados anteriormente continuam com predominância em amostras de água, tais como *Synechococcus*, SAR11, *Rhodobacteraceae* e *Prochlorococcus* (*Material Suplementar AMES2, Figura 22, 23, 25 e 26*). Em amostras de sedimento,

grupos bacterianos já monitorados voltaram a aparecer e em maior dominância. É o caso de *Pirellulaceae* com a maior abundância relativa em estações localizadas nos pontos localizados mais ao sul e a presença de *Anaerolineaceae* na foz do Rio Doce (*Material Suplementar AMES2, Figura 24 e 27*). Este último é relatado como um membro do core microbiano em sedimentos de rejeitos de mineração (Chung *et al.* 2019) e assim como *Pirellulaceae*, vem sendo indicada por nosso grupo como um possível bioindicador da presença de sedimento do Rio Doce e de rejeitos da barragem de Fundão. Adicionalmente, destaca-se a presença de elevada dominância de *Gemmatimonadaceae*, que já foi relacionada positivamente com a presença de Cd no meio ambiente (Sun *et al.* 2022). As amostras de água de profundidade revelaram grande diferenciação entre a estação FRD01 e as demais (*Material Suplementar AMES2, Figura 23*). Neste sentido, constata-se grande poder de diferenciação desta estação, ocasionado pelo fluxo do Rio Doce e todo material carregado por ele. No período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022), a ordenação observada em amostras de sedimento revela uma maior similaridade entre as amostras da foz do Rio Doce com amostras de Abrolhos (*Material Suplementar AMES2, Figura 30*). Tal tendência também foi observada nas campanhas anteriores. Estes resultados confirmam que grupos indicadores relacionados ao rompimento da barragem de Fundão ainda podem ser observados nestes ambientes e que existe uma tendência de mudança dos perfis microbianos além dos observados sazonalmente.

Os ensaios de toxicidade com organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, resumidos no Índice de Toxicidade apresentado no *Material Suplementar AMES2, Figura 31*, indicam que o sedimento da foz do Rio Doce, REVIS Santa Cruz e região de Degredo continuam impactados do ponto de vista ecotoxicológico. Durante o período chuvoso de 2022 (Campanha 7, mar 2022), os pontos ao norte da foz (FRD6 e DEG1), e na Costa da Algas (CA2) se mostraram como os mais impactados, sendo o sedimento classificado como moderadamente tóxico. Contudo, neste mesmo período ambas as matrizes tiveram sua toxicidade reduzida, pelo menos com relação ao período amostral anterior (Campanha 6, jul/ago 2021), sendo que o sedimento continuou mais tóxico que a água. A toxicidade foi atribuída, principalmente, pelos ensaios de fecundação com ouriço-do-mar e de reprodução com microcrustáceo (copépodo *Nitokra sp*) (*Material Suplementar AMES2, Tabelas 2 e 3*).

#### 4.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os temas abordados no Ambiente Marinho do PMBA/Fest apresentam uma ampla diversidade de métricas para o entendimento das dinâmicas espaço-temporais da região afetada pelo rejeito de mineração proveniente da barragem de Fundão. Essas métricas analisadas contemplam desde variáveis abióticas, em diferentes escalas espaciais, até métricas biológicas que buscam o entendimento em níveis moleculares até níveis ecossistêmicos, contemplando a micro e macrobiota dos ambientes marinhos adjacentes à Foz do Rio Doce. A riqueza de informações geradas ao longo dos 4 anos de monitoramento do PMBA/Fest, apesar dos diferentes requerimentos metodológicos dos temas estudados, permite o melhor entendimento da variação espaço-temporal dos processos ecossistêmicos e como o rejeito afetou essa dinâmica (especialmente de forma crônica).

Os temas Modelagem Numérica, Mapeamento de Habitat, Sedimentologia, Sedimentação em Abrolhos e Hidrogeoquímica permitem o entendimento das variações abióticas do ambiente marinho e suas principais forçantes. Essas diferentes forçantes atuam na área de estudo promovendo um mosaico de habitat, revelados em diferentes escalas temporais e espaciais. Dentro desses habitats, foi possível observar por meio do mapeamento um fundo predominantemente lamoso na região adjacente da Foz do Rio Doce, com a presença de rejeito (variável entre os anos) até 30 a 40 metros de profundidade. Ainda, a presença de rejeito pode ser observada nas regiões mais rasas da APA Costa das Algas, e com menos frequência na região mais profunda. Por fim, foram encontradas as primeiras evidências da presença de rejeito na região dos recifes esquecidos. A dinâmica dessa distribuição e movimentação do rejeito no ambiente marinho está relacionado com o seu aporte, relacionado com o aumento da vazão do Rio Doce, especialmente no período chuvoso e indicado pelo aumento da turbidez, e do processo de ressuspensão dos sedimentos dos bancos lamosos por ação das ondas. Especificamente no período chuvoso do Ano 4, em 91% do tempo a vazão do Rio Doce ficou dentro das condições de Alta Vazão, resultando em um dos maiores picos de turbidez já registrados. Os resultados de turbidez ressaltaram a associação entre os sedimentos carregados pela descarga continental e a ressuspensão do material depositado pelas ondas, causando a redistribuição do mesmo. O aumento da turbidez no período chuvoso do Ano 4 foi relacionado com o aporte de sedimentos do Rio Doce com menor teor de matéria orgânica. Somado a isso, foi observado aumento da mobilidade do sedimento nos setores da Foz, durante o período chuvoso do Ano 4, causado pela diminuição da densidade do sedimento superficial e da tensão crítica de ressuspensão associado a um aumento da tensão de cisalhamento de fundo. O sinal do rejeito é encontrado em todos os setores e os índices de geoacumulação confirmam que a área de estudo se mantém contaminada no período chuvoso do Ano 4. Os sinais isotópicos de rejeito apontam, inclusive, a sua presença na região de Abrolhos, sendo corroborado com os estudos estratigráficos de corais. Regiões mais rasas dos setores tendem a acumular maiores concentrações de rejeito.

A movimentação do rejeito (aporte pelo Rio Doce e ressuspensão de sedimentos) conjuntamente com as variações naturais e de outros eventos antrópicos são fatores importantes para a alteração das condições geoquímicas da água, que por sua vez serão importantes para o entendimento da dinâmicas

das comunidades biológicas marinhas. Em relação aos nutrientes, destaca-se o aumento do nitrogênio total em todos os setores (janeiro/2022) e de nitrato e nitrogênio amoniacal em setores específicos (Foz Central e Norte). De uma forma geral, a variância entre os dados de nutrientes é semelhante entre o Ano 3 e o Ano 4, e ambos são divergentes do Ano 1 e Ano 2, embora muitas variações neste padrão sejam observadas devido à constante transformação dos nutrientes no ambiente dinâmico marinho. Em alguns momentos é possível associar a variabilidade dos nutrientes às forçantes meteorológicas dominantes na plataforma continental, como o aumento do nitrogênio amoniacal nos períodos secos em todos os setores, atribuído a reciclagem do nitrogênio a partir da ressuspensão do sedimento. Por outro lado, o aumento da vazão tende a aportar maiores quantidades de silicatos no oceano, aumentando o teor de sílica dissolvida nesse período, especialmente no Setor Foz. Em relação às razões inorgânicas entre os nutrientes em função da razão de Redfield ( $N:P:DSi = 16:1:16$ ), foi registrada uma maior limitação em nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) no Setor Abrolhos no Ano 4. No Setor Norte, pela primeira vez, não houve limitação em sílica, e as amostras se distribuem entre limitadas em nitrogênio e fósforo. Esta condição pode indicar um ambiente favorável para a proliferação de diatomáceas, que necessitam de sílica para a construção de suas frústulas. Na foz também há uma redução na limitação em sílica, especialmente quando comparada aos Anos 1 e 2, com limitação predominante em NID e PID, tendência estabelecida desde o Ano 3. Na APA Costa das Algas o padrão entre as razões inorgânicas se mantém, com dispersão de amostras limitadas em todos os nutrientes, com ênfase para a sílica e o fósforo. A especiação do fósforo no sedimento no Ano 4 confirmou a tendência do aumento da labilidade deste elemento com o passar dos anos, como já vinha sendo observado no Ano 3 do PMBA/Fest. Isso porque é observada uma redução no conteúdo de fósforo particulado e o aumento na fração dissolvida presente na água intersticial, para todos os setores. Outra tendência observada é o aumento e persistência das frações ligadas aos óxidos de Fe (III) cristalinos e amorfos, que têm maior relação com o rejeito de minério.

As tendências temporais das concentrações de metais variaram conforme o setor analisado. No setor Abrolhos, os metais dissolvidos apresentaram concentrações similares ou menores àqueles observados no pré-PMBA. Os setores Norte e Foz apresentam no Ano 4 tendência ao aumento da concentração de quase todos os elementos nas frações particuladas e sedimentar em relação ao período anterior de monitoramento. Por fim, no setor APA Costa das Algas, no período chuvoso do Ano 4 foram observados decréscimos nas concentrações dos elementos dissolvidos (exceto para As, Cu, Ba e Mn) e para os elementos na fração particulada, com níveis altos da fração sedimentar. A verificação da fração predominante dos metais é de suma importância pois quanto menor ela é maior é a disponibilidade para a biota. A assinatura geoquímica dos elementos terras raras no MPS e no sedimento superficial marinho no Ano 4 sugerem presença de material compatível com o rejeito nos setores Foz e APA Costa das Algas na campanha de janeiro/2022. Ao longo dos 04 anos de monitoramento observa-se que os níveis de concentração dos compostos orgânicos, de forma geral, continuam elevados desde o rompimento da barragem, observando dessa forma não uma relação direta pela toxicidade da lama de rejeito, mas com o carreamento destes compostos para a região estuarina e marinha, e sua constante dispersão/disponibilização mediante dinâmicas e eventos

meteoceanográficos. De forma geral, os resultados da Hidrogeoquímica refletem uma piora da qualidade da água em termos de nutrientes, quando comparados ao período chuvoso do Ano 3, e melhora no Ano 4 em relação aos metais apenas para a fração dissolvida.

Os fatores abióticos e suas forças determinam as condições ambientais que controlam a dinâmica das comunidades bióticas dos ambientes marinhos. Estas, por sua vez, responderão em escalas temporais e espaciais diferentes: organismos menores, com ciclo de vida mais curto, tendem a responder de forma mais rápida (horas a dias), do que organismos maiores e de ciclo de vida mais longo. Isto é evidente na avaliação das comunidades planctônicas de rápida resposta, como o fitoplâncton e zooplâncton. Foram observados no Ano 4 maior frequência de valores indicadores de melhora na qualidade ambiental (fitoplâncton) ou comunidade típica de período seco durante o período chuvoso (zooplâncton), sugerindo que houve uma melhora de qualidade. Esta, por sua vez, pode estar relacionada com a diminuição na fração dissolvida de metais, que permitiu o desenvolvimento da comunidade planctônica em condições menos estressantes. Porém, o efeito crônico vem atuando em outras comunidades de níveis tróficos mais elevados, como o ictioplâncton. Apesar de não ter sido observado diferença entre as campanhas de janeiro quanto à abundância das larvas de peixe, indicando estabilidade durante o monitoramento, os valores foram baixos em todos os quatro anos de monitoramento, reforçando a sugestão de efeito crônico (observado também em outros grupos biológicos). Essas abundâncias de larvas e o número de ovos não viáveis estão relacionadas negativamente com o aumento de metais em quase todos os setores, além de serem influenciados por outros fatores ambientais, como turbidez e incidência de ondas.

Para a ictiofauna, foi observado a redução da abundância total de pós-larvas de peixes e o aumento da média de riqueza em relação aos anos 1 e 2. Em termos espaciais, a menor abundância foi observada na região considerada impactada, na foz do Rio Doce. Entretanto, esses efeitos da região impactada pelos rejeitos parece não ter interferência na estrutura da comunidade da ictiofauna estuarina/marinha, sendo esta relativamente homogênea na região estudada. Quando considerados os peixes de região recifal, foram observados menores valores de abundância, biomassa, riqueza e diversidade quando comparados a região impactada (Foz do Rio Doce) com a indiretamente impactada (Rio São Mateus e Rio Piraqueçu). Mesma tendência foi encontrada para crustáceos. Além dos efeitos evidentes em peixes e crustáceos a nível de comunidade, estudos em nível molecular e genético indicam efeito deletério do rejeito de mineração. Primeiro, há diminuição nas concentrações de lipídios que pode estar associada a um efeito crônico do rompimento da barragem de Fundão na estocagem de energia (lipídios) pelos peixes. Isso pode estar relacionado à baixa qualidade nutricional das presas. Segundo, marcadores genéticos indicam que as espécies avaliadas vivenciaram redução recente de suas populações. Há evidências de que a pluma de rejeito de mineração contribuiu para a perda de diversidade genética e estruturação genética das populações de peixes. Por fim, estudo com razões de metais e cálcio nos otólitos indicam um efeito crônico e contínuo da contaminação por metais residuais, dado o acúmulo desses metais nessa estrutura.

A influência do rejeito de mineração não é evidente apenas nas comunidades planctônicas e de peixes, mas também naquelas de substratos inconsolidados e de fundos recifais. É bem definido que a heterogeneidade da distribuição dos habitats e dos depósitos de sedimento no fundo marinho estão estreitamente ligados com esses organismos. Para a comunidade bentônica de substrato inconsolidado na plataforma continental, o que chama mais atenção nessa dependência é que o efeito da relação entre o rejeito e a distribuição da fauna bentônica não apresenta mudança significativa ao longo do tempo. Isso sugere que o efeito da presença do rejeito na biota não apresenta sinais significativos de melhora nos últimos anos. Tendo em conta a comunidade bentônica como indicador da saúde do meio ambiente é possível delimitar geograficamente uma tendência de abrangência espacial de impacto direto. Esta área abrange os pontos mais rasos dos setores APA e Foz, além de uma extensão ao norte, pelo menos até as estações de Degredo. As comunidades bentônicas nesta região foram impactadas de duas maneiras: pela presença de contaminantes metálicos que impedem o estabelecimento e sobrevivência de espécies sensíveis a estes; e devido ao soterramento através do aporte de material sedimentar mais fino (lama) que limitam a sobrevivência de organismos que não são capazes de cavar ativamente no substrato. Com a soma desses efeitos, a comunidade bentônica da região afetada apresenta uma composição significativamente diferente da registrada antes da chegada dos rejeitos da barragem de Fundão, dominada agora por espécies oportunistas com hábitos principalmente depositívoros e escavadores. Para as comunidades de fundos recifais, por exemplo, foram observadas maiores taxas de crescimento de algas calcárias incrustantes em áreas mais afastadas da Foz do Rio Doce (Abrolhos) do que aquelas mais próximas (Recifes esquecidos). Além disso, a densidade de zooxantelas, importantes simbiossiontes de corais, não retornou a valores do início do monitoramento.

Finalmente, é evidenciado no Ano 4 o efeito do rejeito de mineração em organismos de maiores tamanhos (megafauna). Cetáceos, tartarugas marinhas e aves marinhas estão em níveis tróficos mais elevados e suscetíveis a processos de bioacumulação/biomagnificação. A análise Ecotoxicológica tem mostrado a acumulação de metais em diferentes níveis tróficos na região impactada, muitas vezes fonte de alimento para a megafauna. Exemplarmente, o monitoramento ecotoxicológico marinho apontou aumento nos níveis de metais na comunidade planctônica em todos os setores amostrais durante o período chuvoso de 2022 comparado às campanhas anteriores, por meio do Índice de Bioacumulação. Esta comunidade, por sua vez, serve de alimento direta ou indiretamente para grupos da megafauna. Assim, pode haver contaminação das presas na região da Foz do Rio Doce que, desde o início do monitoramento, é utilizada pela megafauna para a alimentação e/ou reprodução. Isso implica a vulnerabilidade deste grupo aos contaminantes ali presentes. Os resultados apresentados no relatório indicam que há efeito crônico em todos os grupos, desde nível genético a nível populacional. Foram registrados aumentos nos números de encalhes em toninhas filhotes durante o Ano 4. Ainda, a causa da morte de cetáceos mais frequente tem sido as doenças infecciosas. Isso indica que os cetáceos estão com a saúde comprometida, causando desequilíbrio na saúde e permitindo o avanço dessas infecções. A presença de metais tóxicos em órgãos desses animais corrobora a participação desses elementos na morte dos indivíduos. A diminuição da população é corroborada com a diminuição da

diversidade genética pós-rompimento. O mesmo padrão ocorre para aves em Abrolhos, com aumento da concentração de metais no Ano 4, e diminuição da população de adultos reprodutores e baixo sucesso na eclosão de ovos. Tartarugas marinhas também apresentam diminuição da diversidade genética em áreas diretamente impactadas adjacentes ao Rio Doce. Dentre as três espécies de tartarugas estudadas, a *Dermochelys coriacea* possui a situação mais vulnerável, pois desova em área considerada impactada (próxima à Foz) em baixa quantidade e a população apresentou perda de alelos após a passagem do rejeito. O ambiente insalubre causa diminuição na saúde dos animais, permitindo casos mais severos de fibropapilomatose e infestação de ectoparasitas. Por fim, a contaminação dos ovos e o número de natimortos de *Caretta caretta* com metais pesados estão correlacionados com os rejeitos da barragem de Fundão.

As dinâmicas espaço-temporais das variáveis estudadas no PMBA/Fest, no âmbito do Ambiente Marinho, têm se mostrado consistentes na indicação de resposta aos efeitos da contaminação pelo rejeito de mineração. O Ano 4, avaliado até o presente relatório, é relativo ao período chuvoso e está, de forma geral, dentro da variação natural para o período chuvoso. Entretanto, alguns parâmetros se diferenciam em relação aos demais períodos chuvosos, destacando a diferença no nível de respostas entre os grupos biológicos. Estas diferenças são interessantes, pois indicam dois eventos de impacto: crônico, com eventos de ressuspensão do sedimento, que retroalimenta o sistema marinho com elementos; e agudo, quando em eventos de alta cheia ou eventos meteoceanográficos extremos. Assim, o relatório do Ambiente Marinho para o Ano 4, período chuvoso, apresenta indicativos para a melhora das condições ambientais, especialmente em grupos da base da cadeia trófica, mas sem elementos abióticos conclusivos (o metal está presente no ambiente, mas com formas mais complexas). Entretanto, grupos biológicos com respostas de longo prazo, ainda estão em estados de vulnerabilidade e precisam de um acompanhamento mais prolongado para que se possa determinar com maior precisão a correlação direta com o rompimento da barragem.

## 5 REFERÊNCIAS

- ALBINO J; SUGUIO K. Sedimentation processes and beach morphodynamics active at the Doce River mouth, Espírito Santo State, Brazil. *Anais Acad. Bras. Ciênc.* 82 (4): 1031-1044, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652010000400023>
- ALBINO, J.; NETO, N.C.; OLIVIERA, T.C.A., The beaches of Espírito Santo. In: SHORT, A.D., KLEIN, A.H.F. (Eds.), *Brazilian Beach Systems*, 17. Florida: Springer, p. 333–361, 2016.
- ALBINO, J.; OLIVEIRA, R. Influência das couraças lateríticas da formação Barreiras na topografia e distribuição granulométricas dos perfis praias de Bicanga e Manguinhos – ES. *Anais I Simpósio Processos Sedimentares e Problemas Ambientais da Zona Costeira do NE do Brasil*. 1995.
- ALSTAD, T. I.; Shamblin, B. M.; Bagley, D. A.; Ehrhart, L. M.; Nairn, C. J. Isolation and characterization of tetranucleotide microsatellites from the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Conservation Genetic Resources* 3, 457-460, 2011.
- AMORIM, T.O.S., Castro, F.R., Ferreira, G.A., Neri, F.M., Duque, B.R., Mura, J.P., Andriolo, A. Acoustic identification and classification of four dolphin species in the Brazilian marine area affected by the largest tailings dam failure disaster. *J. Acoust. Soc. Am.*, 152 (6): 3204-3215. DOI: <https://doi.org/10.1121/10.0016358>. 2022.
- ANTIA, E. E. A Morphodynamic Model of Sandy Beach Susceptibility to Tar Pollution and Self-Cleansing on the Nigerian Coast. *Journal of Coastal Research*, 9(4), 1065–1074. 1994. <http://www.jstor.org/stable/4298163>
- APLYSIA SOLUÇÕES AMBIENTAIS. Monitoramento Ambiental dos efeitos da pluma de turbidez sobre o ecossistema de praia (REBIO COMBOIOS). Relatório Técnico nº 1763/2016, rev.1, 2016
- ARA, K. Temporal variability and production of *Temora turbinata* (Copepoda: Calanoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Scientia Marina*, 66(4), 399-406. 2002.
- ATIENZA, D.; Calbet, A.; Saiz, E.; Lopes, R.M. Ecological success of the cladoceran *Penilia avirostris* in the marine environment: feeding performance, gross growth efficiencies and life history. *Marine Biology*, 151(4), 1385-1396. 2007.
- BANDEIRA, M. O. Variações espaço- temporais da comunidade fitoplânctônica na Plataforma continental e talude da porção norte da Baía do Espírito Santo. Monografia. 85f. (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.
- BARROS, I. P. Caracterização da contaminação do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) da baía de Guanabara por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. 68 f. (Graduação em Oceanografia). Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

BASTOS, A. C., Oliveira, K. S. S., Fernandes, L. F. L., Pereira, J. B., Demoner, L. E., Neto, R. R., Costa, E. S., Sá, F., Silva, C. A., Lerhback, B. D., Júnior, C. D., Quaresma, V. S., Orlando, M. T. D., Turbay, C. V. G., Lopes, B. A., Leite, M. D., Ghisolfi, R. D., Lemos, A. T., Piva, T. R. M., Lázaro, G. C. S., Conceição, J. R., Lemos, K. N., Zen, C. M., Bonecker, A. C. T., Castro, M. S., Quintas, M. C., Cavaggioni, L., Oliveira, E. M. C. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Univ. Fed. Espírito Santo. Vitória. [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio\\_Doce/relatorio\\_consolidado\\_ufes\\_rio\\_doc\\_e.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doc_e.pdf) (acessado em dez/2022). 2017.

BÉJAOUI, B.; Ben Ismail, S.; Othmani, A.; Ben Hadj Hamida, O.; Chevalier, C.; Feki, W.; Harzallah, A.; Ben Hadj Hamida, N.; Bouaziz, R.; Dahech, S.; Diaz, F.; Tounsi, K.; Sammari, C.; Pagano, M.; Hassen, M. Synthesis review of the Gulf of Gabes (eastern Mediterranean Sea, Tunisia): Morphological, climatic, physical oceanographic, biogeochemical and fisheries features. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219,395-408. 2019.

BENEDETTI, F.; Gasparini, S.; Ayata, D. Identifying copepod functional groups from species functional traits. *Journal of Plankton Research* 38: 159-166. 2016.

BERNABEU, A. M., NUEZ DE LA FUENTE, M., REY, D., RUBIO, B., VILAS, F., MEDINA, R., & GONZÁLEZ, M. E. Beach morphodynamics forcements in oiled shorelines: Coupled physical and chemical processes during and after fuel burial. *Marine Pollution Bulletin*, 52(10), 1156–1168, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.01.013>

BIANCHINI, A. Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação - 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPSUL/ICMBio. Universidade Federal do Rio Grande – FURG & Instituto de Ciências Biológicas. Brasília, 2016.

BIANCHINI, A. 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, 2019.

BIANCHINI, A. 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, 2019.

BITTENCOURT, A.C.S.P.; DOMINGUEZ, J.M.L.; MARTIN, L.; SILVA, I.R.; DEMEDEIROS, K.O.P.. 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. *Braz An Acad Bras Cienc* 79(2):333–341, 2007.

BIŽIĆ, M. et al. Aquatic and terrestrial cyanobacteria produce methane. *Sci Adv.*, 6(3), 9, 2020.

BOLLENS, G.R.; Landry, M.R. Biological response to iron fertilization in the eastern equatorial Pacific (IronEx II). II. Mesozooplankton abundance, biomass, depth distribution and grazing. *Marine Ecology Progress Series*, 201, 43-56. 2000.

BRADFORD, J.M. Distribution of the pelagic copepod *Temora turbinata* in New Zealand coastal waters, and possible trans-tasman population continuity. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 11(1), 131-144. 1977.

BRANDINI FP, L. R. Planctonologia na plataforma continental do Brasil – Diagnose e revisão bibliográfica. Rio de Janeiro, 1997.

BUCHMAN, M. F. NOAA Screening Quick Reference Tables. 1999. Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, WA, 12p, 1999.

BURD, B.J. Evaluation of mine tailings effects on a benthic marine infaunal community over 29 years. *Mar. Environ. Res.* 53, 481–519, 2002.

CAMPOS, C.C.; Garcia, T.M.; Neumann-Leitão, S.; Soares, M.O. Ecological indicators and functional groups of copepod assemblages. *Ecological Indicators*, 83, 416-426. 2017.

CANUEL, E. A. Relations between river flow, primary production and fatty acid composition of particulate organic matter in San Francisco and Chesapeake Bays: a multivariate approach. *Organic Geochemistry*, v. 32, p. 563-583, 2001.

CARDOSO, G. O. *et al.* Coral growth bands recorded trace elements associated with the Fundão dam collapse. *Science of The Total Environment*, [s.l.], v. 807, p. 150880, DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.150880, 2021.

CEPEMAR SERVIÇOS DE CONSULTORIA EM MEIO AMBIENTE LTDA. EIA para a atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D nas Áreas dos Campos de Golfinho, Canapu, Camarupim, Camarupim Norte, Peroá e Cangoá, na Bacia do Espírito Santo. PETROBRAS. 2010

CHEN, C. Y., Stemberger, R. S., Klaue, B., Blum, J. D., Pickhardt, P. C., Folt, C. L. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnology and Oceanography*, 45(7), 1525-1536. 2000.

CHEN, M.; Hernandez-Prieto, M.A.; Loughlin, P.C.; LI, Y.; Willows, R.D. Genome and proteome of the chlorophyll f- producing cyanobacterium *Halomicronema hongdechloris*: adaptative proteomic shifts under different light conditions. *BMC Genomics*, v. 20, c. 207, 2019. Disponível em: <doi:10.1186/s12864-019-5587-3>. Acesso em: 12 dezembro 2021.

CHEW, L.L.; Chong, V.C. Response of marine copepods to a changing tropical environment: winners, losers and implications. *PeerJ*, 4, e2052. 2016.

CHRISTOFOLETTI, R. A.; HATTORI, G. Y.; PINHEIRO, M. A. A. Food selection by a mangrove crab: temporal changes in fasted animals. *Hydrobiologia*, v. 702, p. 63-72, 2013.

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. Tailings microbial community profile and prediction of its functionality in basins of tungsten mine. *Scientific Reports* 9, 1-13. 2019.

COFFEY, M.; DEHAIRS, O.; COLLETE, G.; LUTHER, T.; CHURCH, T.; JICKELLS, T. The behaviour of dissolved barium in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 45, n. 1, p. 113-121, 1997.

COIMBRA, K.T.O.; Alcântara, E.; De Souza Filho, C.R. Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundao dam tailings, Brazil – New constraints based on satellite data. *Sci. Total Environ.* 733, 138101, 2020.

COLMAN, L. P.; Themé, J. C. A.; Almeida, A. D. E. P.; Baptistotte, C., Barata, P. C. R.; Brederick, A. C.; Ribeiro, F. A.; Vila-verde, L.; Godley B. J. Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988–2017: reproductive biology and conservation. *Endangered Species Research* 39, 147-158, 2019.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em 06 de setembro de 2021.

CONCEIÇÃO, L. R., Souza, C. S., Junior, P. D. O. M., Schwamborn, R., & Neumann-Leitão, S. Copepods community structure and function under oceanographic influences and anthropic impacts from the narrowest continental shelf of Southwestern Atlantic. *Regional Studies in Marine Science*, 47, 101931. 2021b.

CONCEIÇÃO, L.R., Demoner, L.E., Pereira, J.B., Perassoli, F., Ghisolfi, R.D., Bastos, A.C., *et al.* Copepod community structure after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuar. Coast. Shelf Scie*, 254, 107325. 2021a.

- CRIM, J. L.; Spotila, L. D.; O'connor, M.; Reina, R.; Williams, C. J.; Paladino, F.V. The leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny. *Molecular Ecology* 11, 2097-2106, 2002.
- CUNHA, H. A. *et al.* Population structure of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*): Reassessing management units. *PLoS ONE*, 9(1), e85633. 2014
- D'AZEREDO ORLANDO, M.T.; Galvão, E.S.; Cavichini, A.S.; C.V.G.T.; Orlando, C.G.P.; Grilo, C.F.; Soares, J.; Santos Oliveira, K.S.; Sá, F.; Junior, A.C.; Bastos, A.C.; da Silva quaresma, V. Tracing iron ore tailings in the marine environment: An investigation of the Fundão dam failure. *Chemosphere* 257, 127184, 2020.
- DAVARI, N.; Jouri, M.H.; Ariapour, A. Comparison of measurement indices of diversity, richness, dominance, and evenness in rangeland ecosystem (case study: Jvaherdeh-Ramesar). *Journal of Rangeland Science*, 2(1), 389-398. 2011.
- DE OLIVEIRA GOMES, L.E.; CORREA, L.B.; SÁ, F.; NETO, R.R.; BERNARDINO, A. F. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017.
- DEMERIEL, Z. Identification and Fatty Acid Composition of Coccolithophore and Diatom Species Isolated from Aegean Sea. *Romanian Biotechnological Letters*, Vol. 21, N° 4, 2016.
- DESFORGES, J. W.; Ross, P. S.; Loseto, L. L. Transplacental transfer of polychlorinated biphenyls and Polybrominated diphenyl ethers in arctic beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 31, n. 2, p. 296-300, 2012.
- DIAS JUNIOR, C.; Lázaro, G. C. S.; Conceição, J. R. Da; Lemos, K. Do N.; Zen, C. M. Monitoramento do Fitoplâncton. In: BASTOS, A. C. (Co). Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, Brasil, p. 209-239, 2017.
- DIAS, C. O., De Araujo, A. V., Paranhos, R., Costa, S. L. Vertical copepod assemblages (0-2300 m) off Southern Brazil. *Zool. Stud.* 49 (2), 230–242. 2010.
- DICKEY, T., & FALKOWSKI, P. Solar energy and its biological-physical interactions in the sea. Em A. Robinson, J. McCarthy, & B. Rothstein, *The Sea: Biological-Physical Interactions in the Sea* (Vol. 12, p. 662). Harvard, 2002.
- DUMAS, C.; Ludwig, W.; Aubert, D.; Eyrolle, F.; Raimbault, P.; Gueneugues, A.; Sotin, C. Riverine transfer of anthropogenic and natural trace metals to the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea). *Applied Geochemistry*, 58, 14–25, 2015.

DUTTON, P. H.; Roden, S. E.; Stewart, K. R.; Lacasella, E.; Tiwari, M.; Formia, A.; Thomé, J. C.; Livingstone, S. R.; Eckert, E.; Chacon-Chaverri, D.; Rivalan, P.; Allman, P. Population stock structure of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Atlantic revealed using mtDNA and microsatellite markers. *Conservation Genetics* 14, 625-636, 2013.

ECOLOGYBRASIL; ECONSERVATION. EIA – Estudo de Impacto Ambiental do Mineroduto Morro do Pilar/MG a Linhares/ES e Porto Norte Capixaba. ECOLOGY AND ENVIRONMENT DO BRASIL LTDA; ECOSERVATION ESTUDOS E PROJETOS AMBIENTAIS LTDA, Relatório Técnico – RT-ECV-002/13, Revisão 01, 2013.

EGGLETON, J.; THOMAS, K. V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 30, p. 973–980, 2004.

EHLING-SCHULZ, M., & SCHERER, S. UV protection in cyanobacteria. *European Journal of Phycology*, 34(4), 329-338, 1999.

ELLIS, T. et al. Fin erosion in farmed fish. *Fish welfare*, p. 121-149, 2008.

FANG, T. H., Hwang, J. S., Hsiao, S. H., Chen, H. Y. Trace metals in seawater and copepods in the ocean outfall area off the northern Taiwan coast. *Marine Environmental Research*, 61(2), 224-243. 2006.

FERNANDES, G. W., Goulart, F. F., Ranieri, B. D., Coelho, M. S., Dales, K., Boesche, N., ... & Soares-Filho, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, 14(2), 35-45, 2016.

FERNANDES, L.F.L., Paiva, T.R.M., Longhini, C.M., Pereira, J.B., Ghisolfi, R.D., Lázaro, G.C.S., ... & Rocha, G.M. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: Rapid response to a changing environment. *Science of The Total Environment*, 736, 139621. 2020.

FERREIRA, F. A.; POTT, A.; POTT, V. J.; LATINI, R. O.; RESENDE, D. C. Macrófitas aquáticas. In: Latini, A. O.; Resende, D. C.; Pombo, V. B.; Coradin, L. (Org.). *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. Brasília: MMA. 2016. p. 659-726.

GARCÍA-GARCÍA, G., Nandini, S., Sarma, S. S. S. Turbidity mitigates lead toxicity to cladocerans (Cladocera). *Ecotoxicology*, 15(5), 425-436. 2006.

GIACOMO, A. B. *et al.* Using drones and ROV to assess the vulnerability of marine megafauna to the Fundão tailings dam collapse. *Science of The Total Environment*, 800, 149302, 2021.

GOMES, L.E; Correa, L.B.; Sá, F.; Neto, R. R.; Bernardino, A. F. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 120, 28–36. 2017.

GRIFOL, M.; Gracia, V.; Aretxabaleta, A. L.; Guillén, J.; Espino, M.; Warner, J. C. Formation of fine sediment deposit from a flashflood river in the Mediterranean Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119, p. 5837–5853, 2014.

GRILO, C.F., Quaresma, V.S., Amorim, G.F.L., Bastos, A.C. Changes in flocculation patterns of cohesive sediments after an iron ore mining dam failure. *Mar. Geol.* 400, 1–11, 2018.

GUO, K., CHENG, C., CHEN, L., XIE, J., LI, S., HE, S. & XIAO, F. Application of *Deinococcus radiodurans* in the treatment of environmental pollution by heavy metals and radionuclides. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 331, 655–664, 10.1007/s10967-021-08141-9, 2022.

HAMA, J.; HANDA, N. Diel photosynthetic production of cellular organic matter in natural phytoplankton populations, measured with  $^{13}\text{C}$  and gas chromatography/mass spectrometry. *Mar. Biol.* 112, 183–190, 1992.

HARVEY, H. R. Fatty acids and sterols as source markers of organic matter in sediments of the North Carolina continental slope. *Deep-Sea Research* It, Vol. 41. No. 4-6, pp. 783-796, 1994.

HLADUN, K. R.; DI, N.; LIU, T. X.; TRUMBLE, J. T. Metal contaminant accumulation in the hive: Consequences for whole-colony health and brood production in the honey bee (*Apis mellifera* L.). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (2): 322-329, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0635-5> <https://doi.org/10.1002/etc.3273>. Acesso em 16 dez. 2022.

HOLZ, V. L. *et al.* Structure of Rhodolith Beds and Surrounding Habitats at the Doce River Shelf (Brazil). *Diversity*, v. 12, p. 75, 2020. DOI: 10.3390/d12020075.

INCAPER, INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL. Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/>. Acesso em: 16 dez. 2022.

INGOLE, N. W; Bhole, A. G. Removal of heavy metals from aqueous solution by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, vol. 52, nº 2, p. 119-128, 2003.

INMET, INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Tempo - Mapas de Precipitação. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/PrecAcumulada> <https://tempo.inmet.gov.br/PrecAcumulada>. Acesso em: Julho de 2021.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Tempestade Tropical “Iba”, (2019). Nota. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Brasília, 24 de março de 2019.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Tempo - Mapas de Precipitação. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/PrecAcumulada>. Acesso em: dezembro de 2022.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. Red List of Ecosystems. Disponível em: <https://www.iucn.org/resources/conservation-tools/iucn-red-list-ecosystems>. 2021.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. Red List of Ecosystems. Disponível em: <https://www.iucn.org/resources/conservation-tools/iucn-red-list-ecosystems>. 2021.

JANIK, V.M. Source levels and the estimated active space of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) whistles in the Moray Firth, Scotland. J Comp Physiol A., 186: 673–680. DOI: <https://doi.org/10.1007/s003590000120>. 2000.

JOHNSTON, E.L.; ROBERTS, D.A. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. Environmental Pollution, 157(6), 1745-1752. 2009.

JÖNSSON, M., Ranåker, L., Nicolle, A., Ljungberg, P., Fagerberg, T., Hylander, S., Jephson, T., Lebrecht, K., Von Einem, J., Hansson, L. A., Nilsson, A., Balseiro, E., Modenutti, B. Glacial clay affects foraging performance in a Patagonian fish and cladoceran. Hydrobiologia, 663(1), 101-108. 2011.

KILLOPS, S.; KILLOPS, V. Introduction to Organic Geochemistry. Blackwell Science Ltd. P. 1, 24, 106, 2005.

KOMOROSKE, L. M. *et al.* Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. Chemosphere, v. 84, n. 5, p. 544-552, 2011.

KORSØEN, Ø. J. *et al.* Long-term culture of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in submerged cages during winter affects behaviour, growth and condition. Aquaculture, v. 296, n. 3-4, p. 373-381, 2009.

LARKUM, A., & KÜHL, M. Chlorophyll d: the puzzle resolved. Trends Plant Sci., 10(8), 355-357, 2005.

LEE, C.S., Lee, Y.C., Chiang, H.M. Abrupt state change of river water quality (turbidity): Effect of extreme rainfalls and typhoons. Science of the Total Environment, 557, 91-101. 2016.

LIPEJ, L.; Mozetič, P.; Turk, V.; Malej, A. The trophic role of the marine cladoceran *Penilia avirostris* in the Gulf of Trieste. Hydrobiologia, 360(1-3), 197-203. 1997.

LIU, H.; Li, K.; Huang, H.; Song, X.; Yin, J.; Huang, L. Seasonal community structure of mesozooplankton in the Daya Bay, South China Sea. Journal of Ocean University of China, 12(3), 452–458. 2013.

LIZIERI, C.; AGUIAR, R.; KUKI, K. N. Manganese accumulation and its effects on three tropical aquatic macrophytes: *Azolla caroliniana*, *Salvinia minima* and *Spirodela polyrhiza*. Rodriguésia, vol. 62, nº 4, p. 909-917, 2011.

LOMBARD, F.; Selander, E.; Kiørboe, T. Active prey rejection in the filter-feeding appendicularian *Oikopleura dioica*. Limnology and Oceanography, 56(4), 1504-1512. 2011.

LONGHINI, C.M. *et al.* Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. *Science of the Total Environment*, 803, 149883, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149883>

LÓPEZ, L., Guillén, J., Palanques, A., Grifoll, M. Seasonal sediment dynamics on the Barcelona inner shelf (NW Mediterranean): A small Mediterranean river- and wave-dominated system. *Continental Shelf Research*, 145, 80-94, 2017.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M. *et al.* Multiple-threats analysis for loggerhead sea turtles in the southwest Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 41, 183-196, 2020.

MAGRIS, R.A., Marta-Almeida, M., Monteiro, J.A.F., Ban, N.C. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SWBrazil). *Science of the Total Environment* 659, 828–840, 2019.

MALTCHIK, L.; OLIVEIRA, G.R.; ROLON, A.S.; STENERT, C. Diversity and stability of aquatic macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in the South of Brazil. *Interciencia*, vol. 30, nº 3, p. 166-170, 2005.

MANHÃES, B. M. R. *et al.* Temporal trends of trace elements bioaccumulation by a vulnerable cetacean (*Pontoporia blainvillei*) before and after one of the largest mining disasters worldwide. *Science of the Total Environment*, 804: 150-196, 2022.

MARTA-ALMEIDA, M., Mendes, R., Amorim, F.N., Cirano, M., Dias, J.M. Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Mar. Pollut. Bull.* 112, 359–364, 2016.

MENANDRO P., Lavagnino A.C., Vieira F.V., Boni G., Franco T., Bastos AC. The role of benthic habitat mapping for science and managers: A multi-design approach in the Southeast Brazilian Shelf after a major man-induced disaster. 2022. *Frontiers in marine science*

MÉNDEZ, V., FUENTES, S., MORGANTE, V., HERNÁNDEZ, M., GONZÁLEZ, M., MOORE, E. & SEEGER, M. Novel hydrocarbonoclastic metal-tolerant *Acinetobacter* and *Pseudomonas* strains from Aconcagua river oil-polluted soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 17, 1074–1087, 10.4067/S0718-95162017000400017, 2017.

MIYASHITA, L.K.; Pompeu, M.; Gaeta, S.A.; Lopes, R.M. Seasonal contrasts in abundance and reproductive parameters of *Penilia avirostris* (Cladocera, Ctenopoda) in a coastal subtropical area. *Marine Biology*, 157(11), 2511-2519. 2010.

MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, Guia de orientação para o manejo de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais. Ministério do Meio Ambiente /Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 135p. 2019. Disponível em:

[https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publicações/EEI/Guia\\_de\\_Manejo\\_de\\_EEI\\_em\\_UC\\_v3.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publicações/EEI/Guia_de_Manejo_de_EEI_em_UC_v3.pdf). Acesso em 16 dez. 2022.

MORIARTY, J. M.; Harris, C. K., Hadfield, M. G. Event-to-seasonal sediment dispersal on the Waipaoa River Shelf, New Zealand: A numerical modelling study. *Continental Shelf Research*, 110, 108-123, 2015.

MOURA, R. L. et al. Tropical rhodolith beds are a major and belittled reef fish habitat. *Scientific Reports*, v. 11, p. 794, 123AD. 2021. DOI: 10.1038/s41598-020-80574-w.

NARO-MACIEL, E. *et al.* The interplay of homing and dispersal in green turtles: a focus on the southwestern atlantic. *Journal of Heredity* 103, 792-805, 2012.

NASCIMENTO, R.L. *et al.* The Fundão dam failure: Iron ore tailing impact on marine benthic macrofauna. *Science of the Total Environment*, 838, p. 156205, 2022.

NORET, N.; MEERTS, P.; VANHAELEN, M.; SANTOS, A.D.; ESCARRÉ, J. Do metal-rich plants deter herbivores? A field test of the defense hypothesis. *Oecologia*, 152: 92–100, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0635-5> <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0635-5>. Acesso em 14 nov. 2020.

OLIVEIRA, K. S. S.; Quaresma, D. S. V. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 78, p. 101-115, 2017.

OLIVEIRA, K. S. S.; Quaresma, V. S. Condições típicas de vento sobre a região marinha adjacente à costa do espírito santo. *Revista Brasileira de Climatologia* 22, 501-523. 2018.

OLIVEIRA, K.S.S., Quaresma, V.S., Nogueira, I.C.M., Vieira, F.V., & Bastos, A.C. Wave-driven sediment mobility on the Eastern Brazilian shelf under different weather systems. *Geo-Marine Letters*, 41(3), 1-17. 2021.

OLIVEIRA, T.C.A; ALBINO, J.; VENANCIO, I.D. Littoral longshore sediment transport along the deltaic plain of Rio Doce. *Quaternary Environmental Geosciences*, v. 6, n. 1, p. 20–25, 2015.

PENHA, J. DA P. Estimativas da biomassa em carbono do fitoplâncton autotrófico da Bacia do Espírito Santo por meio do biovolume e sua relação com os valores de Clorofila A. 2017. Dissertação. 94f. (Mestre em Biologia Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.

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

PMQQS. Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento. Fundação Renova, 2021. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-download>

PMQQS. Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento. Fundação Renova, 2021. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-download> Acessado em 02 de agosto 2021.

PMQQS. Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento. Fundação Renova, 2021. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-download> Acessado em 02 de agosto 2021.

PSG. Estudo de Impacto Ambiental: Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro. Vitória: PSG EQUILIBRIUM DO BRASIL LTDA, 2013. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/EIA/2013/Nutripetro/EIA%20-%20Nutripetro.pdf>. Acesso em: 04 nov. de 2020.

QINGHONG, L. A model for species diversity monitoring at community level and its applications. *Environmental Monitoring and Assessment*, 34(3), 271-287. 1995.

QUARESMA, V. S.; Bastos, A. C.; Leite, M. D.; Costa, A.; Cagnin, R. C.; Grilo, C.; Zogheib, L.; Oliveira, K. S. S. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Continental Shelf Research*, 104172. 2020.

QUARESMA, V.S.; Aguiar, V.M.C.; Bastos, A.C.; Oliveira, K. S.; Vieira, F. V.; Sá, F.; Baptista Neto, J. A. The impact of trace metals in marine sediments after a tailing dam failure: the Fundão dam case (Brazil). *Environmental Earth Sciences*. 80, 571. 2021.

QUARESMA, V.S.; CATABRIGA, G.; BOURGUIGNON, S.N.; GODINHO, E.; BASTOS, A.C. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Brazilian Journal of Geology*, 45(4), 635-644, 2015.

QUARESMA, V.S.; Catabriga, G.; Bourguignon, S.N.; Godinho, E.; Bastos, A.C. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Brazilian Journal of Geology*, 45(4), 635-644. 2015.

RAMIREZ, M., MASSOLO, S., FRACHE, R., & CORREA, J. A. Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 50(1), 62–72, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.08.010RRDM>,

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

REJOMON, G., Kumar, P. D., Nair, M., Muraleedharan, K. R. Trace metal dynamics in zooplankton from the Bay of Bengal during summer monsoon. *Environmental toxicology*, 25(6), 622-633. 2010.

RIBEIRO, F. de V. *et al.* Benthic Cyanobacterial Diversity and Antagonistic Interactions in Abrolhos Bank: Allelopathy, Susceptibility to Herbivory, and Toxicity. *Frontiers in Marine Science*, v. 8, 2022. DOI: 10.3389/fmars.2021.790277.

ROCHA, G. M. *et al.* Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil. *Science of The Total Environment*, 151249. 2022.

ROUSSIEZ, V.; Probst, A.; Probst, J.-L. Significance of floods in metal dynamics and export in a small agricultural catchment. *Journal of Hydrology, Elsevier*, 499, 71- 81, 2013.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Avaliação e Consolidação de Dados Pretéritos. RT-01, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 354 pag. 2018.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-17, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 884 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Fitoplâncton. RT-19F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 212 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Ictioplâncton. RT-19H, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 194 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Marinho – Modelagem Numérica. RT-19D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 246 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 4 Praias. RT-20, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 153 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 6 Megafauna. RT-23, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 531 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Dulcícola. RT-36B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 494 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-36C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 422 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1600 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-39C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 349 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1600 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-39D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1410 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM - Síntese integrativa entre ambientes. RT-36E, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 37 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM - Síntese integrativa entre ambientes. RT-39E, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 150 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Variação Espaço-Temporal do Ambiente Dulcícola. RT-39B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 613 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral de Evolução (RSE). RT-37, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 143 pag. 2021.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral de Evolução do PMBA/Fest-RRDM. RT-37, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 143 pag. 2021.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral de Evolução do PMBA/Fest-RRDM. RT-37, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 143 pag. 2021.

RRDM, Relatório Anual – Anexo 5 Manguezal RT-21, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 600 pag. 2019.

RYU, J. *et al.* The impact of heavy metal pollution gradients in sediments on benthic macrofauna at population and community levels. *Environmental Pollution*, 159 (10), p. 2622–2629, 2011.

SÁ, F. *et al.* Time-sequence development of metal(loid)s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Science of the Total Environment*, 1-11, 2021.

SAVADA, C. S.; PROSDOCIMI, L.; DOMIT, C.; ALMEIDA, F. S. Multiple haplotypes of *Chelonia mydas* juveniles in a threatened *hotspot* area in Southern Brazil. *Genetic and Molecular Biology* 44, 3, e20200410, 2021.

SHAMBLIN, B. M. *et al.* Geographic patterns of genetic variation in a broadly distributed marine vertebrate: new insights into loggerhead turtle stock structure from expanded mitochondrial DNA sequences. *PLoS One* 9, e85956, 2014.

SHI, Z.; Xu, J.; Huang, X.; Zhang, X.; Jiang, Z.; Ye, F.; Liang, X. Relationship between nutrients and plankton biomass in the turbidity maximum zone of the Pearl River Estuary. *Journal of Environmental Sciences*, 57, 72-84. 2017.

SLOOFF, W. Skeletal anomalies in fish from polluted surface waters. *Aquatic toxicology*, v. 2, n. 3, p. 157-173, 1982.

SMITH, R.A.; DUNCAN, M.J. Velocity and Sediment Disturbance of Periphyton in Headwater Streams: Biomass and Metabolism. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 18, p. 222–241, 1999.

SOUZA, J.R.; SIELKSI, L.H.; KRAUSE, M.; SOUZA, B.S; BRANDÃO, G.P.; ALBINO, J.; CARNEIRO, M.T.W.D. The influence of beach geology and morphodynamics on chemical pollution assessments following a mining accident. *Marine Pollution Bulletin*, v. 174, 2022.

SØVIK, E.; PERRY, C.J.; LAMORA, A.; BARRON, A.B.; BEN-SHAHAR, Y. Negative impact of manganese on honeybee foraging. *Biology Letters*, v.11, n.3, 20140989, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0989> <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0989>. Acesso em: 17 nov. 2020.

STEWART, K. R.; DUTTON, P. H. Paternal genotype reconstruction reveals multiple paternity and sex ratios in a breeding population of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Conservation Genetics* 12, 1101-1113, 2011.

SUCUNZA F. *et al.* Distribuição, uso do habitat e abundância da espécie ameaçada de extinção no sudeste e sul do Brasil. *Mar. Mammal Sci.* 36, 421-435. Doi: 10.1111/mms. 12650. 2020.

SUN, H., Shao, C., Jin, Q., Li, M., Zhang, Z., Liang, H., Lei, H., Qian, J. & Zhang, Y. Effects of cadmium contamination on bacterial and fungal communities in *Panax ginseng*-growing soil. *BMC Microbiology*, 22, 77, 2022. 10.1186/s12866-022-02488-z

TEIXEIRA, B. A. C. Estrutura da fauna bentônica de duas praias do norte do Espírito Santo. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2016.

TEIXEIRA, C. D. *et al.* Decadal (2006-2018) dynamics of Southwestern Atlantic's largest turbid zone reefs. *PLoS ONE* 16(2): e0247111. DOI: 10.1371/journal.pone.0247111.2021.

TEIXEIRA, C. D. *et al.* Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. *Coral Reefs*, v. 38, no. 4, p. 801–813. DOI: 10.1007/s00338-019-01789-6. 2019.

TEIXEIRA-AMARAL, P.; Amaral, W.J.A.; Ortiz, D.O.; Agostini, V.O.; Muxagata, E. The mesozooplankton of the Patos Lagoon Estuary, Brazil: trends in community structure and secondary production. *Marine Biology Research*, 13(1), 48-61. 2017.

TIWARI, M.; Wallace, B. P.; Girondot, M. *Dermochelys coriacea* (Southwest Atlantic Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T46967838A46967842. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013.RLTS.T46967838A46967842.en>. 2013.

TOGNETTA, M. M. P., FALQUETO, A. R., ESPINOZA, H. D. C. F., et al. Mangroves as traps for environmental damage to metals: The case study of the Fundão Dam. *Science of The Total Environment*, v. 806 p. 150452, 2022.

TURNER, J.T. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zoological studies*, 43(2), 255-266. 2004.

UTTAH, E.; Ogbeche, J.; Ukpong, G.I.; Ajang, R.; Iboh, C.; Ayanda, O.I. The Taxa Structure and Composition of Zooplankton Communities of Bonny Estuary: A Bio-indication of Anthropogenic Activities. *The Pacific Journal of Science and Technology*, 14 (2). pp. 365-641. 2013.

VALERIANO C.M., Newmann R., Alkimim A.R., Evangelista H., Heilbron M., Aguiar-neto C.C., Paravidini De Souza G. Sm-Nd and Sr isotope fingerprinting of iron mining tailing deposits spilled from the failed SAMARCO Fundão dam 2015 accident of Mariana, SE- Brazil. *Applied Geochemistry*, 106: 34-44. 2019.

VAN GEEST, G.J.; WOLTERS, H.; ROOSEN, F.C.J.M.; COOPS, H.; ROIJACKERS, R.M.M.; BUIJSE, A.D.; SCHEFFER, M. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, vol. 539, nº 1, p. 239-248, 2005.

VARGAS, S. M. *et al.* Genetic monitoring of the critically endangered leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in the South West Atlantic. *Regional Studies in Marine Science*, 55, 102530. 2022

VARGAS, S. M. *et al.* Revisiting the genetic diversity and population structure of the critically endangered leatherback turtles in the South-west Atlantic Ocean: insights for species conservation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 99, 31-41, 2019.

VENKATARAMANA, V., Sarma, V.V.S.S., & Reddy, A.M. Impact of river discharge on distribution of zooplankton biomass, community structure and food web dynamics in the Western coastal Bay of Bengal. *Regional Studies in Marine Science*, 16, 267-278. 2017.

WARWICK, R.M.; CLARKE, K. R. Comparing the severity of disturbance; a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, 92(3), 221–231, 1993.

WRIGHT, L.D.; SHORT, A.D. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. *Marine Geology*. Amsterdam 1, p. 93-118, 1984.

YAMAMOTO, F. Y. *et al.* From molecular endpoints to modeling longer-term effects in fish embryos exposed to the elutriate from Doce River. *Science of the Total Environment*, 846: 157332, 2022.

YANG, J.; MIYAZAKI, N. Moisture content in Dall's porpoise (*Phocoenoides dalli*) tissues: a reference base for conversion factors between dry and wet weight trace element concentrations in cetaceans. *Environ. Pollut.*, 121, pp. 345-347, 2003.

ZALMON, I.R. *et al.* Influence of estuarine dynamics on macrobenthos spatial variability along the southeast continental shelf of Brazil. *Scientia Marina*, 79(3), 379–391, 2015.

ZHANG, Y.; Bach, L.T.; Schulz, K.G.; Riebesell, ULF. The modulating effect of light intensity on the response of the coccolithophore *Gephyrocapsa oceanica* to ocean acidification. *Limn. Ocean.*, v. 60, c. 6, p. 2145-2157, 2015.

ZHOU, J. L.; SALVADOR, S. M.; LIU, Y. P.; SEQUERIA, M. Heavy metals in the tissues of dolphins (*Delphinus delphis*) stranded on the Portuguese coast. *Science of the Total Environment*, v. 273, p. 61-76, 2001.