

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

**RELATÓRIO ANUAL 2021 DO PMBA/Fest-RRDM**

**SÍNTESE INTEGRATIVA ENTRE AMBIENTES**

**RT-39E RRDM/FEV 22**

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Vitória,

Fevereiro de 2022

## COORDENAÇÕES

### **Ambiente Dulcícola**

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

### **Ambientes Marinho e Costeiro**

Fabian Sá (UFES)

### **Anexo 1**

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

### **Subprojetos**

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Juliana Zomer Sandrini (FURG)

Marta Marques de Souza (FURG)

### **Anexo 3**

Daniel Rigo (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

### **Subprojetos**

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Antônio Sérgio Ferreira Mendonça (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Fabian Sá (UFES)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luiz Fernando Loureiro Fernandes (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (URFJ)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Valquíria Ferreira Dutra (UFES)

Vânia Marcia Duarte Pasa (UFMG)

### **Anexo 4**

Jacqueline Albino (UFES)

### **Subprojetos**

Jacqueline Albino (UFES)

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

### **Anexo 5**

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

### **Anexo 6**

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

### **Subprojetos**

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

### **Anexo 7**

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

### **Subprojetos**

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

### **Anexo 8**

Heitor Evangelista (UERJ)

### **Coordenação Técnico-Científica (CTEC)**

Adalto Bianchini

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

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

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Karla Pereira Rainha

Kennedy Gera Nishio

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Petrusca Mello Costa Filha

Sidnei Vieira

Walter Luiz Alda Júnior

Wanessa da Costa Cruz

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

Alex Cardoso Bastos

## SUMÁRIO

1	AMBIENTE DULCÍCOLA .....	7
1.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	31
2	AMBIENTE COSTEIRO .....	1
2.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	25
3	AMBIENTE MARINHO .....	1
3.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	71
4	REFERÊNCIAS .....	79

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (respostas de biomarcadores) e indicadores microbianos integrados no (Índice de Impacto Ecotoxicológico) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade) nos diferentes locais amostrais e Campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco). O setor Afluyente é representado pelo Rio Guandu (RGU-01), o setor Rio é representado por estações amostrais na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Colatina (RDO-13), Linhares (RDO-15); Regência (RDR) e no seu estuário (RDO-16); o setor Lagos é representado pelos Lagos do Limão (LLM-01), Juparanã (LJP-01), Nova (LNV-01) e Palmas (LPA-01) e o Setor Lagoas é representado pela Lagoa do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01) e Areão (LAO-02). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). A água e sedimento dos pontos RDO-11 e RDO-13 não foram monitorados, quanto sua toxicidade pelo Anexo 1 durante o Ano 1. Os espaços em branco com \* ou sem numeração, nas representações gráficas, indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido a pandemia da COVID-19. .... 30

Figura 2: Área de abrangência do monitoramento no ambiente costeiro com destaque às distintas unidades geomorfológicas (costa de falésias associadas a Formação Barreiras, em rosa e a planície deltaica do Rio Doce associada às unidades do Quaternário, em amarelo), incluindo malha amostral dos diferentes temas (praia, restinga e manguezal) e localização das unidades de conservação. .... 3

Figura 3: Integração dos parâmetros, sedimentológicos, morfodinâmicos, meteocceanográficos, 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 topobatimétricos 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). ..... 5

Figura 4: Distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) e a riqueza média da meiofauna bentônica na antepraia durante o período de monitoramento. .... 6

Figura 5: Riqueza média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2021 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do período Chuvoso de 2016 (04/16) referem-se aos dados amostrados antes do PMBA (Mauri, 2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. Campanha 01/20 realizada durante a cheia do Rio Doce; Campanha emergencial 02/20 realizada após cheias do Rio Doce. Barras em azul, período chuvoso; barras em vermelho, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19. .... 9

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) e Seco Ano 3 (2021). .... 12

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) e Seco Ano 3 (2021). Vermelho = valores acima de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em risco em cada estação amostral, Cinza = valores abaixo de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em riscos em cada estação amostral. .... 14

Figura 8: Descrição dos dados médios por período amostral desde 2018 (chuvoso) até 2021 (seco) para todos os manguezais monitorados para os metais Fe e Mn (em mg kg<sup>-1</sup>) nos sedimentos. .... 16

Figura 9 Integrada: 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-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago de 2021 (período seco). 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 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). 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 do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19. .... 24

Figura 1: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (biomarcadores) e indicadores microbianos (Índice de Impacto Ecotoxicológico – apresentado por setor) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade – apresentado apenas para os pontos monitorados quanto aos ensaios de toxicidade) nos diferentes locais amostrais e Campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo Campanha 1 (set/out 2018 - período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 - período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 - período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 - período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco). Setor Sul: Guarapari e Vitória (GUA1 e GUA2, VIX1 e VIX), Setor APA: APA Costa da Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), Setor Foz: pontos mais próximos à foz do Rio Doce (FRD1, FRD, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10) e Setor Norte: Degredo, Barra Nova e Itaúnas (DEG1, DEG2, BN1, BN2, ITA1 e ITA2). A sigla NE significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). O ponto DEG1 não foi monitorado quando a sua toxicidade durante o Ano 1 e o ponto CA2 não foi monitorado na Campanha 3. Os espaços em branco indicados com \* indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19. .... 70

## **1 AMBIENTE DULCÍCOLA**

Os resultados apresentados para os ambientes fluviais e lacustres monitorados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM foram, na sua maioria, obtidos no Baixo Rio Doce, entre a UHE Eliezer Batista e a foz do Rio Doce com o mar. Considerando os diferentes objetos e protocolos de cada estudo que compõe o PMBA/Fest-RRDM, as malhas amostrais de cada Anexo/Subprojeto 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. Os dados obtidos no Ano 3 foram comparados àqueles coletados desde o início da execução do PMBA/Fest-RRDM.

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 abióticas e bióticas, potencialmente resultantes do impacto causado pelo rejeito de minério e os componentes a ele associados.

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 as estratificações térmicas foram caracterizadas em lagos e lagoas. Estudos mineralógicos foram executados nos ambientes fluviais e lacustres, na busca por tendências espaciais e temporais na 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 comportamento específicos para os elementos e compostos orgânicos avaliados, em cada ambiente amostrado.

Na integração de dados abióticos com seus reflexos na biota, os estudos ecotoxicológicos visaram 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 das comunidades de fitoplâncton mostraram um aumento no número de táxons e as análises de perifíton evidenciaram a diminuição de espécies durante o período chuvoso, especialmente nos rios. Os estudos em zooplâncton visaram a integração dos dados relativos às concentrações de metais (fração total e dissolvida) com a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton.

Em termos de macro biodiversidade, os estudos de macrófitas reforçaram a manutenção das tendências observadas nos anos anteriores. As comunidades de macroinvertebrados aquáticos foram



avaliadas em relação às condições ecológicas dos pontos de coleta, que foram classificados como impactado, alterado e natural. Finalmente, as comunidades de peixes do Baixo Rio Doce foram avaliadas sob o ponto de vista de sua ecologia, dados genéticos e ictioplanctônicos.

Em função dos potenciais impactos nos fluxos de sedimento e água e na qualidade da água da bacia do Rio Doce, foram identificados temas e ações que foram implementadas e estão em execução e, também, aquelas que necessitam de um aprofundamento. No total, 20 municípios estão sendo contemplados pelos programas afins ao Tema de Reflorestamento, dos quais 5 pertencem ao estado do Espírito Santo e 15 ao estado de Minas Gerais. As ações foram iniciadas em 2015, sendo que algumas já foram concluídas e outras possuem previsão de extensão até o ano de 2030.

No que diz respeito ao manejo de rejeitos e controle da produção/aporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Doce, foram identificadas ações no âmbito do programa 09 da Fundação Renova, “Recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves”. Até abril de 2021, estima-se que 959 mil m<sup>3</sup> de material tenham sido bombeados do reservatório desta usina.

As ações da Fundação Renova, quanto ao esgotamento sanitário, se dão no âmbito do Programa Coleta e Tratamento de Esgoto e Destinação Adequada de Resíduos Sólidos. Ao todo, são 39 municípios contemplados por este Programa, sendo 4 pertencentes ao estado do Espírito Santo e 35 ao estado de Minas Gerais. Desses municípios, 3 deles se encontram com obras concluídas, 7 deles com obras em andamento, 8 deles com pelo menos uma parcela do repasse financeiro liberada e 21 deles sem qualquer repasse realizado.

Durante o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, conforme pode ser observado no presente relatório, foi possível caracterizar as evoluções e ações relativas aos diversos Programas, desde 2016, quanto aos recursos financeiros previstos e repassados, e aos municípios contemplados.

Quanto às estimativas de impactos causados pelas ações, estas não alcançaram o êxito almejado, principalmente devido ao insuficiente detalhamento e caracterização das informações disponíveis. Neste sentido, se faz necessária a disponibilização de descrição pormenorizada das mesmas, incluindo localização e limites geográficos das áreas onde foram realizadas, bem como se estão sendo ou se já são previstas ações relacionadas com compensação e recuperação como, por exemplo, recuperação de APPs. Também se faz necessária informação a respeito das localidades e populações atendidas, bem como das tecnologias e eficiências relacionadas com coleta e tratamento de esgotos adotadas, para previsão de melhorias de qualidade de cursos d’água da bacia do rio Doce. Além disso, o monitoramento quali-quantitativo da água e dos sedimentos nas sub-bacias onde estão sendo realizadas ou previstas ações de compensação e recuperação também muito contribuiriam para o acompanhamento dos potenciais impactos positivos destas ações. A disponibilidade de informações obtidas a partir da fiscalização do desenvolvimento das ações também seriam de grande importância para análise da evolução e das relações causa-efeito.



As informações disponíveis indicam o esforço da Fundação Renova em atender as demandas do Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta (TTAC) quanto às ações de compensação e recuperação ambiental. Apesar deste TTAC indicar que não cabe à Fundação Renova indicar as ações e os locais de aplicação de recursos repassados, o desenvolvimento de estudos técnicos e científicos relacionados com otimização de benefícios, quanto à recuperação e preservação dos recursos hídricos e ambientais e da biodiversidade aquática, seria de grande importância para subsídio de processos de tomadas de decisão a respeito de alocação de recursos.

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 da bacia, onde se encontram os rios Piranga e Carmo, formadores do Rio Doce, bem como os rios Piracicaba e Santo Antônio, nos quais também foram observados os maiores deflúvios médios. O Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM (out/2020 a set/2021) foi marcado por uma concentração maior de chuva na bacia do Rio Piranga, com 1.414,4 mm, praticamente o mesmo valor da acumulada máxima da série histórica (1.413,7 mm). Em 13 das 17 regiões da Bacia do Rio Doce, o acumulado de precipitação foi maior no período chuvoso do Ano 3 em relação ao Ano 1 e ao Ano 2 do monitoramento, sendo que 6 das 17 regiões hidrográficas obtiveram acumulados de precipitação mais elevados que a média da série histórica anterior ao rompimento da Barragem de Fundão (1985-2014) (Material Suplementar A3DIFS2 – Figura 1 a Figura 34).

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. As vazões médias e máximas diárias (519 m<sup>3</sup>/s e 2.584 m<sup>3</sup>/s, respectivamente) para período chuvoso do Ano 1 foram muito inferiores àquelas obtidas nos Ano 2 (988 e 5.179 m<sup>3</sup>/s) e no Ano 3 (873 e 2.889 m<sup>3</sup>/s). Observa-se que a vazão média do período chuvoso do Ano 3 apresentou valor próximo àquelas obtidas no Ano 2. Essas vazões médias foram inferiores à vazão média de período chuvoso (1.229 m<sup>3</sup>/s) para a série histórica da estação fluviométrica Colatina (56994500) no período de 1938 a 2014.

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). Para o período seco, a média do aporte a montante do reservatório para o Ano 1 foi de 85,7% durante a realização das campanhas (abr/2019 a set/2019). Para o Ano 3, a média do aporte a montante do reservatório foi de 73,1% durante a realização das campanhas (abr/2021 a set/2021) (Material Suplementar A3DIFS2 – Tabela 55 a Tabela 72). 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).

Em relação aos fluxos, na estação E21 foram observados expressivos valores de descargas sólidas totais, com valores mais elevados no Ano 2, em relação aos demais períodos monitorados. As estimativas de descargas totais médias e máximas corresponderam, respectivamente, 1.384 t.d<sup>-1</sup> e 41.551 t.d<sup>-1</sup> no Ano 1, 6.725 t.d<sup>-1</sup> e 190.000 t.d<sup>-1</sup> no Ano 2, e 3.175 t.d<sup>-1</sup> e 56.132 t.d<sup>-1</sup> para o Ano 3.

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 2, em relação aos Anos 1 e 3. Cabe destacar que, para cada ano, foram analisados quantitativos diferentes de amostras, em função da interrupção do monitoramento devido à pandemia da COVID-19. Os quantitativos de resultados analisados foram 12 (Ano 1), 5 (Ano 2) e 9 (Ano 3).

As estimativas de valores médios e máximos para fósforo total (P) foram, respectivamente, 2,1 e 6,1 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 49 e 161 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), e 5,2 e 18,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3). Para fósforo inorgânico dissolvido (PID), estes valores foram, respectivamente, 0,5 e 1,2 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 2,1 e 3,3 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), e 1,4 e 4,2 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3). Para nitrogênio total (N), as estimativas de valores médios e máximos foram, respectivamente, 92,3 e 273,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 349,3 e 641,1 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), e 174,3 e 523,1 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3). Para nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), os valores foram 37,9 e 88 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 224,9 e 286,3 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2), e 107,8 e 237,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3).

Para o alumínio total (Al), as estimativas de valores médios e máximos foram, respectivamente, 6,8 e 11,5 t.d<sup>-1</sup> (Ano 1), 152 e 247,9 t.d<sup>-1</sup> (Ano 2) e 60,5 e 220,4 t.d<sup>-1</sup> (Ano 3). Para ferro total (Fe), eles valores corresponderam a 63,7 e 207,9 t.d<sup>-1</sup>, 475,7 e 1.063,6 t.d<sup>-1</sup>, e 135 e 541,4 t.d<sup>-1</sup>. Para o manganês total (Mn), os valores médios e máximos foram, respectivamente, 1,1 e 2,8 t.d<sup>-1</sup>, 7,7 e 13,9 t.d<sup>-1</sup> e 3 e 9,1 t.d<sup>-1</sup>.

Cabe ressaltar que esses valores poderão ser muito superiores em eventos hidrológicos com maiores valores de precipitações e vazões, durante os quais há ressuspensão e carreamento desses elementos, juntamente com sedimentos, para a foz do Rio Doce e área costeira adjacente.

Os valores de turbidez (0 a 561,0 UNT com média de 35,3 ± 67,0 UNT) e de MPS (0 a 315,2 mg.L<sup>-1</sup> com média de 22,1 ± 44,3 mg.L<sup>-1</sup>) foram significativamente superiores àqueles registrados no período chuvoso de 2018/2019 (9,55 a 209,00 UNT; 2,50 a 145,00 mg/L) em relação ao período seco de 2019 (0,62 a 24,30 UNT; 0,13 a 17,00 mg/L) (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 2 a 4*). Os maiores valores de turbidez, assim como os de MPS, foram registrados em Regência (E26), em dezembro/2019. Cabe destacar que estes valores estão acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (100 UNT), aplicada como referência para águas doces de Classe 2.

Nos ecossistemas lacustres profundos ( $Z_{\text{méd}} > 3,0\text{m}$ ), há uma tendência de estratificação térmica da coluna d'água durante o período chuvoso, com diferença significativa entre as amostras de superfície e fundo para os parâmetros oxigênio dissolvido e pH, conforme observado para os Lagos Nova e Limão (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 7 a 16*). Devido à condição térmica mais homogênea da coluna

d'água, o Lago Juparanã não apresentou diferenças significativas entre as três profundidades para os parâmetros monitorados.

As lagoas ( $Z_{\text{méd}} < 3,0\text{m}$ ) tendem a apresentar estratificação térmica fraca com a coluna d'água misturada. Ressalta-se que a Lagoa Monsarás apresenta águas salobras no fundo da coluna d'água, conforme constatado pelos perfis de CTD, com condições oligohalinas (0,5 a 5,0) a mesohalinas (5,1 a 18,0), sendo que na campanha amostral 18 (mar/2020) foram registradas condições polihalinas (salinidade de 27 na profundidade de 1,57 m) (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 17 e 18*).

A mineralogia revelou a ocorrência de caulinita, mica, quartzo, gibbsita, anatásio, rutilo, goethita, hematita e, eventualmente, feldspato-K em amostras de sedimentos coletadas no período de out/2018 a fev/2021 em ecossistemas fluviais e lacustres do Baixo Rio Doce. A caulinita foi o mineral predominante nesses ambientes, exceto na Lagoa do Areal (E24), onde os sedimentos são goethíticos. Dentre os oxihidróxidos de ferro, a goethita constituiu a maior proporção nos sedimentos de todas as estações amostrais. As propriedades mineralógicas dos sedimentos variaram qualitativamente (composição) e quantitativamente nos ambientes avaliados ao longo do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 19 a 30*). Até o presente momento, a análise temporal dos teores minerais não evidenciou variação notável durante os períodos chuvoso e seco.

O MPS é constituído de caulinita, mica, quartzo, gibbsita, goethita e hematita (*Material Suplementar A3DLS2, Figura 31*). Testemunhos de sedimentos de ambientes lacustres apresentaram diferenças marcantes na composição mineralógica (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 32 a 37*). 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.

Os resultados mais importantes para a quantificação de contaminantes inorgânicos evidenciaram que os valores de Al total e dissolvido em água (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 1 e 7*) apresentaram valores bem mais elevados nos períodos chuvosos de 2020 e 2021, em comparação àquele de 2019, para os rios Guandu e Doce. Estes valores estão bem acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA classe 2 para os Anos 2 e 3, em relação ao Ano 1, com índices de não conformidade em metais solúveis do Rio Doce de 0% (Ano 1), 94,4% (Ano 2) e 41,7% (Ano 3). Na Figura 7 do *Material Suplementar A3DAQS1*, 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 parâmetro internacional, para todos os ambientes monitorados.

Comportamento similar de elevação dos teores em períodos de chuva também ocorreu para as concentrações totais de Ba, Fe, V e Pb na água dos rios e lagoas, conforme mostra o *Material Suplementar A3DAQS1, Figuras 9, 15, 18 e 20*, respectivamente. Vanádio (V) e chumbo (Pb) são

marcadores importantes do rejeito e podem confirmar ainda a presença deste na bacia. Este comportamento foi menos marcado para o Fe dissolvido no Rio Doce, que mostrou uma tendência de estabilização/redução, mas com valores mais elevados nas lagoas e acima do limite NOAA crônico (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 4*).

Chama a atenção o fato de todas as amostras de água analisadas no âmbito do PMBA/Fest-RRDM apresentarem elevados teores de Ba 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 maior lixiviação onde há maior fluxo de água (*Material Suplementar A3DAQS1, 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 histórica de redução da concentração de Fe em sedimentos, quando os dados do PMBA/Fest-RRDM são comparados com os dados pretéritos do IEMA e do PMQQS (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 37*), com tendência à estabilização nos últimos dois anos (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 39*). Isto indica que grande parte do rejeito da Barragem de Fundão depositado na calha do Rio Doce está sendo transportado de forma efetiva em direção ao mar.

Ainda no que se refere aos metais nos sedimentos, destaca-se o elevado teor de As total na Lagoa do Areal (estação 24), com valores bem acima do limite estabelecido pelo CONAMA para águas de classe 2 (*Material Suplementar A3DAQS1, Figura 21*). Ressalta-se que Cr e Mn apresentaram valores mais elevados nos sedimentos dos lagos e lagoas, quando comparados com aqueles observados nos rios (*Material Suplementar A3DAQS1, Figuras 22 e 27*).

Os principais resultados obtidos para os contaminantes orgânicos demonstraram uma tendência de redução dos contaminantes fenóis totais (*Material Suplementar A3DAQS2, Figuras 1 a 4*), esteróis (*Material Suplementar A3DAQS2, Figuras 5 e 6*), PCBs (*Material Suplementar A3DAQS2, Figura 7*) e hidrocarbonetos poliaromáticos – HPA (*Material Suplementar A3DAQS2, Figura 9*), após a grande cheia de dez/2019 a mar/2020 e da interrupção do monitoramento devido à pandemia da COVID-19. Isto provavelmente ocorreu por redução de atividades geradoras destes poluentes. Mantiveram-se ainda elevados os teores de pesticidas (*Material Suplementar A3DAQS2, Figura 8*) e de hidrocarbonetos alifáticos - HA (*Material Suplementar A3DAQS2, Figura 10*). Estes últimos apresentaram elevados valores no período chuvoso de dez/20 a mar/21, mas que depois reduziram paulatinamente, o que não aconteceu com os pesticidas, cujos valores foram sempre altos nos 3 anos de monitoramento em todos os ambientes, requerendo assim atenção devido à elevada toxicidade que estes compostos apresentam para a biota aquática.

Com relação às análises bióticas, o estudo das macrófitas do Baixo Rio Doce indicou a presença de 107 espécies, pertencentes a 65 gêneros e 33 famílias (*Material Suplementar A3DMS2*). 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 A3DMS3*). 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, 2020b). Por sua vez, no período seco, os fatores de maior influência são aqueles relacionados ao ambiente, como as flutuações hidrológicas, que afetam diretamente a composição de macrófitas aquáticas (Maltchik et al. 2005; Van Geest et al. 2005)

Analizando as espécies infestantes citadas acima, a correlação da abundância temporal com a concentração de metais mostrou que altas concentrações de Ba, Fe, V, Zn, Cu e Mn afetam negativamente 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.

Em relação à comunidade fitoplanctônica, houve um aumento de 20 táxons nas análises quantitativas, as quais foram utilizadas como base para os cálculos dos parâmetros ecológicos da comunidade. Sendo assim, a comunidade passou de 331 táxons registrados até o RSE 2021 (RRDM, 2021) para 351 táxon registrados no presente relatório, distribuídos em 14 classes taxonômicas. Entretanto, a curva de rarefação de espécies, que resume o cenário de adição de novas espécies ao longo das amostragens, ainda se mostra com inclinação acentuada (RT-39B/RRDM, 2022, Figura 87A), havendo assim a necessidade de continuidade nas amostragens, 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 (RT-39B/RRDM, 2022, Figura 88), foi possível observar uma tendência de aumento da riqueza durante o período seco para as estações do Rio Doce e das lagoas. Já para as estações do Rio Guandu (E17) e dos lagos, houve uma



tendência temporal de aumento e diminuição da riqueza, respectivamente. A baixa riqueza observada no início do monitoramento para a E17 pode ter sido devido ao forte fluxo e alta turbidez apresentado para o rio nos primeiros meses de monitoramento. Já para o compartimento dos lagos, a redução de riqueza mostrada pela análise de GAMM precisa ser melhor investigada, uma vez que houve grande dispersão dos valores de riqueza nestes ambientes. 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.

Em relação aos principais parâmetros da diversidade da comunidade fitoplanctônica (diversidade, equitabilidade e dominância), não foram observadas diferenças discrepantes em relação ao que foi reportado no relatórios anteriores, mantendo assim o mesmo padrão observado para os Anos 1 e 2 do PMBA/Fest-RRDM. Entretanto, no geral, a diversidade continua ainda em patamares reduzidos quando comparados àqueles observados em estudos anteriores realizados para a região. A densidade de células de cianobactérias apresentou valores acima daquele estabelecido na Resolução CONAMA 357, principalmente para os lagos e também para a estação amostral E25, ao final do período S3. Nas lagoas, foi feito o registro de dois táxons de cianobactérias (*Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix isoethrix*) classificadas como tóxicas para outros ecossistemas brasileiros e um táxon (*Planktolyngbya* sp.) para o Rio Doce, que não haviam sido registrados até o presente relatório.

O aumento observado na representatividade das condições ambientais e das concentrações de metais (RT-39B/RRDM, 2022, Figura 92) para a estruturação da comunidade fitoplanctônica no período seco pode ter relação com a redução dos níveis d'água, o que concentra as quantidades de nutrientes e metais, bem como diminui o fluxo de água, promovendo efeitos sazonais agudos na dinâmica da comunidade. Este mesmo efeito sazonal, causado pela seca, se reflete na diminuição da explicação das variáveis espaciais na dinâmica do fitoplâncton. Esta variável espacial é caracterizada pela distância e conectividade entre os pontos amostrais, bem como o fluxo unidirecional, sendo este um fator com menor poder de influência na comunidade fitoplanctônica em épocas de menor vazão. Ainda que não possa ser testada estatisticamente, a interação entre as variáveis ambientais e as concentrações de metais na análise de partição da variância apresenta valores consideráveis para explicar a estruturação da comunidade fitoplanctônica. Portanto, esta é uma possível evidência de que os efeitos dos metais sobre a comunidade são dependentes das condições ambientais apresentadas em cada compartimento monitorado.

Em relação ao perifíton, os dados do presente relatório contemplam aqueles já apresentados nos dois primeiros anos do monitoramento (Anos 1 e 2). Não houve campanha entre março e outubro/2021, devido às restrições sanitárias resultantes da pandemia da COVID-19. Considerando a análise quantitativa, houve aumento do número total de táxons registrados de 482 para 547 no intervalo entre o RSE 2021 (RRDM, 2021) e o presente relatório. O Rio Doce e as lagoas foram os ambientes com maior número de espécies exclusivas, indicando a importância desses ambientes para a diversidade

regional. Quanto à comparação das variáveis descritoras da comunidade perifítica analisadas (riqueza por amostra, densidade total, índices de Simpson e Shannon, equitatividade, percentual de matéria orgânica, e peso seco), não foi observada diferença relevante entre as campanhas que indique recuperação ou impacto na comunidade nas estações amostrais avaliadas (RT-39B/RRDM, 2022, Figura 95). Nos rios Doce e Guandu, é possível observar uma tendência de diminuição no número de espécies e dos índices de diversidade durante as estações chuvosas. 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. Para as lagoas, nos períodos chuvosos 2019/2020 e 2020/2021, houve aumento na riqueza de espécies registradas, porém com baixo reflexo nas alterações dos índices de diversidade. Os modelos relacionados às métricas de diversidade corroboram a força da sazonalidade nos ambientes lóticos, com redução marcada nos períodos chuvosos. Na calha do Rio Doce, a riqueza de espécies parece ter relação com a alteração nos níveis de metais, em especial com o arsênio (As) nos períodos chuvosos. Esse aumento de As pode ocorrer devido ao rejeito acumulado nas regiões de inundação do rio, e que são carregados pela lixiviação causada pelas chuvas.

A estrutura e composição da comunidade perifítica na Bacia do Baixo Rio Doce é dependente das variações ambientais e da presença de metais. Além disso, o efeito dos metais parece ser influenciado pelas condições ambientais. Isso torna a situação mais complexa e aumenta 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.

Para o zooplâncton, esta síntese integrativa contemplou as variações de diversidade taxonômica e funcional na calha fluvial do Rio Doce, lagos e lagoas, em 3 períodos chuvosos [dez/ 2018 a fev/2019 (C1), dez/2019 a fev/2020 (C2) e dez/2020 a fev/2021 (C3)], bem como em 2 períodos secos [abr a mai/2019 (S1) e abr a mai/2021 (S2)]. Além dos dados de diversidade taxonômica e funcional, os dados de concentrações de metais (fração total e dissolvida) foram considerados nas análises multivariadas para explicar a dinâmica e composição do zooplâncton. Em termos temporais, foram detectadas maiores concentrações de metais associados ao rejeito (Al, Ba, Fe, Mn e Zn) nos períodos chuvosos C2 e C3 (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 1 e 2*), especialmente nas estações fluviais (Rio Guandu e Rio Doce) e lagoas (Areal, Areão e Monsarás). Os resultados indicam que os pulsos hidrológicos são responsáveis pela dinâmica de elementos associados ao rejeito, com tendência de incremento no período chuvoso e maior concentração nas estações da foz do Rio Doce. Ao longo do período de estudo, foram identificadas 125 espécies do zooplâncton, sendo 2 espécies exclusivas do Rio Guandu, 9 espécies exclusivas do Rio Doce, 8 espécies exclusivas dos lagos e 10 espécies



encontradas apenas nas lagoas (Material Suplementar A3DZS1, Tabela 1). Duas espécies exóticas foram registradas: o copépode *Mesocyclops ogunnus*, que ocorreu em todos os ambientes estudados e o rotífero *Kellicottia bostoniensis*, com registros no médio Rio Doce em Minas Gerais. A análise de composição indicou ainda um compartilhamento de espécies entre lagos e os sistemas fluviais (Rio Guandu e Rio Doce), indicando padrões de conectividade biótica que podem ser bastante relevantes na estruturação da diversidade beta zooplancônica. Menores valores de riqueza (diversidade alfa) e de espécies (Shannon) foram registrados no ambiente fluvial em relação aos sistemas lacustres (Material Suplementar A3DZS1, Figura 5), corroborando a importância da conectividade biótica na reorganização da comunidade zooplancônica 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 uma tendência de perda de espécies no Rio Guandu e de traços funcionais do Rio Doce (RT-39B/RRDM, 2022; Figura 107), o que pode ser considerado um importante sinal de filtros ambientais restritivos para maior diversificação do zooplâncton no Baixo Rio Doce. Apesar da erosão da riqueza funcional e taxonômica, a diversidade beta no Rio Doce, ou seja, 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 foram detectadas poucas espécies e traços funcionais na comunidade zooplancônica.

O monitoramento de macroinvertebrados bentônicos do Baixo Rio Doce, de caráter trimestral, foi iniciado em dezembro/2019. Devido à interrupção das atividades de campo do PMBA/Fest-RRDM decorrente da pandemia da COVID-19, estas atividades foram retomadas somente em dezembro/2020. Assim, os macroinvertebrados bentônicos foram analisados com base em dados obtidos pelo PMBA/Fest-RRDM nos períodos chuvosos de 2019/2020 e seco de 2021. Foi aplicado o protocolo de avaliação rápida de condições ecológicas e os pontos de coleta, segundo este protocolo, foram classificados como impactados (P01B e P02), alterados (P03, P04, P07 e P08B) e natural (P09). Nos trechos de rios, foi encontrado um total de 1.050 macroinvertebrados, distribuídos em 76 táxons. Nas lagoas, foram encontrados 1.933 indivíduos, distribuídos em 48 táxons. Em geral, predominaram larvas de insetos pertencentes à família Chironomidae (Diptera) e minhocas d'água da classe Oligochaeta, bem como Gastropoda pertencentes à família Hydrobiidae. A família Chironomidae predominou, apresentando elevadas densidades em ambos os períodos amostrais (chuvoso e seco). Esta família possui vários gêneros coletores-catadores, que se alimentam de matéria orgânica particulada fina, como por exemplo, *Chironomus*, *Goeldichironomus*, *Polypedilum* e outros, que juntamente com a classe Oligochaeta constituem grupos característicos e presentes em altas densidades em locais degradados, que normalmente apresentam altas concentrações de matéria orgânica. Com a análise de espécies indicadoras foi possível apontar os principais representantes de cada ambiente em ambos os

períodos amostrais (chuvoso e seco). A análise evidenciou os representantes de Chironomidae indicadores exclusivos de cada ambiente, como por exemplo, o gênero *Cricotopus* (P09), associado a ambientes com água de muito boa qualidade, e gêneros como *Goeldichironomus*, *Chironomus*, *Endotribelos* e outros (P7), associados a ambientes impactados e alterados com águas que variam de ruim, regular e boa qualidade.

Nos trechos de rios e lagoas, de uma forma geral, as densidades de organismos não diferiram significativamente entre os períodos amostrados, com exceção dos pontos P02 (calha do Rio Doce em Colatina), P04 (calha do Rio Doce em Linhares), P07 (Ribeirão Palmas) e P06 (Lago do Óleo), nos quais foi evidente a maior densidade no período chuvoso 2019/2020 nos ambientes lacustres e no período seco de 2021 nos trechos lóticos. As maiores riquezas de organismos foram encontradas nos trechos lóticos categorizados como alterados (P07 – Ribeirão das Palmas) e natural (P09 – Córrego São Pedro Frio), principalmente no período seco. Com a análise espaço-temporal da Beta Diversidade (perda e ganhos de espécies), análise de variância (ANOVA) e das relações de fatores ambientais estruturadores de comunidades com a macrofauna bentônica (CCA), foi possível apontar que o período seco é mais importante nos estudos relacionados à estrutura e composição das comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Portanto, é neste período em que devem ser concentrados os esforços de pesquisas que buscam avaliações de impactos ambientais e seus efeitos sobre a biota aquática no ambiente em avaliação.

O Índice Biótico Bentônico (IBB) aplicado para os trechos lóticos mostrou uma melhora na qualidade de água no período seco, com exceção do ponto P01B que permaneceu em condição ruim. Por sua vez, os pontos classificados com água regular no período chuvoso passaram para a condição de boa qualidade, enquanto os pontos classificados como água de boa qualidade passaram para a condição de muito boa qualidade (pontos P04 e P09). A análise de deformidades no mento (aparato bucal) de larvas de Chironomidae com incidência de até 8% é considerada na literatura como sendo normal, devido ao desgaste natural e tipo de alimentação coletor-catador. Entretanto, a análise realizada no presente estudo mostrou que no período chuvoso 2019/2020 houve incidência de deformidades predominantemente fraca em quatro pontos amostrais (P03, P06, P07 e P09), com alguns deles apresentando indivíduos com deformidades severas. No período seco de 2021, apenas dois pontos amostrais apresentaram incidência de deformidades maior que 8% (P02 e P08B), que também foram consideradas como sendo deformidades fracas. Estes resultados sugerem uma possível relação destas incidências de deformidades com a presença de metais nos sedimentos.

Estudos sobre a dinâmica e deriva dos ovos e larvas dos peixes como produto da reprodução para o recrutamento populacional são raros ou não existem no Baixo Rio Doce, o que dificulta comparações de séries temporais. Portanto, o monitoramento do ictioplâncton no Baixo Rio Doce no âmbito do PMBA/Fest-RRDM foi iniciado em dezembro (período chuvoso) de 2020/2021 e conduzido até agosto de 2021 (período seco), permitindo uma avaliação das alterações produzidas pelo rompimento da Barragem de Fundão nas fases iniciais de vida dos peixes. Especialmente, foram observadas

diferenças significativas entre as densidades de ovos e larvas, com as maiores densidades registradas no Rio Doce, contrapondo com os seus principais tributários, que revelaram, até a atual fase do PMBA/Fest-RRDM, pouca expressividade como locais de desova das espécies da região. Não foram registrados ovos em nenhum dos tributários avaliados no presente estudo, sendo que as larvas foram mais abundantes no Rio Santa Maria, representado pela reprodução da piranha *Pygocentrus nattereri* (91,4% da densidade total de larvas capturadas), que é exótica na bacia, e no Rio São José, com densidade de larvas predominantemente de origem marinha (91,7% da densidade total de larvas capturadas). Em todo o período de estudo, o Rio Pancas foi o único tributário onde não foram registrados ovos e larvas de peixes. Como as desovas estão sempre correlacionadas com as chuvas e inundações dos rios, é importante avaliar ao longo do desenvolvimento do PMBA/Fest-RRDM, se esse padrão espacial se manterá em anos com chuvas mais e menos acentuadas.

Entre as estações de amostragem localizadas na calha do Rio Doce, as densidades de ovos e larvas foram maiores na estação amostral 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. 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, não tendo sido, neste caso, registrado nenhum ovo. A ausência de ovos nessa estação amostral está possivelmente relacionada à fragmentação reprodutiva dos peixes, causada pelas usinas de Aimorés e Mascarenhas, uma vez que tal estação amostral está localizada entre elas. A presença de larvas em deriva é um indicativo que as desovas estão acontecendo a uma maior distância a montante da estação P1 que, por ser uma região fragmentada, torna o tributário Manhuaçu como sendo possivelmente o principal ambiente de desova deste trecho do Rio Doce, uma vez que não foram registrados ovos no Rio Guandu.

Temporalmente, foi possível observar uma maior atividade reprodutiva dos peixes entre os meses de dezembro e janeiro, diminuindo gradativamente ao longo do período chuvoso. No período seco, as proporções de ovos se tornaram mais expressivas a partir do mês de abril, com pico de ocorrência em agosto. Quanto às larvas, suas densidades se mantiveram inferiores a 1 larva/10m<sup>3</sup> durante todo este período. Ao todo, foram identificados 16 táxons, dos quais quatro foram identificadas em nível de família, três em nível de gênero e nove em nível de espécie. 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 em nível de espécie, a corvina (*Pachyurus adspersus*) e a cumbaca (*Trachelyopterus striatulus*) são nativas da bacia do Rio Doce, e 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 exóticas à Bacia do Rio Doce: o dourado (*Salminus brasiliensis*), a piranha-vermelha (*P. nattereri*), a tilápia (*Oreochromis niloticus*), o cascudo-abacaxi (*Pterygoplichthys pardalis*) e o mandi-amarelo (*P. maculatus*). Em termos de riqueza, houve um maior número de táxons de espécies nativas, com destaque para *M. lineatus*, *P.*

*adpersus*, Engraulidae e *H. unifasciatus*. Entretanto, em termos de abundância, o destaque é para as espécies exóticas, principalmente *P. maculatus* e *P. nattereri*. Anostomidae e *Prochilodus* spp., por não terem sido identificados ao nível de espécie e conter tanto espécies exóticas quanto nativas, não puderam ser enquadrados nesta análise.

Dentre as larvas e juvenis analisados, cerca de 51% dos indivíduos apresentaram alterações morfológicas incomuns, tais como: (i) rompimento da cavidade abdominal; (ii) sedimento avermelhado aderido em alguma região do corpo; e (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 da Barragem de Fundão). Todas as larvas registradas nos tributários (área não afetada pelo rompimento da barragem) 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 do Rio Doce (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 as seguintes alterações nos respectivos táxons: (i) rompimento da cavidade abdominal (*O. niloticus* e *P. adpersus*); (ii) sedimento avermelhado aderido em alguma região do corpo (Anostomidae, Characidae, *O. niloticus*, *M. lineatus*, *P. adpersus*, *P. maculatus*, *Prochilodus* spp., *P. nattereri* e *S. brasiliensis*); e (iii) sedimento avermelhado presente em cavidades internas (Anostomidae, *M. lineatus*, *P. adpersus* e *P. maculatus*).

A comunidade de peixes do Baixo Rio Doce apresenta uma tendência de empobrecimento de sua diversidade, especialmente nos ambientes da calha do Rio Doce. A evolução temporal ao longo das 26 campanhas de monitoramento da ictiofauna dulcícola mostra uma diminuição no número de espécies amostradas em cada período sazonal (diversidade gama). A nível local, observa-se que a riqueza amostrada em cada ponto de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM também vem diminuindo (RT-39B/RRDM, 2022, Figura 231). Essa diminuição é mais pronunciada quando apenas as espécies nativas são consideradas, principalmente para aquelas capturadas com rede de arrasto e tarrafa, onde se observa que a riqueza e a abundância amostradas no período seco de 2021 é significativamente menor que aquela registrada no período chuvoso 2018/2019. Para os ambientes lênticos, foi observado um padrão similar. Porém, nestes ambientes também foi registrada uma diminuição significativa da biomassa total (espécies introduzidas + espécies nativas) e de espécies nativas amostradas com rede de arrasto entre os períodos chuvoso 2018/2019 e seco 2021.

Os resultados para as avaliações de diversidade beta taxonômica, em cada período sazonal e entre as campanhas, mostram que a composição da ictiofauna é dinâmica no tempo, ou seja, muda entre uma campanha e outra, e pode estar seguindo em direção a um processo de homogeneização da biota. Quando se considera a evolução espacial do monitoramento, observa-se que, apesar da proporção de ictiofauna nativa ser maior ou igual a de espécies introduzidas, a proporção de biomassa de espécies introduzidas tende a ser igual ou superior àquela de espécies nativas, principalmente nos pontos 8B

(calha do Rio Doce) e 10 (lago das Palmas). Os resultados das análises de regressões sugerem que a perda de espécies na calha tenha relação com as oscilações de turbidez no Rio Doce. Em geral, os modelos de regressão para os pontos da calha do Rio Doce indicaram uma associação negativa entre riqueza (número de espécies) e a variável turbidez do rio. A nível de composição da comunidade na calha, observa-se que as variáveis ambientais foram estruturadas no tempo e no espaço e, isoladamente, elas não explicaram a variação na composição. Esse resultado pode significar que o padrão de distribuição das comunidades de peixes ao longo da calha do Rio Doce muda com o tempo e que as mudanças temporais na estrutura da comunidade podem não estar seguindo o mesmo curso nos diferentes locais de amostragem. Por outro lado, a ausência de relação com variáveis ambientais reforça a presença de um componente estocástico na determinação da comunidade que pode estar sendo determinada por interações bióticas ou por outras variáveis não medidas.

Em relação à ecologia trófica das assembleias de peixes foi possível observar, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM no Baixo Rio Doce, que o grupo bentófago foi predominante, enquanto o grupo carnívoro representou a menor proporção nos diferentes períodos sazonais. Além disso, houve também a redução das guildas tróficas carnívoro e piscívoro na calha do Rio Doce, nos diferentes períodos sazonais analisados, com o desaparecimento de uma espécie nativa (i.e., *Caranx bartholomaei*) e o aumento da abundância das piranhas e do dourado. Para a evolução espacial, a guilda bentófago também foi dominante em todos os ambientes. Na calha do Rio Doce predominou menor riqueza de guildas tróficas. Por outro lado, nos lagos as guildas tróficas foram mais variadas, com destaque para os bentófagos, insetívoros terrestres, insetívoros e piscívoros. Para ambientes de ribeirão, os destaques foram os insetívoros aquáticos e onívoros. Ao considerar as espécies nativas e introduzidas no Baixo Rio Doce, observa-se que a riqueza de espécies e o número de indivíduos por guilda trófica é maior nas espécies nativas, enquanto para a biomassa, as espécies introduzidas dominaram nas guildas piscívoros, onívoros e detritívoros.

Os resultados espaciais sobre a tendência de aumento da biomassa de espécies introduzidas são consistentes com as análises de biologia reprodutiva, onde se observou a hegemonia de espécies introduzidas quanto ao recrutamento de indivíduos. De acordo com os dados de campo e a metodologia utilizada, pôde-se observar que a comunidade ictiofaunística da área amostrada possui peixes com longo período reprodutivo, desovando praticamente durante todo o ano, mas com pico reprodutivo no período chuvoso, coincidindo com os fatores abióticos como altas temperaturas e pluviosidade. Duas espécies introduzidas, a piranha *Pygocentrus nattereri* e o tucunaré *Cichla kelberi*, mostraram maior sucesso reprodutivo, sendo que a espécie *C. kelberi* se reproduz nos períodos chuvoso e seco, sugerindo um forte estabelecimento desta espécie no Rio Doce. Os resultados do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM também evidenciaram que os peixes nativos coletados em diversos pontos do Rio Doce, como o lambari *Astyanax lacustris* e a corvina *Pachyurus adspersus*, podem ter alteração nas gônadas com diminuição dos índices biológicos, ao contrário do que foi observado em duas espécies introduzidas (*P. nattereri* e *C. kelberi*). Trinta das 40 espécies analisadas (16 nativas e 14 introduzidas)



mostraram menores valores de L50 (comprimento médio da primeira maturação), L100 (comprimento médio máximo da primeira maturação) e RGS (relação entre o peso da gônada e o peso do indivíduo) no Ano 3 do monitoramento. Esse resultado sugere que variações ambientais no Rio Doce podem estar interferindo no eixo hipotálamo-hipófise dos peixes com possível efeito no crescimento e desenvolvimento gonadal precoce para reprodução, sendo essas variações consideradas como sendo típicas de ambientes impactados.

As análises de DNA *Barcode* indicaram que a diversidade da ictiofauna do Rio Doce ainda é subestimada, uma vez que os quatro métodos de descoberta de espécies que foram utilizados delimitaram mais espécies (bgmyc = 153; locmin = 163; mptp = 139; gmyc = 159) do que o número de espécies reconhecidas morfológicamente (N = 118; *Material Suplementar A7DGS1, Tabela 1 e 2*). Foram encontrados três casos de relações entre a identificação morfológica e a molecular. No primeiro caso, a identificação molecular dos táxons estava de acordo com a identificação taxonômica. No segundo, os táxons tiveram mais linhagens genéticas do que as morfológicamente identificadas. No terceiro, os táxons morfológicamente distintos foram delimitados como sendo de uma única espécie, em virtude de as divergências interespecíficas serem muito baixas. Dentre as 51 espécies confirmadas, foram identificadas oito espécies com diversidade críptica na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 1 e 2*), tais como *Geophagus brasiliensis* e *Hoplias malabaricus*, que apresentaram distâncias intraespecíficas acima de 8%.

Os marcadores microssatélites indicaram que todas as sete espécies avaliadas por meio de análises genético-populacionais (*Astyanax lacustris*, *Deuterodon intermedius*, *Geophagus brasiliensis*, *Hoplias malabaricus*, *Knodus moenkhausii*, *Pachyurus adspersus* e *Poecilia vivipara*) apresentaram níveis de endogamia elevados e todos significativos nos Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 1*). Em contrapartida, os índices de fixação (FST) foram baixos (<0,10) para todas as espécies, sendo que somente *P. adspersus* e *P. vivipara* apresentaram valores significativos nos Anos 1 e 2, e apenas *P. vivipara* no Ano 3. Esses resultados indicam que essas espécies possuem populações geneticamente diferenciadas que estão espacialmente segregadas, embora essa segregação seja muito sutil. A endogamia em condições naturais é esperada apenas como um evento raro e em espécies com comportamentos específicos. Portanto, a generalidade dos processos endogâmicos encontrados nos resultados reportados aqui pode ser uma consequência da diminuição drástica no tamanho efetivo populacional dessas espécies. Essa hipótese é corroborada pelos valores estimados pelo índice de Garza-Williamson (G-W), que foram significativos para todas as espécies nos Anos 1, 2 e 3, indicando a ocorrência de eventos de gargalo populacional recente (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 1*). Os resultados obtidos no âmbito do PMBA/Fest-RRDM indicam que os impactos sofridos por essas espécies, em decorrência da passagem do rejeito, provavelmente foram severos, visto que ocorreram há pouco tempo em uma escala demográfica e afetaram espécies com histórias naturais muito diferentes.

No que se refere a estruturação genética populacional, os índices de fixação ( $F_{ST}$ ) indicam estrutura genética baixa entre os pontos de coleta para todas as espécies, com valores abaixo de 0,2 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 3*). A Análise de Variância Molecular (AMOVA), para testar a hipótese de estruturação genética temporal, permitiu verificar que a maior parte da variabilidade genética está associada à endogamia (FIS). Porém, somente duas espécies apresentaram valores significativos para o índice de fixação ( $F_{ST}$ ), que mede a estrutura entre grupos amostrais, nesse caso as populações em cada ano, sendo elas: *A. lacustris* ( $F_{ST} = 0,167$ ,  $p < 0,001$ ) e *P. vivipara* ( $F_{ST} = 0,139$ ,  $p < 0,001$ ). Os resultados das análises de DAPC para cada espécie mostram uma ampla sobreposição entre os Componentes Principais (PCs) da variabilidade genética das populações entre os anos (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 3 a 9*), com exceção de *A. lacustris*, que apresentou distinção do Ano 2 em relação aos demais (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 3*) e *K. moenkhausii*, que apresentou distinção do Ano 1 em relação aos demais (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 7*).

De um modo geral, os índices de diversidade nos marcadores microssatélites indicaram uma tendência de baixa diversidade genética para todas as populações locais das espécies analisadas. As duas espécies com maior diversidade gênica média nos microssatélites foram *Astyanax lacustris* e *Deuterodon intermedius*. Elas apresentaram números de alelos, amplitude no tamanho dos alelos e diversidade gênica acima da média na comparação com as demais espécies (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 4 e Tabela 5*). No que se refere à comparação entre os anos de coleta, foi possível observar uma estabilidade nos índices de diversidade de ambas as espécies nos três anos de amostragem (Ano 1, Ano 2 e Ano 3). Do ponto de vista da conservação, a baixa diversidade genética é preocupante, pois ela implica em menor resiliência a eventos estocásticos como alterações ambientais drásticas e que podem estar relacionadas, por exemplo, com as variações na L50 descritas anteriormente.

Os índices de diversidade genética obtidos a partir dos 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*. Assim como nos resultados de microssatélites, as espécies com os maiores índices de diversidade genética foram *A. lacustris* e *D. intermedius* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 9 e Tabela 10*). Embora tenha sido encontrada uma pequena diferença na diversidade haplotípica na comparação entre o Ano 1 e o Ano 2 no gene COI de *A. lacustris*, possivelmente ela foi resultado do baixo tamanho amostral obtido no Ano 2.

Em *Geophagus brasiliensis*, foi observada uma heterogeneidade na diversidade genética entre os diferentes pontos de coleta (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 11*). Uma vez que não há discrepância nos tamanhos amostrais entre eles, a heterogeneidade observada não pode ser atribuída a esse fator. Uma possível explicação seria a amostragem de múltiplas linhagens em um mesmo ponto de coleta, o que já foi detectado previamente utilizando-se a técnica do DNA barcode e métodos de delimitação de espécie baseados em um único locus. Caso essa hipótese seja confirmada, é importante



destacar que as populações de *G. brasiliensis* coletadas nos pontos P2, P6 e P7 apresentaram índices de diversidade genética muito baixos, e devem ser priorizadas do ponto de vista da conservação.

Em *Knodus moenkhausii*, foi observado um surpreendente aumento da diversidade genética em ambos os marcadores mitocondriais (COI e Cytb) na comparação entre o Ano 1 e o Ano 2, com destaque para o gene Cytb no Ano 2 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 12*). Por sua vez, *P. adspersus* foi a espécie que apresentou os menores índices de diversidade genética no gene COI, sobretudo no Ano 2, embora tenha sido a espécie com maior tamanho amostral em todos os pontos de coleta (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 13*). Os índices de diversidade baseados no gene Cytb foram semelhantes entre o Ano 1 e o Ano 2, e com valores maiores que os observados com o gene COI, sendo provavelmente uma característica intrínseca da espécie em relação a esses genes. Por sua vez, *Hoplias malabaricus* foi a espécie com a maior deficiência no tamanho amostral (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 14*), e, portanto, não foi possível fazer inferências confiáveis sobre a diversidade genética dessa espécie. Por fim, *P. vivipara* apresentou diversidade genética relativamente maior no gene Cytb em comparação com o gene COI, porém em ambos foram observados níveis semelhantes de diversidade genética na comparação entre o Ano 1 e o Ano 2 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 14*).

No que se refere aos estudos de diversidade filogenética, foi detectada uma 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). Quando as espécies nativas e introduzidas foram consideradas em conjunto, um padrão semelhante, de decréscimo da diversidade filogenética, foi observado na comparação entre o Ano 1 (PD = 32.561) e o Ano 2 (PD = 27.410). No entanto, a diminuição foi 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 inclusão das espécies introduzidas, como era de se esperar, produziu maior diversidade filogenética em todos os anos estudados. A redução da diversidade filogenética do Ano 1 para o Ano 2 foi consistente entre os diferentes conjuntos de dados, indicando que essa é uma diminuição real. A perda relativa de diversidade filogenética de comunidades de peixes nativos (21%) foi maior na comparação com a comunidade total (espécies nativas + espécies introduzidas; 16%), indicando que as espécies nativas foram as mais impactadas pelo rompimento da Barragem de Fundão. O significado desse resultado é que as espécies nativas, filogeneticamente e ecologicamente mais diferentes, estão sumindo e estão sendo substituídas pelas espécies introduzidas, consequentemente, a diversidade funcional das comunidades está sendo simplificada. A principal causa da diminuição da diversidade filogenética é a extinção local de algumas das espécies nativas da guilda bentófago, as espécies que interagem diretamente com os sedimentos. Em geral, espécies exóticas são mais resilientes do que espécies nativas, competindo com elas por recursos, podendo ainda atuar como predadoras de algumas dessas espécies. Portanto, o aumento na biomassa das espécies introduzidas pode ser um dos fatores que contribuíram para essa perda de diversidade

filogenética das espécies nativas, e isso pode ajudar a acelerar o processo de extinção local de algumas delas.

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 e que fatores como a perda de interconectividade física ou ecológica ao longo da calha do rio, devem ser considerados em estudos futuros, de caráter espacial mais abrangente.

O monitoramento ecotoxicológico realizado pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM abrangeu seis campanhas com intervalos semestrais, sendo estas: Campanha 1 (set/out 2018, período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019, período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019, período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020, período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021, período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco). As Campanhas 1 e 2 foram realizadas no Ano 1, as Campanhas 3 e 4 no Ano 2 e as Campanhas 5 e 6 no Ano 3. É importante ressaltar que, devido à pandemia da COVID-19, o Anexo 1 não realizou amostragem em ago/set 2020 (período seco), como previsto no Plano de Trabalho, levando a uma lacuna no monitoramento. Adicionalmente, a estação amostral na Lagoa do Areão (LAO-02) não foi monitorada durante as Campanhas 4, 5 e 6, devido ao impedimento de acesso ao local, que se encontra em propriedade particular. No âmbito deste monitoramento, analisou-se a condição da água, sedimento e biota, através de quatro índices: bioacumulação de metais, respostas de biomarcadores, testes de toxicidade e comunidade microbiana; além da determinação de metais e As na água e no sedimento.

Os padrões espaço-temporais de bioacumulação de metais e As pelos organismos dos diferentes níveis da cadeia trófica foram analisados por meio do Índice de bioacumulação (IBR bioacumulação), que integra diferentes respostas biológicas para obter um indicativo sintético e ao mesmo tempo holístico do estado de “saúde” dos organismos analisados. O IBR bioacumulação estimado para o plâncton demonstrou importantes variações espaço-temporais nos níveis totais de acumulação e nas concentrações individuais dos elementos ao longo do monitoramento (*Material Suplementar A1DS3, Figura 1 e Figura 2*). Observou-se que, no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), os maiores níveis de bioacumulação de metais no plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) foram encontrados nos setores Afluente e Rio, em padrão semelhante ao observado no período chuvoso de 2020 (Campanha 4, jan/fev 2020). Porém, tendo como base os resultados de todo o monitoramento, os

maiores valores de IBR bioacumulação nos setores Afluentes e Rio corresponderam ao período seco de 2018 (Campanha 1, set/out) (*Material Suplementar A1DS3, Figura 1*). Apesar disso, no período seco de 2021 (Campanha 6 – jul/ago 2021), o perfil se inverteu, com os maiores níveis de bioacumulação sendo encontrados para o plâncton coletado no setor Lagoas, e os menores níveis sendo registrados nos setores Afluentes e Rio. É importante ressaltar que os teores de Fe e de outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb, ainda são encontrados em níveis bastante elevados no zooplâncton coletado em todos os setores do ambiente dulcícola, quando comparados aos valores obtidos para amostras de zooplâncton coletadas em nov/2015 na foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos (*Material Suplementar A1DS3, Quadro 1*).

Para camarões, o IBR bioacumulação apontou um elevado nível de contaminação nos indivíduos coletados no setor Rio, no período seco de 2018 (Campanha 1, set/out 2018), com destaque para os metais Cd e Cr. Entretanto, estes níveis diminuíram nas campanhas subsequentes. Por outro lado, os camarões do setor Lagoas apresentaram um gradual aumento no nível de acumulação de metais ao longo das cinco primeiras campanhas de monitoramento, apresentando os maiores valores de IBR bioacumulação nas Campanhas 4 e 5, que ocorreram nos períodos chuvosos de 2020 e 2021, respectivamente. Este aumento é marcado, principalmente, pelos elementos As, Fe, Mn e Pb nos tecidos destes organismos (*Material Suplementar A1DS3 Figuras 3 e 4*). Comparações entre valores médios de metais no músculo de camarões coletados na malha dulcícola do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM e concentrações médias de metais no músculo de camarões coletados na foz do Rio Doce, antes da chegada dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão, indicam níveis mais elevados de Cd, Cr e Mn, em todas as coletas realizadas (2018 a 2021) e em praticamente todos os setores. Para o Fe e Cu, também foram registradas concentrações maiores do que os dados pretéritos, destacando-se o setor Lagoas para Cu no período chuvoso de 2020 (Campanha 4, jan/fev 2020), e o setor Afluentes para Fe no período chuvoso 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021). Vale destacar que, pela primeira vez durante todo o monitoramento realizado, concentrações de Pb acima dos valores pretéritos foram reportadas para os camarões coletados no Rio Doce e nas Lagoas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco) (*Material Suplementar A1DS3, Quadro 2*).

Em uma perspectiva temporal, os resultados de bioacumulação apontaram para um aumento nos valores de IBR bioacumulação estimados para peixes coletados nos Lagos. Além disso, o índice mostra que a acumulação média de metais e As nos peixes foi homogênea entre os setores no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev), diferentemente do observado anteriormente. Na Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco), os resultados integrados de bioacumulação nos peixes destacaram o setor Lagoas, mas não que esse valor tenha sido o maior durante o período monitorado (*Material Suplementar A1DS3, Figuras 5 e 6*). Os peixes de ambas as guildas tróficas avaliadas (onívoros/herbívoros e carnívoros) apresentaram concentrações de metais em seus músculos superiores às encontradas em músculos de peixes coletados em diferentes pontos da porção capixaba do Rio Doce em novembro de 2015, antes da chegada da pluma de rejeitos (*Material*

*Suplementar A1DS3, Quadro 3*). Estes resultados indicam a presença de metais no ambiente dulcícola e a contaminação dos peixes, mesmo passados pouco mais de seis anos do rompimento da Barragem de Fundão.

Os efeitos da contaminação da biota dulcícola por metais e As foram avaliados por meio de respostas biológicas, conhecidas como biomarcadores. Assim como para bioacumulação, grupos de organismos de diferentes níveis da cadeia trófica (plâncton, camarões e peixes) foram considerados para o cálculo do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador). O IBR biomarcador estimado para organismos planctônicos, analisados de forma conjunta (fitoplâncton e zooplâncton), indicou que, durante os três períodos secos (Campanha 1, set/out 2018, Campanha 3, set/out 2019 e Campanha 6, jul/ago 2021), a comunidade planctônica amostrada nos pontos que compõem o setor Rio apresentou respostas biológicas acentuadas em comparação ao mesmo setor nos períodos chuvosos, bem como, em comparação com os demais setores amostrais, com exceção à Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco), na qual o setor Afluente se sobressaiu (*Material Suplementar A1DS3, Figura 7 e Figura 8*). De fato, no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago) os valores de IBR biomarcador para os setores Afluente e Rio foram bem superiores a todos os valores estimados, independente da campanha ou setor. Porém, assim como os resultados do IBR bioacumulação, não é possível observar um padrão claro na resposta ou efeito biológico ao longo de todo o monitoramento. Isto pode estar relacionado a elevadas flutuações populacionais deste grupo trófico composto por organismos de ciclo de vida curto, além de estados de contaminação variáveis.

Em camarões, os valores e perfis do IBR biomarcador foram semelhantes nos períodos chuvosos de 2020 (Campanha 4, jan/fev 2020) e 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), com destaque para os setores Rio e Lagoas, que apresentaram os maiores valores. Estes setores se destacaram no período seco de 2019 (Campanha 3, set/out 2019), porém com valores de IBR maiores. Todavia, durante o período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021), os camarões coletados no setor Lagos apresentaram o maior valor de IBR biomarcador em relação aos demais setores amostrais, associado a um aumento considerável nos níveis de danos lipídicos no hepatopâncreas destes animais (*Material Suplementar A1DS3, Figura 9 e Figura 10*). Com relação à contribuição dos diferentes biomarcadores, é notável o aumento de danos no DNA e/ou danos oxidativos em lipídeos e, principalmente, proteínas nos Anos 2 e 3 (Campanha 3, set/out 2019; Campanha 4, jan/fev 2020, Campanha 5, jan/fev 2021 e Campanha 6, jul/ago 2021) em comparação com o Ano 1 de monitoramento (Campanha 1, set/out 2018, e Campanha 2, jan/fev 2019). Cabe ressaltar que os níveis de danos oxidativos e de metalotioneínas (MT), proteínas associadas com a detoxificação e metabolismo de metais, foram maiores durante o período seco de 2019 (Campanha 3, set/out 2019), com destaque para o setor Rio. No entanto, levando-se em consideração especificamente o período chuvoso 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021), os biomarcadores que mais se destacaram nos camarões foram a atividade da Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase nas brânquias e os danos em DNA (sítio AP) na hemolinfa (*Material Suplementar A1DS3, Figura 10*). Apesar das variações mencionadas acima, pode-se dizer que os camarões coletados nos setores Rio e Lagoas apresentaram

maiores efeitos biológicos, evidenciados principalmente nas Campanhas 3, 4 e 5, acima mencionadas, o que indica um padrão contínuo de contaminação destes setores.

Para a comunidade de peixes, notou-se um aumento gradual no valor médio do IBR biomarcador no setor Rio ao longo de todo o monitoramento, com os maiores valores do índice associados aos períodos chuvosos e, principalmente, ao seco de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021 e Campanha 6, jul/ago 2021, respectivamente). Particularmente no período chuvoso de 2021 (Campanha 5; jan/fev 2021), os peixes coletados no setor Rio apresentaram maior nível de efeito biológico em relação aos demais setores na mesma amostragem, corroborando os dados de bioacumulação de metais. Para o período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021), os resultados indicaram um aumento no IBR biomarcadores em todos os setores amostrais em comparação às campanhas anteriores, com destaque para o setor Afluyente, que se sobressaiu sobre os demais setores neste período (*Material Suplementar A1DS3, Figura 11*). Estes resultados específicos para o setor Afluyente estão associados a um aumento nos níveis de danos lipídicos (LPO) no fígado e danos oxidativos em proteínas (PCO) nos animais coletados na última campanha. Apesar da contribuição dos biomarcadores para a composição dos IBRs não ter apresentado um padrão claro ao longo de todo o monitoramento, pode-se observar que, de maneira geral, houve uma diminuição temporal dos índices de lesão no fígado e brânquias dos peixes, especialmente nos setores Lagos e Lagoas, bem como uma redução na atividade de enzimas antioxidantes (CAT) no fígado dos peixes do setor Rio. Por outro lado, alguns biomarcadores como a LPO e a PCO foram mais expressivos no Ano 2, particularmente na Campanha 3 (set/out 2019, período seco), do que no Ano 1. Na Campanha 4 (jan/fev 2020, período chuvoso), foi observado um aumento de danos no DNA (AP) e no conteúdo de MT em relação às demais campanhas (*Material Suplementar A1DS3, Figura 12*). Em conjunto, estes resultados indicam efeitos deletérios duradouros sobre a biota aquática, em decorrência da exposição crônica aos contaminantes ambientais, e a consequente intensificação destes efeitos negativos sendo observados nos Anos 2 e 3.

Para a comunidade microbiana, é possível observar que grupos bacterianos relacionados à presença de metais e à presença de rejeitos de mineração ainda estão em grande abundância na água e no sedimento de lagos, lagoas e rios da Bacia do Rio Doce. De forma geral, percebe-se dominância dos grupos *Acinetobacter* e *Planctomycetes* em amostras de água, com grande aumento de *Planctomycetes* no Ano 3, sendo dominante nos setores Lagos e Lagoas. Por outro lado, *Acinetobacter* não foi observado na Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco), o que seria um fator positivo, visto que este grupo está associado ao metabolismo de resistência a metais pesados e vem sendo associado ao rompimento da Barragem de Fundão. De fato, *Acinetobacter* é um gênero resistente a múltiplos metais pesados e está relacionado à presença de rejeitos de mineração. Nas amostras de sedimento analisadas, foi observado um certo equilíbrio na dominância desses grupos no setor Afluyente, enquanto os setores Lagos e Lagoas tiveram acentuada presença de *Anaerolineacea* durante todas as campanhas, porém demonstrando aumento a partir do Ano 2. O gênero *Anaerolineacea* foi relatado anteriormente em ambientes severamente contaminados por metais e é membro do core microbiano



presente em sedimentos de rejeitos de mineração (CHUNG et al., 2019; MENG et al., 2019). Nas amostras de sedimento da calha principal do Rio Doce, o táxon *Perillulacea* foi dominante e, também, apresentou elevação a partir do Ano 2. Ainda, bactérias do gênero *Acinetobacter*, que demonstraram uma grande elevação de abundância na Campanha 4 (jan/fev 2020, período chuvoso), continuaram em grande abundância na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (*Material Suplementar A1DS3, Figura 13*). Esses resultados sugerem que o microbioma da água e do sedimento da calha do Rio Doce e de lagos, lagoas adjacentes continuam indicando a presença de rejeitos oriundos do rompimento da Barragem de Fundão. Impactos na comunidade microbiana de um ecossistema afetam os diversos papéis importantes desempenhados pelos microrganismos, influenciando diretamente na saúde do ambiente.

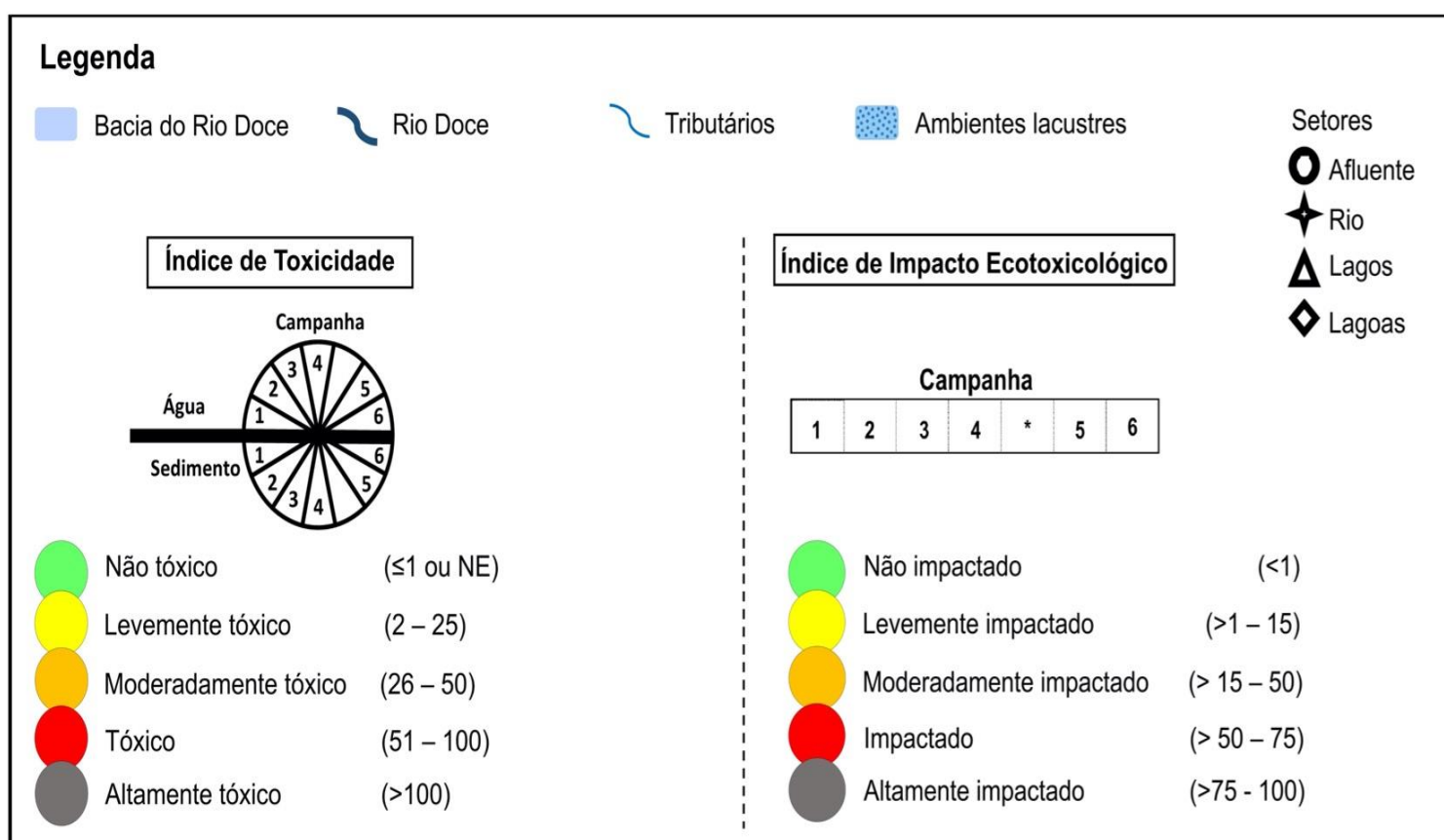
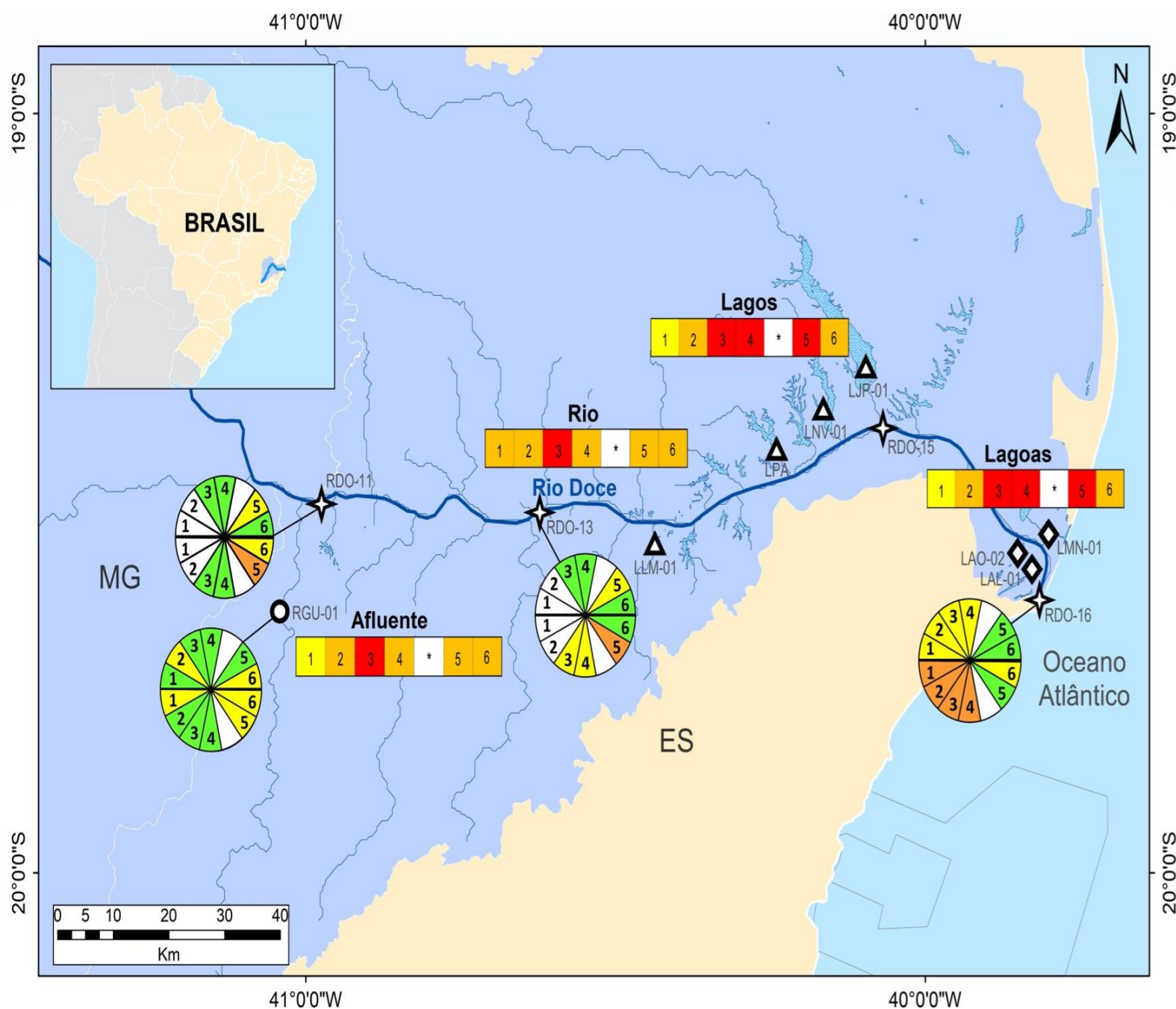
Os ensaios de toxicidade demonstraram que, de maneira geral, as amostras de água se apresentaram não tóxicas ou levemente tóxicas, enquanto o sedimento variou entre não tóxico e moderadamente tóxico. Quando foi observada toxicidade, esta foi quase sempre maior para o sedimento do que para a água, possivelmente pelo maior teor de matéria-orgânica, um importante ligante de metais. A análise temporal das amostras coletadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM indica que o ponto RGU-01 (Afluente, Rio Guandu), que vinha se apresentando não tóxico, foi classificado como levemente tóxico, porém, ainda assim, os valores de toxicidade são bastantes baixos. Na calha do Rio Doce em Baixo Guandu e Colatina (pontos RDO-11 e RDO-13), foi observada uma redução da toxicidade no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago) em comparação com o período chuvoso do mesmo ano (Campanha 5, jan/fev), e manutenção da toxicidade ou menor toxicidade em relação ao Ano 2. Porém, o que chama mais atenção é a redução da toxicidade na foz do Rio Doce, ponto RDO-16, no Ano 3, que vinha se mostrando impactado, principalmente, com relação ao sedimento, nos Anos 1 e 2 (*Material Suplementar A1DS3, Figura 14*).

A Figura 1 traz uma síntese integrada dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das seis campanhas realizadas pelo Anexo 1. Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), que se trata 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. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) da 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 trazerem prejuízos para os ecossistemas e, portanto, maior o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1DS3, Quadro 4*. Os resultados dos testes de toxicidade não foram contemplados no mesmo índice, pois não são realizados em todos os pontos da malha amostral dulcícola do Anexo 1 e os resultados não são apresentados por setores. Na perspectiva do IIE, o setor Rio, que representa a calha principal da porção capixaba do Rio Doce, incluindo seu estuário, e o setor Afluente, representado pelo Rio Guandu, mostraram um comportamento temporal similar, com o maior valor de IIE observado no período seco de 2019

(Campanha 3, set/out 2019), seguido de uma pequena recuperação nas campanhas subsequentes, que compreenderam os períodos chuvosos de 2020 e 2021 e período seco de 2021 (Campanhas 4, 5 e 6 respectivamente). O mesmo perfil de impacto também foi observado para os setores Lagos e Lagoas. Porém, diferentemente dos setores fluviais, houve uma intensificação do impacto ecotoxicológico a partir do período seco de 2019, mantendo-se estes setores na categoria “impactado” até o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), seguido por uma diminuição do impacto no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021). Estes resultados reforçam a necessidade de se concentrar os estudos de monitoramento e estratégias de recuperação/mitigação na região do Baixo Rio Doce. Adicionalmente, os resultados sugerem que os ambientes lacustres adjacentes à calha do Rio Doce podem servir como reservatórios de metais em concentrações tóxicas, possivelmente, pela ausência de fluxos relevantes nestes ambientes, o que evidencia efeitos crônicos mais severos para a biota local.



Figura 1: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (respostas de biomarcadores) e indicadores microbianos integrados no (Índice de Impacto Ecotoxicológico) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade) nos diferentes locais amostrais e Campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco). O setor Afluente é representado pelo Rio Guandu (RGU-01), o setor Rio é representado por estações amostrais na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Colatina (RDO-13), Linhares (RDO-15); Regência (RDR) e no seu estuário (RDO-16); o setor Lagos é representado pelos Lagos do Limão (LLM-01), Juparanã (LJP-01), Nova (LNV-01) e Palmas (LPA-01) e o Setor Lagoas é representado pela Lagoa do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01) e Areão (LAO-02). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). A água e sedimento dos pontos RDO-11 e RDO-13 não foram monitorados, quanto sua toxicidade pelo Anexo 1 durante o Ano 1. Os espaços em branco com \* ou sem numeração, nas representações gráficas, indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido a pandemia da COVID-19.



## 1.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados abióticos assim como os valores de sedimentação e de precipitação, registrados no ambiente Dulcícola indicam condições semelhantes à média histórica. Por sua vez, os índices de tratamento de esgoto mostraram melhorias em relação ao Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. Os estudos mineralógicos mostraram heterogeneidade na composição dos minerais nos diferentes ambientes, especialmente em algumas lagoas. As terras raras permitiram comprovar uma assinatura do rejeito, a qual não ocorre no Rio Guandu. A análise química indicou um aumento progressivo de Al, Ba, Pb e V nos rios e nas lagoas, em relação aos dois primeiros anos do PMBA/Fest-RRDM, enquanto o Fe mostrou uma tendência à estabilização e redução nesse mesmo período. Os compostos orgânicos mostraram uma redução em suas concentrações, o que foi interpretada como sendo um reflexo da diminuição das atividades econômicas na bacia.

As análises químicas realizadas pela ecotoxicologia indicaram a foz do Rio Doce e as lagoas Areal e Monsarás como os locais com maior acumulação de metais e As dissolvidos na água. Por outro lado, a concentração de metais no sedimento foi máxima na calha do Rio Doce em Linhares, no Lago do Limão e nas Lagoas do Areal e Palmas. Em relação ao zooplâncton, os teores de Fe e de outros elementos, tais como As, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb, foram observados em níveis bastante elevados, quando comparados aos valores obtidos para amostras de zooplâncton coletadas em novembro/2015 na foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos. Em camarões, foi observada a mesma tendência de aumento de valores médios de Cd, Cr e Mn no músculo, em comparações com concentrações médias desses metais no músculo de camarões coletados na foz do Rio Doce antes da chegada dos rejeitos de mineração. As concentrações de Cu e Fe também apresentaram valores mais elevados, em diferentes ambientes.

No grupo dos peixes, observou-se um aumento de bioacumulação, dependendo do grupo trófico das espécies. De forma específica, os valores médios foram maiores no período deste relatório para Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb. Portanto, estes resultados indicam a persistência e o aumento de metais oriundos do rejeito proveniente do rompimento da Barragem de Fundão. O IBR (índice de resposta biológica) demonstrou, ao longo dos 3 anos de monitoramento, uma condição estável de impacto nos biomarcadores em camarões. Por sua vez, nos peixes foi observado um aumento gradual do IBR ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM. Os ensaios de toxicidade demonstraram um efeito, a longo prazo, do sedimento da calha do Rio Doce.

O Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE) proposto no presente relatório, é 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) num único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) da escala biológica estes impactos estão presentes. O IIE mostra que o setor Rio, que representa a calha principal do Rio Doce, incluindo seu estuário, e o setor Afluente, representado pelo Rio Guandu, tem um comportamento temporal similar, com o maior valor de IIE observado no período seco de 2019 (setembro/outubro),

seguido de uma leve recuperação nas amostragens subsequentes, que compreenderam os períodos chuvosos de 2020 e de 2021. Estes ambientes passaram de “*impactado*” no período seco de 2019 para a categoria de “*moderadamente impactado*” nas campanhas seguintes. Em contraste, os setores Lagos e Lagoas também apresentaram o mesmo perfil temporal de impacto ecotoxicológico. Porém, diferentemente dos setores fluviais, houve uma intensificação do impacto a partir do período seco de 2019, quando passaram a ser categorizados como “*impactados*”, permanecendo dessa forma durante as amostragens realizadas nos períodos chuvosos de 2020 e 2021. Nos pontos localizados em Baixo Guandu (RDO-11) e Colatina (RDO-13), a toxicidade tanto da água quanto do sedimento aumentou no período chuvoso de 2021 (janeiro/fevereiro 2021) em comparação com o Ano 2 (setembro/outubro 2019 e janeiro/fevereiro 2020). Porém, no estuário do Rio Doce, a toxicidade que vinha se mantendo “*leve*” para a água e “*moderada*” para o sedimento, apresentou uma redução em ambas as matrizes no período chuvoso de 2021, sendo classificadas como “*não-tóxicas*”. Durante todo o monitoramento, a maior toxicidade esteve associada ao sedimento em comparação com a água, sugerindo um efeito crônico dos metais associados a esse compartimento.

Enquanto as variações apontadas pelos Índices (IIE e Índice de Toxicidade) ressaltam a importância da realização de um monitoramento de longo prazo para uma compreensão dos impactos ecotoxicológicos das variáveis sazonais (por exemplo, pluviosidade, vazão, fluxos de sedimentos e ressuspensão) sobre a biota aquática dulcícola, a degradação ambiental é evidente na macrobiota.

Os estudos de macrófitas indicam a crescente abundância das espécies infestantes de macrófitas aquáticas, *Eichornia crassipes*, *E. azurea*, *Salvinia auriculata* e *S. biloba*, que pode estar relacionada ao processo de eutrofização da água, que reduz o oxigênio dissolvido e diminui o pH da água, de forma coincidente com o perfil observado para as comunidades de macroinvertebrados, que são características de ambientes com altas concentrações de matéria orgânica. 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. Em geral, as comunidades de peixes sofrem uma redução geral na riqueza e abundância, sendo esta tendência mais evidente nas espécies nativas, com alterações nas guildas tróficas ao longo dos anos, caracterizando, em geral, uma comunidade aquática em fase de transição, com perda de riqueza filogenética e funcional. Os resultados do PMBA/Fest-RRDM indicam que, após o impacto agudo da passagem do rejeito de minério, há efeitos crônicos dos elementos Al, Fe, Va, Pb, Cr, Ba, Mn e Zn nas comunidades biológicas, em todos os pontos amostrais do Rio Doce, sobretudo nas estações próximas à foz deste rio, que podem ser consideradas como áreas deposicionais integrativas da presença do rejeito e da condição ambiental do Rio Doce.

Tendo como base os resultados obtidos ao longo dos três anos do monitoramento realizado no âmbito do PMBA/Fest-RDDM, 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) degradação do ambiente abiótico, refletida na redução da sua capacidade de carga, e (2) condições bióticas alteradas, na medida em que as espécies introduzidas ou invasoras, aumentam sua presença no ecossistema.

## 2 AMBIENTE COSTEIRO

No ambiente costeiro, o PMBA/Fest-RRDM aborda diferentes aspectos geológicos, físicos, químicos, ecotoxicológicos e ecológicos relacionados aos ecossistemas praias, restingas e manguezais.

A área em estudo compreende a linha de costa situada desde os municípios de Serra (ES) até Caravelas (BA), representando, portanto, diferentes setores costeiros geomorfológicos. Desta forma, as praias, restingas e manguezais compreendidos nos estudos do PMBA/Fest-RRDM estão localizados em um segmento da linha de costa capixaba que abrange distintos setores geomorfológicos, como o dos tabuleiros da Formação Barreiras marcado pela presença de falésias e praias com terraços de abrasão, resultado do recuo erosivo das referidas falésias, bem como as planícies costeiras quaternárias, como é o caso da planície deltaica do Rio Doce (Figura 2).

Os ambientes costeiros se organizam em anexos e subprojetos:

- **Anexo 4 Praias** – Subprojetos: Morfodinâmica, Geoquímica e Bentos
- **Anexo 5 Manguezal** – Subprojetos: Dinâmica, Atividade antirradicalar, Estrutura, Fauna, Ecofisiologia, Geoquímica, Pigmentos e Sedimentologia
- **Anexo 5 Restinga** – Subprojetos: Fitossociologia, Florística, Microbiota do solo, Viabilidade do pólen, Fotossíntese e Perfil

Em todos os ambientes costeiros foram avaliados aspectos geomorfológicos, sedimentológicos, químicos, biológicos, ecotoxicológicos e ecológicos, com a finalidade de identificar possíveis impactos ambientais relacionados ao rejeito de mineração.

Os ambientes 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 tanto a carga fluvial transportada através da bacia hidrográfica como o material retrabalhado constantemente na plataforma continental, tanto por carga de fundo quanto em suspensão. Além disso, as características abióticas de cada ecossistema abordado são de extrema importância para a compreensão dos processos atuantes em cada local.

As praias avaliadas no presente monitoramento compreendem os terraços de abrasão e planície costeira do Rio Doce, setores potencialmente atingidos pela lama do rejeito, nos quais foram avaliados aspectos morfodinâmicos, geoquímicos e biológicos. A partir da integração entre a morfodinâmica da praia, caracterizada principalmente pela granulometria, variabilidade topográfica e declividade da face praial, foi adotada, inicialmente, uma compartimentação das praias em 3 setores (Compartimentos A, B e C). Adicionalmente, considerando ainda a atuação da morfodinâmica e dos processos costeiros envolvidos no potencial de contaminação pelo rejeito de minério e os impactos sobre a fauna bentônica, o Compartimento B' foi individualizado, a saber:

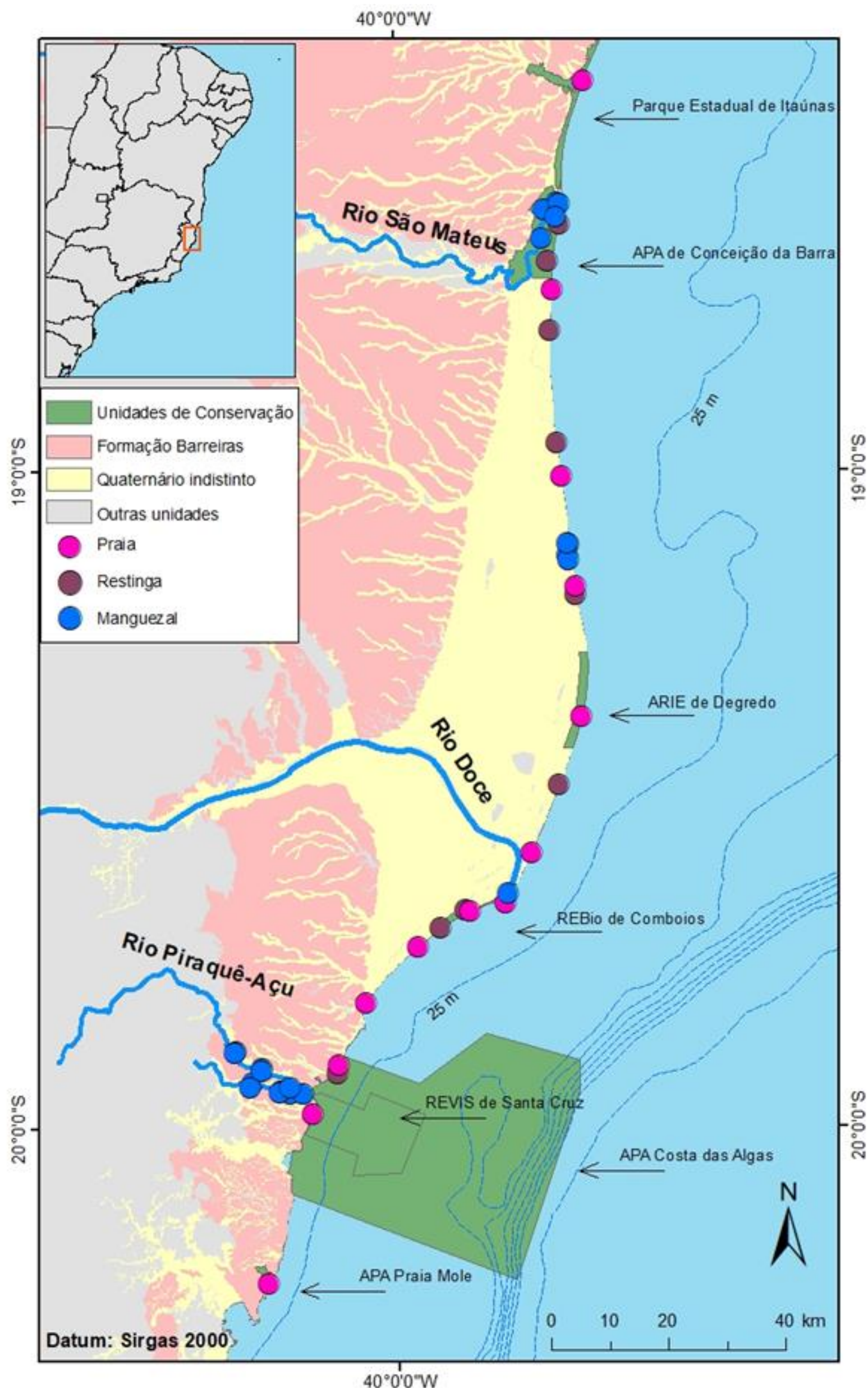


- **Compartimento A:** compreende as praias Mole, Formosa e Putiri, caracterizado pelo litoral de terraços de abrasão da Formação Barreiras;
- **Compartimento B:** compreende as praias de Barra do Riacho, Terra Indígena e Rebio Comboios, localizadas na planície sul do rio;
- **Compartimento B':** representado pelas praias de Rebio Comboios, Regência e Povoação, cujo individualismo deste compartimento está associado à influência direta destas estações da carga e descarga do Rio Doce e,
- **Compartimento C:** compreende as praias de Degredo, Pontal do Ipiranga, Barra Nova, Guriri e Itaúnas.

Os setores A, B e C são adotados nos demais ambientes costeiros como a Restinga e os Manguezais, já que as particularidades morfodinâmicas compartimentadas inicialmente pela “Praia”, atuam sobre os processos e impactos nestes ambientes de complexidade dinâmica.

Ao longo do monitoramento foi possível verificar que na plataforma continental e nas praias adjacentes à desembocadura do Rio Doce ocorreu o enriquecimento das concentrações de alguns elementos químicos provenientes do aporte do rejeito de mineração (Aplysia Soluções Ambientais, 2016; Costa *et al.*, 2017; Orlando *et al.*, 2020). Fica ainda evidenciado que o aporte, proveniente da carga do Rio Doce, e a distribuição do material lamoso ao longo da região costeira, fração onde predomina a concentração dos elementos químicos, são subordinados às oscilações dos padrões hidrológicos e meteorológicos. Períodos chuvosos representam maior aporte lamoso, enquanto períodos secos, a maior probabilidade de eventos de maior energia das ondas, e consequentemente mobilização e transporte do material pelas correntes costeiras. Desta forma, é provável que o material oriundo do rompimento da barragem, que se encontra depositado ao longo da bacia, esteja recorrentemente se distribuindo ao longo da costa.

Figura 2: Área de abrangência do monitoramento no ambiente costeiro com destaque às distintas unidades geomorfológicas (costa de falésias associadas a Formação Barreiras, em rosa e a planície deltaica do Rio Doce associada às unidades do Quaternário, em amarelo), incluindo malha amostral dos diferentes temas (praia, restinga e manguezal) e localização das unidades de conservação.

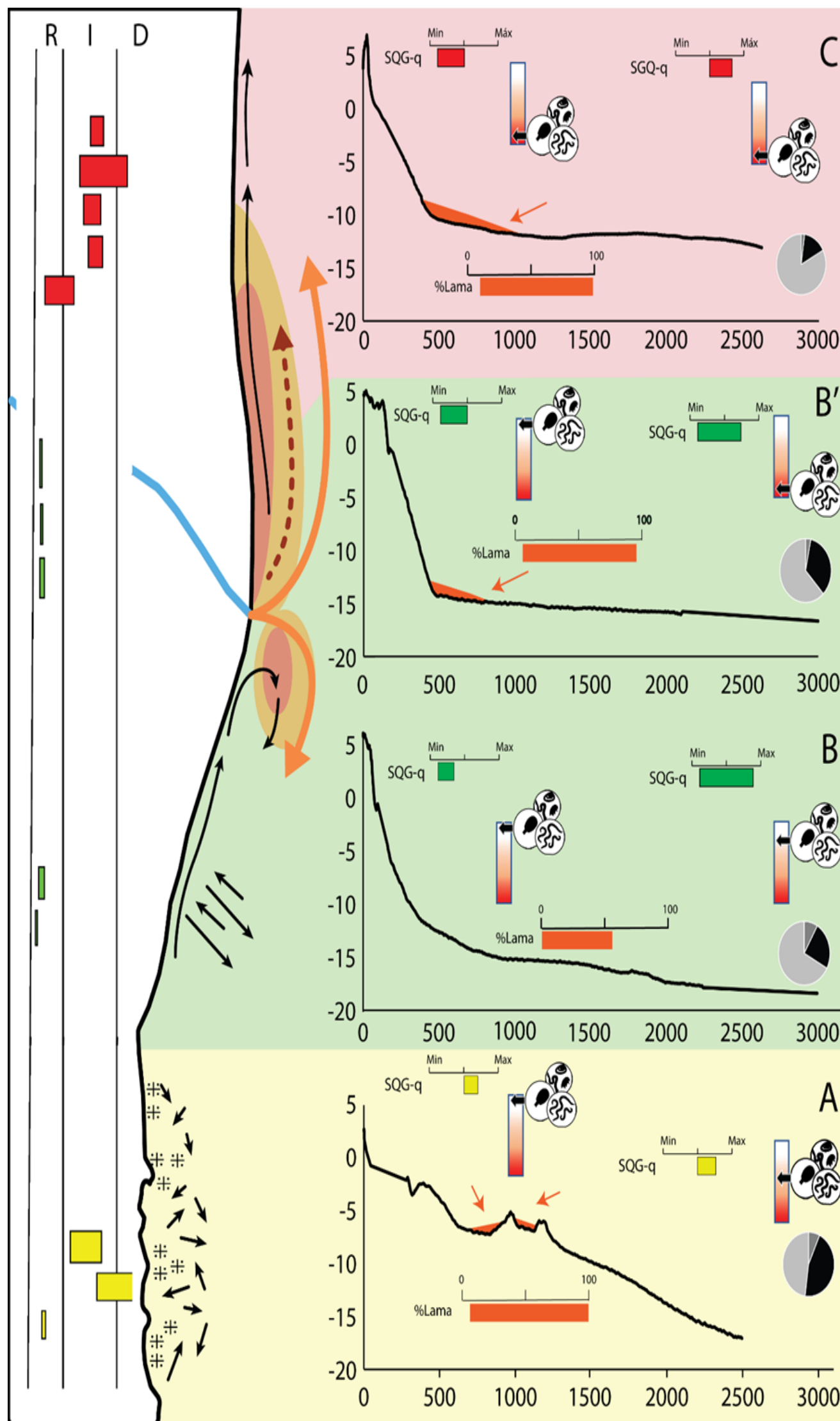




Em atenção ao ambiente praial, a Figura 3 apresenta a síntese gráfica dos processos morfodinâmicos, distribuição de sedimentos, dos elementos químicos e das alterações da comunidade bentônica.

De maneira geral, nos ambientes praiais, 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, a extensão submarina do prisma praial até a profundidade de mobilização mais efetiva dos sedimentos por ação das ondas.

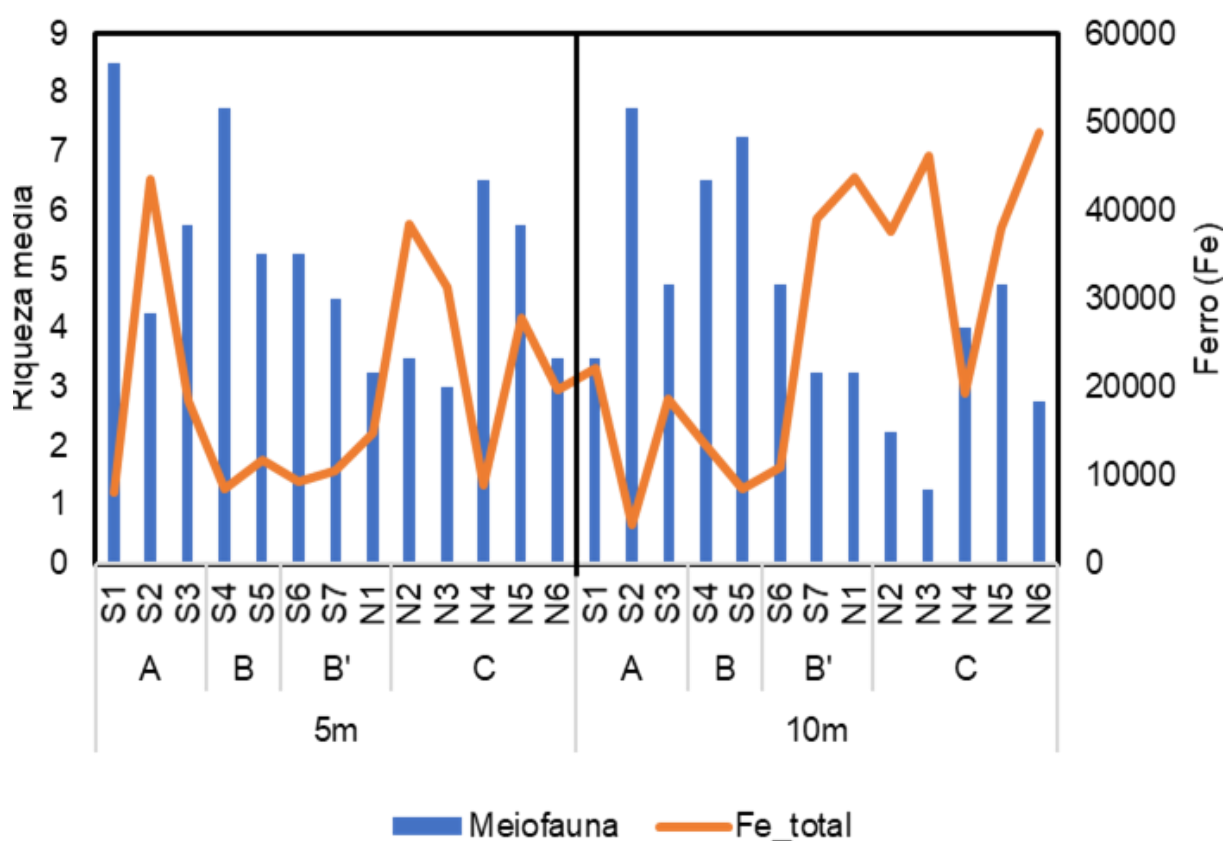
minerais estáveis, cinza claro - instáveis e cinza escuro – minerais ultraestáveis).



A proximidade da desembocadura fluvial destaca as praias do Compartimento B' como as que recebem imediatamente o aporte fluvial, com hidrodinâmica na antepraia e plataforma que permitem sua deposição (Quaresma *et al.*, 2015).

Considerando o predomínio das correntes de deriva litorânea sentido norte (Oliveira et al., 2015) (Figura 3), verifica-se o transporte e deposição do material lamoso e elementos químicos para o Compartimento C. Consequentemente, os sedimentos lamosos das isóbatas 5 e 10 m nos Compartimento B' e C, foram os que apresentaram as maiores concentrações dos elementos químicos associados ao rejeito de mineração, destacando Al, As, Ba, Cr, Fe, Mn, Ni e Pb, alguns deles com valores de referência acima dos propostos para não impactar a biota. Nas estações submersas destes compartimentos diversos parâmetros da fauna bentônica foram afetados pela presença dos elementos químicos, como mostra a Figura 4, onde a riqueza da meiofauna foi reduzida com o aumento de Fe no sedimento, principalmente na isóbata de 10 m.

Figura 4: Distribuição de Ferro (Fe) (mg/kg) e a riqueza média da meiofauna bentônica na antepraia durante o período de monitoramento.



A menor inclinação do perfil das praias do Compartimento C e a presença de lama e areia fina na antepraia, favorece 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 na porção emersa, e de elementos químicos, afeta negativamente 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.

Por outro lado, no Compartimento B', a descarga do Rio Doce influencia 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. As praias deste compartimento, incluindo as praias do Compartimento B (similaridade que induziu o agrupamento inicial em um só compartimento), são compostas por areias grossas e apresentam alta capacidade de percolação e exfiltração na face da praia, características responsáveis pela tipologia refletiva (Figura 3) e expulsão dos elementos químicos. Desta forma, a comunidade bentônica destes compartimentos apresentou menores evidências de impactos quanto aos contaminantes e adaptada aos estresses naturais atuantes, onde a ausência de contaminantes favorece o recrutamento e permanência dos organismos da macrofauna bentônica.

No litoral sul (Compartimento A), há a probabilidade de o material resultante do rompimento da barragem de Fundão alcançar as praias por transporte em suspensão e sob condições de ondas de nordeste (Figura 3, 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. Além disso, a macrofauna apresenta relações positivas com os teores de carbonato de cálcio registrados nessas praias. Com relação aos elementos químicos, neste último ano de amostragem, 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.

A sedimentologia das praias respaldou o processo morfológico dos Compartimentos B, B' e C, onde os teores de lama na antepraia se mantiveram semelhantes aos demais períodos chuvosos, mais altos que o período seco, indicando a ciclicidade do aporte fluvial. Já os minerais pesados instáveis estiveram mais presentes no Compartimento C, área de deposição da carga recente do Rio Doce, enquanto nos perfis de maior mobilidade B' predominam os minerais estáveis.

No Compartimento A, se confirma como resultado a deposição de sedimentos essencialmente marinhos (abundância de  $\text{CaCO}_3$ ), como processos morfológicos particulares associados à presença dos terraços de abrasão. Com condições de ondas construtivas, período e o predomínio de transporte para norte, o compartimento ao extremo sul da área monitorada, 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 intensas 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.

De maneira geral, no ambiente praial, os maiores impactos decorrentes do material proveniente do Rio Doce sobre a comunidade bentônica estiveram associados aos Compartimentos B' e C, que recebem e depositam os maiores teores de lama e contaminantes na antepraia e, em menor quantidade, na praia emersa. 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. A tipologia e morfodinâmica praial, mesmo que mantida durante o monitoramento, apresenta alta mobilidade morfológica e variação sedimentológica adaptada às forças hidrológicas. Por ocasião da maior vazão fluvial (novembro e dezembro de 2020), ocorreu a sobre-elevação do nível relativo do mar, principalmente nas proximidades da desembocadura do Rio Doce (no Compartimento B') e no Compartimento norte C, localizado no sentido de recebimento da deriva litorânea do aporte do Rio Doce, e ainda com contribuição da carga das bacias hidrográficas dos Rios São Mateus e Itaúnas. Com o aumento do nível oceânico, há a inundação e consequente recuo e aumento da altura da berma nos perfis destes compartimentos. As condições de ondas que se seguiram e o aporte de carga fluvial na antepraia foram responsáveis pela recuperação da maioria dos perfis anteriormente erodidos.

Os períodos chuvosos certamente incrementam os aportes terrígenos e mantêm o padrão cíclico dos indicadores morfodinâmicos, geoquímicos e bentônicos. No entanto, de forma geral, as alterações observadas na concentração dos elementos químicos e da fauna bentônica no período chuvoso do Ano 3 (01/21) também ocorreram no período seco (07/21). Na comunidade bentônica foram percebidos valores mais altos de IBR biomarcador nos invertebrados de praia (anfípodes e isópodes), amostrados pelo Anexo 1 Ecotoxicologia, nos Compartimentos A e, principalmente, C.

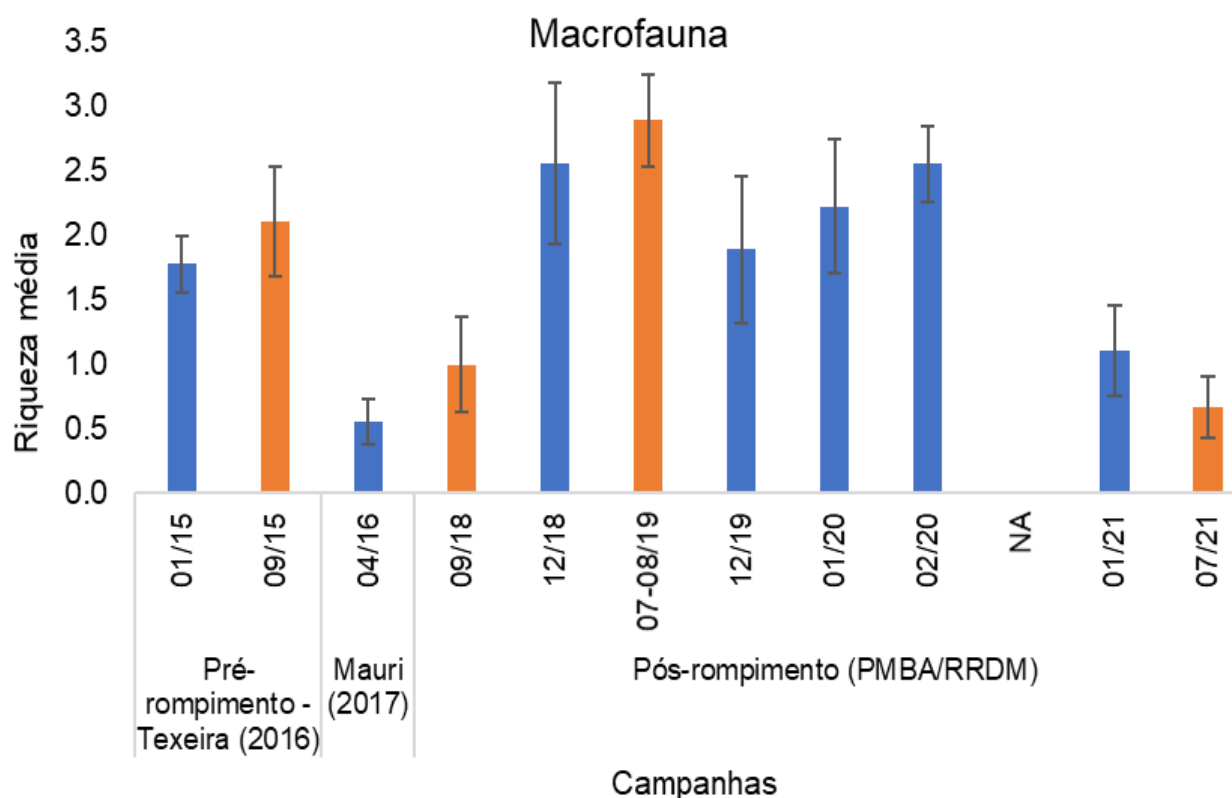
A variabilidade sazonal na concentração dos elementos químicos também foi percebida ao longo do monitoramento, contudo as praias ainda apresentam um índice de contaminação quando avaliadas pelo SQG-q. Sendo assim, não é possível detectar, ainda, uma tendência de diminuição na concentração dos elementos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

As praias do Compartimento A se diferenciam das demais por apresentar maiores concentrações dos elementos químicos na parte emersa, com destaque para As e Mn. No Ano 3, observou-se um pequeno aumento nas concentrações de Fe, Cr e Mn no sedimento da praia emersa, em relação aos dados obtidos na campanha 12/19 no Compartimento B'.

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.

Ao longo do tempo está sendo observado que os valores dos parâmetros da fauna bentônica das praias estão instáveis. A densidade e riqueza da macrofauna registradas nas campanhas realizadas no Ano 3 (01/21 e 07/21) tiveram os valores mais baixos ou semelhantes aos registrados no Ano 1. Já a riqueza e diversidade da nematofauna aumentou. 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, para a maioria dos parâmetros da fauna bentônica analisada, incluindo as densidades de alguns dos grupos-chaves, é possível observar alterações que chegam a valores semelhantes ao período pós-rompimento, demonstrando uma instabilidade no ambiente (Figura 5).

Figura 5: Riqueza média da macrofauna bentônica amostrada entre 2015 e 2021 na estação amostral N2 (Degredo). Dados do pré-rompimento referem-se aos dados pretéritos (01/15 e 09/15) da dissertação de Teixeira (2016). Dados do período Chuvoso de 2016 (04/16) referem-se aos dados amostrados antes do PMBA (Mauri, 2017). Os demais referem-se aos dados do PMBA/Fest-RRDM. Campanha 01/20 realizada durante a cheia do Rio Doce; Campanha emergencial 02/20 realizada após cheias do Rio Doce. Barras em azul, período chuvoso; barras em vermelho, período seco. NA: período não amostrado devido à pandemia da Covid-19.



No monitoramento das restingas, o Ano 3 contou com a inclusão de 533 novos espécimes no inventário florístico, representando um acréscimo de 22% em relação aos anos anteriores e das quais foram identificadas 15 espécies ameaçadas de extinção encontradas ao longo das estações. Com esse acréscimo, o monitoramento já totaliza 2.409 espécimes de angiospermas, coletadas nas nove



estações amostrais, reunindo 375 espécies e 88 famílias (*Material Suplementar A5RS2, Quadros 1 e 2*).

As restingas localizadas no compartimento C, compreendendo as estações entre a APA Conceição da Barra e Pontal do Ipiranga, constituem o setor mais afetado pelas ações erosivas promovidas pelas ondas dentro do período Chuvoso do Ano 1 e do Ano 3 (*Material Suplementar A5RS2, Figura 14*). Estas ações ocasionaram mudanças associadas às alterações da linha da costa, causadas pela chegada do rejeito de mineração e promoveram redução da cobertura vegetal herbácea. Até o presente, não foram encontradas alterações físicas nos trechos estabilizados, porém uma diminuição no alcance do desenvolvimento desta comunidade foi notada nos períodos Chuvoso do Ano 1 e Ano 3 para este setor da costa.

A disponibilidade dos elementos minerais que potencialmente alcançaram a vegetação da restinga, na extensão de suas três formações, está sujeita a fatores como os eventos de inundação e a exposição ao spray marinho. 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 de gravidade, que disponibilizam na coluna d’água material depositado no fundo durante períodos menos turbulentos (RT-36D/RRDM, 2020), e que são posteriormente dispersos pela ação das marés e ventos.

Em termos das condições abióticas, a distribuição de elementos químicos que chegam à vegetação via “spray” marinho e se depositam sobre a superfície foliar mostrou a redução da abundância de elementos no sentido herbácea > arbustiva > arbórea, relacionado ao seu alcance na transversalidade mar-continente. Essa distribuição também é diferenciada em relação às estações amostrais e aponta para uma maior tendência ao acúmulo de elementos sobre as folhas da vegetação localizada na APA Conceição da Barra (Comprimento C) e em Mar Azul (Compartimento A), em comparação ao encontrado em localidades do Compartimento B, Cacimbas e REBIO Comboios, próximas à Foz do Rio Doce. O padrão identificado também se associa às características das praias nessas regiões e da distância média da vegetação em relação à linha de costa, influenciando na exposição das plantas, como nas restingas do Compartimento A, no qual as espécies herbáceas e arbustivas são banhadas pelo mar em virtude dos aumentos de maré.

Em relação aos elementos no solo, a análise geral da distribuição ao longo das estações apontou para o excesso de As, Co e Mn, bem como de Pb, Cu, Cd, Cr, Zn e Ni, comparado a valores norteadores pré-rompimento (EIA-Nutripetro - PSG, 2013). O manganês se constitui como o elemento em excesso em relação à referência em todas as estações e formações avaliadas (*Material Suplementar A5RS2,*

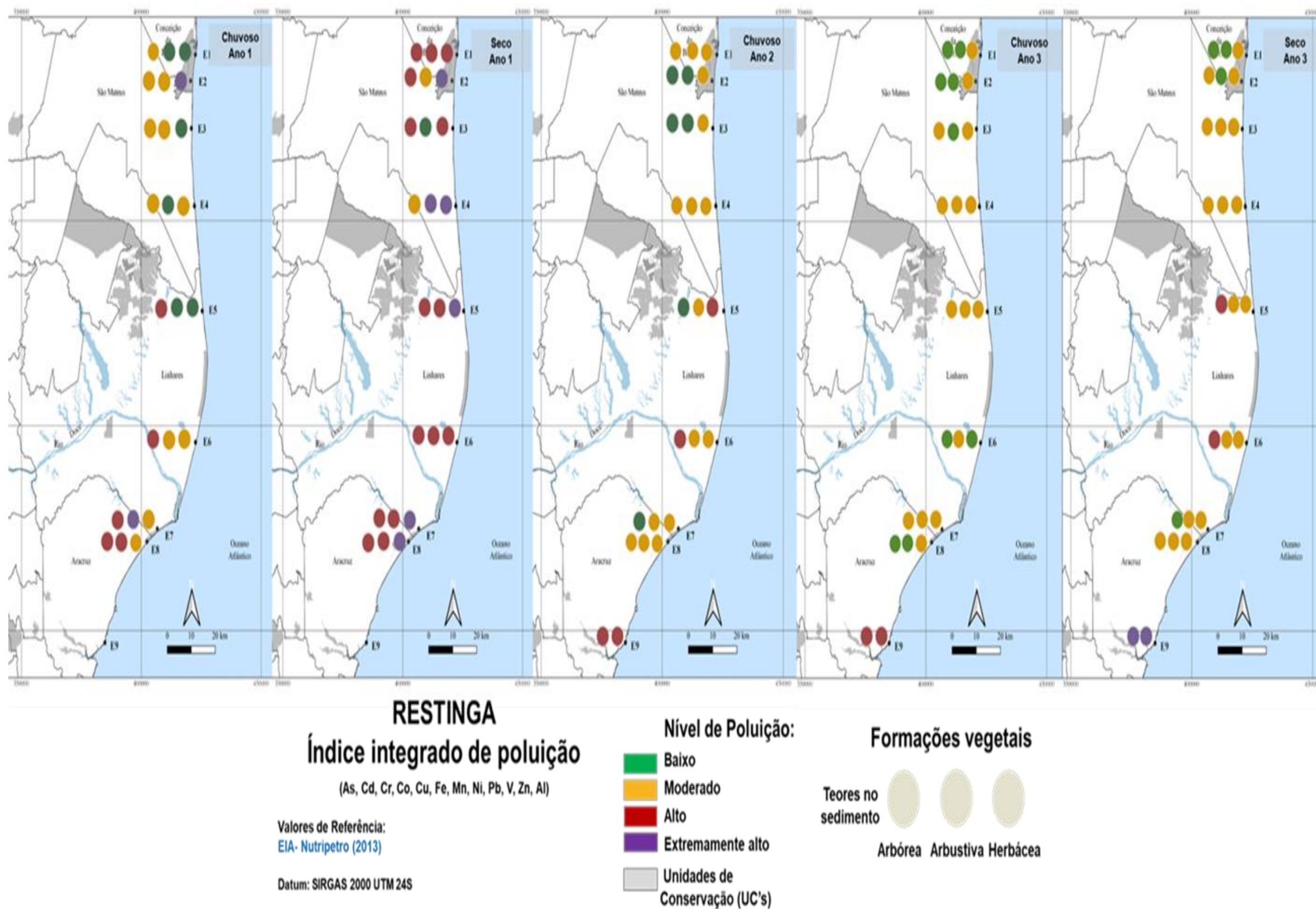
Figura 19). Por outro lado, os altos níveis de As encontrados nas restingas do Compartimento A podem estar relacionados a fatores locais de formação do solo e características geológicas existentes ao longo da bacia. Assim, o excesso de As deve-se não somente às características sedimentológicas da região, influência da Formação Barreiras, mas possivelmente ao aporte de materiais provenientes do Rio Doce, visto seus valores acima dos pré-rompimento. Em muitos casos essas concentrações encontram-se acima dos preconizados por órgãos regulatórios, como o CONAMA para a área da bacia do Rio Doce, em sedimentos fluviais (CAGNIN et al., 2017; INSTITUTOS LACTEC, 2017).

A contribuição destes elementos no solo influenciou significativamente o Índice Integrado de Poluição (IPI), que resultou em maiores níveis de poluição no período seco Ano 1 (Alto/Extremamente alto) em todas as estações amostrais (Figura 6), com recorrência em localidades próximas à foz. Reduções do número e distribuição dos elementos foram observadas em períodos seguintes, embora incrementos de poluição tenham voltado a ocorrer no período seco do Ano 3, majoritariamente em Pontal do Ipiranga (E5), Cacimbas (E6) e Mar Azul (E9).

Alterações nos aspectos abióticos refletiram nos indicadores biológicos de produtividade primária, estresse oxidativo e processos reprodutivos, em razão das oscilações no aporte de elementos que chegam à costa via Rio Doce e pela contribuição e atividade marinha. Maiores contaminações do ambiente culminaram em aumentos de bioacumulação de elementos nos tecidos foliares das plantas monitoradas, especialmente Mn e Zn, expressos por seus Fatores de bioacumulação (BAF) (*Material Suplementar A5RS2, Figura 24*). Acúmulos de Mn, somados à As e Pb impactaram negativamente as formações vegetais (*Material Suplementar A5RS2, Figura 25 a 27*), 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.

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 A5RS2, Figura 28 e 29*), relacionados a processos de foto inibição da fotossíntese, em regiões ao norte da foz. Por outro lado, aumentos de componentes do metabolismo primário e antioxidante podem estar relacionados a estratégias de atenuação de possíveis impactos adversos do aumento da bioacumulação nas plantas dessa formação (*Material Suplementar A5RS2, Figura 30 a 32*). Quanto aos aspectos reprodutivos das comunidades da restinga, mudanças na sincronia de floração durante o período chuvoso foram observadas nessa formação. Contraste entre o término de floração e o início da frutificação entre os períodos Chuvosos dos Anos 2 e 3 foram mais perceptíveis em Cacimbas (E6) (Compartimento B), relacionado ao florescimento precoce e respectivo pico de frutificação destoante do primeiro ano de monitoramento (*Material Suplementar A5RS2, Figura 3*). No entanto, a lacuna em relação aos dados do período Seco do Ano 2, devido às limitações impostas pela pandemia da COVID-19, interferem expressivamente na interpretação dos padrões reprodutivos entre períodos secos.

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) e Seco Ano 3 (2021).



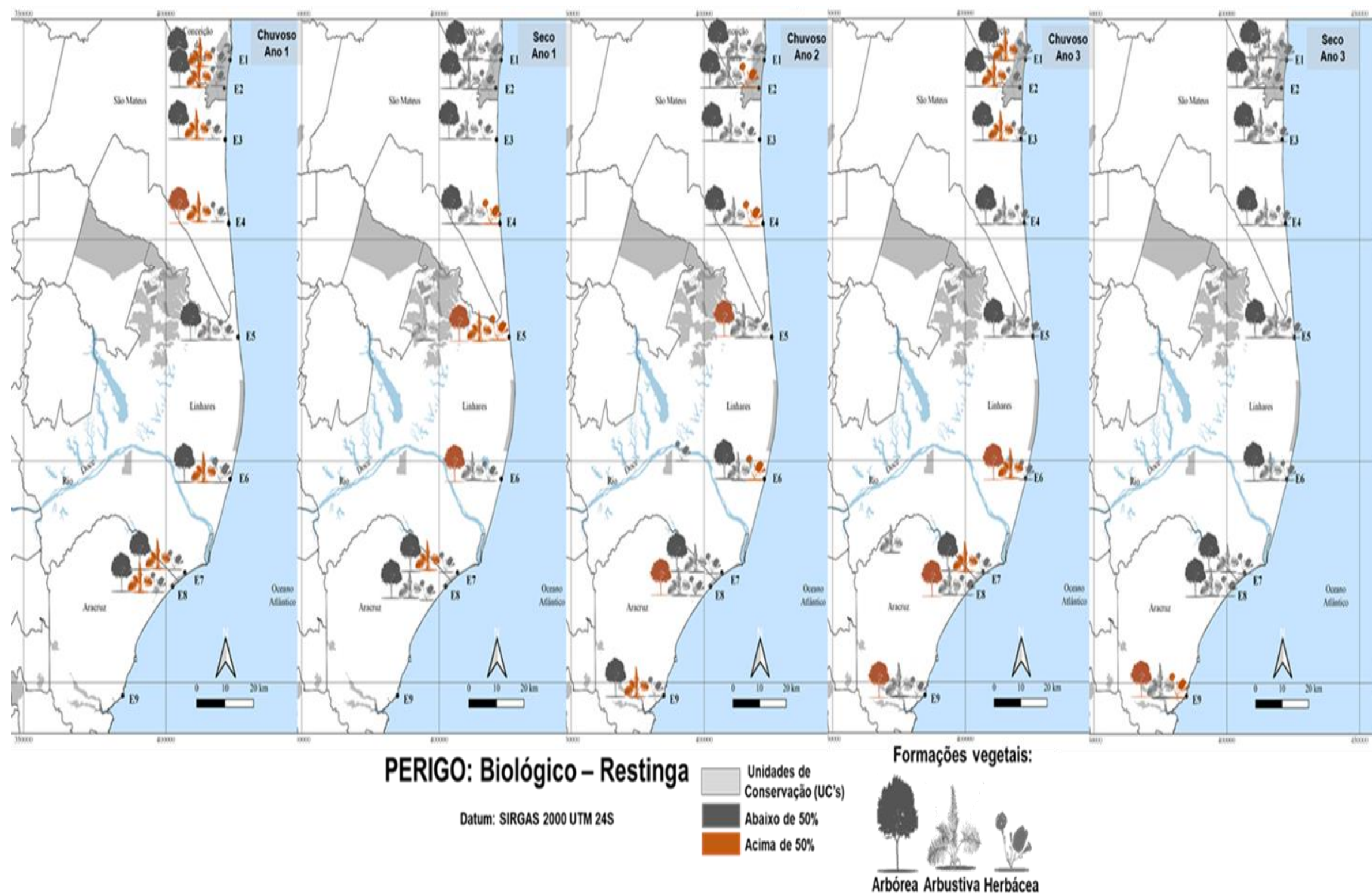
A análise do ponto de vista da integração dos indicadores por meio de Alertas de Perigo Biológico à vegetação apontou uma crítica situação para os períodos chuvosos do Ano 1 e do Ano 3 (Figura 7). As espécies arbustivas e arbóreas apresentaram maior Perigo, especialmente as espécies florestais, com Alertas mais frequentes em pelo menos uma localidade dentro de todos os períodos avaliados. Estas evidências sugerem que, mesmo mais afastadas da linha da costa, a combinação de fatores edafoclimáticos e o aporte de elementos provenientes do Rio Doce, foi prejudicial aos aspectos funcionais e reprodutivos destas duas formações.

Dentre as restingas monitoradas, a localidade de Cacimbas (E6), à margem norte da desembocadura do Rio Doce, persiste como a área de maiores recorrências de impactos. Este resultado consolida as áreas mais próximas à foz como região crítica quanto à contaminação pelo aporte proveniente do Rio Doce e seu impacto sobre a biota. O encontrado corrobora a evidência de deposição de elementos e possível deslocamento do material contaminante, no sentido norte, resultado da deriva litorânea.

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). 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. Somados a isso, os estudos *ex situ* em andamento, com as espécies coletadas e estudadas *in situ* nas restingas monitoradas, trarão subsídios para responder os importantes questionamentos surgidos a partir do avanço e do entendimento das dinâmicas da vegetação já acumulados.



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) e Seco Ano 3 (2021). Vermelho = valores acima de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em risco em cada estação amostral, Cinza = valores abaixo de 50% da frequência dos indicadores bióticos categorizados como em riscos em cada estação amostral.

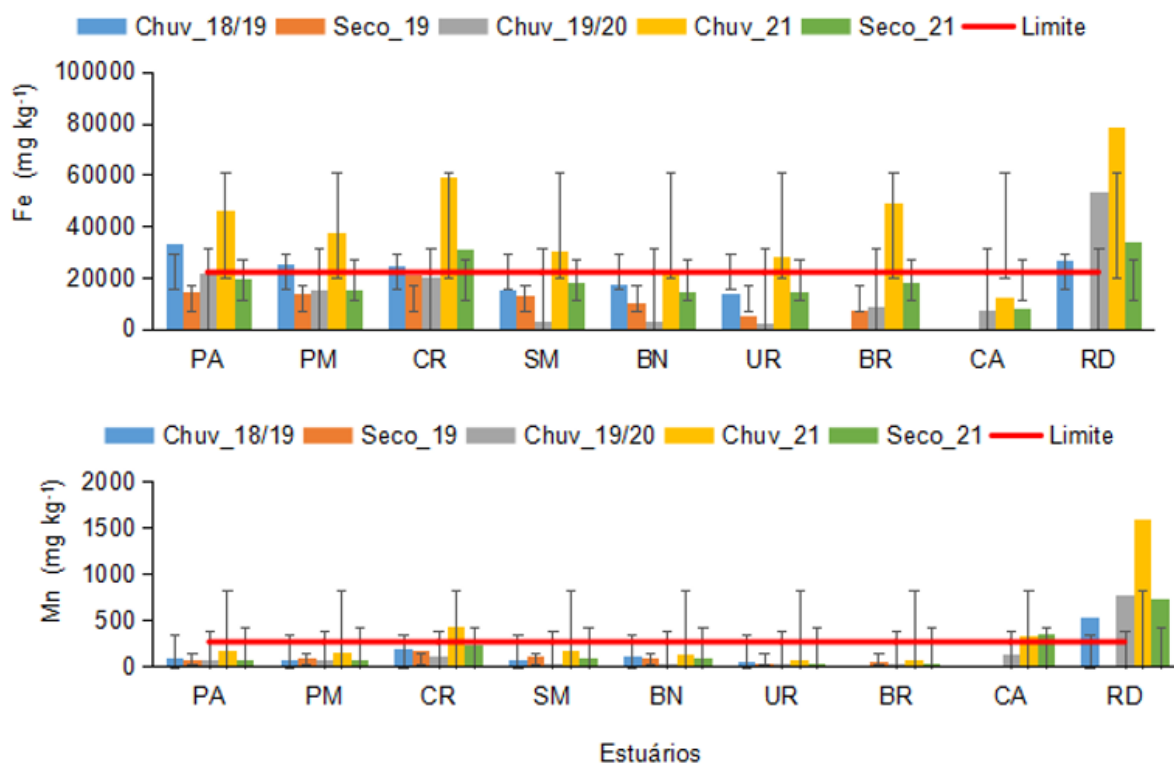


O monitoramento dos manguezais desde outubro de 2018 até setembro de 2021 atesta a variabilidade temporal e espacial esperada em relação aos dados de contaminação desde o planejamento inicial das amostragens. Apesar do menor número de amostragens realizadas no ano de 2020 e de 2021, em função da pandemia, é possível identificar nos resultados os eventos dos fenômenos meteorológicos, oceanográficos e da geomorfologia dos ambientes costeiros sobre a intensidade e dispersão dos contaminantes (Tognella et al., 2022).

Os eventos climáticos estocásticos estão se intensificando nesta região do Atlântico Sul e induzindo maior variabilidade climática. O ciclo tropical Iba ([marinha.mil.br](http://marinha.mil.br)) que ocorreu em março de 2019 já possibilitou algumas modificações nos padrões de circulação sazonal, gerando com isso alterações no transporte e deposição de sedimentos e metais no litoral norte capixaba diferente do padrão normal. E, o mais recente, foi a tempestade tropical resultante do deslocamento da ZACS sobre o sul da Bahia e o norte do Espírito Santo, ocorrida no período de 08 a 12 de dezembro de 2021. A ocorrência dos eventos meteorológicos extremos, em aumento nos últimos anos, tem interferido na distribuição e dispersão dos elementos químicos e dos rejeitos minerais ao longo da linha de costa capixaba, conforme já descrito para análise da morfologia de praias. As observações neste ecossistema registram aumento da concentração dos metais ao longo da antepraia e da isóbata de 10 m nos compartimentos A, B e C para o período de 2021 (RT-39C/RRDM, 2022).



Figura 8: Descrição dos dados médios por período amostral desde 2018 (chuvoso) até 2021 (seco) para todos os manguezais monitorados para os metais Fe e Mn (em  $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos sedimentos.



Os dados de Fe referentes aos períodos chuvoso de 2021 e seco de 2021, reportam valores acima do limite definido pela NOAA (BUCHMAN, 1999) para todos os estuários, exceto Costa das Algas (Figura 8). Por outro lado, este manguezal juntamente com o estuário de Caravelas e o Rio Doce nas amostragens do período chuvoso descrevem para Mn dados médios acima do limite NOAA para este elemento.

As vazões mais intensas do Rio Doce, observadas a partir de novembro de 2019 e perdurando até meados de abril de 2020, foram responsáveis pelo aumento significativo de Fe nas amostras obtidas nos pontos de monitoramento do Rio Doce para o período chuvoso de 2019/2020 (Figura 8). Este incremento em Fe nos sedimentos não foi acompanhado para os outros estuários amostrados no mesmo período, indicando uma defasagem entre o aporte e o transporte destes contaminantes. As coletas do período chuvoso de 2019/2020 foram realizadas logo após os primeiros momentos de aumento da vazão do rio Doce.

Devido a pandemia da COVID-19, o ano de 2020 não teve amostragem no período seco e as coletas só tiveram início em janeiro de 2021, permitindo a observação dos efeitos posteriores às intensas vazões do Rio Doce. O período de maior vazão do Rio Doce ocorreu novamente em novembro de 2020, resultando nos maiores valores médios de concentração para o Fe e Mn em todo o monitoramento (Figura 8). Este período de tempo entre o pico de vazão, bem como as vazões mais elevadas

observadas ao longo de todo o ano de 2020, resultaram em concentrações médias de Fe e Mn mais elevadas em todos os estuários desde 2018.

Os outros elementos tiveram concentrações diferenciadas por estuários nos compartimentos A, B e C. O Rio Doce (Compartimento B) descreve uma tendência de aumento nas concentrações dos metais desde o monitoramento em 2018, exceto para o Pb para o período chuvoso de 2019/2020 quando apresentou dados inferiores referentes ao mesmo período em 2018/2019. Dentre os demais metais avaliados e correlacionados com aqueles típicos dos rejeitos da mineração, isto é, Fe, Mn, Al, Cr, Co e Pb, o período chuvoso de 2021 teve aumento expressivo (*Material Suplementar A5MS2, Figura 9*).

Em relação ao período chuvoso de 2021, nos estuários do compartimento A houve aumento acima do limite da NOAA para Fe, Al, Cr e Cd para os rios Piraquê-Açu e Mirim e Barra do Riacho (*Material Suplementar A5MS2, Figuras 1, 2 e 7*). Costa das Algas só apresentou valores mais elevados na mesma coleta para o Mn, indicando similaridade ao elemento mais abundante encontrado pela análise de metais nos terraços de abrasão para o Anexo Praias (RT-39C/RRDM, 2022).

O período chuvoso de 2021 deixou mais complexa a interpretação dos dados de metais para o compartimento C. Entretanto, atribuímos esta complexidade ao comportamento observado em 2019/2020 quando as barras do estuários de Urussuquara e Barra Nova tiveram forte assoreamento, dificultando as trocas com o ambiente marinho, conforme já reportado nos relatórios anteriores (RT-21/RRDM - Anexo 5 Manguezal, 2019; RT-36C/RRDM - Anexo 5 Manguezal, 2020; RT-36E/RRDM - Síntese Integrativa Ambiente Costeiro, 2020). Caravelas destaca-se novamente entre os estuários por apresentar valores mais elevados dos metais Fe, Mn, Pb e Al, onde exceto pelo Mn possui padrão similar ao compartimento C.

Dados de monitoramento da contribuição relativa do Rio Doce em armadilhas de sedimentos localizadas em Abrolhos, coordenados pelo Dr. Heitor Evangelista (Anexo 8), descrevem aporte de 100% de sedimentos provenientes deste rio na área de estudo denominada de arco interno nos períodos de setembro de 2019 a janeiro de 2020 e de janeiro a março de 2021. Maiores informações observar os relatórios do Anexo 8 (RT36-D/RRDM - Anexo 8, 2020) e relatório de integração do ambiente marinho (RT-36E/RRDM - Síntese Integrativa Ambiente Marinho, 2020).

Houve incremento no teor de Cr para os estuários dos rios São Mateus, Barra Nova e Urussuquara que, assim como São Mateus, teve aumento nas concentrações médias de Fe (*Material Suplementar A5MS2, Figuras 4, 5 e 6*). Urussuquara foi o único estuário do compartimento C no litoral capixaba registrando aumento na concentração do Al.

Avaliando os dados de precipitação acumulada ([www.meteorologia.incaper.es.gov.br](http://www.meteorologia.incaper.es.gov.br)), observa-se que a precipitação acumulada no ano de 2019 em todas as bacias no território do Espírito Santo foi inferior àquela observada no ano de 2020. Os primeiros meses de 2021, quando ocorreram as coletas deste período chuvoso atual, descrevem tendência similar ao ano de 2019, entretanto, com um volume de chuvas um pouco mais elevado.

Os estuários dos rios Ipiranga (Urussuquara) e Mariricu (Barra Nova) indicaram diminuição da contaminação ao longo do monitoramento para o período chuvoso 2019/2020, aspecto explicado pelas modificações iniciais nos perfis de praias possibilitando maior intrusão da maré e, conseqüentemente, aporte dos rejeitos e metais associados. No período do monitoramento, foi possível constatar o fechamento ou diminuição da abertura destes estuários para o oceano, fato que amenizou os processos de contaminação decorrentes do aporte crônico dos rejeitos e metais associados pela vazão do Rio Doce. Dados do período chuvoso de 2021 não identificam mais a diminuição da contaminação, retornando as nossas hipóteses originais (RT-09/RRDM - Anexo 5 Manguezal, 2019; RT-21RRDM - Anexo 5 Manguezal, 2019) de que a contaminação envolvia processos crônicos em alguns estuários e pulsos de contaminação aguda em outros. Esta série temporal atualizada corrobora a hipótese original.

Dados de produtividade das florestas de manguezais identificam estresse causado por metais relacionados ao rejeito de mineração, já indicando forte comprometimento em várias florestas, como observado para as áreas do Rio São Mateus, no sistema Piraquê-Açu e Mirim e Costa das Algas. Dados de *Talipariti pernambucense* para o Rio Doce indicam tendência de redução da atividade fotossintética a partir do Chuvoso 2019/2020 e o menor valor de assimilação foi registrado em Seco 2021 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 45*).

Os estuários menores, como Barra do Riacho, Urussuquara e Barra Nova apresentam comprometimento, sendo mais agravado para a espécie *Laguncularia racemosa*. No período Seco 2021, dados de assimilação do carbono foram estatisticamente menores em Urussuquara, além de apresentar as menores médias em Barra Nova e em São Mateus. Indício da recuperação da atividade fotossintética foi observada em Urussuquara e São Mateus no período Chuvoso de 2021 (*Material Suplementar A5MS2, Figura 27*).

As análises de PCA, referentes ao período Chuvoso 2018/2019 e o período Seco 2021, indicam *Rhizophora mangle* como a espécie mais sensível às alterações devido aos efeitos tóxicos de metais no tecido foliar. O Mn detectado no tecido foliar foi correlacionado com o estresse oxidativo e acompanhado pela redução na assimilação de carbono nesta espécie, principalmente para Piraquê-Mirim, São Mateus e Caravelas. Dados levantados ao longo de todo o monitoramento apontam que *R. mangle* está sob estresse oxidativo, o que pode justificar a ausência de correlação entre A (assimilação

de carbono) e  $PI_{Total}$  (índice de conservação de energia) para os Anos 2 e 3 do monitoramento. No Ano 2,  $PI_{Total}$  foi correlacionado positivamente com Fe e, no Ano 3, com Mn, indicando estresse sobre a fase bioquímica da fotossíntese.

Além do diagnóstico acima, a PCA permitiu observar que no início do monitoramento a espécie *L. racemosa* demonstrava maior desempenho fotossintético em São Mateus, seguida de Barra Nova, principalmente no período chuvoso. Contudo, no Ano 3, a concentração de metais (Fe, Mn, Zn e Cu) nas folhas da espécie aumentou em São Mateus, resultando em separação dos dois estuários e redução da produção primária nesta localidade. Os resultados indicam que apesar da espécie ser apontada dentre as espécies de mangue como tendo maior desempenho fotossintético e menor variação sazonal (RT-36C/RRDM - Anexo 5 Manguezal, 2020) até aquele momento, dependendo da concentração de metais na folha, alterações no desempenho fotossintético podem ser observadas em menor intensidade em longo prazo. Cabe destacar a preocupação inicial na proposta de trabalho com os efeitos em longo prazo, indicando contaminação crônica levando a perda da plasticidade das espécies e até mesmo do sinergismo entre os tensores naturais em alteração e os efeitos deletérios dos metais. *Avicennia schaueriana* em Costa das Algas registrou a maior concentração de metais no tecido foliar. Entretanto, o comportamento fotossintético e atividade antirradicalar para esta espécie são considerados intermediários dentre as demais monitoradas (RT-36C/RRDM - Anexo 5 Manguezal, 2020).

A variabilidade da densidade e tamanho médio da população de *Ucides cordatus* está fortemente relacionada com a variabilidade espacial e sazonal da granulometria, concentração de metais no sedimento e nas folhas de mangue, aspectos cujas consequências já foram reportadas em outros relatórios.

Os rios Urussuquara e Barra Nova apresentaram as populações mais densas de *U. cordatus* desde 2018 no primeiro ano de monitoramento. A densidade aumentou em Caravelas a partir de 2020, com declínio do tamanho médio dos indivíduos. Nesta localidade houve aumento relativo da frequência de jovens a partir de 2018, indicando comprometimento da população de adultos preteritamente.

O habitat de *Cardisoma guanhumi* no Rio Doce apresenta concentrações de Cr, Fe e Mn no sedimento acima do limite estabelecido pelo NOAA, metais tóxicos que exibem potenciais efeitos deletérios, em longo prazo, sobre a população. Identificou-se modificação da população local devido ao ingresso das espécies *U. cordatus* e *Goniopsis cruentata*, em 2019. Dados temporais, indicam declínio na densidade populacional de *U. cordatus* no Rio Doce a partir do Ano 2, mas ampliação da sua distribuição espacial e aumento no tamanho médio dos indivíduos a partir do Ano 3. Estas observações podem indicar que o retorno da declividade original das praias, reportadas pelo Anexo 4 nas análises mais recentes, estão dificultando o aporte de recrutas e mantendo a população original em crescimento.

Reportamos com preocupação que houve declínio populacional de *C. guanhumi* no Rio Doce, Urussuquara e São Mateus, e a densidade permaneceu estável nos demais estuários ao longo do PMBA/Fest-RRDM. As estimativas sugerem baixa frequência relativa de indivíduos jovens em relação

aos indivíduos adultos nas populações durante todo o monitoramento na foz do Rio Doce e estuários monitorados, exceto no rio Riacho e em Urussuquara. Os resultados destacam 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.

Avaliou-se instabilidade na fecundidade das fêmeas de *U. cordatus* (redução no Ano 1 e aumento a partir do Ano 3) nos estuários do rio São Mateus e em Urussuquara, dados também preocupantes haja vista a importância deste recurso para as comunidades locais.

O monitoramento ecotoxicológico do ambiente Costeiro realizado pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM executou seis campanhas de set/out de 2018 até jul/ago de 2021, 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) e Campanha 6, realizada em jul/ago de 2021 (período seco). Cabe ressaltar que devido à pandemia da COVID-19, o Anexo 1 não realizou amostragem em ago/set 2020 (período seco). No âmbito deste monitoramento, analisou-se a condição ecotoxicológica da água, sedimento e biota costeira, através de dois índices: bioacumulação de metais e resposta de biomarcadores; além de análises de metais e As em amostras de água e sedimento e de compostos orgânicos em aves (sangue).

De maneira geral, foi possível observar que as concentrações de metais e As em amostras de água e sedimento coletadas em regiões de manguezal durante as expedições realizadas pelo Anexo 1 estiveram melhor relacionadas aos pontos localizados na foz do Rio Doce e regiões ao sul, próximas à APA Costa das Algas (APA/RVS). Esta região vem se destacando por um aumento na turbidez superficial (RT-36D/RRDM, 2020), sobretudo em fevereiro de 2020 (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Por outro lado, para o caso do ambiente de praias, as concentrações de metais e As em amostras de água e sedimento apresentaram-se mais bem relacionadas aos pontos da foz do Rio Doce e regiões mais ao norte.

Os padrões de bioacumulação de metais e As pelos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica são apresentados e discutidos com base no Índice de bioacumulação (IBR bioacumulação). Para caranguejos de manguezais coletados nos períodos chuvoso e seco de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021 e Campanha 6, jun/ago 2021), os resultados do IBR bioacumulação indicaram um padrão espacial semelhante às três campanhas anteriores (Campanhas 2, 3 e 4), nas quais o setor B (foz do Rio Doce) se destacou com relação aos demais setores, com realce para a bioacumulação dos metais Cd, Cu, Hg, Mn e Pb (*Material Suplementar A1CS3, Figura 1*). Por outro lado, os resultados do IBR bioacumulação em caranguejos maria-farinha (*Material Suplementar A1CS3, Figura 2*) e outros invertebrados (anfípodes e isópodes) (*Material Suplementar A1CS3, Figura 3*) coletados nas praias apontaram, de maneira geral, uma diminuição temporal nos níveis de metais no organismo, em todos os setores monitorados, com os maiores valores do índice associados à Campanha 1 (set/out 2018). Todavia, a partir da Campanha 2 (jan/fev 2019), os níveis de metais nos organismos coletados nas



praias do setor C mantiveram-se próximos entre si, fazendo com que o setor C se destacasse sobre os demais setores nos últimos dois períodos chuvosos monitorados (Campanha 4, jan/fev 2020 e Campanha 5, jan/fev 2021). Estes resultados sugerem um aporte contínuo de metais para as praias ao norte da foz do Rio Doce. Para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco), um aumento na bioacumulação foi observado nos caranguejos de praia capturados no setor A, relacionado a uma maior concentração dos metais Mn, Fe e Cd (*Material Suplementar A1CS3, Figura 2*), e nos setores A e C para o caso dos microcrustáceos, relacionado principalmente aos elementos Mn e Cd (*Material Suplementar A1CS3, Figura 3*), indicando uma ressurgência de contaminação no ambiente praial, tanto ao sul como ao norte, caracterizada principalmente por Mn e Cd.

Os padrões de resposta de biomarcadores nos organismos costeiros também foram integrados através do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador). Para caranguejos de manguezais (*Material Suplementar A1CS3, Figura 4*) e outros invertebrados de praia (isópodes e anfípodes) (*Material Suplementar A1CS3, Figura 5*) foram observados maiores valores de IBR biomarcador no setor C durante o período chuvoso de 2021 (Campanha 5 – jan/fev 2021), indicando o aumento de estresse fisiológico nos organismos deste setor. Cabe destacar que este padrão espacial de resposta biológica em caranguejos de manguezais foi observado pela primeira vez ao longo dos três anos de monitoramento ecotoxicológico. Porém, o mesmo padrão não foi observado para caranguejos coletados nas praias durante o período chuvoso de 2021 (*Material Suplementar A1CS3, Figura 6*), o que pode estar relacionado com as características biológicas intrínsecas desta espécie. Nestes organismos, o maior valor do índice de resposta biológica esteve associado ao setor A, ao sul da foz do Rio Doce. Para o caso da Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco), os três grupos de organismos não apresentaram perfis semelhantes na resposta do IBR biomarcador. Por exemplo, os caranguejos de manguezais do setor B voltaram a ser os mais impactados (*Material Suplementar A1CS3, Figura 4*), enquanto os caranguejos de praia do setor A seguiram apresentando maior valor deste índice (*Material Suplementar A1CS3, Figura 6*). Para o caso dos microcrustáceos, os indivíduos do setor C novamente foram os mais impactados (*Material Suplementar A1CS3, Figura 5*). Em linhas gerais, os animais de diferentes ambientes (manguezais e praia) não responderam de forma semelhante, em termos de biomarcadores, ao longo dos três anos de monitoramento e o fato de caranguejos e microcrustáceos de praia terem apresentado padrões de resposta tão distintos pode parecer incongruente. Na verdade, estas diferenças podem estar relacionadas ao fato de que anfípodes e isópodes ocorrerem na região entre marés, a qual estabelece contínuo contato com a água do mar, o que pode potencializar o processo de incorporação de contaminantes provenientes desta matriz, com consequente aumento dos efeitos biológicos. Em contrapartida, os caranguejos de praia permanecem majoritariamente em áreas emersas, portanto, com menos contato com a água, o que pode acarretar uma exposição menos contínua aos metais tóxicos em comparação aos microcrustáceos.

Com relação aos resultados das quantificações de metais e 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



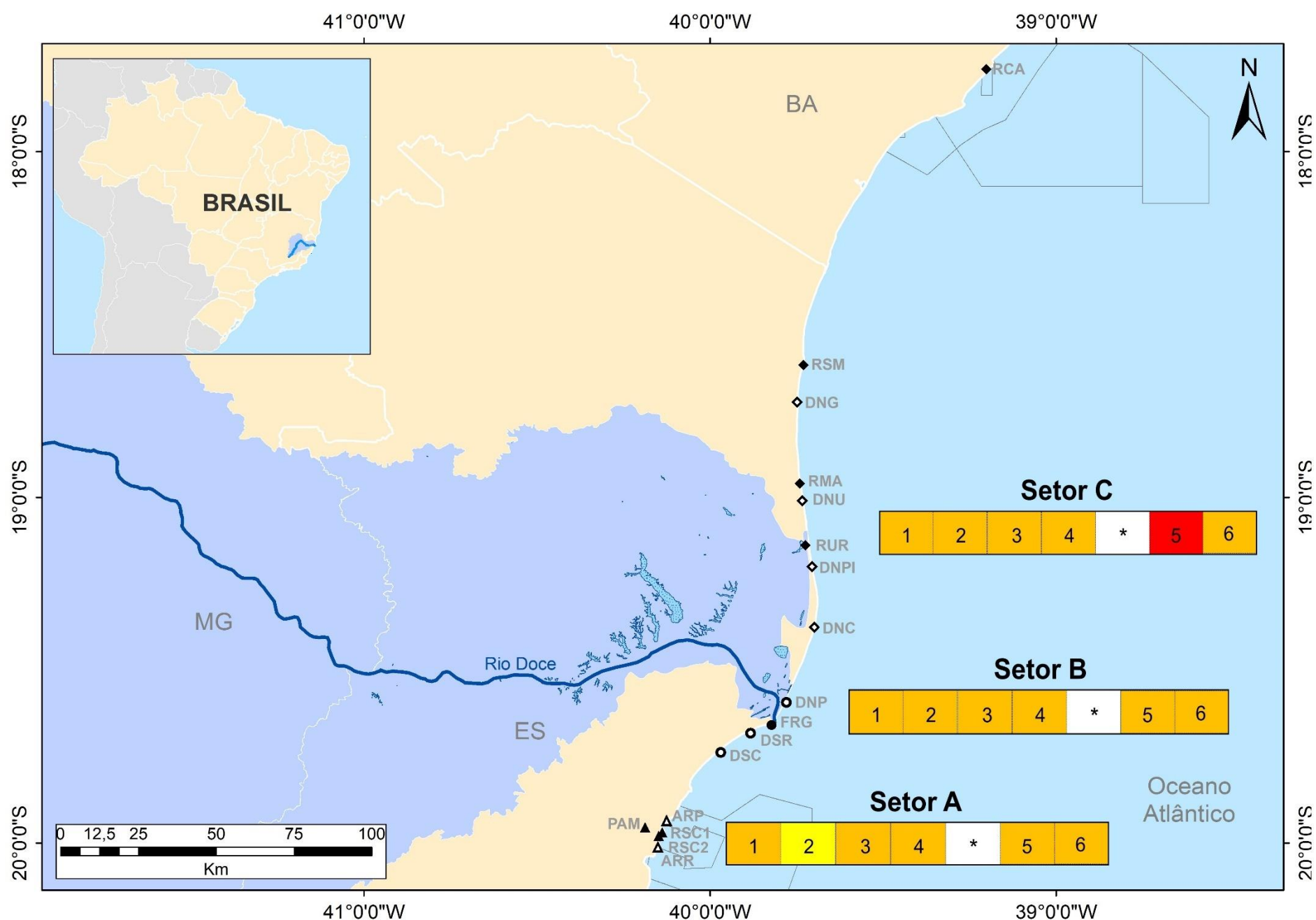
obtidos na Campanha 1 (set/out 2018 – estação seca). Os resultados do IBR bioacumulação específicos para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa) indicaram um claro aumento nos níveis de metais nas aves em relação às Campanhas 2, 3 e 4; mas sem diferenças espaciais evidentes quando comparados os três setores amostrais no último período monitorado. Apesar disto, esta elevação na contaminação foi transitória, visto que os animais capturados ao longo da Campanha 6 (jul/ago 2021- período seco) apresentaram níveis de IBR semelhantes aos observados ao longo do Ano 2 (*Material Suplementar A1CS3, Figura 7*).

Passando para os resultados referentes às quantificações de compostos orgânicos no sangue das aves, é possível observar através da análise de componentes principais (PCA) gerada para os dados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) a formação de dois agrupamentos. No primeiro deles, as amostras provenientes da área de estuário foram caracterizadas pela presença de pesticidas. Por outro lado, no segundo grupo, as amostras provenientes da região de mangue se relacionaram aos HPAs e PCBs. Ainda, as amostras oriundas da região de litoral não apresentaram relações estreitas com os contaminantes orgânicos avaliados (*Material Suplementar A1CS3, Figura 8*). Para o caso dos dados da Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), o padrão de contaminação observado foi bem diferente, visto que as aves obtidas nas regiões de praia (ambiente costeiro) apresentaram os maiores valores de pesticidas e HPAs, e os animais capturados nas regiões de estuário apresentaram os maiores níveis de PCBs (*Material Suplementar A1CS3, Figura 9*). 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, o que pode ser reflexo da grande capacidade de deslocamento e uso de diversos habitats por estes animais, ainda que dentro dos diferentes ecossistemas costeiros.

A Figura 9 Integrada do Anexo 1 Ambiente Costeiro traz uma síntese dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das cinco campanhas realizadas pelo Anexo 1. Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1) e respostas de biomarcadores (Nível 2) num único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazerem prejuízo para o ecossistema e, portanto, maior será o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1CS3, Quadro 1*, tendo sido obtido a partir dos indicadores oriundos das análises realizadas em crustáceos dos ambientes de manguezal e praia. Os resultados referentes às aves monitoradas pelo Anexo 1 não compuseram o IIE, pois neste grupo de organismos só foi determinada a contaminação, seja de metais e As ou de compostos orgânicos, não havendo análise de biomarcadores (disposto no TR4). De maneira geral o IIE, demonstrou que os três setores costeiros avaliados se encontram na categoria de “moderadamente impactado” ao longo de

todas as Campanhas realizadas. Todavia, durante o período chuvoso de 2021, o IIE apontou uma intensificação transitória dos impactos no setor C, ao norte da foz do Rio Doce, que passou da categoria de “moderadamente impactado” para “impactado”, dentro da perspectiva ecotoxicológica. Dados sedimentológicos das praias (Anexo 4) apontaram que durante o período chuvoso de 2021 (campanha realizada em janeiro de 2021), os minerais pesados da antepraia apresentaram teores mais altos, sugerindo o transporte transversal das areias leves e também da fração carbonática para as praias do setor C. Além disso, minerais instáveis estiveram mais presentes no compartimento C, indicando áreas de deposição da carga recente do Rio Doce. Sendo assim, a deposição de carga recente do Rio Doce nas praias do setor C durante o período chuvoso de jan/fev de 2021 poderia explicar a intensificação dos níveis de bioacumulação e efeitos biológicos, resumidos no IIE, nos diferentes organismos monitorados nesta região.

Figura 9 Integrada: 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-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago de 2021 (período seco). 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 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). 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 \* nas representações indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19.



### Legenda

Bacia do Rio Doce

Rio Doce

Ambientes lacustres

### Índice de Impacto Ecotoxicológico

#### Campanha

1	2	3	4	*	5	6
---	---	---	---	---	---	---

<span style="color: green;">●</span>	Não impactado	(<1)
<span style="color: yellow;">●</span>	Levemente impactado	(>1 - 15)
<span style="color: orange;">●</span>	Moderadamente impactado	(> 15 - 50)
<span style="color: red;">●</span>	Impactado	(> 50 - 75)
<span style="color: gray;">●</span>	Altamente impactado	(>75 - 100)

#### Setores

Praias	Mangues
<span style="color: black;">▲</span>	<span style="color: black;">▲</span> A (Sul)
<span style="color: black;">●</span>	<span style="color: black;">●</span> B (Foz)
<span style="color: black;">◆</span>	<span style="color: black;">◆</span> C (Norte)

## 2.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No ambiente praial os maiores impactos decorrentes do material proveniente do Rio Doce sobre a comunidade bentônica estiveram associados aos Compartimentos B' e C, compartimentos 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. 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 três anos de monitoramento da restinga 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 e Mn, somados a 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 (Anos 1 e 3), especialmente em espécies arbóreas. Dentre as restingas avaliadas, Cacimbas (E6) foi a localidade com maior indício de dano biológico por contaminação de elementos no solo e na vegetação. A presença de bolsões de lama e à deriva litorânea no sentido norte são indicadas nos dados do monitoramento das praias e do ambiente marinho como eventos que contribuíram para a manutenção de altos teores de contaminantes nesta localidade. Como consequência, a ressuspensão do fundo e disponibilização de elementos, afetaram a produtividade primária e capacidade reprodutiva da vegetação da restinga.

O manguezal é um ecossistema que apresenta alta resiliência e isto lhe confere, perante alguns impactos ambientais, alta capacidade de respostas e menor tendência ao colapso, como é o caso de contaminação por metais. Desta forma, ele se torna um ambiente propício para o estoque e armazenamento de poluentes de origem orgânica e inorgânica. Assim como possui resiliência, o manguezal uma vez em presença de tensores como os metais em excesso, pode vir a colapsar mediante o efeito sinérgico com outros tensores naturais como a elevação da temperatura ambiental ou alterações climáticas.

A região afetada pelo rejeito do rompimento da barragem de Fundão, no que diz respeito aos manguezais neste monitoramento, compreende os estuários avaliados no setor norte do Espírito Santo, a saber desde Aracruz até o sistema estuarino de Caravelas. Estes estuários passaram por diferentes intensidades de contaminação e de periodicidade de impacto, que induzem comportamento distinto dos metais nestes sistemas.

Os manguezais ao longo das áreas monitoradas continuam apresentando contaminação apesar dos indicativos anteriores de declínio de contaminação em alguns locais, como Urussuquara e Barra Nova.

Dados amostrais referentes ao período chuvoso de 2021 descrevem a variabilidade da contaminação em função das condições climáticas ao longo da bacia do rio Doce e dos eventos estocásticos meteoceanográficos sobre a linha de costa capixaba. Esses dados de contaminação dos manguezais são comprovados pelo aumento expressivo observado na concentração de Fe em todas as áreas, reportados pelos dados obtidos nas praias, especialmente na região ao norte da foz do Rio Doce, dados de contaminação da coluna d'água e sedimentos do ambiente marinho e os registros de influência dos sedimentos do Rio Doce em armadilhas no Banco de Abrolhos na sua porção interna.

Expressamos preocupação com os declínios em assimilação de carbono já reportados para as espécies de mangue, uma vez que a espécie classificada como menos vulnerável com base nos dados até 2020, passa a descrever maior susceptibilidade nas amostras de 2021. Os caranguejos de mangue descrevem problemas em número de indivíduos e no tamanho médio da população para vários estuários, aspecto que pode se agravar com a cronicidade da contaminação e com a captura do recurso. Dados sobre a fecundidade de *U. cordatus* causam preocupação pois indicam tendência de diminuição, sugerindo estudos sobre a fisiologia da espécie ou da genética populacional.

Os estuários menores na costa norte capixaba que tiveram sua contaminação reduzida no período de 2019/20 apresentaram retorno a contaminação nesta avaliação (chuvoso de 2021). Este fato corrobora a importância do monitoramento em longo prazo em situações de danos ambientais. A avaliação inicial de que os estuários apresentam comportamentos distintos, tanto na distribuição destes contaminantes quanto na periodicidade da contaminação, é mantida para este período de avaliação. A flora também produziu respostas distintas entre as espécies. Portanto, os resultados para todas as espécies e estuários, avaliados em longo prazo, indicam preocupações com a qualidade ambiental do ecossistema na manutenção de suas populações em níveis similares anteriores ao evento do rompimento da barragem de Fundão.

De maneira geral o Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), proposto no monitoramento ecotoxicológico, demonstrou que os três setores costeiros avaliados se encontram na categoria de “moderadamente impactado” ao longo de todas as Campanhas realizadas. Todavia, durante o período chuvoso de 2021, o IIE apontou uma intensificação transitória dos impactos no setor C, ao norte da foz do Rio Doce, que passou da categoria de “moderadamente impactado” para “impactado”, dentro da perspectiva ecotoxicológica. Dados sedimentológicos das praias (Anexo 4) apontaram que durante o período chuvoso de 2021 (campanha realizada em janeiro de 2021), os minerais pesados da antepraia apresentaram teores mais altos, sugerindo o transporte transversal das areias leves e também da fração carbonática para as praias do setor C. Além disso, minerais instáveis estiveram mais presentes no compartimento C, indicando áreas de deposição da carga recente do Rio Doce. Sendo assim, a deposição de carga recente do Rio Doce nas praias do setor C durante o período chuvoso de jan/fev de 2021 poderia explicar a intensificação dos níveis de bioacumulação e efeitos biológicos, resumidos no IIE, nos diferentes organismos monitorados nesta região.



### 3 AMBIENTE MARINHO

A área do monitoramento no Ambiente Marinho compreende a região da Plataforma Continental, dependendo dos Subprojetos 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 Anexos e Subprojetos:

- Anexo 1: Ecotoxicologia;
- Anexo 3: Monitoramento Marinho – Subprojetos: Modelagem numérica; Mapeamento de Habitat; Sedimentologia; Hidrogeoquímica; Fitoplâncton; Zooplâncton; Ictioplâncton; Bentos de Fundos Inconsolidados e Fundos Recifais, Bancos de Rodólitos e Macroalgas;
- Anexo 6: Megafauna – Subprojetos: Cetáceos, Tartarugas, Aves e Sobrevoos;
- Anexo 7: Ictiofauna Marinha – Subprojetos: Estuarino Norte, Estuarino Sul e Peixes Recifais;
- Anexo 8: Sedimentação em Abrolhos.

O Anexo 1 – Ecotoxicologia e alguns Subprojetos do Anexo 3 – Monitoramento Marinho, com exceção de parte do Subprojeto Modelagem Numérica, bem como dos Subprojetos Mapeamento de *Habitat* e Fundos Recifais, Rodólitos e Macroalgas, apresentam seus resultados por setores, os quais são relatados a seguir: 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.

O mapeamento do fundo da Plataforma Continental mostrou que o ambiente marinho estudado é marcado por um mosaico de *habitat* que reflete as diferentes forçantes que atuam nesta área, em escalas temporais e espaciais distintas. A área de estudo do PMBA/Fest-RRDM ao longo do ambiente

marinho é marcada por *habitat* lamoso e arenoso em fundos planos, *habitat* recifal em diferentes profundidades, *hardgrounds* e crostas carbonáticas, bancos de rodolitos e vales incisos na plataforma (Holz et al., 2020; Oliveira et al., 2020). A partir de dados regionais e uma avaliação da vulnerabilidade ecossistêmica dos *habitat* em conjunto com as ameaças causadas pelo rompimento da barragem de Fundão (também avaliada pela consolidação da 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, considerando a vulnerabilidade ecossistêmica do *habitat* (rodolitos e recifes), o uso do *habitat* (exemplo: pesqueiro) e sua relação com a dispersão ou presença da pluma de rejeito ou do rejeito acumulado (fundo lamoso/arenoso na foz do Rio Doce). O mapeamento de *habitat*, 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.

Durante os 3 anos de mapeamento foi possível destacar *habitat* controlados pela geodiversidade, com o foco na morfologia do fundo marinho e no aporte de sedimentos terrígenos, bem como na produção e precipitação de carbonato de cálcio biologicamente controlado, formando fundos recifais e bancos de rodolitos, bem como fundos de sedimentos bioclásticos. O mosaico de *habitat* na região adjacente à foz do Rio Doce é caracterizado por um *habitat* predominantemente lamoso, de morfologia plana e uma transição para um *habitat* arenoso com cristas/cavas e bancos oblíquos à linha de costa, predominantemente após a isóbata de 25 m. 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.

Fica claro que a morfologia do fundo responde a processos diferentes ao sul e norte da foz do Rio Doce. Ao sul, o fundo é mais plano e representaria o depocentro (como mostra as linhas sísmicas coletadas e apresentadas no Ano 1) e ao norte a morfologia indica ravinas e sulcos erosivos, mostrando uma ação maior de processos de erosão com potencial transporte para offshore e em direção norte. A presença de fundos arenosos associados a cristas oblíquas à linha de costa pode ser associado a um tipo de forma de fundo conhecido como *ripple scour depressions*, que são associadas a transporte e remobilização por ondas de tempestade..

Já no setor da APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz, a heterogeneidade morfológica associada a fundos de rodolitos e crostas de algas calcáreas indicam um *habitat* de alta vulnerabilidade ecossistêmica na porção externa da plataforma continental. Na região mais rasa da APA, incluindo a REVIS de Santa Cruz, foram observadas evidências de presença de rejeito (RRDM, 2020a) e chegada da pluma nos primeiros meses (Econservation, 2017). O mosaico de *habitat* observado na porção rasa da APA Costa das Algas revela uma heterogeneidade causada pela dinâmica sedimentar em função da profundidade, bem como pela presença de possíveis *hardgrounds* (potencialmente lateritas). O mosaico de *habitat* mostra uma complexa distribuição de sedimentos finos associados com fundos arenosos com bioclastos e até a presença de rodolitos. Fundos rígidos foram interpretados pela rugosidade e inclinação observadas nas análises geomorfológicas.

Na região dos Recifes Esquecidos, o mapeamento foi ampliado para a região *offshore*, apontando para mais de 3000 recifes isolados, com profundidade de topo variando de 12 a 32 metros e altura alcançando 12 metros. Esse é um *habitat* que também possui alta vulnerabilidade ecossistêmica e definitivamente tem um significado ecológico para o sul de Abrolhos que precisa ser melhor investigado. A morfologia desta região se mostrou bastante heterogênea, além da presença das estruturas recifais, formas de fundo como *furrows*, dunas e *ripples* são marcantes, evidenciando a dinâmica existente na região. Além disso, na porção mais funda, em direção *offshore*, observa-se a presença de vales incisos com orientação aproximada SE-NO, bem similar à apresentada pelos grupos de estruturas recifais. Algumas estruturas recifais nesta porção mais funda, se distribuem de maneira aproximadamente paralela às margens dos referidos vales incisos. As formas de fundo relativamente maiores apresentam uma distribuição de suas cristas no mesmo sentido do alinhamento dos vales incisos e estruturas recifais. Este fato é um indicativo de que o transporte de sedimentos por carga de fundo, e até mesmo por suspensão, siga também esta orientação preferencial NO-SE. Essa região apresenta além de *habitat* recifal, a presença significativa de um relevo positivo, formando bancos com rodolitos e fundos predominantemente carbonáticos, com algas calcáreas vivas (*maerl*). As áreas de fundo plano formam *habitat* arenosos com a presença esparsa de rodolitos e constante de bioclastos.

Os mapas de *habitat* em alta resolução foram usados como uma tentativa de quantificar os indicadores potenciais para cada área. Avaliou-se o impacto potencial em cada área considerando a sensibilidade de cada *habitat*. Além disso, impactos ambientais causados pelo rompimento da barragem revelados por outros estudos foram levados em consideração.

A Foz do Rio Doce foi a região marinha mais diretamente afetada pelo aporte de rejeito de minério de ferro. A lama suspensa com alta concentração de sedimentos foi detectada nessa área logo na primeira semana da chegada do rejeito no oceano (Quaresma et al, 2020). O *habitat* lamoso encontrado na plataforma continental interna do rio Doce representa o depocentro gerado pelo aporte de sedimentos proveniente do rio, sendo a área mais exposta também em relação ao aporte do rejeito de minério. Entretanto, essa é uma região menos complexa e sem a presença de estruturas carbonáticas resultando em uma pontuação de *habitat* de menor sensibilidade. Os fundos com cristas arenosas e as escarpas reforçam a transição da dinâmica sedimentar de lama para areia em direção *offshore* indicadas anteriormente por Quaresma et al (2015) e Vieira et al (2019), permitindo inferir sobre um processo de erosão ativa e transporte de sedimentos que potencialmente poderiam ser direcionados para a plataforma externa. Assim, um material contaminado ali depositado, poderia ser transportado e remobilizado para regiões mais externas da plataforma.

Geralmente as comunidades biológicas associadas com ambientes dinâmicos possuem maior aptidão e prontidão para as necessidades de recuperação, o que sustenta uma pontuação baixa (isto é, menos impactante) para a categoria de recuperação dentro da avaliação de vulnerabilidade ecossistêmica. Porém, essa é uma área de suma importância para a pesca de camarão tanto para a comunidade local quanto para a pesca industrial. Desde o primeiro mês após o desastre da barragem, a atividade

pesqueira está oficialmente suspensa e proibida. Logo, se a perda econômica fosse levada em consideração de alguma forma em análises de vulnerabilidade, essa área iria obter uma alta pontuação.

A geodiversidade submarina observada tanto da RVS-SC/APA-CA Rasa e APA-CA Profunda indica alta sensibilidade desses ambientes, nos induzindo a ações de conservação para esse *habitat* (Alsterberg et al., 2017). Soma-se a isso a grande extensão de fundos cobertos por rodolitos, contribuindo para a complexidade da área proporcionando uma grande variedade de organismos incluindo invertebrados que habitam nódulos carbonáticos (Riosmena-Rodriguez et al, 2010). A observação, mesmo que esparsa, de rodolitos na RVS-SC/APA-CA Rasa também é um importante indicativo de conectividade entre estes tipos de fundos das áreas mapeadas na APA-CA. Vale destacar ainda que, principalmente nas regiões mais rasas, foram identificados locais de alta rugosidade e inclinação elevada, sugerindo a presença de lateritas, que podem aprisionar sedimentos. A alta pontuação na avaliação da vulnerabilidade ecossistêmica da APA-CA Profunda é decorrente principalmente da alta sensibilidade e da improbabilidade de se recuperar, ainda que a exposição deste *habitat* seja rara e episódica.

Os Recifes Esquecidos compõem um habitat tridimensional altamente complexo, compostos por estruturas consideradas como um dos ecossistemas mais produtivos e vulneráveis do mundo. Por conta da sua complexidade, a recuperação é improvável ou levará muito tempo para tal, mas a exposição do *habitat* é aqui considerada como rara e episódica. Apesar da distância da foz do Rio Doce e da própria linha de costa, as dimensões e orientações das formas de fundo mapeadas na região, bem como dos vales incisos são indicativos de que existe uma dinâmica sedimentar na região com potencial para aumentar o nível de exposição dos recifes aos sedimentos oriundos de regiões mais rasas. Portanto, possui uma alta pontuação na avaliação de vulnerabilidade ecossistêmica. A área mapeada dos recifes esquecidos foi pioneira no detalhamento da morfologia dessa região, revelando a grande e desconhecida extensão de recifes submersos e representando a única evidência ao sul do mais importante complexo coralíneo do Atlântico Sul, o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e APA Ponta da Baleia.

Para uma melhor análise da evolução espaço-temporal dos indicadores sedimentológicos, as condições hidrológicas e meteoceanográficas nas áreas monitoradas foram avaliadas em conjunto, já que a variabilidade espaço-temporal das forçantes tensão de cisalhamento do vento, ondas e vazão fluvial condicionam o padrão de dispersão das plumas de água doce e de sedimentos provenientes do Rio Doce no ambiente marinho e estabelecem os padrões de dispersão de MPS e de sedimento de fundo.

De forma geral, durante o período chuvoso frequentemente são registrados aumentos dos valores da vazão do Rio Doce e a ocorrência majoritária de ventos N-NE e correntes predominantemente sul, ambos sem inversões significativas. O Rio Doce apresenta vazões de pico em média de 1296 m<sup>3</sup>/s na estação chuvosa por ser regulado por um clima tropical e um regime de chuvas subequatorial. Há uma grande variabilidade interanual no regime de chuvas, modulada por sistemas sinóticos e de

mesoescala, como a ZCAS (Zona de Convergência do Atlântico Sul), que, além da mudança na direção dos ventos para o quadrante sul, levam a períodos de pluviosidade persistente durante o verão austral na bacia do Rio Doce, resultando em elevadas vazões, inundações do Rio Doce e maior aporte de sedimentos (Oliveira e Quaresma, 2017; Rudorff et al., 2018). 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 (Roussiez et al., 2013; Dumas et al., 2015; Moriarty et al., 2015). Ainda, tem sido encontrado que as condições meteoceanográficas durante os eventos extremos de cheia determinam os padrões preferenciais de dispersão e deposição de ambos, sedimento e poluentes, no ambiente marinho (Grifol et al., 2014; Moriarty et al., 2015; López et al., 2017). Para o período chuvoso, a combinação dos fatores descrita anteriormente resulta no direcionamento para sul do aporte fluvial do Rio Doce evidenciado pelo aumento dos valores de turbidez superficial e de concentração da clorofila-a e diminuição dos valores de salinidade superficial nos setores Foz Central, Foz Sul e APA Costa das Algas/REVIS de Santa Cruz (RRDM, 2021).

Ao longo do período chuvoso do Ano 3 a vazão permaneceu 57% do tempo na condição Úmida, um valor superior ao tempo que essa condição ocorreu nos anos anteriores (*Material Suplementar A3MMS3, Figura 1*). Ao mesmo tempo, os picos de turbidez medidos próximos à foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MMS3, Figura 2*) foram coerentes com picos de vazão fluvial (*Material Suplementar A3MMS3, Figura 3*). No momento da maior vazão registrada ao longo do Ano 3, o valor da descarga sólida em suspensão (QSS) atingiu 55.030 t/d e a turbidez medida no rio atingiu 739 NTU. Concomitantemente, a porcentagem do tempo caracterizado pela condição de Seca extrema (12%) foi significativamente inferior aos observados nos Anos 1 e 2. Condições de baixa descarga de água estiveram presentes em 90% do período seco do Ano 3 e em 99% do Ano 1, sendo a maior parte em condição de Seca extrema (*Material Suplementar A3MMS3, Figura 4*). No decorrer do período seco os valores de QSS não ultrapassaram 2.349 t/d (ou seja, 4% do valor máximo registrado no Ano 3) e o máximo de turbidez registrada foi de 93 NTU, ambos em abril/2021.

As condições de vento e corrente citadas anteriormente, típicas dos períodos chuvosos, também favorecem a ressurgência costeira da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) nos setores Foz Sul e APA Costa das Algas (Palóczy et al, 2016; Perassoli, et al., 2020) (*Material Suplementar A3MMS1, Figura 7 – painel direito e Figura 8 – RRDM, 2021*). A presença dessa água mais fria e rica em nutrientes sobre a plataforma continental resultou no aumento da concentração de clorofila-a no fundo, quando a luz não foi um fator limitante.

Durante os períodos chuvosos, as ondas foram provenientes principalmente dos quadrantes NE, E e SE (e.g. Fundeio 3, *Material Suplementar A3MMS3, Figura 5*), destacando-se a predominância de ondas incidentes do quadrante E no período chuvoso do Ano 3 em comparação aos anos anteriores. Os valores de Hs mais frequentes no período chuvoso foram entre 1,0 e 1,5 m em todos os anos de monitoramento e o valor médio de Hs para o período chuvoso para o Ano 2 foi maior entre os três anos, seguido pelo Ano 3 e pelo Ano 1.



O período seco é tipicamente caracterizado pelo aumento da frequência de entrada de frentes frias que acarretam o aumento da energia das ondas que, por sua vez, ressuspendem o sedimento já depositado, elevando os valores de turbidez próximos ao fundo marinho. Além disso, neste período é frequente a ocorrência de inversões na direção dos ventos para sul e das correntes para norte o que, consequentemente, direciona o aporte fluvial do Rio Doce e o material ressuspensionado para norte (RT-19D/RRDM, 2019; RT-36D/RRDM, 2020b).

Nos períodos secos, a maior média de Hs foi calculada para o Ano 1, seguida pelo Ano 3 e Ano 2. Nesses períodos houve maiores frequências de incidência de ondas na direção E e SE, havendo um aumento de ondas de S em relação aos períodos chuvosos. A ocorrência dos eventos extremos caracterizou a direção de incidência das ondas de S no Ano 1. Essa direção ocorreu em 26,4% do tempo do período seco e 21% do período chuvoso. Esses valores também foram maiores que os observados nos períodos secos do Ano 3 (6,4%) e do Ano 2, com a menor porcentagem entre os três (4,4%). A menor variabilidade da série temporal e a menor frequência de ondas com Hs maior que 2,0 m foram observadas entre agosto/2020 e março/2021. Neste período as maiores ondas medidas foram associadas à entrada de frentes e *swell* dos quadrantes SSE e SE (e.g. Fundeio 3, *Material Suplementar A3MMS3, Figura 4*).

A análise da simulação numérica realizada para o período chuvoso (novembro de 2019 a março de 2020) evidenciou 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, enquanto que, quando ocorre a passagem de sistemas frontais, com ventos de SO, a pluma de sedimentos se redireciona para norte.

Mesmo apresentando eventos de grande vazão fluvial neste período considerado na simulação, a contribuição dos sedimentos em suspensão para a pluma, oriundos da descarga fluvial, foram inferiores ao sedimento em suspensão originado pela ressuspensão do banco lamoso.

Os sedimentos em suspensão, tanto provenientes da pluma do Rio Doce quanto os ressuspensionados pelas ondas do depósito da plataforma, podem ser capturados pela deriva litorânea gerada pelas ondas, restrita a uma estreita faixa do litoral, mas relevante no transporte dos sedimentos e rejeitos oriundos do Rio Doce para o Norte, mesmo havendo atuação de ventos de NE, contrários ao sentido do transporte das ondas.

As condições hidrometeoceanográficas 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.

A análise conjunta das concentrações de MPS (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 13 a 21*) e das condições meteoceanográficas antes ou durante as campanhas nos subsetores da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 4, 5, 23 e 24*) mostra que, enquanto no subsetor Foz Central (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 16 e 17*) o aporte do Rio Doce é a forçante responsável pelos picos de MPS, nos subsetores Foz Norte e Foz Sul, ambas a ressuspensão e as condições meteorológicas durante eventos extremos hidrológicos são responsáveis pelos picos de MPS. A inclusão dos dados das campanhas do período seco do Ano 3 (campanhas de abril e julho 2021) para os subsetores Foz Norte e Foz Sul resultou em um aumento generalizado da mediana do Ano 3 em relação às medianas dos Anos 1 e 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 7 a 9, 14 e 20*), associado a uma redução do teor de matéria orgânica (MO) no MPS (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 15 e 21*). Destaca-se que o aporte de sedimento em suspensão do Rio Doce ao longo do período seco do Ano 3 foi menor que o do Ano 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 3*), evidenciando a importância dos eventos de ressuspensão no comportamento do MPS nesses subsetores.

Como discutido por estudos prévios e em relatórios anteriores do PMBA/Fest-RRDM, no setor APA Costa das Algas a concentração de MPS é fortemente influenciada pelo material exportado pelo Rio Doce durante condições conjuntas de eventos de cheia e ventos do quadrante norte (Oliveira, 2018; RT-19D/RRDM, 2019; RT-36D/RRDM, 2020b; RT-37/RRDM, 2021). Entretanto, assim como observado para a campanha de julho de 2019 (registro dos maiores valores de altura significativa de onda sobre a plataforma ao longo de todo o PMBA (RT-19D/RRDM, 2019), a ocorrência de um evento de maior energia (altura significativa de ondas no Fundeio 1 entre 1,5 e 2,5 m; dados do Subprojeto Modelagem Numérica/Anexo 3 Marinho) nos dias que antecederam a campanha de abril de 2021 resultou no aumento da concentração de MPS em ambas as estações rasas e profundas (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 26*). Esse aumento de MPS esteve associado a uma redução do teor de MO no MPS para ambas estações Rasas e Profundas (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 27*), evidenciando a influência dos eventos de ressuspensão. 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 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 7, 8 e 9*).

Ao norte da foz do Rio Doce, no Setor Norte, a análise da variação espaço-temporal da concentração de MPS e do teor de MO no MPS mostra o efeito significativo dos eventos de ressuspensão na dinâmica sedimentar, indo de acordo com a morfologia de ravinas e sulcos erosivos observada pelo Subprojeto Mapeamento de Habitat/Anexo 3 Marinho. As maiores concentrações de MPS no Ano 2 foram resultantes de um período chuvoso mais intenso que no Ano 1 e que no Ano 3 para todo centro-norte do Espírito-Santo e sul da Bahia (Mapas de Precipitação; Inmet, 2021). Entretanto, quando foram considerados os dados das campanhas do período seco do Ano 3 (campanhas de abril e julho 2021), foi observado um aumento generalizado da mediana do Ano 3 em relação às medianas dos Anos 1 e 2 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 7, 8 e 9*), como também encontrado nos subsetores Foz

Norte e Foz Sul. A exceção foi a estação DEG 01, que apresentou mediana maior no Ano 1 em relação ao Ano 3.

Já para o Setor Abrolhos, os resultados ao longo do PMBA/Fest-RRDM têm mostrado uma maior influência dos eventos hidrológicos dos rios que deságuam no próprio setor, em que aumentos das concentrações de MPS foram observadas durante ou logo após chuvas de moderada a forte intensidade terem ocorrido no centro–norte do Espírito-Santo e sul da Bahia (Mapas de Precipitação; Inmet, 2021). Eventos de ressuspensão também foram observados (Julho/2021), quando o MPS apresentou baixos teores de MO.

Os efeitos de eventos de mobilidade do sedimento de fundo na disponibilidade de sedimentos finos e poluentes para a coluna d'água, bem como na distribuição de *habitat* bênticos são amplamente reconhecidos na literatura (Wang et al., 2018; Agnesi et al., 2020), e, portanto, quantificá-los é de grande importância para o gerenciamento e monitoramento do ambiente marinho. Esses eventos de mobilidade ocorrem quando as tensões de cisalhamento são maiores que a tensão crítica de ressuspensão local, calculada, ao longo do PMBA/FEST-RRDM, a partir da média mensal da densidade úmida do sedimento superficial para cada setor analisado para esse indicador. No PMBA/Fest-RRDM, o potencial de mobilidade do sedimento de fundo é calculado para o mês de cada campanha para o setor Norte e subsetores Foz Norte, Foz Central e Foz Sul. Os Setores APA Costa das Algas e Abrolhos não apresentam amostras de densidade suficiente para a realização dessa análise.

A tensão crítica de ressuspensão local depende de fatores como, por exemplo, a composição mineralógica, o teor de água, a distribuição granulométrica e a atividade biológica (Grabowski et al., 2011), as quais foram avaliadas por meio de uma análise de correlação de Spearman com densidade úmida do sedimento superficial. Após a análise, foi encontrado que a densidade diminui com o aumento do teor de MO do sedimento superficial; com o aumento do teor de lama, silte e argila; e com a redução do teor do conjunto mineralógico de fases de ferro (IMS - *Iron Mineralogical Set*, volume total de magnetita, hematita, goethita, maghemita e grenalita). A relação encontrada da densidade úmida e da tensão crítica do sedimento superficial com os parâmetros teor de MO do sedimento superficial, D50 (mediana do tamanho do grão), e teores das frações sedimentares, areia, lama, silte e argila é de amplo conhecimento na comunidade científica (Grabowski et al., 2011), entretanto, a influência da composição mineralógica na erodibilidade do sedimento superficial permanece não clara e subentendida (Kilkie, 2017).

Ao longo dos dois primeiros anos do PMBA/Fest-RRDM (outubro de 2018 a março de 2020) foi encontrada uma redução da densidade superficial úmida em resposta aos eventos de cheia do Rio Doce (RT-36D/RRDM, 2020), com tendência de redução da densidade úmida do sedimento superficial no setor Norte e subsetores Foz Central e Foz Sul. O subsetor 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. Atualmente, ambas a influência da variação da composição mineralógica na erodibilidade do sedimento superficial e a tendência de aumento da densidade do sedimento superficial no setor Foz Sul estão sob investigação do grupo de Sedimentologia/Anexo 3

Marinho, visto que a porção rasa dos subsetores Foz Central e Foz Sul está inserida na região preferencial de deposição do sedimento exportado pelo Rio Doce (Quaresma et al., 2015), como evidenciado pela morfologia de fundo mais plana identificada pelo Subprojeto Mapeamento de Habitats/Anexo 3 Marinho, e o comportamento desse indicador é de grande importância na distribuição de *habitat* bênticos e na disponibilização de poluentes para a coluna d'água.

A partir dos resultados, foi observada uma tendência de aumento significativa ( $p$ -valor < 0,05) ao longo dos Anos 1 e 2 para o Setor Norte, com uma ausência de tendência ao longo do Ano 3. Para os subsetores da Foz do Rio Doce, tendências de aumento foram identificadas para os três setores ao longo dos Anos 1 e 2, sendo que somente no subsetor Foz Sul a tendência foi significativa ( $p$ -valor < 0,05). Para o Ano 3, nos três subsetores da Foz do Rio Doce o potencial de mobilidade apresentou tendência de aumento não significativa ( $p$ -valor > 0,05).

No geral, os maiores percentuais de mobilidade do sedimento superficial foram observados no período seco do Ano 3 para o setor Norte e subsetores Foz Norte e Foz Sul, e no período chuvoso do Ano 2 para o subsetor Foz Central (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 55 a 58*). Sazonalmente, foi observada uma redução do potencial de mobilidade no período chuvoso do Ano 3 quando comparado ao período chuvoso do Ano 2, para os três subsetores da Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 56 a 58*) e para o setor Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 55*). Essa redução do potencial de mobilidade ocorreu devido a um aumento da densidade do sedimento superficial (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 29, 30, 31 e 32*) e consequentemente da tensão crítica de ressuspensão, associado a uma redução da tensão de cisalhamento de fundo (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 11 e 12*), quando comparado ao período chuvoso do Ano 2. Desde que não houve coleta no período seco do Ano 2 em decorrência da Pandemia da COVID-19 (lacuna de coletas entre abril e novembro de 2020; identificada nas figuras do *Material Suplementar A3MSS1* como “gap”), somente é possível comparar o período seco do Ano 3 com o do Ano 1.

Em relação ao Setor Abrolhos, somente a estação ABR 01 apresentou coleta de material para a análise de densidade durante os três anos de coleta do PMBA/FEST-RRDM (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 28*). A redução da densidade nessa estação está relacionada ao aumento do aporte dos rios que deságuam na região. Já para o Setor APA Costa das Algas, tendências temporais ao longo dos Anos 1 e 2 foram ausentes ( $p > 0,05$ ) para ambas estações Rasas e Profundas. No Ano 3, somente houve coleta na estação CA 09 em julho de 2021.

A densidade do sedimento superficial também tem sido utilizada na identificação de fundos com lama fluida. Como discutido no Relatório Anual 2019 (RT-19C/RRDM, 2019), a lama fluida não é considerada um depósito propriamente dito e sim uma suspensão de elevada concentração (entre 700 e 1200 Kg/m<sup>3</sup>, aproximadamente) que pode ser facilmente remobilizada (Mehta, 2013; MacAnaly et al., 2007; Winterwerp e Van Kereste, 2004) e resultar na amplificação do processo de amortecimento de ondas e correntes (Mehta, 1991, 2013; Traykovski et al., 2000; Vinzon et al., 2009). Fundos com lama fluída foram identificados na região da Foz do Rio Doce em estudos prévios ao rompimento da Barragem de Fundão (Quaresma et al., 2015). Após o rompimento da Barragem de Fundão, em novembro de 2015,

fundos de lama fluída foram observados na região da Foz do Rio Doce, de forma que valores nunca antes registrados foram observados (densidade úmida  $\leq 1099 \text{ kg/m}^3$ ; Quaresma et al., 2020). Ao longo do PMBA/Fest-RRDM, fundos com lama fluída foram identificados no setor Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 61*), subsetores Foz Norte, Foz Central e Foz Sul (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 62*), e no setor APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 63*), com destaque para os subsetores Foz Central e Foz Sul, onde têm sido observado o maior número de observações de fundos com lama fluída. Na escala interanual, foi observado um aumento no número de observações de fundos com lama fluída no Ano 2 em relação ao Ano 1, com posterior redução no Ano 3 (*Material Suplementar A3MSS1, Figuras 61, 62 e 63*).

A presença do sinal do rejeito no sedimento de fundo tem sido avaliada com base no teor do conjunto mineralógico de fases de ferro (IMS), comparativamente aos valores de referência anteriores ao rompimento da barragem de Fundão (*backgrounds*) para as áreas estudadas. O IMS engloba o volume total de magnetita, hematita, goethita, maghemita e grenalita-T, encontrados em cada amostra (Orlando et al., 2020). Além disso, também é considerada a composição mineralógica obtida a partir da análise de difratometria de raios-X convencional. A evolução espaço-temporal do sinal de rejeito ao longo dos três anos de PMBA/Fest-RRDM está em concordância ao padrão de longo-prazo do transporte de sedimento na região marinha adjacente à foz do Rio Doce (Quaresma et al., 2021), com os maiores volumes observados na porção rasa dos subsetores Foz Norte e Foz Central. Juntamente com a fração lamosa, o material oriundo da Barragem de Fundão apresenta direção preferencial de transporte para norte/nordeste, sendo transportado preferencialmente em batimetrias inferiores a 20 m, a partir da Foz do Rio Doce.

Apesar do tempo decorrido (novembro de 2015 a setembro de 2021), os dados mostram que além das concentrações do IMS nos subsetores da Foz do Rio Doce não apresentarem redução de seus valores (análise comparativa com dados pré-rompimento; *Material Suplementar A3MSS1, Figuras 56 a 58*), foi identificada uma tendência de aumento significativa ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) do teor de IMS no subsetor Foz Central. Ademais, a manutenção de um patamar dinâmico do teor de IMS no sedimento na região próxima à foz do Rio Doce (estação SD 01) e nas estações do subsetor Foz Norte (*Material Suplementar A3MSS1, Figura 56*) indica que o material que chega à foz apresenta um regime de fluxo contínuo. Destaque deve ser dado à estação SD 05, que apresentou pela primeira vez o indicativo da presença do sinal do rejeito no Ano 3 (julho de 2021).

Dados observados 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) apresentam 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 da segunda campanha 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 3, 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-RRDM. 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 A8S2, 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 A8S2, Figura 2*).

Ao contrário do modelo binário, clássico, utilizado inicialmente pelo Anexo 8 (Fest-RRDM), 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 A8S2, Figura 2*). 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 A8S2, Figura 3*). 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 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 A8S2, Figura 4*). 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 Anexo 8, 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 A8S2, Figura 5*). 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 A8S2, Figura 6*). 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.

A presença do rejeito no ambiente marinho, dependendo de sua quantidade, pode alterar a qualidade da água e dos sedimentos. Neste sentido, o PBMA/Fest-RRDM realiza análise hidrogeoquímica em todo 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, ácidos graxos, contaminantes emergentes, poluentes orgânicos e pesticidas) ao longo da Plataforma Continental enquanto são discutidas suas relações com a hidrodinâmica e interação biótica local.

Nos resultados obtidos pelo Subprojeto de Hidrogeoquímica (Anexo 3) do PMBA/Fest-RRDM destaca-se a ocorrência de nitrogênio amoniacal em níveis acima dos dados pretéritos para toda a malha amostral do período seco do Ano 1 (de abril a setembro de 2019), condição esta atribuída a ressuspensão do sedimento em virtude do aumento da energia por ventos e ondas neste período (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 5, 13, 21 e 28*), o que favorece a reciclagem de nutrientes e a produção regenerada por algas não silicosas. Por outro lado, o aumento significativo da vazão no período chuvoso do Ano 2 (2019/2020) promoveu um importante incremento de sílica dissolvida (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 1, 9, 17 e 25*), fazendo com que este nutriente fosse menos limitante neste Ano e possibilitando a produção primária nova por diatomáceas e demais grupos fitoplanctônicos, análise esta que depende do tempo resposta entre as campanhas amostrais. Nos dados do Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM ressalta-se a diminuição significativa nas concentrações de nutrientes na campanha 01-21 (período chuvoso) em todos os setores, exceto para n-amoniacal, que aumentou e apresentou as maiores concentrações entre os períodos chuvosos nos setores Norte (máx. 3,99  $\mu\text{mol/L}$ ) e Abrolhos (máx. 3,4  $\mu\text{mol/L}$ ) (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 5 e 13*). As vazões medidas no Rio Doce entre 12-20 e 01-21 estiveram dentro dos valores médios para a bacia (aproximadamente 1500  $\text{m}^3/\text{s}$ ) em período chuvoso. É possível que a redução dos nutrientes disponíveis na região marinha na campanha 01-21 tenha ocorrido devido ao consumo pelo fitoplâncton, uma vez que foi observado o aumento na densidade destes produtores primários no Ano 3, incluindo as diatomáceas, que podem ser responsáveis pela diminuição do teor de sílica dissolvida vinda do rio em condições normais de vazão. Há o aumento nas concentrações dos nutrientes no período seco do Ano 3, quando a vazão e a turbidez do rio estavam muito baixas, indicando que este aumento tenha ocorrido por reciclagem dos nutrientes na plataforma continental.

Os períodos chuvosos dos três Anos monitorados são diferentes estatisticamente para todos os nutrientes, em todos os setores, e o Ano 3 é o que apresenta as menores medianas para todos eles (Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ). Já entre o período seco do Ano 1 e do Ano 3 a diferença estatística é menor e apenas o n-amoniacal e a sílica foram significativamente diferentes para todos os setores, sendo que a mediana foi maior para o n-amoniacal no Ano 1 e maior para a sílica no Ano 3 (Mann-Whitney,

$p > 0,05$ ). Em relação as relações inorgânicas entre nitrogênio, fósforo e sílica (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 8, 16, 24 e 31*), houve uma maior limitação em nitrogênio e fósforo em relação a sílica reativa dissolvida para todos os setores.

Como descrito anteriormente na Síntese Integrativa entre ambientes do Relatório Anual 2020 (RRDM, 2020a), as principais respostas da especiação do fósforo no sedimento ao longo do PMBA/Fest-RRDM foram relativas as frações ligadas aos óxidos de Fe (III) cristalinos e amorfos. Notou-se a presença de P associado a Fe cristalino ao longo do Ano 1 em todos os setores monitorados, porém no Ano 2 as espécies de P estavam majoritariamente ligadas a fração de óxidos de Fe amorfos e presentes apenas no setor da Foz e na APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 32 a 36*). 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 durante o Ano 1 podem indicar o aporte e/ou remobilização do material semelhante ao da Barragem de Fundão na plataforma (QUEIROZ et al., 2020). Os óxidos amorfos seriam, portanto, um material mais reativo trazido pelo Rio Doce ou remobilizado na plataforma continental, que pode ser um subproduto dos óxidos cristalinos originários do rejeito, como sugere Queiroz et al. (2020). 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. Portanto, deve-se considerar também um retrabalhamento destas espécies pela mobilização do fundo marinho e transformação em fase mais reativa (amorfa). Na presente análise evolutiva que compreende o Ano 3 do monitoramento, houve o aumento significativo de fósforo ligado aos óxidos de Fe (III) cristalino (redutível) nas campanhas 12-20, 01-21 e 02-21 em relação ao período chuvoso anterior (2019/2020) (*Material Suplementar A3MHS2, Figuras 32 a 36*). A presença destes óxidos cristalinos também foi observada no Ano 1, o que pode indicar uma ciclagem de um material com características semelhantes ao rejeito na região marinha, seja por aporte recente ou ressuspensão. Houve a presença de P ligado a óxidos de Fe (III) amorfos em Abrolhos no Ano 3, que não havia sido registrado anteriormente (*Material Suplementar A3MHS2, Figura 32*). Um fator de destaque no Ano 3 é a maior representatividade das frações de fósforo ligadas a óxidos de ferro tanto redutível, quanto amorfos, no conteúdo total de fósforo no sedimento de praticamente todos os setores e campanhas tanto no período seco, quanto chuvoso, sugerindo maior fonte deste metal na plataforma continental. Além disso, houve o aumento do conteúdo de ortofosfato na água intersticial na maioria dos setores, indicando maior labilidade do fósforo presente no sedimento no Ano 3. A especiação do fósforo no sedimento funciona como traçador indireto da presença do rejeito de minério de ferro no ambiente marinho.

No Setor Abrolhos as concentrações lábeis médias determinadas no período seco do Ano 3 (07-21) foram:  $Fe_{\text{lável}} = 2,32 \pm 0,75$ ,  $Al_{\text{lável}} = 1,40 \pm 2,21$  e  $Zn_{\text{lável}} = 2,47 \pm 2,18 \mu\text{g L}^{-1}$ . Além disso, ocorreu a detecção de  $Ni_{\text{lável}}$  em concentração média de  $0,93 \pm 0,18 \mu\text{g L}^{-1}$ . Em comparação a campanha equivalente do Ano 1 (04-19) as concentrações médias registradas foram:  $Fe_{\text{lável}} = 1,31 \pm 1,01$ ,  $Al_{\text{lável}} = 0,60 \pm 0,70$  e  $Zn_{\text{lável}} = 2,97 \pm 3,09 \mu\text{g L}^{-1}$ . Considerando o comparativo entre o Ano 3 e Ano 1 não foram verificadas diferenças significativas (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). No setor Norte, ocorreu incremento da

concentração lábil de  $Fe_{\text{lábil}}$  e  $Al_{\text{lábil}}$  no Ano 3 e menores médias para  $Zn_{\text{lábil}}$  (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ) (Tabela 2 - A3MHS2). As concentrações médias determinadas foram  $Fe_{\text{lábil}} 4,89 \pm 4,79$ ;  $Al_{\text{lábil}} 6,00 \pm 3,68$  e  $Zn_{\text{lábil}} 2,86 \pm 3,14 \mu\text{g L}^{-1}$ .

No setor Foz, considerando os períodos de seca, ocorreu incremento da concentração lábil de Fe e Zn, ambos no Ano 3. As concentrações médias determinadas foram  $Fe_{\text{lábil}} 6,05 \pm 7,43$  e  $Zn_{\text{lábil}} 4,63 \pm 3,08 \mu\text{g L}^{-1}$  (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). Esse aumento de concentração das espécies lábeis de Fe e Al, coincide com a diminuição da salinidade no setor no Ano 3 (Figura 5), indicando a maior presença de água do Rio Doce e material particulado em suspensão.

Na APA/RVS Costa das Algas no período de seca do PMBA/Fest-RRDM – Ano 2 (04-19) os valores de concentrações médias de  $Fe_{\text{lábil}}$ ,  $Al_{\text{lábil}}$  e  $Zn_{\text{lábil}}$  atingiram os valores de 11,31; 22,26 e 2,45  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Estes foram superiores aos valores registrados no PMBA/Fest-RRDM – Ano 3 (04-21) (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). A amostragem de 04-19 coincide com o aumento da turbidez (NTU) das águas na região, o que pode favorecer o aumento da concentração dos metais na fração dissolvida. As menores concentrações de  $Zn_{\text{lábil}}$ , como já relatadas (RRDM, 2020a), podem estar relacionadas ao processo de metal na deposição da frústula de silicato em diatomáceas, e sua remoção da coluna d'água pode estar associado à absorção por esse grupo fitoplanctônico.

Em Abrolhos, elementos 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. Contudo, ainda menores que o período seco do ANO 1, exceto Fe. 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. 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.

Os setores Norte e Foz apresentaram uma tendência de aumento das concentrações de quase todos os elementos nas frações particulada e sedimentar (exceto Cu e Hg) quando comparada as últimas campanhas antes da paralisação das coletas causadas pela COVID-19, com os níveis de concentrações no material particulado mais altos encontrados até o presente momento do monitoramento. O setor APA/REVIS 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, 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 3 tem apresentado um aumento da concentração desses elementos na fração particulada e 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), notou-se, ao longo dos 3 Anos do PMBA/Fest-RRDM, que a maior frequência de ocorrência de assinaturas coerentes com um material



impactado pela mineração e divergentes do *background* natural ocorrem no Setor da Foz do Rio Doce, tanto para o MPS, quanto para o sedimento, e em períodos secos e chuvosos. O Setor Norte também apresenta assinatura compatível com fontes do rejeito de mineração para algumas campanhas ao longo dos 3 anos de monitoramento e para ambas as matrizes (MPS e sedimento) e estações (secas e chuvosas). Foi possível mapear, por meio dessa ferramenta, a ocorrência de fontes de mineração no sedimento no Setor Abrolhos em 01-20 (período chuvoso do Ano 2, após as maiores vazões registradas no monitoramento) e no setor APA Costa das Algas/RVS Santa Cruz, tanto no MPS (01-19 e 01-20, períodos chuvosos), quanto no sedimento para períodos secos e chuvosos, ambas regiões de relevante interesse ecológico. Dos 3 anos monitorados até o momento, o Ano 3 é o que possui as menores frequências de assinaturas dos ETR que sugerem fontes relativas à mineração. A ocorrência de assinaturas coerentes com o rejeito de minério no ambiente marinho é dada tanto pelo aporte recente de sedimento pelo Rio Doce, quanto pela ressuspensão do material depositado na plataforma continental no decorrer dos anos. A variabilidade observada pelos padrões de distribuição dos ETR no MPS e no sedimento, que nem sempre estão correlacionados ao material impactado por mineração, ressalta a complexidade da dinâmica sedimentar na plataforma continental estudada.

Os dados compilados aqui apresentaram uma tendência de diminuição nas concentrações de compostos orgânicos nitrogenados (aminas) em amostras de água em todos os setores. Nas campanhas do Ano 3, os níveis de concentração reduziram significativamente, atingindo a concentração máxima de 0,10 µg/L nas amostras da Foz do Rio Doce. Estes valores são muito inferiores quando comparados ao período chuvoso do Ano 2 (10-19 a 02-20), 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 em decorrência do regime de chuvas registrado na época, influenciando também no aporte proveniente do Rio Doce devido ao aumento significativo de vazão. Comparando estes resultados com os dados das campanhas realizadas nos períodos chuvosos anteriores, verifica-se um perfil de estabilidade dos níveis de concentração de aminas, com tendência de diminuição em grande parte dos setores monitorados. Tal redução pode ser relacionada a um possível efeito de diluição na dispersão de material advindo do Rio Doce em períodos de maior vazão ou de maior pluviosidade, ou ainda decorrente da atenuação da fonte estoque de aporte destes contaminantes provenientes do Rio Doce e da plataforma adjacente atingida pelo rompimento da barragem. Ainda que menores, os níveis de concentração remanescente destes compostos, denotam a recalcitrância destes contaminantes provenientes da lama de rejeito de minério de ferro, sendo ainda remobilizados e disponibilizados para o ambiente.

Quanto aos níveis de concentração de hidrocarbonetos alifáticos totais detectados em amostras de água do setor Abrolhos, verificou-se aumento durante o período seco do Ano 3, atingindo o máximo de 70,52 µg/L e diminuição durante o período chuvoso (máximo de 6,07 µg/L), ou seja, muito inferiores aos observados durante do Ano 1 (17,85 µg/L – superfície e 10,19 µg/L - fundo). Ainda neste relatório, também foram observadas elevações nos níveis de concentração destes compostos no setor Norte, em quase todos os pontos amostrais, durante o período seco. No período de chuva, os valores

permaneceram inferiores aos detectados para o Ano 1. Para as amostras coletadas no setor Foz do Rio Doce durante o Ano 3, 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 12-20 a 02-21, 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). Durante o período seco do Ano 3 (07-21) altas concentrações de hidrocarbonetos alifáticos também foram registradas no Setor Norte (666,28 µg/L).

Em relação aos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), durante o Ano 3 mantiveram o perfil de aumento de concentração nas amostras de água coletadas no período chuvoso, como vinha sendo observado no Ano 2. As concentrações atingiram máximos de 331,58 ng/L (01-21), 325,46 ng/L (12/20) e 112,67 ng/L (02-21) para os subsetores Foz Norte, Central e Sul, respectivamente. Dessa forma, os resultados mantêm o comportamento de dispersão destes contaminantes em função do regime de chuvas. Nesse contexto, correlaciona-se o incremento nos níveis de concentração durante estes períodos ao transporte de material continental, bem como em função de uma maior precipitação de material atmosférico contribuindo para o aumento de HPAs. A influência do período chuvoso na dispersão destes contaminantes também foi observada durante as campanhas de 12-20 a 02-20. Neste período, as concentrações de HPA em amostras de água da Foz do Rio Doce atingiram os valores máximos registrados durante todo o PMBA (420,32 ng L<sup>-1</sup>).

Com relação a matriz sedimento, as concentrações de HPA observadas durante o Ano 3, na maioria dos setores, se mantiveram inferiores quando comparadas aos valores anteriormente observados, tanto nos períodos seco quanto chuvoso. A exceção deste padrão de diminuição nas concentrações ocorre nos pontos amostrais do setor Foz do Rio Doce. Neste setor as concentrações mantêm o perfil de distribuição e concentração anteriormente registrados nas campanhas de período chuvoso com valores muito superiores a dados pretéritos ao PMBA/Fest-RRDM. No período chuvoso do Ano 3, as concentrações máximas novamente ultrapassaram os dados pretéritos, atingindo máximos de 3685,57 ng/g (Foz Norte: 03-21), 1518,97 ng/g (Foz Central: 03-21) e de 3162,23 ng/g (Foz Sul: 03-21). Níveis superiores aos dados pretéritos também foram observados durante o período seco, com máximos de 4838,76 ng/g (Foz Norte: 04-21), 1930,88 ng/g (Foz Central: 04-21) e de 2942,06 ng/g (Foz Sul: 03-21). Assim, com base nestes resultados e em comparação com os dados pretéritos, deve-se atentar quanto a importante contribuição continental advindo 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 durante os períodos chuvosos em todos os setores. O aumento significativo observado nas

campanhas de 12-20 a 02-21 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 resultados do período chuvoso de 2019-2020.

Dentre os esteróis, observou-se uma maior contribuição relativa dos estanóis, em especial o estigmastanol. Esse esterol sugere fontes autóctones referente a diatomáceas e principalmente matéria orgânica oriunda de outros organismos fitoplancônicos. Em ambientes marinhos, esteróis saturados podem ser associados às mesmas fontes dos homólogos insaturados, assim é comum encontrar a presença de estanóis e seus homólogos insaturados (estigmasterol como exemplo, que indica o aporte terrígeno). Entretanto, mesmo nos pontos mais próximos à foz, as concentrações de esteróis insaturados de origem terrígena são inferior aos estanóis, o que indica que os estanóis em maior abundância possam ocorrer por processos da diagênese como produto de hidrogenação dos esteróis insaturados, havendo assim uma maior degradação dos esteróis alóctones e uma reciclagem do material autóctone com maior facilidade.

Em relação aos ácidos graxos totais (AGt), foram observados perfis de aumento nas concentrações nas amostras de água e sedimento de todos os setores durante o Ano 3. As maiores concentrações foram observadas no setor da Foz do Rio Doce. A concentração máxima de AGt em água foi de 370,72 ug/L no subsetor Foz Norte, enquanto na Foz Central e Foz Sul foram 80,24 ug/L e 292,89 ug/L, respectivamente. Para sedimento, as concentrações apresentaram durante o período chuvoso aumento significativo em relação às campanhas anteriores, em especial nos subsetores Foz Central e Foz Sul na campanha de 12-20, alcançando níveis de 72,995 µg/g e 114,22 µg/g, respectivamente.

Esta elevação dos níveis AGt, registrada durante o Ano 3, 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.

Os contaminantes emergentes foram detectados e quantificados em amostras de água com uma maior frequência no Ano 3, quando comparado com o Ano 2. Isso pôde ser observado nas campanhas 04-21, 05-21, 06-21, 07-21, 08-21 e 09-21 que compreendem o período de seca nas regiões amostradas. O composto estrona foi determinado entre 2,19 e 7,08 ng/L no setor Foz do Rio Doce apenas na campanha 07-21. O composto nonifenol foi determinado entre 3,86 e 18,07 ng/L, majoritariamente, nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas durante as campanhas 05-21 a 07-21. O analito bisfenol A foi determinado na faixa de 2,55 a 65,54 ng/L nos setores Norte, Foz do Rio Doce e APA

Costa das Algas nas campanhas 05-21 a 07-21. O triclosan foi determinado na faixa de 5,87 e 31,95 ng/L nos setores Abrolhos, Norte, Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas nas campanhas 04-21 a 09-21. A concentração do octilfenol variou entre 1,69 e 43,53 ng/L nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas, majoritariamente nas campanhas 04-21, 05-21 e 08-21. O nível de concentração do composto coprostanol variou entre 10,76 e 50,09 ng/L nos setores Norte e Foz do Rio Doce, majoritariamente nas campanhas 07-21 e 09-21. O 17- $\beta$ -estradiol foi determinado apenas no setor Foz do Rio Doce entre 5,51 e 5,84 ng/L durante a campanha 09-21. Esses incrementos nas concentrações dos analitos podem estar relacionados ao transporte de rejeitos de lama que foram observados em todos os setores durante o período chuvoso. Uma vez que os contaminantes emergentes apresentam considerável persistência no ambiente, associado às deficiências no sistema de tratamento de esgoto bem como ao lançamento direto de esgoto nos corpos hídricos é possível justificar a presença desses compostos no ambiente.

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) Bifenilas policloradas (PCBs) e os pesticidas organoclorados (POCs) DDTs, HCHs, Dieldrin e Heptacloro têm sido recorrentes nos três anos de PMBA/Fest-RRDM, principalmente nos sedimentos dos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MHS4, Tabelas 1 a 12*; RT-19B/RRDM 2019, RT-36D/RRDM 2020; RT-37/RRDM 2021), sendo DDTs (DDT e seus metabólitos DDD e DDE) o contaminante organoclorado de maior preocupação. Em sedimento, DDTs continuam sendo registrados em concentrações superiores aos níveis pré-rompimento (*Material Suplementar A3MHS4, Figura 7*) e, tanto em sedimento como em água, se destaca por ser o pesticida organoclorado com: i) maior frequência de ocorrência nas amostras; ii) maiores concentrações em água e sedimento; iii) com registros de valores excedentes aos limites máximos permitidos nas resoluções CONAMA 454/12 e 357/05 (RT-19B/RDM 2019 e RT-36D/RRDM 2020) e; iv) com coeficiente de risco (HQ) indicando risco moderado a alto na maioria das amostras em que DDTs foram detectados (*Material Suplementar A3MHS4, Tabelas 1 a 12*). Em geral, a queda de frequência de ocorrência, concentrações e variedade de POPs relatada no RRDM 2020, RT-36D; RRDM 2021, RT-37 para os Setores Abrolhos, Norte e Foz do Rio Doce (em água e sedimento) é descartada após a inclusão dos resultados do Ano 3, sendo observado aumento desses parâmetros do Ano 2 para o Ano 3, retornando a níveis similares ao observado no Ano 1. Por outro lado, no Setor APA Costa das Algas ocorre declínio de *p,p'*-DDTs em água desde o Ano 1 (Ano 1 > Ano 2 > Ano 3), e aumento das concentrações em sedimentos no Ano 3 (Ano 1 = Ano 2 < Ano 3), sugerindo queda no fluxo de introdução de DDTs via Rio Doce, mas crescente acúmulo destes contaminantes nos sedimentos.

A variação espaço temporal de risco ambiental (seguindo o parâmetro coeficiente de risco – HQ) segue a variação espaço temporal das concentrações de DDTs, com os setores Norte e Foz do Rio Doce com HQ predominantemente indicativo de risco moderado a alto para água e sedimento. Os pontos de maiores HQ (e concentrações de DDTs) são caracterizados também pelos maiores valores de % lama em sedimentos, indicando influência do padrão granulométrico na distribuição espacial de DDT, em que setores de granulometria mais fina apresentaram cenário de contaminação e alto risco ambiental

em relação a DDTs (*Material Suplementar A3MHS4, Figuras 1 a 6*). Essa relação é corroborada pela alta e significativa correlação positiva entre  $\sum$  DDTs e % lama nos Setores Norte ( $p = 0,56$ ,  $p < 0,01$ ) e Foz do Rio Doce ( $p = 0,70$ ,  $p < 0,01$ ).

Com relação aos critérios estabelecidos para a qualidade da água, observou-se uma melhora quanto aos níveis de nutrientes inorgânicos dissolvidos no período chuvoso do Ano 3, com redução da frequência de ocorrência de amostras acima dos valores pretéritos para ortofosfato, nitrito, nitrato e silício em todos os setores considerados (*Material Suplementar A3MHS5, Figura 9*). Em relação ao n-amoniacal, cerca de 100 % das amostras coletadas no período chuvoso do Ano 3 apresentaram níveis superiores às condições pré-desastre nos setores Abrolhos e Norte. Para o setor Foz do Rio Doce, essa frequência foi inferior a 50 %, seguindo o padrão observado para os períodos chuvosos de 2019 e 2020 (Ano 1 e Ano 2 do PMBA/Fest-RRDM, respectivamente) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 2, Figura 9*).

No período seco do Ano 3 (04-21 a 09-21), destaca-se o incremento significativo na frequência de amostras acima dos níveis pretéritos para silício reativo nos setores Abrolhos, Norte e Foz do Rio Doce; enquanto houve redução do percentual para os demais nutrientes (ortofosfato, nitrito e nitrato), quando comparados à condição seca do Ano 1 (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 2, Figuras 1 a 9*). A degradação da qualidade para silício também foi marcante no período chuvoso do Ano 2, alcançando 5 vezes de incremento em relação aos dados pretéritos para 74 % das amostras no setor Norte e 6 vezes em 73 % das amostras no setor Foz do Rio Doce. Esse nutriente mostrou, então, aumento em suas concentrações tanto em períodos de vazão extrema (condições de inundação no Ano 2; vazão máxima de  $5179,1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  em janeiro de 2020), quanto no período seco do Ano 3, cujas campanhas anteriores foram marcadas pelo aumento significativo na densidade de diatomáceas (*Subprojeto Fitoplâncton*). Dessa forma, as fontes principais de silício devem transitar entre o aporte continental de formas litogênicas e a ciclagem interna de silício biogênico, a partir da redissolução das carapaças silicosas de diatomáceas depositadas no fundo após a senescência (LOUCAIDES et al., 2008). A redistribuição da forma biogênica do sedimento para a coluna d'água durante o período seco do Ano 3 é também favorecida pelo aumento significativo da altura de ondas (*Subprojeto Modelagem Numérica – Anexo 3 Marinho Fest-RRDM*) e intensificação dos eventos ressuspensivos. Além dos processos naturais descritos, destaca-se o possível aporte de silício por fontes antropogênicas, incluindo o rejeito de minério de Ferro, tendo em vista sua associação direta com os impactos decorrentes do rompimento da barragem na porção estuarina do Rio Doce (COSTA et al., 2021).

Também foi observado um decréscimo da frequência de metais dissolvidos em concentrações acima dos critérios de qualidade utilizados (NOAA) durante o período chuvoso do Ano 3 (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 4, Figuras 10 a 21*). Em termos comparativos, no período chuvoso do Ano 2, o metal Ni dissolvido apresentava-se em condição crônica em 51 % das amostras para o setor Foz do Rio Doce, enquanto no período chuvoso do Ano 3, 100 % das amostras ocorreram em níveis normais (abaixo dos limites agudo e crônico) para esse metal nos setores Norte, Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 4; Figuras 6, 11 e 16*). Houve o aumento de amostras em níveis



crônicos para Fe dissolvido no período chuvoso do Ano 3, mas com baixa frequência de ocorrência (máximo de 33 % em Abrolhos) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 4, Figuras 10 a 21*). Para o setor APA Costa das Algas, no entanto, observou-se níveis crônicos de Pb em 64 % das amostras de superfície na campanha 01-21, condição não registrada anteriormente para esse setor ao longo de todo o PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 4*).

Para metais dissolvidos, as condições mais degradadas ocorreram durante os períodos secos do Ano 1 (04-19 a 09-19) e Ano 3 (04-21 a 09-21), com níveis crônicos para As, Co, Cu, Fe, Hg e Ni predominando nos setores Abrolhos, Norte, Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas; além de concentrações acima dos limites agudos estabelecidos pelo NOAA para As, Cu, Fe e Hg no setor APA Costa das Algas na campanha de 04-21 (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 4*). Dessa forma, os resultados observados para a qualidade da água em termos de metais dissolvidos mostraram um padrão similar ao que foi identificado para as condições de vazão correspondentes dos Ano 1 e 2. Os períodos de maior vazão do Rio Doce foram marcados pelo decréscimo das concentrações de metais dissolvidos (embora ocorra aumento na fração particulada, conforme descrito nos resultados de metais no MPS); enquanto o período seco mostra a deterioração da qualidade da água associada ao aumento das concentrações de metais dissolvidos (principalmente Co, Ni, Cu e Fe). Durante o período seco, os menores níveis de vazão do Rio Doce ocorreram em associação ao incremento na altura de ondas; enquanto eventos de ressuspensão do material sedimentar fino e das nanopartículas de óxidos-hidróxidos de Fe(III) provocaram a disponibilização de metais do sedimento para a coluna d'água (Longhini et al., 2022). Ressalta-se, no entanto, uma melhora temporal nos padrões de qualidade para metais dissolvidos, entre os períodos chuvosos do Ano 1 (2018/2019), Ano 2 (2020) e Ano 3 (2020/2021).

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 3 (12-20 a 02-21), o que também ocorreu para o período chuvoso do Ano 1 (11-18 a 03-19), e períodos secos do Ano 1 (04-19 a 09-19) e Ano 3 (04-21 e 05-21). A degradação da qualidade para HPAs na coluna d'água ocorreu durante o período chuvoso do Ano 2 (10-19 a 03-20), 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 A3MHS4, Tabela 5*). No período chuvoso do Ano 2, as concentrações desses contaminantes orgânicos foram positivamente correlacionadas à vazão do Rio Doce, sugerindo novos aportes de HPAs por descarga fluvial em resposta aos eventos de inundação marcantes nesse período (Longhini et al., 2022).

A análise da qualidade de sedimentos para metais e arsênio (As) baseada no índice *Sediment Quality Guideline* (SQG-q Metais) para o período chuvoso do Ano 3 mostrou o aumento da frequência de ocorrência de amostras classificadas como **moderadamente impactadas** em comparação ao período chuvoso do Ano 2 (de 17 % para 67 % no setor Abrolhos; de 58 % para 100 % no setor Norte; de 48 % para 90 % na Foz do Rio Doce e de 31 % para 100 % na APA Costa das Algas), configurando

degradação da qualidade do sedimento (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 7, Figura 33, Figuras 34 a 38*). No setor Norte, a qualidade alterou de **não impactada** em 01-20 para **moderadamente impactada** em 01-21 para a região de Itaúnas, enquanto foi observada uma melhora da qualidade em Conceição da Barra. Nas regiões de Degredo, Barra Seca e Barra Nova, a condição manteve-se como **moderadamente impactada** (*Material Suplementar A3MHS5, Figura 33*). Com relação ao setor Foz, ocorreu, predominantemente, degradação da qualidade para metais e As em 12-20 e 01-21, em relação às campanhas correspondentes 12-19 e 01-20 para todos os subsetores avaliados (*Material Suplementar A3MHS5, Figuras 33 e 37*). Os metais que mais contribuíram para essa condição foram As, Cr e Ni (setor Norte); As, Cr, Ni, Pb e Zn (setor Foz do Rio Doce); As, Cr, Ni e Pb (APA Costa das Algas) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 6*).

No período seco do Ano 3 (04-21 a 09-21) também foi observado um aumento do percentual de ocorrência de amostras classificadas como **moderadamente impactadas**, em comparação ao período seco anterior (04-19 a 09-19) (e.g. de 50 % no Ano 1 para 89 % no período seco do Ano 3 para o setor Norte) (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 7*), marcando uma degradação temporal da qualidade e do sedimento. Considerando a análise integrada das condições hidrodinâmicas, em termos de vazão e energia de ondas nos diferentes períodos considerados, observa-se o seguinte padrão quanto às variações da qualidade do sedimento: degradação no período chuvoso do Ano 1 (11-18 a 03-19), que é intensificada no período chuvoso do Ano 3 (12-20 a 02-21); melhora no período chuvoso do Ano 2 (10-19 a 03-20) e nos períodos secos do Ano 1 (04-19 a 09-19) e Ano 3 (04-21 a 06-21), embora tenha havido um aumento temporal da degradação em qualquer condição entre o Ano 1 e Ano 3. A melhora no período chuvoso do Ano 2 pode ser explicada pelo aumento das forças hidrodinâmicas na plataforma continental provocado pela combinação do aumento da vazão do Rio Doce com o incremento da energia de ondas no mesmo período, resultando em transporte advectivo do sedimento (e metais a ele associados) para áreas externas do delineamento amostral (Longhini et al., 2022). Nos períodos secos, em contrapartida, ocorre a melhora da qualidade a partir da maior disponibilidade desses metais no sedimento por processos de redução dos óxidos-hidróxidos de Fe e redistribuição/transferência dos elementos para a coluna d'água por eventos ressuspensivos (Longhini et al., 2022).

O índice SGQ-q HPAs para o sedimento mostrou condições **não impactadas** em todos os setores e campanhas realizadas nos períodos chuvosos do Ano 1 e do Ano 3, com frequência de ocorrência de 6 % da classe **moderadamente impactada** no período chuvoso do Ano 2. As piores condições para SGQ-q HPAs foram associadas aos períodos secos. No Ano 1 (04-19 a 09-19), 21 % das amostras foram classificadas como **moderadamente impactadas** na Foz do Rio Doce, enquanto 7 % ocorreram em níveis **elevadamente impactados** na APA/RVS Costa das Algas; já no período seco do Ano 3, a classe **moderadamente impactada** ocorreu para 22 % das amostras no Setor Norte 38 % na Foz do Rio Doce (*Material Suplementar A3MHS5, Tabela 8, Figuras 34 a 38*). Esses resultados evidenciam o aumento temporal desses contaminantes entre o período seco do Ano 1 e Ano 3.

Como pode ser observado, após o rompimento da barragem, o ambiente marinho sofreu uma fertilização em relação aos nutrientes e metais, favorecendo 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 *et al.*, 1997; Tenenbaum *et al.*, 2006; CEPEMAR, 2011; 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; RT19F/RRDM, 2019, página 65, Figura 46).

Em seguida, iniciou-se um período de impacto crônico sobre a comunidade, o qual se mantém até o momento presente. Nesse estágio, 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-RRDM e do próprio PMBA/Fest-RRDM. 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, 2018; RT19F/RRDM, 2019; RT-36D/RRDM, 2020b). Durante o PMBA/Fest-RRDM é nítido que há uma contribuição do material transportado para a foz do Rio Doce na atenuação da luz, RFA – radiação fotossinteticamente ativa, pois os maiores valores do coeficiente de atenuação da luz -  $K_d$  (RFA) - se localizam nesta região; mas também há contribuição da ressuspensão de sedimentos junto ao fundo. 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 (RT-36D/RRDM, 2020b).

Ademais, os valores de  $K_d$  (RFA) não apresentaram diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre os três anos monitorados. Em contrapartida, os valores de  $K_d$  (RFA) apontaram diferença significativa entre as campanhas amostradas ( $p < 0,05$ ), com destaque para as campanhas de 04-21 e de 06-21, ambos no período seco. Estes meses se distinguiram da maioria das outras campanhas por terem valores médios maiores para  $K_d$  (RFA), que podem estar relacionados à ressuspensão dos sedimentos e aumento de

turbidez próximo ao fundo no período seco, que foi marcado pelos eventos de maior energia de ondas (Subprojeto Modelagem Numérica – Anexo 3 Marinho Fest-RRDM; RT-36D/RRDM, 2020b). Essas alterações na penetração 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.*, 2005; Ohkubo; Chen *et al.*, 2019; Bižić *et al.*, 2020).

No Setor da Foz, o teste de Kruskal-Wallis detectou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre o Ano 2 (média de 0,352) e Ano 3 (média de 0,375), com destaque para a amostra da estação extra SDPd 02, coletada dentro da pluma de rejeitos logo após a campanha semestral de 2021 em que se observou valores baixos de eficiência fotossintética. Além disso, as estações de amostragem localizadas sob a influência da pluma do Rio Doce apresentaram alta concentração de material em suspensão, como ocorreu na estação SD 01 (Campanha Emergencial de 28 de janeiro de 2020) e amostra da estação extra SDPd 02 (08 de janeiro de 2021), tais amostras apresentaram redução acentuada da eficiência fotossintética (RT-36D/RRDM, 2020b). A redução da eficiência fotossintética pode ser atribuída à grande quantidade de sedimentos em suspensão, que limitaria a penetração de luz e causaria o comprometimento severo da eficiência fotossintética (Berges e Falkowski, 1998) e a sedimentação de organismos maiores. A redução poderia se dar também pela toxicidade de componentes em suspensão disponíveis às células do fitoplâncton (Iluz e Dubinsky, 2013). No entanto, os dados químicos do Subprojeto Hidrogeoquímica – Anexo 3 Marinho Fest-RRDM não corroboram esta segunda hipótese, pois os valores dos poluentes não foram mais altos quando comparados àqueles valores observados nas outras campanhas (RT-36D/RRDM, 2020b).

Ao longo dos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, 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 quando comparadas aos dados pretéritos e da literatura (Bandeira, 2016; Penha, 2017). Ademais, as diatomáceas que se tornaram mais expressivas nas campanhas do período chuvoso do Ano 3, apresentaram menores contribuições no período seco deste Ano. No subsetor Foz central não foi observado um padrão na evolução temporal para a clorofila-*a* e clorofila ativa porém um padrão espacial de concentrações de pigmentos maiores nas estações próximas à desembocadura do Rio Doce, diminuindo com o afastamento da costa foi observado (RT19F/RRDM, 2019; RT-36D/RRDM, 2020b; RRDM, 2021).

No Ano 3, ocorreram os maiores picos de densidade numérica nos subsetores Foz Norte e Foz Sul do Rio Doce. 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. As densidades do Setor Norte não apresentaram diferença significativa ( $p > 0,05$ ) ao longo dos três anos de monitoramento, embora a região receba uma dispersão de sedimentos da pluma do Rio Doce. Ademais, 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. 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. Ao longo dos três anos de monitoramento é possível notar para esse setor que, em média, as estações mais rasas respondem com maiores densidades numéricas em superfície.

Em relação aos pigmentos fotossintéticos dos setores monitorados, os maiores picos de pigmentos foram reportados nos três subsetores da Foz do Rio Doce. Os feopigmentos da Foz Sul se mostraram elevados no fundo (02-21, 06-21, 07-21 e 08-21) e em superfície (04-21) durante as campanhas do Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, apresentando diminuição da clorofila ativa e consequentemente redução na saúde ecofisiológica. Ainda com relação aos pigmentos no Ano 3, o Setor Abrolhos apresentou um aumento da clorofila-*a* (superfície e fundo) e clorofila ativa acima de 60% no período seco, com destaque para a campanha 07-21, e maiores concentrações de feopigmentos no fundo do período seco do Ano 1 e Ano 3. No Setor Norte houve uma redução da saúde fisiológica do fitoplâncton no Ano 3; médias de clorofila-*a* não apresentaram diferença ao longo dos três anos de monitoramento, já os feopigmentos demonstraram uma tendência de aumento para o Ano 3. A saúde fisiológica do setor APA Costa das Algas que vinha apresentando uma tendência de melhora do estado fisiológico da comunidade ao longo do monitoramento piorou em campanhas do período seco do Ano 3 (04-21 e 07-21). Além disso, as regiões mais profundas do setor APA Costa das Algas manifestou uma tendência de maiores concentrações de clorofila-*a* em períodos chuvosos e de discreta piora no estado fisiológico nos períodos mais secos (*Material Suplementar ASMFS2, Figuras 9, 10, 23, 24, 37, 38, 55, 56, 71, 72, 85, 86*).

Em termos de composição quantitativa, as cianobactérias mixotróficas *Synechococcus* spp. e *Synechocystis* spp., bem como as algas verdes unicelulares da fração nanofitoplanctônica (até 20  $\mu\text{m}$ ) prevaleceram com destacáveis densidades (*Material Suplementar A3MFS2*), semelhante ao que foi observado nos Anos 1 e 2 do PMBA/Fest-RRDM em todos os Setores (RT19F/RRDM, 2019; RT-36D/RRDM, 2020b) e continuam sendo os organismos mais abundantes e frequentes desde o início do PMBA/Fest-RRDM 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). Entretanto, houve um aumento da contribuição das diatomáceas, chegando à contribuição de 90% da composição quantitativa na estação da Foz Central (SD 04) em fevereiro de 2021 (período chuvoso), com destaque para a diatomácea penada oportunista *Pseudo-nitzschia* spp. (*Material Suplementar A3MFS2*), que está atrelada ao decréscimo de silício e a possível absorção do zinco lábil (RRDM, 2021; Subprojeto



da Hidrogeoquímica – Anexo 3 Marinho Fest-RRDM). As diatomáceas do Setor Abrolhos se tornaram mais expressivas na campanha do período seco do Ano 3. Embora tenha ocorrido um aumento na abundância relativa de diatomáceas no fitoplâncton em todos os setores no Ano 3, esperava-se uma maior variedade de espécies nas amostras quantitativas.

De maneira geral, o número de táxons do Ano 1 foi maior que os valores dos Anos 3 e 2, respectivamente, em todos os setores. Em relação a composição (%) da ficoflórula, constituída por espécimes da análise qualitativa e quantitativa, as diatomáceas foram predominantes em todos os setores ao longo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM e exibiram um comportamento de alternância de diatomáceas penadas no Ano 1 para diatomáceas cêntricas no Ano 3 em todos os setores. Os dinoflagelados aumentaram sua contribuição qualitativa no Ano 3 nos setores Norte, subsetores da Foz Norte e Foz Sul e setor APA Costa das Algas. Em contrapartida, os dinoflagelados alternavam com as algas verdes no subsetor da Foz Central (*Material Suplementar ASMFS2, Figuras 13, 14, 27, 28, 41, 42, 61, 62, 75, 76, 79 e 90*).

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-RRDM, principalmente nos setores Foz do Rio Doce, Abrolhos e APA Costa das Algas (*Material Suplementar ASMFS2, Figuras 13, 14, 27, 28, 41, 42, 61, 62, 75, 76, 79 e 90*).

A análise espaço-temporal dos resultados apontados pelos índices do fitoplâncton (RRDM, 2021; RRDM, 2021, Figura 39) sugerem que os setores apresentam uma comunidade moderada a altamente impactada em todos os setores. Ainda, os indicadores ambientais do fitoplâncton não mostraram recuperação para as condições anteriores ao rompimento da barragem e nem melhoria do Ano 1 (RT19F/RRDM, 2019; 2020) para o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

A qualidade ambiental nos setores foi influenciada pelos eventos de alta vazão e eventos de ressuspensão dos sedimentos, que promovem enriquecimento e aumentam a área de abrangência dos efeitos sobre o fitoplâncton, conforme demonstrado pelas amostragens ocorridas nos eventos de maior vazão do Rio Doce (Lee et al., 2016) no período chuvoso e eventos de maior energia de onda (Longhini et al., 2021; Oliveira et al., 2021) no período seco. Ademais, nenhum setor apresentou amostras dentro da normalidade no Ano 3 quando os dados dos três anos foram confrontados com dados anteriores ao rompimento da barragem de rejeitos. Deve-se ressaltar que o Setor Abrolhos e o Setor Norte também recebem influência do escoamento superficial de materiais provenientes das vazões hidrológicas dos rios adjacentes.

Assim como os eventos de enchente do Rio Doce, eventos de maior hidrodinamismo, como a tempestade tropical Iba, provocam grande ressuspensão de sedimentos e consequente efeito sobre a comunidade fitoplanctônica, o que sugere que o momento imediatamente após tais eventos deve ser

monitorado, por evidenciar possíveis impactos. Eventos de *El Niño* e *La Niña* também devem ser considerados, caso se enquadrem no período do PMBA/Fest-RRDM, por se tratar de eventos naturais periódicos, que alteram regimes de ventos e de chuva e que podem contribuir para o impacto e sua propagação no ambiente.

A análise dos resultados do Ano 3 de monitoramento do zooplâncton foi importante para consolidar os padrões observados no Ano 1, uma vez que a amostragem do Ano 2 foi comprometida devido ao período de paralização das atividades em decorrência da pandemia de COVID-19. Desta forma, apesar de estar no terceiro ano de monitoramento, a janela amostral compreende pouco mais de dois anos, o que ainda é caracterizado como uma série temporal curta, insuficiente para aferição das flutuações interanuais da comunidade zooplanctônica e sua relação com os fatores antrópicos e climáticos em regiões costeiras (Teixeira-Amaral et al., 2017). Dentre os padrões observados, destacamos os bioindicadores apontados no documento Matriz de Resultados como possíveis marcadores de mudanças ambientais em decorrência dos efeitos do rejeito de mineração na região costeira monitorada.

Esses indicadores foram avaliados em relação à maior ou menor influência do rejeito na região costeira, o que pode ser aferido indiretamente pelo maior fluxo proveniente da calha do Rio Doce (Lee et al., 2016) e pela maior incidência de ondas, que possuem o potencial de ressuspender o material previamente sedimentado na região costeira (Oliveira et al., 2021; Longhini et al., 2021), além da correlação destes mesmos bioindicadores com os metais encontrados no rejeito.

Os bioindicadores de qualidade ambiental apontados possuem robusto embasamento bibliográfico, como a variação dos valores dos Índices Ecológicos (riqueza, diversidade e equitabilidade) (Qinghong, 1995; Johnston e Roberts, 2009; Davari et al., 2011; Rocha et al., 2021) e a variação na abundância das espécies mais resistentes e mais sensíveis às condições ambientais (Benedetti et al., 2016; Campos et al., 2017; Uttah et al., 2013). As análises de todos os bioindicadores apontados indicam uma comunidade mais impactada durante os momentos de maior vazão do Rio Doce, principalmente no Setor Foz do Rio Doce.

Ressaltando-se o que foi observado nos relatórios anteriores, os valores de diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e riqueza de Margalef variaram significativamente entre os períodos de alta e baixa vazão do Rio Doce apenas nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas, apresentando menores valores nas campanhas de alta vazão. Os resultados indicam uma comunidade zooplanctônica mais fragilizada nos momentos de maior aporte do material proveniente do Rio Doce.

O setor Foz do Rio Doce se localiza na região costeira adjacente à calha do Rio Doce, recebendo a descarga do seu efluente e o setor APA Costa das Algas é influenciada pela pluma, que se desloca para o Sul nos momentos de alta vazão. Como resultado, temos uma comunidade com maior dominância das espécies resistentes às altas concentrações de MPS e de metais, como *Paracalanus cf parvus* (Obuidallah et al., 2005; Liu et al., 2013; Shi et al., 2017; Béjaoui et al., 2019) e *Oikopleura*

*longicauda* (Bollens e Landry, 2000; Hoover et al., 2006; Lombard et al., 2011) demonstrado pela análise de SIMPER.

Como mencionado em relatórios anteriores, o gênero *Paracalanus* 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). Também possui associação positiva com a biodisponibilidade de metais nos sólidos em suspensão (Obuidallah et al., 2005), apresentando maior capacidade de resistir aos seus efeitos tóxicos. *P. cf parvus* foi encontrado em todos os setores monitorados (Abrolhos, Norte, Foz do Rio Doce, APA Costa das Algas e Sul), porém, seu valor como bioindicador surge da sua dinâmica populacional. Durante o período de monitoramento, a abundância relativa dessa espécie demonstrou uma variação significativa no setor Foz do Rio Doce, com pico de dominância nos momentos de maior vazão do Rio Doce, principalmente em sua forma juvenil. A alta mortalidade de paracalanídeos devido a impactos antropogênicos e perda por predação pode ser compensada pela sua reprodução contínua e taxa de crescimento rápida em ambientes de alta temperatura e grande disponibilidade de alimento e, por esse motivo, resultam em uma comunidade abundante em formas juvenis, comuns em regiões sob distúrbios ambientais, sobretudo de origem antrópica (Turner, 2004; Chew e Chong, 2015). Diferentemente do que foi observado no setor Foz do Rio Doce ao longo de todo período amostral, nos demais setores a abundância relativa de juvenis e adultos não manteve um padrão de variação em relação à intensidade do fluxo de vazão do Rio Doce. Portanto, este indicador também aponta para uma região mais impactada no setor Foz do Rio Doce nas campanhas realizadas durante os períodos de alta vazão do rio Doce, que apresentaram maiores proporções de juvenis em relação aos adultos dessa espécie.

*Oikopleura longicauda* é uma espécie indicadora de ambientes impactados por poluentes inorgânicos, apresentando picos populacionais após momentos de intensa vazão fluvial (Hoover et al., 2006) além de aumento populacional significativo após incremento de ferro, devido ao aumento da concentração de fitoplâncton, inclusive com tempo de resposta mais rápido do que o da comunidade zooplancônica como um todo (Bollens e Landry, 2000). *Oikopleura longicauda* é capaz de selecionar partículas durante a ingestão de alimento, assim como diferenciar as partículas por tamanho e valor nutricional (Lombard et al., 2011), possibilitando alimentar-se mesmo em locais ricos em MPS, condição esta registrada principalmente durante as campanhas de alta vazão, onde foram obtidas as maiores abundâncias relativas da espécie.

Podendo favorecer espécies mais resistentes como as citadas anteriormente, condições ambientalmente estressantes tendem a suprimir espécies mais sensíveis (Fernandes et al., 2020). Um exemplo é o do Cladocera *Penilia avirostris*, apontada também como indicadora. Cladóceros são sensíveis a diferentes condições ambientais, inclusive à grandes concentrações de partículas na água (Venkataramana et al., 2017). *P. avirostris* reduz a frequência de movimento dos seus apêndices bucais para evitar o entupimento do seu aparato alimentar, porém isso prejudica a sua oxigenação, podendo inviabilizar a demanda metabólica do organismo (Paffenhöfer e Orcutt, 1986).

Diferentemente dos táxons listados acima, essa espécie possui ciclo de vida concentrado apenas nos períodos mais quentes do ano, quando apresentam um crescimento populacional acelerado (Atienza et al., 2007, 2008; Lipej et al., 1997; Miyashita et al., 2010) entre janeiro e abril. *Penilia avirostris* é capaz também de modificar sua estratégia reprodutiva para produzir ovos de resistência (Egloff et al., 1997; Onbé, 1985). Isso ocorre por diferentes fatores como diminuição de temperatura e de fotoperíodo, ou outras condições ambientalmente desfavoráveis como a presença de poluentes (Hairston e Cáceres, 1996). Nos meses mais frios e com menor fotoperíodo, sua abundância reduz drasticamente, modificando sua estratégia reprodutiva para produzir ovos de resistência, que irão eclodir nos meses mais quentes do ano.

Com todas as estações do ano amostradas em 2019, foi possível fazer uma comparação da dinâmica populacional de *P. avirostris* em cada um dos setores com o que seria esperado com base nas suas características intrínsecas. O período de atividade da espécie se iniciou em janeiro, quando *P. avirostris* foi a espécie dominante nos setores Norte, APA Costa das Algas e Sul, porém nenhum indivíduo foi observado no Setor Foz do Rio Doce durante o momento de vazão mais intensa do Rio Doce. Esse foi mais um forte indicativo da fonte de impacto vindo predominantemente da calha do Rio Doce, de onde os contaminantes são transportados até a região costeira nos momentos de maior vazão. No ano seguinte tivemos uma vazão ainda mais intensa em janeiro de 2020, que inclusive estimulou uma campanha emergencial de coleta para detecção dos seus efeitos no ambiente. Naquele momento, mais uma vez, a espécie foi encontrada em densidades extremamente baixas no setor Foz do Rio Doce, porém ela também não foi observada nos demais setores monitorados. Em janeiro de 2021 não foi registrado nenhum indivíduo, porém em março ela apresentou abundância relativa expressiva nos setores APA Costa das Algas, Foz do Rio Doce e Norte com posterior redução durante a campanha de julho de 2021. Ainda não podemos fazer nenhuma inferência sobre os motivos da espécie não ter sido mais registrada durante o verão, pois esse padrão se repetiu tanto no setor Foz do Rio Doce como nos setores APA Costa das Algas e Norte, indicando uma causa que esteja presente em igual intensidade nos três setores, o que dificilmente seria o caso da influência da pluma do Rio Doce. A dinâmica populacional desta espécie precisa continuar a ser monitorada para que possamos afirmar as causas da sua ausência na região durante meses em que se esperaria encontrá-la.

Correlações significativas entre a variação da comunidade zooplancônica e os parâmetros ambientais analisados através de análise canônica foram observados, estruturando as campanhas entre períodos de maior e menor vazão do Rio Doce, como havia sido proposto. Foi observada também uma forte correlação negativa da comunidade zooplancônica com a força de vazão do rio e uma forte correlação positiva com a altura de ondas na região. Os coeficientes de correlação linear dos eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) demonstram que a correlação negativa dos valores de vazão do Rio Doce com a comunidade zooplancônica são mais fortes a partir de um intervalo de 15 dias ( $r = -0,49$ ) em relação ao intervalo de 3 dias ( $r = -0,22$ ). A resposta da comunidade zooplancônica após mais de 10 dias de exposição a um impacto ambiental encontra respaldo na literatura (Hoover et al., 2006). Já para a energia de ondas, a correlação positiva ( $r = 0,62$ ) pode ter relação indireta com

possíveis processos de ressurgência em julho de 2019 e 2021, uma vez que não existe relação direta entre o aumento da energia de ondas e melhoria na comunidade zooplânctônica. Essa possível ressurgência é indicada pela presença do Copepoda *Calanoides carinatus*, indicador deste fenômeno oceanográfico na costa (Lopes et al., 1999; Sywula et al., 2002). Momentos de ressurgência tendem a melhorar as condições ambientais para o zooplâncton (Fernandes et al. 2020; Conceição et al., 2021), mas ainda necessita de um estudo mais detalhado avaliando sua ocorrência em julho de 2019 e 2021, pois ressurgência na região costeira do Brasil é típica dos meses de verão (Castelao e Barth, 2006), o que torna ainda mais preocupante os baixos valores dos índices ecológicos registrados em janeiro de 2019, 2020 e 2021.

As campanhas agrupadas pelos elevados valores de volume de vazão do Rio Doce também foram aquelas que apresentaram correlação positiva com as concentrações dos principais metais presentes no rejeito de mineração, dentre as campanhas trimestrais e semestrais de zooplâncton. Destaca-se, principalmente, níquel, cobre, arsênio, cádmio, chumbo e ferro, sendo que cobre, cádmio e ferro são inclusive utilizados como traçadores da presença do rejeito no ambiente costeiro (Sá et al., 2021). Crustáceos, como os copépodes, grupo predominante dentro do zooplâncton, representam o grupo mais afetado pela toxicidade dos metais (Mance, 1987). A exposição ao Cádmio pode reduzir as taxas de natação e de ingestão de alimento no zooplâncton, afetando o crescimento e a reprodução (Bodar et al., 1988; Gulati et al., 1988) e está associado também com baixo crescimento populacional de cladóceros (Heugens et al., 2006), como *P. avirostris*. A exposição ao cobre reduz as taxas de alimentação em copépodes e afeta a sobrevivência larval e o desenvolvimento, o que está associado com baixas densidades populacionais no ambiente natural (Reeve et al., 1976). O chumbo é reconhecidamente tóxico para organismos aquáticos (Aouini et al., 2018). Além disso, as concentrações de metal podem causar efeitos cumulativos genotóxicos através do estresse oxidativo intracelular em diferentes espécies de copépodes (Goswami et al., 2014; Kim et al., 2014).

Os valores de MPS tendem a se elevar em momentos de alta vazão em rios, independente da presença de rejeito de mineração em sua calha, e representam potenciais efeitos nocivos ao zooplâncton (Venkataramana et al., 2017). Porém, os valores de correlação negativa da comunidade zooplânctônica com os valores de MPS foram muito baixos ( $r = -0,07$ ), indicando que o impacto negativo da pluma do Rio Doce na região marinha, observado principalmente durante os períodos de alta vazão, são principalmente advindos dos efeitos dos metais, presentes na calha do rio em função do rompimento da barragem de Fundão (Rocha et al., 2021).

Em relação às espécies indicadoras de impacto ambiental, apresentadas para o presente monitoramento, foram observadas fortes correlações demonstrando sua contribuição para diferenciação entre as campanhas e suas relações com os parâmetros ambientais. Os juvenis de *Paracalanus* spp. e o cordado *Oikopleura longicauda*, grupos resistentes à particulados inorgânicos, foram associadas às maiores concentrações de metais, característica das campanhas do período de alta vazão do Rio Doce (Janeiro de 2019, 2020 e 2021). *Penilia avirostris*, espécie de alta sensibilidade



ambiental, foi particularmente associada à campanha de abril de 2019, quando ainda estava em seu período reprodutivo e o Rio Doce já havia reduzido o seu aporte para a região costeira.

Portanto, é possível afirmar que os bioindicadores apontados com o objetivo de identificar momentos de maior impacto na região costeira monitorada são eficazes e apresentam resultados concordantes em relação ao momento de maior e menor impacto na região monitorada. Através deles foi possível associar o material depositado na calha do Rio Doce como sendo a maior fonte de impacto para a comunidade zooplancônica na região costeira, quando transportado nos momentos de maior vazão do rio. Além disso, é possível inferir que, dentre os poluidores depositados na calha do rio, as altas concentrações de metais representam uma fonte ainda mais impactante do que o MPS.

As características hidrosedimentológicas do aporte do Rio Doce na plataforma continental adjacente também influencio fortemente variações na comunidade ictioplanctônica ao logo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM. As abundâncias ictioplanctônicas foram baixas ( $< 100$  indivíduos.100 m<sup>-3</sup>) durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento, nas amostras coletadas na superfície e na coluna de água (metodologia apresentada no *Material Suplementar A3MIS1*). Foram registrados picos de ovos de peixes ao longo dos três anos de estudo, na superfície (*Material Suplementar A3MIS2*) e na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS3*), indicando a ocorrência de desova pontuais na área de estudo. Aproximadamente, 46% das abundâncias de ovos observadas na superfície (*Material Suplementar A3MIS2*) e 88% registradas na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS3*) ficaram abaixo de 100 ovos.100 m<sup>-3</sup>.

Observou-se uma grande variação entre as abundâncias médias de ovos de peixes em cada setor e ao longo dos três anos de monitoramento. A menor abundância foi observada no setor Foz do Rio Doce em 01-19 na coluna de água e ocorreu no período chuvoso e de alta turbidez (*Material Suplementar A3MIS2*). O maior valor médio foi registrado no setor APA Costa das Algas na campanha de 04-19 na superfície, durante um período de ondas mais altas e maior turbidez (*Material Suplementar A3MIS2*). 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 significativas de abundância de ovos de peixes temporais e espaciais. Os setores APA Costa das Algas e Foz do Rio Doce foram diferentes do setor Norte. Na coluna de água o período seco teve as maiores médias e foi significativamente diferente do período chuvoso coincidindo com as menores vazões do Rio Doce e consequentemente menor aporte de rejeito oriundo do rompimento da barragem. O Ano 1 foi significativamente diferente do Ano 2 e do Ano 3 na superfície e na coluna de água.

A maioria dos ovos de peixes registrados na superfície foi classificada como não viável indicando que estavam mortos antes de serem coletados, representando em média mais de 50% em cada setor e campanha. Em alguns casos, a contribuição desses ovos foi maior que 90% como em 01-21 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 A3MIS4*). No setor Foz do Rio Doce, esses ovos também se correlacionaram positivamente com o ferro dissolvido e o nitrito. Os modelos gerados para os setores Norte e Abrolhos não foram significativos. No Ano 1 os ovos não viáveis ficaram positivamente correlacionados com cádmio particulado e ferro dissolvido (*Material Suplementar A3MIS4*). No Ano 3 as correlações foram negativas com nitrato e ortofosfato. Os modelos gerados para o Ano 2 não foram significativos.

As abundâncias de larvas de peixes variaram muito ao longo do monitoramento e em cada setor tanto na superfície (*Material Suplementar A3MIS5*) quanto na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS6*). Em todas as campanhas, mais de 90% dos valores registrados ficaram abaixo de 100 larvas m<sup>-3</sup>. O maior valor médio foi obtido no setor Abrolhos na campanha de 07-21 na superfície e a menor abundância ocorreu no setor Norte em 01-19, também na superfície. Houve diferença significativa, espacial e temporal, das abundâncias de larvas de peixes. O Setor APA Costa das Algas foi diferente dos setores Norte e Abrolhos na superfície. Na coluna de água a diferença observada foi entre os setores APA Costa das Algas e Foz do Rio Doce, e entre os setores Foz do Rio Doce e Norte. Os resultados da campanha de 01-19 foram diferentes das campanhas 04-19, 01-20, 01-21, 04-21 e 07-21. As abundâncias de larvas de peixes foram significativamente diferentes nos períodos chuvoso e seco e assim como para ovos de peixes as maiores médias ocorreram durante as menores vazões do Rio Doce. O Ano 1 e o Ano 2 foram significativamente diferentes do Ano 3.

O melhor modelo GLM mostrou que no setor APA Costa das Algas as larvas de peixes ficaram positivamente correlacionados com cádmio particulado, cromo dissolvido e ferro particulado (*Material Suplementar A3MIS7*). No Setor Foz do Rio Doce as larvas de peixes ficaram positivamente correlacionadas com cádmio particulado e nitrito. No Setor Norte foi observada correlação positiva das larvas de peixes com ferro particulado, ortofosfato e chumbo particulado. Os modelos gerados para o setor Abrolhos não foram significativos. No Ano 1 foram registradas correlações positivas como cádmio particulado e ferro dissolvido; no Ano 2 e no Ano 3 as correlações positivas foram entre ortofosfato e cádmio particulado, respectivamente. Nos dois períodos de estudo as correlações positivas foram registradas principalmente com cádmio particulado e nitrito.

No Ano 1, Ano 2 e Ano 3 registrou-se um total de 81 famílias e 133 espécies: 58 famílias e 81 espécies na superfície; 80 famílias e 119 espécies na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS8*). No monitoramento pré-PMBA/Fest-RRDM foram observadas cinco famílias e 21 espécies que não foram coletadas ao longo do Ano 1, Ano 2 e Ano 3 (*Material Suplementar A3MIS8*). No período chuvoso (novembro/2018-2019 e Emergencial) foram registradas larvas de Siluriformes (bagres) e Characiformes que são características de água doce evidenciando a influência do Rio Doce no Setor Foz do Rio Doce. 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 até o momento foram coletadas 85% 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 Norte na coluna de água, nas campanhas 01-21 e 01-19, respectivamente. A menor diversidade obtida na coluna de água foi registrada na campanha 07-19, 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.

No setor APA Costa das Algas o melhor modelo GLM mostrou que os valores de diversidade ficaram positivamente correlacionados com o ferro particulado, nitrito e ortofosfato (*Material Suplementar A3MIS9*). No setor Foz do Rio Doce, a correlação positiva foi com cádmio particulado, nitrito e ortofosfato; e no Setor Norte a correlação positiva foi com o ferro particulado e o ortofosfato. Os modelos gerados para o Setor Abrolhos não foram significativos. No Ano 1 foi registrada correlação positiva com o nitrito; no Ano 2 com cobalto particulado, nitrito e ortofosfato; e no Ano 3, a correlação positiva ocorreu apenas com cádmio particulado, ferro particulado e ortofosfato (*Material Suplementar A3MIS9*). No período chuvoso a correlação positiva foi com ferro particulado e ortofosfato; enquanto no período seco, foi positiva com cádmio particulado, ferro particulado, cobalto dissolvido e nitrito (*Material Suplementar A3MIS9*).

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. Entretanto, diferenças significativas foram observadas entre as dez campanhas, entre os períodos chuvoso e seco, entre os três anos de monitoramento e entre as alturas de onda, tanto na superfície quanto na coluna de água (*Material Suplementar A3MIS10*). 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) e Carangidae (palombeta) nas assembleias da superfície. Na coluna de água, além das famílias citadas, Gobiidae, Lutjanidae, Serranidae, Syngnathidae, Blenniidae, Paralichthyidae, Apogonidae, Pristigasteridae, Achiridae, Gerreidae, Labrisomidae e Callionymidae 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 (*Material Suplementar A3MIS10*).

Ao longo dos três 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 e

cádmio particulado. Esses resultados evidenciam os efeitos do rejeito oriundo do rompimento da barragem sobre a comunidade ictioplanctônica marinha.

Para a comunidade macrobentônica de fundos inconsolidados, ao longo do período de monitoramento, foram registrados 547.661 indivíduos (Ano 1 = 234.990 ind.; Ano 2 = 114.559 ind. e Ano 3 = 198.112 ind.). Até o momento, foram identificados 16 filos distintos, sendo estes Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Mollusca, Echiura, Annelida, Sipuncula, Arthropoda (Crustacea), Echinodermata, Brachiopoda, Bryozoa, Entoprocta, Hemichordata e Chordata. O padrão de variação da riqueza e diversidade, para a comunidade macrobentônica de fundos inconsolidados, mostra que os valores para estes descritores da comunidade nos setores Foz do Rio Doce e APA Costa das Algas foi menor que nos setores Norte e Abrolhos e nas estações mais rasas, mas não mostrou variação significativa ao longo do período de monitoramento.

A partir de modelos de seleção de variáveis explicativas para a riqueza e a diversidade, observa-se que esses descritores tendem a apresentar valores significativamente mais baixos onde variáveis típicas do rejeito (*i.e.*, concentração de metais e o Índice Mineralógico do Ferro - IMS) são mais elevadas, exibindo uma influência direta, forte e que se agrava com o aumento da intensidade da presença do rejeito. Essa relação é mais nítida nas estações mais próximas da foz e com menores profundidades, com maiores valores de IMS.

Foi identificada clara distinção das 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. Por exemplo, a estação DEG 01 (setor Norte) sempre agrupou com as estações do setor Foz do Rio Doce, independente da campanha, isso sugere que as comunidades nestas estações possuem grande similaridade, estando sob influência dos metais Ba, Pb e Co, da presença do rejeito (IMS) e de maiores concentrações de lama nas amostras. Nestas áreas predominam vestígios de moluscos e poliquetas (Spionidae e Magelonidae) já conhecidos na literatura por resistirem a diversos impactos, sobretudo, de soterramento.

A estruturação da comunidade macrobentônica foi espacialmente bem marcada, bastante dependente da composição do sedimento e variáveis ambientais, como era de se esperar. Porém, a dependência da relação entre a concentração de metais, presença do rejeito e percentual de lama nas amostras também foi marcante, o que é especialmente relevante considerando o tempo passado desde a chegada do rejeito na plataforma continental. Essa influência é dependente da escala espacial utilizada, ganhando destaque quando os setores são comparados. Isto indica uma heterogeneidade entre os setores mais evidente que a observada entre estações no mesmo setor. Apesar dessa diferença também ser esperada, dada a dimensão espacial da área monitorada, este resultado demonstra a relevância do impacto na região da Foz, já que esta região apresenta características diferentes dos demais setores. Ao mesmo tempo, esses dados também evidenciam que parcela explicada desta estruturação depende de variáveis ligadas ao rejeito, relacionadas à escala espacial, mostrando que a distinção na estrutura das comunidades macrobentônicas presentes na Foz do Rio Doce e estações

adjacentes, está associada à abrangência do rejeito, mais do que à escala geográfica do monitoramento propriamente.

Os resultados e os padrões descritos para a macrofauna bentônica estão de acordo e interagem com os resultados de diversos outros Subprojetos. A dimensão do impacto detectado pela comunidade macrobentônica corresponde aos padrões de distribuição do sedimento, com expansão da área de influência do rejeito para além das estações do setor Foz do Rio Doce - nas estações rasas do setor APA Costa das Algas, mas principalmente no setor Norte em Degredo. A descrição da área impactada ao Norte também é observada em estudos da ecotoxicologia e de comunidades bentônicas de praias arenosas (Anexo 4 PMBA/Fest-RRDM). Importante ressaltar que, enquanto a comunidade bentônica da plataforma continental não apresenta variação temporal significativa, as comunidades bentônicas de praias arenosas apresentam uma flutuação marcante. Este comportamento pode estar associado a eventos de transporte costeiro de material sedimentar por ação de ondas e eventos climáticos. Nesse sentido, enquanto a comunidade da plataforma continental está em contato crônico com contaminantes, a comunidade costeira pode estar sob influência de seguidos eventos de transporte de contaminantes, o que explica as diferenças observadas entre elas. Este transporte de material em direção à costa também é descrito e caracterizado pelo Subprojeto Mapeamento de Habitats (Anexo 3 Marinho Fest-RRDM).

Outra importante correspondência entre as comunidades bentônicas costeira e da plataforma continental está nos grupos dominantes observados, principalmente nas áreas impactadas. Considerando as flutuações na comunidade costeiras descritas anteriormente, os grupos dominantes nestas comunidades tendem a flutuar com as condições ambientais. Contudo, foi observado que a comunidade tende a ser mais uniforme conforme o aumento da profundidade, ao ponto destas se mostrarem semelhantes às comunidades da plataforma na interseção entre os dois Subprojetos, inclusive com os mesmos organismos descritos como dominantes em ambos os casos (e.g. Annelida Spionidae). Estes dados corroboram a descrição de uma área constantemente impactada nas regiões dos setores Foz do Rio Doce, APA Costa das Algas e estação de Degredo (setor Norte), principalmente em profundidades em torno de 10 metros, onde também se concentram os maiores valores de IMS. Enquanto em direção às estações mais profundas da plataforma o cenário de impacto tende a ser atenuado, em direção à costa se apresenta um cenário de flutuações da comunidade dependentes da condição ambiental e do influxo de contaminantes.

Por serem estruturados por organismos sensíveis a estressores climáticos e antropogênicos (e.g. corais e algas coralináceas), recifes e bancos de rodólitos compreendem sistemas adequados para avaliar impactos do rompimento da barragem de Fundão no oceano, bem como para o desenvolvimento de ações de engajamento social no sentido da recuperação da área marinha afetada. O norte do Espírito Santo e sul da Bahia abrangem os maiores e mais complexos recifes do Atlântico Sul, os maiores bancos de rodólitos do mundo, e uma importante rede de Áreas Marinhas Protegidas cujo objetivo é conservar e promover o uso sustentável da biodiversidade.



O estudo dos efeitos do rompimento da barragem sobre fundos recifais e bancos de rodolitos, conduzido pela equipe do Subprojeto Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas (UFRJ, JBRJ e parceiros) foi baseado em um consórcio entre abordagens amostrais e analíticas, cada uma com distintas vantagens e limitações. O grande desafio é separar a variabilidade natural dos efeitos do rompimento da barragem. Por exemplo, a avaliação da magnitude, da extensão e da persistência de alterações nos diferentes níveis de organização biológica pode ser embasada em contrastes do tipo Antes-Depois (*before-after* - BA), conduzidas, preferencialmente, com uso de áreas controle, compondo o delineamento Antes-Depois, Controle-Impacto (*before-after control-impact* - BACI). Os controles visam isolar efeitos relacionados e não-relacionados ao rompimento (e.g. mudanças no clima, outras contaminações) a partir da identificação de interações entre tempo e local. Séries temporais antecedentes e posteriores ao evento (BACI *paired series*) e controles múltiplos (*beyond*-BACI) adicionam robustez, mas, no caso das áreas recifais e bancos de rodolitos potencialmente impactadas pelo rompimento, os dados antecedentes são limitados.

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 (APACA), no ES, não havia sequer sido mapeada/caracterizada em seus aspectos mais básicos (e.g. localização, extensão) até o início do PMBA/Fest-RRDM, iniciado 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-RRDM, 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) e, por outro lado, há evidências da chegada de contaminantes advindos do rompimento da barragem (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. Os recifes adjacentes ao litoral, na APACA, representam a única área recifal próxima à foz do Rio Doce com dados de cobertura bêntica antecedentes ao rompimento da barragem, permitindo o emprego da abordagem BA, mas não há recifes análogos que possam funcionar como controle.

As escalas dos processos de interesse também precisam ser explicitamente consideradas para que se possa compreender o racional e os resultados do Subprojeto Fundos Recifais, Rodolitos e Macroalgas (Anexo 3 Marinho Fest-RRDM). Por exemplo, processos físico-químicos e geohidrológicos que interagem com os recifes tendem a operar em macro e mesoescalas espaciais e temporais, mas podem se apresentar de forma bastante dinâmica (e.g. distribuição e deslocamento de massas d'água) e condicionar alterações locais bruscas e espacialmente heterogêneas. Padrões e processos

observáveis ao nível dos organismos podem ser quase instantâneos (e.g. contaminação por metais, resposta do aparato fotossintético à turbidez), mas também podem se configurar ao longo de meses ou anos, na forma de efeitos crônicos e cumulativos (e.g. fecundidade, mortalidade). Por fim, processos que operam ao nível de comunidades e populações tendem a se configurar em escalas temporais que variam entre meses e décadas (e.g. cobertura dos recifes) e podem se propagar de maneira fragmentada e com hiatos temporais, em função da intensa dinâmica metapopulacional característica dos sistemas recifais. Considerando esse contexto, o Subprojeto Fundos Recifais, Bancos de Rodólitos e Macroalgas (Anexo 3 Marinho Fest-RRDM), sediado na UFRJ e no JBRJ, tem trabalhado continuamente no sentido de operar com malhas amostrais representativas e cobertura temporal adequada para responder às perguntas de interesse ao PMBA/Fest-RRDM.

O Subprojeto atuou em diferentes frentes de investigação acerca dos efeitos do rompimento da barragem e sua mitigação, a saber: 1) avaliação de tendências temporais na cobertura dos recifes adjacentes ao litoral na APACA, após o rompimento; 2) contrastes do tipo BA com dados de cobertura dos recifes adjacentes ao litoral na APACA, usando dados do PMBA/Fest-RRDM e dados secundários prévios ao rompimento; 3) contrastes espaço temporais de variáveis físico-químicas da água e diversidade e estrutura de comunidades planctônicas (microbiota procarionte e protistas auto e heterotróficos) associadas aos sistemas recifais; 4) contrastes espaço-temporais da cobertura bêntica em áreas sob diferentes forçantes e níveis de exposição a materiais associados ao rompimento (e.g. Recifes Esquecidos, PARNAMA e adjacências); 5) contrastes espaço-temporais de indicadores de saúde de corais em áreas sob diferentes forçantes e níveis de exposição a materiais associados ao rompimento (e.g. Recifes Esquecidos, PARNAMA e adjacências); 6) reconstrução, através do estudo de bandas de crescimento, de *baselines* de concentração de elementos traço em corais e algas coralináceas; 7) estudo mineralógico, granulométrico, morfológico e químico elementar dos sedimentos depositados em armadilhas, em algas, e na superfície de recifes e rodólitos, em áreas sob diferentes forçantes e níveis de exposição a materiais associados ao rompimento da barragem; 8) estudo da integridade e composição química celular de macroalgas coletadas em áreas sob diferentes forçantes e níveis de exposição a materiais associados ao rompimento. O Subprojeto também investiu esforços para: 9) construção de *baselines* pós-rompimento (inventários, estrutura de comunidades e aspectos funcionais) em áreas sob diferentes forçantes e níveis de exposição a materiais associados ao rompimento; 10) comparação, teste e desenvolvimento de protocolos amostrais custo-efetivos para monitorar recifes e bancos de rodólitos em médio e longo prazo; 11) avaliar, como estratégia de restauração, a efetividade de transplantes de corais de áreas menos contaminadas para áreas mais contaminadas, e vice-versa; e 12) produzir sínteses de resultados e recomendações em linguagem plana. Destacam-se dentre os resultados alcançados pelo Subprojeto, 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 rodólitos (e.g. biomineralização, recrutamento, fotossíntese, natureza sedimentar) também apresentaram heterogeneidade espaço temporal potencialmente associada ao rompimento.

O monitoramento baseado em imagens de sensoriamento remoto evidenciou os aportes do rio Doce, os quais influenciaram a distribuição espacial da turbidez em interação com outros processos meteoceanográficos. A turbidez foi mais elevada no inverno (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 APACA (Áreas D) e das adjacências do PARNAM Abrolhos (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 APACA.

Comunidades planctônicas (bacterio e fitoplâncton) associadas aos ambientes recifais apresentaram fortes contrastes espaciais, especialmente nos sítios recifais do PARNAM Abrolhos 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 APACA (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 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 APACA, apresentaram um gradiente de concentração de hematita inversamente relacionado com a distância da foz do Rio Doce, indicando aporte crônico e atenuação latitudinal. O inventário da flora associada aos recifes costeiros foi concluído e confirmou se tratar da área com maior diversidade de flora marinha no Brasil. A produção de material de disseminação do conhecimento para o público em geral sobre a diversidade de macroalgas da APACA foi desencadeada.

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 no âmbito do PMBA/Fest-RRDM. 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 Subprojeto 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 complementa o 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 confirmam que elementos associados ao rompimento da barragem, alguns deles potencialmente nocivos à saúde dos organismos recifais, alcançaram as adjacências do PARNAMA.

O estudo mineralógico, granulométrico, elementar e morfológico de sedimentos depositados em armadilhas, na superfície do fundo e em algas e rodólitos, 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 ortorrômnicos 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 APACA (Área D) e nos bancos de rodólitos 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 rodólitos 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 APACA, 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 APACA. 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 APACA.

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 muito maior e mais heterogênea que demanda maior esforço analítico. Uma parte desse estudo na área mais setentrional, com dados de peixes e da cobertura do fundo, gerados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM e do PELD-Abrolhos, já foi concluída (Moura et al. 2021). O detalhamento da cobertura benthica e as primeiras análises temporais sobre esse ecossistema serão finalizadas no próximo ciclo de execução.

Os protocolos mais 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/Fest-RRDM 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.

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 simbiontes 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. Os resultados desse experimento serão apresentados no próximo relatório.

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*, *Mussismilia braziliensis*, *Mussismilia 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. hartii*. 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 gardening*.

Para o monitoramento dos efeitos do rompimento da barragem 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, diversidade de Shannon-Wiener, equitatividade de Pielou, tanto para adultos/juvenis quanto para pós-larvas. O monitoramento também avaliou a condição corporal e a ecologia trófica dos peixes estuarinos. 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 do habitat pelos peixes foi estudada através da telemetria (estuarina e recifal), enquanto a microquímica foi empregada para avaliar a composição química dos otólitos de algumas espécies de importância comercial.

Após seis anos do Rompimento da Barragem de Fundão e após três anos do início do monitoramento, ictiofauna e carcinofauna estuarina/marinha compartilharam alguns padrões de distribuição, porém, as análises não revelaram diferenças significativas na interação entre Períodos (chuvosos e secos) e Locais (Impacto – Rio Doce; Controles – Caravelas, São Mateus, Ipiranga e Piraquê-Açu), indicando

que os padrões de variação espaço-temporal destas comunidades ocorreu de forma semelhante no Rio Doce e nos estuários controle. As espécies de maior abundância e biomassa relativas e também de maior frequência de ocorrência nas amostragens, foram dominantes principalmente nas áreas externas dos estuários estudados. Dentre estas, destacaram-se o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), um importante recurso pesqueiro da costa do Espírito Santo, e os siris-azul (*Callinectes danae* e *C. ornatus*). Além destas, foram também bastante representativos o camarão *Peisos petrunkevitchi* e o camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*), a sardinha-dentuça (*Chirocentron bleekermanus*), os cangoás (*Stellifer brasiliensis* e *S. rastrifer*) e a sardinha-mole (*Pellona harroweri*) que, juntamente com os camarões e siris foram os principais responsáveis pela estruturação das respectivas comunidades. Tais espécies não representam recursos pesqueiros, exceto o camarão-rosa, mas são abundantes na fauna acompanhante dos camarões sete-barbas e branco (*Litopenaeus schmitti*) ao longo da costa brasileira e 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 (*Genidens 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, diversidade e equitatividade. 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. As espécies destacadas como estruturadoras das comunidades têm maior ocorrência na área externa, associadas a maiores valores de salinidade no caso dos crustáceos, e salinidade e profundidade, no caso dos peixes. Novamente, a estrutura e distribuição espaço temporal da densidade das populações de peixes e crustáceos foi similar entre o Rio Doce e estuários controle. Salinidade e profundidade são conhecidas como variáveis importantes na estrutura de comunidades de peixes e crustáceos estuarinos/marinhos. As chuvas aumentam o aporte de água doce nas áreas estuarinas e marinhas adjacentes aos estuários, através do aumento da vazão dos rios, diminuindo a salinidade, o pH e a temperatura da água, entre outras variáveis. 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 três anos de monitoramento. A ausência de estudos anteriores ao rompimento da barragem de Fundão no Rio Doce, e o consequente desconhecimento dos padrões naturais de variações espaço-temporais nas comunidades de peixes e crustáceos, impossibilitam a correlação direta dos padrões observados no presente estudo e os potenciais efeitos do rompimento na área impactada.

No que se refere à condição corporal da ictiofauna, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre o local impactado e os controles próximos (área marinha adjacente ao Ipiranga e ao Piraquê-Açu) ou distantes (área marinha adjacente ao São Mateus e ao Caravelas), para as oito espécies estudadas (*Material Suplementar A7MICS5, Tabelas 1 e 2*). No entanto, o padrão espacial observado para seis espécies na estação seca (*Chirocentrodon bleekermanus*, *Odontognathus mucronatus*, *Pellona harroweri*, *Isopisthus parvipinnis*, *Stellifer brasiliensis* e *Stellifer rastrifer*), é consistente com o que seria esperado frente a um efeito crônico negativo do rejeito: baixa condição no local impactado e um incremento gradual à medida que se distancia dele. Nas demais estações, as condições ambientais locais (principalmente, vazão fluvial, aporte de nutrientes e produtividade primária e secundária) parecem exercer uma maior influência sobre as características morfológicas (*i.e.*, condição corporal) relacionadas ao acúmulo de reservas, vigor e ao *fitness* dos indivíduos, do que os poluentes oriundos do rejeito. Com base nos padrões encontrados, acredita-se que os efeitos deletérios do rejeito podem ser compensados pelo aumento da produtividade costeira na estação chuvosa devido ao aporte de nutrientes de origem continental, especialmente através do Rio Doce (RT-36D/RRDM, 2020b). A influência do Rio Doce parece estender-se pelo menos até o Ipiranga e o Piraquê-Açu (RT-36D/RRDM, 2020b), onde foram encontrados valores intermediários de condição corporal durante a estação chuvosa e o início da estação seca, para a maior parte das espécies.

Quanto a ictiofauna recifal, dado a ausência de dados pretéritos e referências na literatura, e com a adoção do desenho amostral *Beyond-BACI*, foi possível detectar nas áreas próximas a foz do Rio Doce e APA Costa das Algas, atingidas diretamente pela lama de rejeito, alterações na assembleia de peixes recifais para os indicadores de abundância, biomassa, riqueza, composição e diversidade de espécies quando comparadas a áreas sob menor efeito (denominada zonas Controles; C1 = Recifes Esquecidos, C2 = Cassurubá, C3 = Parcel dos Paredes, C4 = PARNA Abrolhos, C5 = Vitória e C6 = Guarapari, *Material suplementar A7MICS6, Figura 1*). Devido às adequações na malha amostral realizadas ao final do Ano 1, visando incluir formações recifais mais ao sul da foz do Rio Doce, e sendo tais recifes de origem distinta (predominantemente rochosos) das formações recifais ao norte do Rio Doce (predominantemente biogênicas), optou-se por separar as análises de dados dos indicadores ecológicos segundo os 2 tipos recifais. Desta forma, os Controles 1 ao 4 representam as formações recifais biogênicas, presentes ao norte, e os Controles 5 e 6, as formações rochosas, localizadas na região sul.

De uma forma geral, no Ano 3, as menores médias de abundância e biomassa de peixes recifais foram observadas na zona de Impacto (*Material suplementar A7MICS6, Figura 5*). Na área norte (zona Impacto e C1-C4, *Material suplementar A7MICS6, Figura 5*), as assembleias de peixes recifais amostradas na zona Impacto apresentaram diferenças significativas para abundância, riqueza e diversidade (índice de Margalef e Shannon - Wiener), quando comparado com as demais zonas, indicado pelo contraste (I vs. C) (PERMANOVA; *Material suplementar A7MICS6, Tabela 2-4*). Na área sul, por outro lado, existem diferenças significativas entre Impacto e Controles para abundância, composição de comunidade, e no índice de equitatividade de Pielou (PERMANOVA; *Material*

suplementar A7MICS6, Tabela 6-8). O resultado encontrado é similar àqueles encontrados nos Anos 1 e 2 (RT-36D/RRDM, 2020b). Adicionalmente, efeitos temporais na resposta ao impacto (identificado através da interação T x 'I vs C') foram observados para a abundância (PERMANOVA & NMDS, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 2-4, 6-8, Figura 5-6*), assim como variações significativas a pequena escala (S x 'I vs C' e T (S x 'I vs C')) foram observadas para todos os indicadores (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 2-27*). A assembleia de peixes recifais na zona do Impacto foi mais homogênea entre si (NMDS, *Material suplementar A7MICS6, Figura 7-8*).

Considerando a área norte (zona I e C1-C4), foi constatada uma perda de diversidade de espécies raras ( $^0D$ ) de peixes recifais na zona Impacto em relação às zonas Controle (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 4, Figura 5 e 6*), assim como a diversidade alfa 1D e 2D (espécies abundantes e espécies dominantes, respectivamente) também foram significativamente diferentes e menores na zona Impacto comparado às zonas de controles (I vs C) (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6 Tabela 4*). No entanto, na área sul (zona I, C5, C6), os padrões são menos evidentes.

A composição trófica da assembleia de peixes recifais difere em vários aspectos entre a zona Impacto e as controles. A abundância de herbívoro-detritívoros, piscívoros, invertívoros e herbívoros foram significativamente menores na zona Impacto quando comparado com os controles na área norte (C1-C4) (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 9-12, Figura 7 e 8*), enquanto que na área sul (C5-C6) espécies que se alimentam de invertebrados sésseis foram menos abundantes na zona impacto (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 26, Figura 7*). Para biomassa, somente os onívoros-planctívoros foram significativamente menos representados na zona de Impacto (PERMANOVA, *Material suplementar A7MICS6, Tabela 22, Figura 7 a 9*). Para as espécies *Scarus trispinosus* (herbívoro-detritívoro), *Sparisoma axillare* (herbívoro-detritívoro) e *Abudefduf saxatilis*, (onívoro-planctívoros) a distância para o Rio Doce é uma das variáveis mais fortes para explicar a abundância nos pontos de amostragem (RDA, *Material suplementar A7MICS6, Figura 10*). Várias espécies extremamente comuns na província brasileira ocorreram em baixas abundâncias na zona Impacto, por exemplo, *Abudefduf saxatilis* (onívoro-planctívoro), *Acanthurus bahianus* (herbívoro-detritívoro) e *Stegastes fuscus* (herbívoro) (*Material suplementar A7MICS6, Figura 11 e 12*).

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 também ressalta a importância do monitoramento contínuo e séries temporais de longa duração nos ambientes recifais.

Durante o Ano 3, foram avaliados molecularmente 71 espécimes de peixes marinhos. As análises moleculares confirmaram a identificação morfológica em 45,07% (32 espécimes), o que correspondeu a 29 espécies pertencentes a 15 famílias (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 585). Foram constatadas divergências entre a identificação morfológica e a molecular em 28,16% (20 espécimes) das amostras, representando 17 espécies de 12 famílias (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 585). As espécies *Aluterus monoceros* (N=1), *Clarias gariepinus* (N=1) e *Scomberomorus cavala* (N=1) foram detectadas molecularmente pela primeira vez. Além disso, sete espécimes (9,85%), que haviam sido identificados morfológicamente somente até o nível de gênero, foram identificados molecularmente até nível de espécie via DNA *Barcoding*.

Considerando as análises realizadas no decorrer dos três anos, foram identificados ao todo 982 peixes marinhos com a análise de DNA *Barcoding*, o que correspondeu a 202 espécies. Desses 982 espécimes, 859 apresentaram um percentual de homologia entre 99 e 100%, para os quais foi possível confirmar a identificação morfológica de 558 espécimes (64,95%), o que corresponde a 124 espécies. Foram verificadas divergências entre a identificação morfológica e molecular em 242 espécimes (28,17%), representando 89 espécies. Além disso, foi possível chegar até o nível de espécie em 59 espécimes (6,86%) que não haviam sido identificados com a utilização da análise morfológica, provavelmente devido ao estágio de desenvolvimento do peixe (juvenil), no qual as características morfológicas que permitem sua identificação ainda não estão bem desenvolvidas. Dessa forma, o DNA *Barcoding* continua auxiliando na resolução de inconsistências taxonômicas e identificações de espécies de peixes marinhos, complementando as identificações morfológicas.

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, 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. No que se refere ao recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes estuarinos, uma marcada diferença espacial entre a zona impacto (Rio Doce) e os demais rios controles (Piraquê-Açu, São Mateus e Mucuri) foi observada durante os três anos de coleta. Essa diferença se deu nas variáveis ambientais onde os menores valores de claridade da água (KD490) e/ou maiores índices de turbidez (PSU) foram os principais responsáveis pelas diferenças espaciais entre a zona de impacto e os estuários controle. Embora já se tenham passado aproximadamente 6 anos desde o rompimento da barragem até a data deste relatório, a contínua presença de lama em suspensão na foz do Rio Doce indica a prevalência dos efeitos do rompimento da barragem na biodiversidade aquática e potenciais efeitos ecossistêmicos. Portanto, entender o papel da flutuação temporal dos fatores ambientais é fundamental para o estudo do recrutamento de peixes, pois influenciam diretamente no sucesso e sobrevivência do período larval.



Por meio das análises de variância dos índices ecológicos foi possível identificar uma resposta significativa do impacto (I vs C) do rompimento da barragem sobre a biomassa e a riqueza de espécies comuns (<sup>1</sup>D) e dominantes (<sup>2</sup>D) na foz do Rio Doce, enquanto para todos os demais índices essa resposta ao impacto variou significativamente ao longo do tempo (I vs Cs x Tempo) (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 4-6, Figura 3 e 4*). Espécies comuns e dominantes são aquelas que ocorrem em grande abundância e frequência. A diferença de abundância de pós-larvas nos Controles é de 2 a 20 vezes maior que a zona Impacto, o que indica um possível efeito deletério da lama sobre o sucesso do recrutamento larval na zona de estudo, pois a alta mortalidade de larvas pode alterar a dinâmica das populações adultas em curto e médio prazo.

A composição das espécies de pós-larvas repetiu o mesmo padrão apresentado nos anos anteriores, em que, durante os meses mais quentes e de maior atividade reprodutiva, há um maior número de espécies de larvas de peixes se aproximando do ambiente costeiro e portanto maior similaridade entre as áreas amostradas, enquanto durante os meses de inverno, de maior ressuspensão de sedimentos devido a maior frequência de tempestades e sistemas frontais, uma maior variação espacial se observou na assembleia de pós-larvas de peixes capturadas. Essa variação sazonal é mais acentuada nos estuários controle que na área impacto, onde se observou as menores abundâncias, biomassa e tamanho médio de pós-larvas (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 4-6, Figura 3 e 4*).

As espécies das famílias Engraulidae e Clupeidae representaram 77% do número total de indivíduos e 74% da biomassa de peixes coletados e possuem, em média, tamanho de pós-larvas maiores que a maioria das demais espécies. A baixa ocorrência dessas espécies no Rio Doce contribuiu para que a abundância, biomassa e o tamanho médio das pós-larvas na zona de impacto fosse significativamente menor. Vale ressaltar que essas espécies ocupam o ambiente pelágico ao longo de todo o ciclo de vida e que exibem elevada competência de deslocamento neste ambiente. Por outro lado, na zona de Impacto uma maior contribuição de espécies com maior dependência ao substrato (principalmente inconsolidado) foi observada, como é o caso de espécies das famílias Bothidae, Triglidae e Sciaenidae. A ocorrência diferencial desse grupo de espécies de pós-larvas com maiores tamanhos nessas localidades pode indicar que há uma: (i) mortalidade seletiva de larvas de espécies de maiores tamanhos (>20mm), como as pertencentes às famílias Clupeidae, Engraulidae e Atherinopsidae (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 2*) na zona Impacto ou (ii) maior capacidade dessas espécies em evitar a captura pelas armadilhas luminosas empregadas (ver RT-36D/RRDM, 2020b para maiores discussões).

Somado aos indicadores testados observou-se espécimes com lama aderida a superfície corpórea oriundos da foz do Rio Doce, como já relatado anteriormente (RT-36D/RRDM, 2020b; RT-35/RRDM 2020; RT-37/RRDM, 2021). Similarmente larvas de Sciaenidae, Tetraodontidae, Monacanthidae, Carangidae, Pomacentridae e Serranidae foram coletadas com deformidades e trato digestório destruído na região marinha adjacente a foz do Rio Doce e Costa das Algas (Bonecker et al., 2019; RT-36D/RRDM, 2020b - Subprojeto Ictioplâncton – Anexo 3 Marinho Fest-RRDM), assim como induziram respostas negativas da comunidade zooplancônica com perda de diversidade e aumento na

abundância de espécies oportunistas (Fernandes et al., 2020, RT-36D/RRDM, 2020b - Subprojeto Zooplâncton – Anexo 3 Marinho Fest-RRDM).

Diferentemente do planejamento amostral para a avaliação do recrutamento de peixes estuarinos, não foi possível estabelecer locais Controles vs Impacto para a avaliação do recrutamento de peixes recifais pois não se pode localizar a extensão da influência da lama na plataforma de Abrolhos, sendo toda as localidades tratadas igualmente: Abrolhos e Parcel dos Abrolhos inseridos no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e os recifes Parcel das Paredes e Cassurubá, localizados mais próximos à costa e fora da Unidade de Conservação.

Durante os três anos de monitoramento também foi possível observar uma separação espacial constante ao longo do monitoramento quanto às variáveis ambientais mensuradas, onde as zonas mais costeiras sofrem maior influência de variáveis como turbidez, maré, claridade da água (KD490) e oxigênio dissolvido (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 7*). Similarmente ao observado na assembleia de espécies estuarinas, uma maior abundância e riqueza de famílias e espécies/taxa (~9% maior) foi observada no Ano 3, em comparação com os anos anteriores, exceto para a abundância total que foi maior no Ano 1 (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 8 e 9, Figura 7*). Todas os indicadores ecológicos (abundância, biomassa, comprimento médio, composição de espécies, riqueza, diversidade, equitatividade e diversidade verdadeira) foram significantes na interação Zona × Tempo (*Material Suplementar A7MICS4, Tabela 10-12, Figura 8 e 9*), indicando forte influência temporal nos indicadores monitorados. Adicionalmente, ao longo de todos os anos de monitoramento, foi observado que a moda da distribuição de frequência do tamanho médio das pós-larvas cresce em direção aos recifes costeiros (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 10*; ver RT-36D/RRDM, 2020b), o que pode refletir no deslocamento larval direcionada aos *habitat* costeiros a partir dos locais de desova à medida que se dispersam pelo ambiente pelágico. Somado a isso, se observa uma maior heterogeneidade na composição da assembleia larval da área mais distante da costa (Abrolhos e Parcel dos Abrolhos) em comparação à área costeira (Parcel das Paredes e Cassurubá), e uma maior similaridade interna entre as zonas dessas áreas (*Material Suplementar A7MICS4, Figura 11*).

As análises espaço-temporais dos indicadores de impacto empregados não identificaram, até o momento, alterações no recrutamento de pós-larvas de peixes nos ambientes recifais monitorados em resposta ao rompimento da barragem de Fundão. Contudo, padrões espaciais claros podem ser percebidos em relação à assembleia de pós-larvas amostradas nos ambientes costeiros vs aquelas registradas mais distantes da costa, evidenciando um efeito *cross-shore* importante na estruturação das assembleias. Considerando que os sistemas frontais podem dispersar a 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.

As estimativas da posição trófica por meio de modelagem das assinaturas isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  possibilitaram uma hierarquização da teia trófica do estuário do Rio Doce, a qual permitiu atribuir o papel de pequenos invertebrados (e.g. zooplâncton e pequenos caranguejos) como consumidores

basais, enquanto peixes de pequeno e médio porte como consumidores intermediários e de topo de cadeia. Entre os organismos que ocupam a parte superior da teia trófica pode-se destacar os bagres da família Ariidae, entre eles o bagre (*Cathorops arenaceus*), o bagre-amarelo (*Cathorops spixii*) e o bagre-guri (*Genidens*). Este último, constitui o consumidor de topo da comunidade demersal do estuário do Rio Doce no período chuvoso e também a espécie mais abundante da ictiofauna estuarina neste local. A partir dos resultados obtidos das estimativas de nível trófico e da constatação do bagre-guri como um consumidor de topo da teia trófica estuarina, é possível integrar tal achado com dados do PMBA/Fest-RRDM e fontes externas que apontam concentrações elevadas de contaminantes relacionados à lama de rejeitos nessa espécie. Portanto, é crível sugerir que a comunidade estuarina do Rio Doce apresenta efeitos crônicos da contaminação. Em paralelo, a análise isotópica que monitora a evolução temporal das métricas de diversidade trófica em seis espécies de peixes estuarinas coletadas em 2015 (pré-impacto), 2016, 2019 e 2020 indicaram que as espécies apresentaram uma tendência de pico na amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$  após o impacto, seguido por subseqüentes decréscimos dos valores, exceto para o amoré-preto e peixe-cachimbo. Em contrapartida, os valores da amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$  decresceram para a maioria das espécies em relação ao observado no período pré-impacto, o que sugere uma homogeneização dos níveis tróficos entre os consumidores após o impacto. No que diz respeito à amplitude do nicho, as espécies parecem responder diferentemente ao longo do tempo, sendo necessária a aquisição de mais dados para a avaliação da relação e padrão das mudanças de nicho em relação aos períodos amostrados. No entanto, é possível notar um decréscimo acentuado na amplitude do nicho do amoré-preto e do carapicu (2019) em relação ao período pré-impacto. Somente a continuidade do monitoramento poderá indicar se as interações organismo-ambiente foram perturbadas em virtude do impacto e qual é o potencial de retorno a condições pré-impacto da ictiofauna estuarina do Rio Doce a médio e longo-prazo.

O indicador diversidade genética se mostrou 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 de sete espécies comerciais e ecologicamente importantes de peixes marinhos (*L. analis*, *C. fulva*, *E. morio*) e estuarinos (*T. paulistanus*, *P. harroweri*, *L. grossidens* e *L. breviceps*) por meio de marcadores microssatélites, ao longo do gradiente de impacto da lama de rejeitos da foz do Rio Doce e áreas adjacentes, revelaram alterações em componentes da diversidade genética, dentre eles o equilíbrio de Hardy Weinberg, riqueza alélica, alelos privados e valores de *Fst*.

O equilíbrio de Hardy-Weinberg foi avaliado para verificar se fatores como oscilações genéticas, migração, seleção e mutação, estão atuando na alteração da frequência dos alelos, desta forma, um desvio significativo nas expectativas do equilíbrio de Hardy Weinberg foi encontrado em todas as espécies, principalmente nas estuarinas, com cerca de 55% de loci em desequilíbrio, no total de espécies estuarinas, e 46% de loci em desequilíbrio para as espécies recifais. A inserção de novas amostras em relação ao Ano 2, assim como a avaliação de uma nova espécie, resultou na diminuição

nos loci em desequilíbrio de HWE, melhorando nossos resultados (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 3, Figura 3 e 7*).

Os alelos privados são um indicativo de restrição ao fluxo de genes, gerando diferenciação entre as populações e estão presentes em todas as espécies e locais. As espécies estuarinas apresentaram maior número de alelos privados no estuário do Rio Doce (194 alelos privados), seguindo do estuário do rio São Mateus (167 alelos privados). Para as espécies recifais foi observado maior número de alelos privados na área 1 (Norte de Abrolhos e Royal Charlotte), com 158 alelos (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 3*).

Quando comparados a dados de literatura, todas as espécies analisadas neste estudo apresentaram valores baixos de riqueza alélica. Dentre as espécies estudadas as que apresentaram os menores valores médios de riqueza alélica, em todos os estuários, foram *L. breviceps* e *T. paulistanus* com 3,77 e 4,50 (*Material suplementar A7MICS7, Figura 2 e 6*).

Os valores de *Fst* revelaram uma diferenciação genética significativa e moderada para as espécies estuarinas *T. paulistanus* e *P. harroweri*, entre os quatro estuários (variando de 0,041 a 0,103 e 0,050 a 0,165, respectivamente), enquanto para *L. grossidens* foi observado uma diferenciação genética moderada entre o São Mateus e os demais estuários (variando de 0,042 a 0,059) e para *L. breviceps* as diferenças estiveram entre Caravelas e os estuários restantes (0,116 e 0,177) (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 5*). Todos os valores de *Fst* foram estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ) (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 4 e 5*). Quanto às espécies marinhas, foram observados valores significativos entre todas as áreas para *L. analis* e *E. morio*, com *Fst* variando de 0,008 a 0,051 e 0,003 a 0,036, respectivamente. A espécie *C. fulva* apresentou valor significativo, mas com baixa diferenciação genética entre as áreas 1 e 4 (*Fst* = 0,009) e 2 e 4 (*Fst* = 0,007) (*Material Suplementar A7MICS7, Tabela 9*).

Os valores de *Fst* foram confirmados pela análise de estrutura genética, que retratou dois clusters genéticos ( $k = 2$ ) para espécies estuarinas, onde *T. paulistanus* apresentou uma clara diferenciação das amostras do Rio Doce frente aos demais estuários (*Material Suplementar A7MICS7, Figura 4 e 5*). Entre as espécies recifais, no entanto, três grupos genéticos foram percebidos para *L. analis* e *E. morio* e 2 agrupamentos para *C. fulva* (*Material Suplementar A7MICS7, Figura 8*). A falta de diferenciação genética robusta entre as áreas amostradas para espécies marinhas *C. fulva* e *L. analis* pode ser atribuída à ausência de barreiras biogeográficas e o amplo deslocamento dos organismos no ambiente marinho, ocasionando o maior fluxo genético. Já para *E. morio* foram retratados três grupos genéticos distintos contemplando as áreas 1 e 2, a área 3 e a área 4, podendo estar relacionado à característica biológica da espécie, que forma agregações reprodutivas (*Material Suplementar A7MICS7, Figura 8 e 9*).

Os indicadores da diversidade genética foram mais efetivos nas 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 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, associadas a fundos de lama e areia, permite estabelecer correlações entre os efeitos do alto aporte de sedimento e a estrutura genética destas espécies. Por outro lado, não há evidências de que a lama de rejeito possa ter influenciado a 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 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.

Por meio da telemetria acústica foi constatado que a distribuição do robalo *Centropomus parallelus* está restrita aos canais marginais e profundos no Rio Doce (*Material Suplementar A7MICS8, Figura 1*), mantendo o padrão já observado anteriormente no PMBA/Fest-RRDM (RT-36D/RRDM, 2020b). Esse resultado indica que o assoreamento da região estuarina pode estar restringindo a disponibilidade de *habitat* para a população desta espécie. Desta forma, o adensamento dos robalos nos canais facilita a captura e aumenta a pressão pesqueira sobre a população. Com relação à movimentação dos robalos, não foi verificado migração de indivíduos para montante no Rio Doce, diferentemente do que seria esperado para a espécie (Boucek et al., 2019). Além disso, 44% dos indivíduos rastreados no Rio Doce ( $n = 4$ ) migraram para área marinha e não retornaram, o que não ocorreu no Rio São Mateus, onde nenhum robalo foi detectado na área marinha (*Material Suplementar A7MICS8, Tabela 1*). Adicionalmente, a presença dos robalos na foz do Rio Doce foi afetada significativamente pelos níveis locais de turbidez (GAMM, termo  $s(\text{turbidez})$ :  $edf = 3,53$ ;  $P < 0,001$ ). Os resultados demonstraram que níveis de turbidez acima de 220 NTU reduziram significativamente a presença dos robalos no local. Neste cenário, é importante entender como os sedimentos em suspensão e os elevados níveis de turbidez no Rio Doce afetam os padrões migratórios e a resiliência populacional dos robalos em curto e longo prazo.

Quinze indivíduos de *Mycteroperca bonaci* (badejo-quadrado) foram monitorados através telemetria acústica passiva no PARNA Abrolhos do Ano 1 ao Ano 3 (*Material Suplementar A7MICS10, Tabela 1*). Os indivíduos de *M. bonaci* apresentaram padrões de movimentos variados entre si, exibindo índices de residências e área de vida variados (MCPs entre 0,001 – 36,7 ha e KUDs 95 entre 0,0006 – 12,9 ha) (*Material Suplementar A7MICS10, Tabela 2, Figura 2-9*). O tamanho (comprimento total) dos indivíduos marcados não demonstrou relação direta com a área de vida (*Material Suplementar A7MICS10, Figura 10*). Os peixes utilizaram áreas diferentes, sendo detectados constantemente ao longo do período de estudo, resultando em movimentos heterogêneos entre os indivíduos da mesma espécie, sugerindo síndromes comportamentais na espécie em estudo.



Portanto, se faz necessário o aprofundamento dos estudos de telemetria para avaliação dos padrões de movimentação e de conectividade de habitat, através da inclusão de locais controles, no intuito de entender como espécies com alta capacidade de movimentação, como o badejo-quadrado, poderiam servir de carregadores de metais pesados e contaminantes entre ambientes recifais distintos.

Utilizando análises microquímicas do otólito de três espécies de peixes com importância econômica e ambiental, 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). Os principais elementos químicos utilizados no estudo foram: bário (Ba), ferro (Fe), magnésio (Mg), manganês (Mn), estrôncio (Sr) e o cálcio (Ca) como normalizador (elemento mais abundante na matriz dos otólitos).

Devido suas características biológicas (menor taxa de conectividade e bentônico) o bagre-guri (*Genidens genidens*) demonstrou ser uma ótima espécie sentinela para determinação de impactos antrópicos. Utilizando as concentrações médias das razões Ba:Ca, Fe:Ca e Mn:Ca nos otólitos, ao longo da vida de *G. genidens*, com idade superior a 4 anos (em relação às datas das coletas), pode-se observar que as razões Ba:Ca e Fe:Ca (principal elemento presente na lama do rejeito) foi maior no Rio Doce do que nos demais estuários.

Considerando as razões elementos:Ca na borda dos otólitos (local das últimas deposição de  $\text{CaCO}_3$  e demais elementos químicos que compõem a matriz do otólito) de *Centropomus parallelus*, *C. undecimalis* e *G. genidens* capturados entre janeiro e abril de 2019, observamos que as médias das razões elemento:Ca variou entre os locais de coleta. Para *C. parallelus*, as médias para razão Ba:Ca, apresentaram diferenças significativas entre os estuários, onde a maior média foi no Rio Doce, devido ao grande aporte de sedimento gerado pelo rompimento da Barragem de Fundão. As médias da razão Fe:Ca, entre os locais de coleta, não apresentaram diferenças entre os quatro locais amostrados. Com relação as razões elementos:Ca na borda dos otólitos do *C. undecimalis*, apenas as razões Ba:Ca e Fe:Ca apresentaram diferenças significativas nas concentrações médias, a razão Ba:Ca é semelhante entre Rio Doce, Ipiranga e São Mateus. Para razão Fe:Ca, as médias entre os locais de amostragem não apresentaram diferenças significativas entre Rio Doce, Ipiranga e São Mateus, porém apresentou um padrão decrescente conforme se distancia do local diretamente afetado pelo rompimento da Barragem de Fundão. As análises estatísticas entre os locais para as médias das razões Ba:Ca, Fe:Ca, Mg:Ca, Mn:Ca e Sr:Ca da borda dos otólitos do *G. genidens*, apresentaram diferenças estatísticas. O estuário do Rio Doce, área diretamente afetada pelo rompimento da Barragem de Fundão, apresentou as maiores médias nas razões Ba:Ca, Fe:Ca e Mn:Ca, elementos estes, relacionados com o aporte da lama de rejeito da barragem no Rio Doce. A incorporação dos elementos químicos nos otólitos ocorre de diversas formas e por diferentes fatores bióticos e abióticos, de modo que varia de espécie para espécie, explicando assim as diferentes concentrações dos elementos químicos nos otólitos das três espécies, principalmente do estuário do Rio Doce.

Nos níveis mais elevados da cadeia trófica, o PMBA/Fest-RRDM 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 a ocorrência de cetáceos na área que abrange a região da foz do Rio Doce até a foz do Rio Piraquê-Açu, foram observados indivíduos imaturos na composição dos grupos e registros de comportamento de alimentação de *Sotalia guianensis* ao longo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM. Por monitoramento embarcado, foram realizadas 1257 avistagens, que representam 424 grupos (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 596) observados predominantemente nas faixas de profundidades de 10 a 20 m. Foram observados 41 indivíduos imaturos, em 19 grupos, com um aumento nos registros na área de influência do Rio Piraquê-Açu no Ano 3 (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 596). O comportamento de alimentação também apresentou um aumento de registros na área de influência da foz do Rio Piraquê-Açu (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 598). De maneira geral, notou-se uma preferência do uso da área de influência do Rio Doce para alimentação durante a estação seca, enquanto na estação chuvosa o uso preferencial foi maior na área do Rio Piraquê-Açu (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 598).

No monitoramento por ponto fixo, no qual a visualização é próxima a costa (baixas profundidades), foram realizadas 204 avistagens em Regência e 310 em Aracruz, sendo 99 e 128 grupos, respectivamente. Foram detectadas diferenças significativas no número de grupos entre os pontos A (Rio Doce) e B (Praia de Regência) em Regência ( $p=0,001$ ) em todos os anos monitorados, para um maior registro no ponto B em relação ao ponto A (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 600). Os registros de grupos no período chuvoso no ponto B de Aracruz reduziu cerca de duas vezes do Ano 1 para o Ano 3 ( $p=0,0408$ ; RT-39D/RRDM, 2022, Figura 600), assim como no período seco, em que o Ano 3 apresentou uma diminuição no número de avistagens no ponto B de Aracruz, comparado ao mesmo período do Ano 1 ( $p=0,0476$ ; RT-39D/RRDM, 2022, Figura 600).

Em Aracruz, o número de grupos em comportamento de alimentação no período seco do Ano 3 ( $n=3$ ) foi cinco vezes menor do que no mesmo período do Ano 1 ( $n=17$ ) ( $p=0,0454$ ) (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 2*). Uma diferença também é observada quando se compara o período seco do Ano 3 entre as áreas amostrais (Regência  $n=13$ ; Aracruz  $n=3$ ;  $p=0,0259$ ) (*Material Suplementar A6MCS1, Figura 2*), havendo uma inversão em relação aos anos anteriores, quando os pontos fixos de Aracruz tiveram três e duas vezes mais registros de alimentação no Ano 1 e Ano 2, respectivamente, em relação à Regência. Apesar de no Ano 3 o número de grupos ter aumentado nos pontos fixos de Regência no período seco e reduzido nos pontos de Aracruz, os registros realizados pelo monitoramento embarcado mostram uma tendência de movimentação e maior uso em direção à área de influência da foz do Rio Piraquê-Açu. Essa mesma tendência tem sido registrada para o comportamento de alimentação, sendo mais amostrado na área de influência do Rio Piraquê-Açu com o passar dos anos. As duas metodologias apontaram a área de influência da foz do Rio Doce como uma área de maior uso da

espécie no período seco, enquanto a área de influência do Rio Piraquê-Açu apresentou maior uso no período chuvoso.

Durante os três anos de monitoramento foi possível constatar a predominância dos encalhes de exemplares machos e das espécies boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e toninhas (*Pontoporia blainvillei*). Em relação à faixa etária no Ano 3 e fases Pretérita (pré-rompimento da barragem de Fundão) e PMBA/Fest-RRDM, o boto-cinza apresentou maior ocorrência de encalhes de adultos (média: 55 %), já as toninhas tiveram a predominância de animais imaturos (médias: filhotes com 21 % e juvenis 49 %). No entanto, na fase aguda do rompimento da barragem de Fundão (fase pré-PMBA/Fest-RRDM) houve predominância dos encalhes de animais imaturos, tanto para o boto-cinza (40 % filhotes e 47 % juvenis), quanto para as toninhas (6 % filhotes e 45 % juvenis) sugerindo a possibilidade de impacto nessas espécies. Da mesma forma, a análise das taxas de encalhes anuais sugere influência do impacto sobre as populações de boto-cinza e toninha, com aumento de encalhes para o boto mais acentuado na fase aguda do rompimento da barragem (fase pré-PMBA/Fest-RRDM, início do aumento em 2015 a 2017, com maior ocorrência no período chuvoso) e para toninha na fase crônica (fase PMBA//Fest-RRDM aumento acentuado nos anos 2019 e 2020, período chuvoso). Em relação a distribuição sazonal observou-se que o maior índice de encalhes no verão do Ano 1 e Ano 3 para o boto-cinza e para as toninhas foram maiores nos dois primeiros anos do PMBA.

Contudo, as toninhas apresentaram algo atípico que sinaliza uma possibilidade de impacto com maior incidência para a fase aguda imediatamente após o rompimento da barragem de Fundão/Mariana (fase Pré-PMBA/Fest-RRDM), uma vez que, na série histórica analisada (fase pré-PMBA/Fest-RRDM) a tendência de encalhes para a espécie acontecia no verão e após a chegada do rejeito houve predominância de encalhes fora da época, na situação de inverno e com grandeza na ordem de 3,5 vezes maior que a fase pretérita. A taxa de distribuição espacial de encalhes para a toninha na fase pretérita era mais próxima da foz do Rio Doce ao longo do litoral de Linhares, já, após o desastre, os encalhes desta espécie predominaram mais afastada da foz no município de São Mateus.

Para os botos-cinza os maiores índices de encalhes se concentraram na região norte, na fase aguda do rompimento da barragem (Pré-PMBA/Fest-RRDM). De modo geral, a região norte do ES, demonstrou maior número de encalhes durante os três anos de PMBA/Fest-RRDM e as causas de óbito mais observadas durante o monitoramento foram os emalhes acidentais e os processos infecciosos. A taxa de óbitos de botos-cinza por ocorrência de doenças infecciosas na análise pretérita com a fase aguda (Pré-PMBA/Fest-RRDM) e crônica (PMBA/Fest-RRDM) do rompimento da barragem houve um aumento de 14 vezes maior na fase aguda e outro aumento expressivo na fase crônica de 19 vezes. 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-RRDM) do rompimento da barragem. É importante ressaltar que 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 rompimento da barragem (*Material Suplementar A6MCS2*).

Com relação ao estado de saúde dos cetáceos, as análises de histopatologia do Ano 3 identificaram que ao menos 70% dos espécimes avaliados pelos achados patológicos pulmonares encontravam-se com comprometimento da saúde. Todos os achados histopatológicos do Ano 3 foram compatíveis com a literatura e também não divergiram dos resultados do Ano 1 e Ano 2, bem como os dados pretéritos de 2011, 2012 e 2013 avaliados no Ano 2. A qualidade das amostras histológicas comprometeu a identificação das prevalências e a determinação das causas de morte, contudo ainda pode-se confirmar que a saúde dos cetáceos estava comprometida, com os diversos achados patológicos e podem ser indicativos da qualidade do *habitat*. Muitas alterações ósseas foram descritas, desde origem traumáticas, patológicas e degenerativas, além de anomalias consideradas congênitas que se destacaram pelo alto índice de aparecimento nos espécimes da costa do Estado do Espírito Santo, que podem estar relacionadas tanto a fatores genéticos quanto ambientais (*Material Suplementar A6MCS3*).

Na análise de microbiologia (bactérias e fungos) do Ano 3 destacaram-se as bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Serratia*, que podem causar diversas infecções, contribuir para a diminuição da imunidade, na debilidade e saúde dos indivíduos ou até mesmo ser a causa de morte. As bactérias isoladas no Ano 3 foram compatíveis com as encontradas no Ano 1 e Ano 2, entretanto, no Ano 2 observou-se bactérias que não foram relatadas no Ano 1, o que chama a atenção para a variação dos microrganismos que estão presentes no ambiente e estão acometendo os cetáceos, podendo indicar mudanças ambientais e na saúde em geral. Os patógenos podem atuar como indicadores de mudanças ambientais, por isso seu monitoramento é considerado essencial na verificação da qualidade do *habitat*.

Considerando as análises em cetáceos de contaminantes, isótopos estáveis e idade/reprodução, durante os três anos do PMBA/Fest-RRDM foram analisados 157 indivíduos (Região 1-São Mateus, n= 69; Região 2-Rio Doce, n= 9; Região 3-Barra do Riacho, n= 19; Região 4-Metropolitana, n= 31; Região 5-Extremo Sul, n=29) de *Sotalia guianensis*, a espécie mais frequentemente coletada na costa do Espírito Santo. Adicionalmente, foram analisados 18 (Região 1-São Mateus, n=16; Região 2-Rio Doce, n= 1; Região 3-Barra do Riacho, n= 1) indivíduos da segunda espécie mais comum na região, *Pontoporia blainvillei*, durante os Anos 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM. Vale lembrar que durante o Ano 1, as toninhas foram analisadas no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (*Franciscana Management Area I – FMA I*), que visou atender às obrigações de natureza compensatória no âmbito do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal. Ainda, dois indivíduos da espécie *Steno*

*bredanensis* foram analisados durante o Ano 1 do projeto, entretanto, a discussão dos resultados para esta espécie ficou limitada, devido ao baixo número amostral.

Com relação ao estado de saúde dos cetáceos analisados podemos destacar em relação às concentrações de elementos-traço, 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, exceto para a Região 2, próxima ao Rio Doce. As concentrações hepáticas médias dos indivíduos de botos-cinza analisados durante o Ano 3 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 A6MCS1, Tabela 3*). 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. Em relação a dados pretéritos, indivíduos de *Pontoporia blainvillei* da costa do Espírito Santo coletados no período de 2003 a 2015 apresentaram concentrações de HgT no músculo, fígado e rim similares aos encontrados no PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A6MCS4, Tabela 4*).

Para os demais elementos-traço, concentrações elevadas de Fe, Mn e Cd ainda foram encontradas em alguns indivíduos de *Sotalia guianensis* analisados no Ano 3. É importante levar em consideração que tais elementos também são destacados nos principais resultados de outros Subprojetos que compõem o PMBA/Fest-RRDM, como os achados do Ambiente Dulcícola, indicando altas concentrações próximo à foz do Rio Doce, principalmente nos períodos chuvosos. As concentrações medianas de Cd no rim para todas as regiões da costa de ES estão acima dos valores reportados na literatura. Destaca-se a região 3-Barra do Riacho, que teve suas concentrações medianas de Cd no fígado e no rim aumentadas com o acréscimo do animal EAE\_S117 (uma fêmea adulta) entre o RSE2021 (RRDM, 2021a) e o presente relatório. Este indivíduo apresentou as maiores concentrações de Cd encontradas ao longo de todo o PMBA/Fest-RRDM.

Ainda, na região do Rio Doce, as concentrações medianas de Mn no fígado e rim também subiram com o acréscimo de animais analisados neste RA2021. Alguns indivíduos apresentaram elevadas concentrações musculares de Fe na Região Extremo Sul. Com exceção do Cd, as medianas das concentrações dos elementos-traço estão na mesma ordem de magnitude daquelas reportadas na literatura. Entretanto, a literatura apresenta estudos realizados em diferentes estados da costa brasileira, inclusive em áreas mais urbanizadas e industrializadas que a costa do ES.

É importante ressaltar a boa cobertura espacial das amostras, que só foi possível com o acúmulo de amostras ao longo dos 3 anos de monitoramento: (1) Região São Mateus,  $n=56$ ; (2) Rio do Doce,  $n=9$ ; (3) Barra do Riacho,  $n=17$ ; (4) Metropolitana,  $n=26$  e; (5) Extremo Sul,  $n=26$ , possibilitando análises estatísticas em todas as regiões. Comparando as cinco regiões da costa do ES (variação espacial) foram encontradas diferenças significativas nas concentrações hepáticas de Cu ( $1>2>4\sim5>3$ ), Fe ( $5>3>1>4>2$ ) e Mn ( $1>2>3>4>5$ ); e nas concentrações renais de Cd ( $3>4>1>2>5$ ), Mn ( $1>2>4>3>5$ ) e



Zn ( $1>2>5\sim4\sim3$ ). Com o aumento de indivíduos coletados e analisados nas Regiões do Rio Doce e da Barra do Riacho, um melhor panorama para essas áreas foi obtido. Ainda assim, uma análise comparativa entre os três anos do PMBA/Fest-RRDM (variação temporal) só foi possível para a Região de São Mateus, a única que possuiu n amostral significativo para tal avaliação, e foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de Cd, (pré-PMBA $>1>3\sim2$ ), Fe (pré-PMBA $>1>2>3$ ) e Zn (pré-PMBA $\sim3>2>1$ ) no fígado; Cu ( $1>\text{pré-PMBA}>3\sim2$ ) e Zn ( $1>3>\text{pré-PMBA}>2$ ) no músculo; e Cu (pré-PMBA $>2>1>3$ ) e Zn (pré-PMBA $\sim1>3>2$ ) no rim. Com a análise conjunta de dados do Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM foi possível obter uma cobertura amostral relevante da costa do ES para o entendimento do perfil das concentrações de elementos nestes animais, com dados mais robustos do que os relatórios anteriores (*Material Suplementar A6MCS4*).

Para as toninhas (*Pontoporia blainvillei*), não houve novos dados entre o RSE2021 (RRDM, 2021a) e o presente RA2021. Desta forma, finalizando o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, continuam em destaque as concentrações de Fe e Mn encontradas no fígado e a concentração de Cd no rim estão acima daquelas reportadas por alguns estudos. As concentrações medianas de Cd no rim dos animais analisados no PMBA/Fest-RRDM são maiores do que os valores pré e pós-rompimento do trabalho de Manhães et al. (2021), 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  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ). As medianas das concentrações de Fe no fígado dos animais analisados neste PMBA/Fest-RRDM também são maiores que as dos animais pré e pós-rompimento da barragem (2015-2019) reportados por Manhães et al. (2021), novamente com destaque para o único indivíduo da Região 2-Rio Doce (EAE\_S44=593  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ). Inversamente, as concentrações medianas Mn no fígado são maiores nos animais analisados logo após o rompimento da barragem de Fundão (2015 a 2019, Manhães et al., 2021) do que as encontradas neste PMBA/Fest-RRDM. Estes achados, embora limitados pelo número amostral de dez indivíduos (nove da região 1-São Mateus e um da região 2-Rio Doce), corrobora o aumento nas concentrações de Fe, Mn e Cd após o rompimento da barragem e a chegada da lama de rejeitos na costa do Espírito Santo, como já reportado em outros Subprojetos deste PMBA/Fest-RRDM. 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, assim como já obtivemos para *Sotalia guianensis* (*Material Suplementar A6MCS4*).

Com relação às concentrações médias de compostos organoclorados nos cetáceos, foram encontradas altas concentrações de  $\Sigma\text{PCB}$  em botos-cinza das 5 regiões monitoradas, 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. Comparativamente, as toninhas ( $n = 8$ ) coletadas na região 1 apresentaram concentrações menores de  $\Sigma$ PCB e  $\Sigma$ DDT e similares de HCB e Mirex aos botos-cinza ( $n = 43$ ) da mesma região, no entanto o número amostral das toninhas ainda é baixo e requer maior investigação, além de serem cetáceos pertencentes a outra família, podendo apresentar diferenças fisiológicas que influenciam em seu perfil toxicológico e risco associado (*Material Suplementar A6MCS5*).

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. Já os compostos organobromados de origem antrópica, as concentrações médias de PBDE em botos-cinza das cinco regiões são similares, exceto pela região 2-Rio Doce, cuja concentração é uma ordem de grandeza inferior às demais regiões. 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 A6MCS6*).

Sobre as concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) o perfil foi similar entre todas as regiões, demonstrando um predomínio de HPAs de origem pirolítica. 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 22% dos indivíduos e em toninhas, foi detectado em 43%. 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  $\Sigma$ HPAsUSEPA encontram-se na mesma ordem de grandeza que indivíduos da mesma espécie da Baía de Guanabara, RJ, exceto para a região São Mateus deste estudo, que apresentou valores uma ordem de grandeza superiores aos observados por Barros (2014) (*Material Suplementar A6MCS7, Tabela 2*).

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*. Dos exemplares de boto-cinza analisados, a partir da determinação das idades, 55% eram maduros e 45% eram imaturos (*Material Suplementar A6MCS8*). Esse resultado representa uma reversão da proporção maduros:imaturos observada nos relatórios anteriores. Dos animais cuja maturidade foi determinada pela análise das gônadas, 59,6% eram imaturos (66,7% dos machos e 52% das fêmeas) (*Material Suplementar A6MCS6*). Portanto, os resultados obtidos com as duas metodologias agora divergem, e a continuidade do monitoramento e das análises é necessária para avaliar se houve mudança temporal

nos padrões e se essa divergência é resultado da amostragem (que é cerca de 50% menor no caso das gônadas em relação aos dentes).

Neste relatório também são apresentadas informações para a toninha (*P. blainvillei*), tendo sido reunido um número mínimo de amostras para análise estatística ( $n = 16$ , lembrando que essa espécie só foi incluída no PMBA/Fest-RRDM em 2020. A partir da análise de idade, 56% eram imaturos e 44% maduros (*Material Suplementar A6MCS8*). Esse resultado coincide com os obtidos no monitoramento realizado entre 2015 e 2019 na mesma área ( $n = 45$ ), em que 70,8% dos animais eram imaturos (Manhães et al. 2021b).

Ao longo dos três anos de monitoramento, foi realizada a análise de isótopos estáveis de carbono e de nitrogênio em 152 espécimes de três espécies de cetáceos: *Sotalia guianensis* ( $n = 140$ , sendo oito filhotes), *Pontoporia blainvillei* ( $n = 10$ ) e *Steno bredanensis* ( $n = 2$ ). Os resultados em amostras de *S. guianensis* coletadas nos Anos 1, 2 e 3 ( $n = 132$ ) apontam para uma separação em pelo menos três grupos: região 1 (São Mateus), regiões 2, 3 e 4 (Rio Doce, Barra do Riacho e Metropolitana) e região 5 (Extremo sul) (*Material Suplementar A6MCS9, Tabela 1 e 3; Figura 3*). Esses resultados sugerem ecologia alimentar e área de forrageamento distintos para os indivíduos da espécie 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. Diante disso, um impacto local pode afetar toda uma população ecológica de *S. guianensis* em particular. Não foi encontrada diferença na ecologia alimentar entre fêmeas e machos, assim como entre juvenis e adultos de *S. guianensis*. A única exceção foi na região 5, sendo que os adultos apresentaram valor médio de  $\delta^{15}\text{N}$  maior em relação aos juvenis, sugerindo que se alimentam de presas de nível trófico mais elevado.

Os resultados de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  das presas em cada local de coleta (*Material suplementar A6MCS5, Tabela 2*) reforçam a hipótese que os espécimes de *S. guianensis* da região 1 e 2 tem área de forrageio distinta (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 612), conforme apontado nos relatórios anteriores. Os espécimes de *S. guianensis* 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. Em relação à *P. blainvillei*, foi verificado valores diferentes de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  entre os indivíduos coletados na região 1 ( $n = 9$ ;  $-16,4 \pm 0,3 \text{ ‰}$  e  $13,6 \pm 0,6 \text{ ‰}$ ) e região 2 ( $n = 1$ ;  $-16,5 \text{ ‰}$  e  $12,7 \text{ ‰}$ ) (RT-39D/RRDM, 2022, Figura 611), porém não foi possível aplicar tratamento estatístico nos dados devido ao pequeno  $n$  amostral. Ainda, os valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  de *P. blainvillei* foram distintos em relação aos indivíduos de *S. guianensis* coletados nas cinco regiões, sugerido que essas espécies ocupam nichos ecológicos distintos ou possuem 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 A6MCS9*).

Dados dos índices de diversidade e estruturação genética com marcadores moleculares mitocondriais para indivíduos da espécie *Sotalia guianensis* (boto-cinza), do litoral do Espírito Santo avaliados até março de 2021 ( $n = 301$ , fase Pretérita e fase Pós-rompimento da barragem de Fundão) evidenciaram a presença de duas populações, Região Norte + Região Central (sob maior influência do Rio Doce) e Região Extremo Sul. A estruturação temporal em dois períodos Pré- ( $n = 118$ ) e Pós-rompimento ( $n = 183$ ) da barragem de Fundão se manteve. Os menores valores de diversidade genética continuam sendo observados para a região sobre maior influência do Rio Doce (Região Norte + Região Central,  $n = 252$ ;  $N_h = 13$ ;  $h = 0,6624$ ;  $\pi = 0,148$ ) e para o período Pós-rompimento ( $N = 183$ ;  $N_h = 6$ ;  $h = 0,459$ ;  $\pi = 0,076$ ) (*Material Suplementar A6MCS10, Tabelas 1, 2, 3*). Marcadores moleculares nucleares (microsatélites) para o boto-cinza ( $N = 252$ , fase pretérita e Pós-rompimento da barragem de Fundão) evidenciaram valores de diversidade genética baixos, mas que ainda precisarão ser refinados. Foram identificadas duas populações, Região Norte-Central e Região Extremo Sul (*Material Suplementar A6MCS10, Figura 3, Tabelas 4, 5, 6*). Assim como no DNA mitocondrial, foi possível observar estruturação temporal em dois períodos Pré- ( $N = 88$ ) e Pós-rompimento ( $N = 163$ ) (*Material Suplementar A6MCS10, Tabela 4 e 5*). Para a espécie *Pontoporia blainvillei* (toninha), continua sendo observada uma baixa diversidade genética mitocondrial ( $N = 67$ ;  $N_h = 3$ ;  $h = 0.059$ ;  $\pi = 0.034$ ), com um haplótipo principal, observado em 97% da população do litoral do Espírito Santo.

Com relação a interação de cetáceos com a pesca, durante o Ano 1 foi realizado monitoramento da pesca em seis comunidades através de entrevistas durante o desembarque pesqueiro. Nesta fase, os dados eram voltados para a atividade da pesca, tipos de equipamentos e interação com cetáceos. Foi também um período para se estabelecer uma relação de confiança com as comunidades antes de se discutir as questões relativas ao rompimento da barragem. Durante o Ano 3, foram entrevistados 94 membros das mesmas seis comunidades para avaliar sua percepção do impacto do rompimento da barragem sobre a atividade pesqueira (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 1*). A faixa etária, o tempo de exercício da atividade e os materiais de pesca que possuem podem ser vistos no *Material Suplementar A6MCS11, Figura 2, 3 e 4*. Todos os 94 entrevistados afirmaram que a pesca foi afetada pelo rompimento da barragem. Para 54,2% a pesca precisou ser interrompida em algum momento, 53,2% disseram ter que aumentar o esforço de pesca e 44,7% tiveram que buscar outras áreas de pesca (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 5*). Questionados por quanto tempo a pesca foi afetada, a grande maioria (96,8%) afirma que a pesca ainda é afetada (entrevistas feitas em fevereiro de 2021).

Dos entrevistados, 74,5% dos pescadores informaram ter percebido mudanças no pescado. O tipo de mudança observado era uma pergunta aberta, então cada pescador podia descrever com suas próprias palavras o que tinha observado. Buscou-se agrupar estas respostas em categorias, sendo que algumas respostas abrangiam mais de uma categoria (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 6*). Dos 70 pescadores que observaram mudanças, 62,9% relataram a presença de peixes mortos ou doentes. Alguns depoimentos: “os peixes e os camarões estão contaminados, eles vêm com uma cor cinza não tem mais a cor normal”; “peixe com deficiência física, escamas com coloração diferente”; “muito peixe morto em várias regiões de pesca. A curvina tem diminuído, principalmente no inverno”. Para 34,3%

deles, os peixes ou a pesca diminuíram: “*não pode pescar pescadinha, diminuiu a pesca*”; “*os peixes sumiram, estão em áreas mais distantes, estão doentes e com feridas*”; “*diminuiu o pescado, os peixes estão vindo mais magros (secos)*”. Dos 94 pescadores entrevistados, 57 deles (60,6%) afirmaram que houve mudanças em relação à avistagem de golfinhos e baleias após o rompimento da barragem, com a maioria (71,9%) informando que estes animais são vistos com menor frequência (*Material Suplementar A6MCS11, Figura 6*).

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 Ano 3. *Phaethon aethereus* e *Sula leucogaster* seguem utilizando o entorno do arquipélago de Abrolhos como área de forrageio, *T. chlororhynchos* e *Pterodroma arminjoniana* permanecem utilizando a plataforma continental adjacente à foz 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, e uma substancial diminuição no Ano 3, sugerindo uma diminuição na variedade de presas capturadas. Para *S. leucogaster*, foi observada variação temporal na amplitude do nicho isotópico inversa à de *P. aethereus*, visto que há uma tendência temporal de aumento do nicho isotópico. Em suma, as aves permanecem explorando áreas de forrageio similares entre os períodos pré e pós-rompimento, mas, no Ano 3, foi observada uma variação marcante na amplitude do nicho isotópico para *P. aethereus* e *S. leucogaster*, sugerindo uma alteração ecossistêmica, que resultou na redução do conjunto de presas exploradas por ambas as espécies.

De modo geral, 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. O aumento significativo de As no sangue das aves segue padrão observado no ambiente marinho, a partir de dados de material particulado em suspensão (Subprojeto Hidrogeoquímica - Anexo 3 Fest-RRDM). 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 3, 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. Uma alteração na composição de alelos tem sido observada para *P. aethereus* e *S. leucogaster* após o rompimento em comparação com dados pretéritos, com destaque para o aumento no déficit de heterozigotos em *S. leucogaster*.



A partir de dados fornecidos pelo Parque Nacional Marinho dos 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* e um baixo sucesso de eclosão de *P. aethereus* em Abrolhos. Não foi possível obter dados para *P. arminjoniana* (amostragem na ilha da Trindade), *Sterna hirundinacea* (ilhas costeiras do Espírito Santo), e *T. chlororhynchos* no Ano 3 devido às restrições impostas pela pandemia de COVID-19. No entanto, uma análise global dos resultados do Ano 3 indica uma clara continuidade de uso da foz do Rio Doce e adjacências pelas aves marinhas e costeiras para alimentação e, portanto, espera-se que essas espécies estejam sendo impactadas pela contaminação crônica da mesma forma que foi detectada nas aves de Abrolhos.

Para os estudos com as tartarugas marinhas, três espécies foram monitoradas, sendo *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 1*), e avaliadas quanto a diversidade genética para os marcadores mitocondriais (região D-loop do DNA mitocondrial) e de microssatélites (DNA nuclear), e quanto a saúde para fêmeas de *C. caretta* e juvenis de *C. mydas* (*Material Suplementar A6MTS1*). A amostragem têm sido realizada nas áreas impactadas do Espírito Santo (ES) (foz do Rio Doce) (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 2*) durante os Anos 1, 2 e 3 do PMBA/Fest-RRDM, e foram comparadas: (1) com amostras das áreas não-impactadas da Bahia (BA) (Arembepe, Praia do Forte e Coroa Vermelha) (*Material Suplementar A6MTS1, Figura 2*); (2) com dados da literatura (Stewart e Dutton, 2011; Naro-Maciel et al., 2012; Dutton et al., 2013; Shamblin et al., 2014; Vargas et al., 2019); (3) com amostras coletadas pré-rompimento da barragem e que foram doadas por meio de parcerias acadêmico-científicas; e (4) com os dados compilados pré e pós-rompimento da barragem (*Material Suplementar A6MTS2, Quadro 1; Material Suplementar A6MTS3, Quadro 1*).

Até o momento, para o DNA mitocondrial, foram observados haplótipos exclusivos para *C. mydas* e *C. caretta* nas áreas avaliadas que designam linhagens exclusivas do Oceano Atlântico Sul. Foram observadas reduções significativas na distribuição e/ou frequência dos haplótipos para as três espécies de tartarugas e que interferiram diretamente em suas diversidades haplotípicas e nucleotídicas quando os períodos e áreas foram comparados (*Material Suplementar A6MTS2, Tabela 1; Figuras 2A-F; 3A-I; 4A-E*). Para a população de *C. caretta* da área impactada da foz do Rio Doce, houve perda de 12 % da diversidade haplotípica quando os períodos pré e pós-rompimento da barragem foram comparados, além da diversidade genética encontrada ter sido 21 % menor em comparação com a área não-impactada de Arembepe (BA) (*Material Suplementar A6MTS2, Tabela 1, Figura 2A-F*). Para a população de *C. mydas* da área impactada APA Costa das Algas (ES), houve uma redução de 13 % na diversidade haplotípica em relação ao período pré-rompimento da barragem, sendo que a diversidade haplotípica foi 17 % menor na área impactada do que na área não-impactada Coroa Vermelha (BA) (*Material Suplementar A6MTS2, Tabela 1, Figura 3A-I*), configurando ainda, como uma das menores diversidades da espécie já relatadas para áreas de alimentação no Atlântico Sul (Savada et al., 2021). Para *D. coriacea* da foz do Rio Doce, houve redução de 8% da diversidade haplotípica

quando os períodos pré e pós-rompimento da barragem foram comparados (*Material Suplementar A6MTS2, Tabela 1, Figura 4A-E*).

Já para os dados de microssatélites, até o momento, detectou-se oscilações na diversidade genética (Na, Ar, Ho e He) e no tamanho populacional (Ne) para as três espécies de tartarugas quando os períodos (pré e pós), entre os anos e áreas foram comparados (*Material Suplementar A6MTS2, Tabela 3, Figuras 2G; 3J; 4F*). Tais oscilações podem ser decorrentes de mudanças na composição e variação genética, aumentando as diferenças genéticas entre as populações (estrutura populacional) avaliadas (*Material Suplementar A6MTS2, Tabela 2*), e que podem estar relacionadas com a perda de haplótipos e alelos promovidos pela diminuição (gargalo) do tamanho populacional efetivo (*Material Suplementar A6MTS2, Tabelas 1 e 3*). O que também podem ter influenciado nos padrões espaço-temporais específicos detectados entre os períodos pré e pós-rompimento e entre as áreas avaliadas para *C. caretta* e *D. coriacea* (*Material Suplementar A6MTS2, Figuras 2H-I e 4G-H*). Já as populações de *C. mydas* apresentam três padrões genéticos amplamente distribuídos entre os anos e áreas (*Material Suplementar A6MTS2, Figura 3K*), podendo indicar que os juvenis de ambas as áreas compartilham o(s) mesmo(s) local(is) de nascimento e, conseqüentemente, a mesma origem genética (*Material Suplementar A6MTS2, Figura 3L-M*). A situação de *D. coriacea* para área impactada do ES (Foz do Rio Doce) é a mais delicada, pois ela apresenta um dos menores índices de diversidade genética (*Material Suplementar A6MTS2, Tabela 3, Figura 4A-F*) quando comparados com dados compilados da literatura para a espécie (Crim et al., 2002; Alstad et al., 2011; Stewart E Dutton, 2011).

A saúde dos juvenis de *C. mydas* das áreas impactadas da APA Costa das Algas (ES) apresenta uma situação complexa por estas estarem menos saudáveis (alterações em parâmetros clínicos, bioquímicos e hematológicos) ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM, quando comparados com a população de *C. mydas* da área não-impactada, Coroa Vermelha (BA) (*Material Suplementar A6MTS3, Tabelas 1 e 2*). A infestação por ectoparasitas se manteve maior nas tartarugas do ES, assim como a maior prevalência de fibropapilomas (*Material Suplementar A6MTS3 Figura 2*). Apesar das tartarugas da BA apresentarem fibropapilomas, nenhuma apresentou escore severo da doença (*Material Suplementar A6MTS3, Tabela 1*). Comparando com os dados pretéritos do Instituto Marcos Daniel, a prevalência de fibropapilomatose foi maior para ES do que para BA nos 5 anos anteriores a 2021, com uma redução em 2020, mas ainda superior do que na BA (*Material Suplementar A6MTS3, Figura 3*). A presença periódica dos rejeitos remobilizados pelas condições oceanográficas e hidrológicas (RT-23/RRDM, 2019), expõe constantemente as tartarugas *C. mydas* do ES aos metais 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.

Ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM, as tartarugas *C. caretta* que desovam na área impactada da foz do Rio Doce (ES) apresentaram uma condição corporal pior do que as tartarugas da área não-impactada, Arembepe (BA), com maior carga epibiônica e maior contagem de parasitas (*Material Suplementar A6MTS3, Figura 4*), além de continuarem apresentando lesões oculares e tumores

sugestivos de fibropapilomatose (*Material Suplementar A6MTS3, Tabela 4*). No Ano 3, observa-se que as tartarugas do ES apresentaram menores contagens de leucócitos, heterófilos e monócitos, e maiores contagens de trombócitos e linfócitos, o que pode estar relacionado a doenças inflamatórias, infecções parasitárias, resposta a tumores (como fibropapilomas) e/ou função imune suprimida (*Material Suplementar A6MTS3, Tabela 5*). As diferenças encontradas para os parâmetros bioquímicos, indicam que tais parâmetros isolados não são indicativos de uma condição clínica específica, podendo estar relacionados ao período reprodutivo.

Assim, diante de nossa avaliação integrada, 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. A redução da diversidade genética, do tamanho populacional (*Material Suplementar A6MTS2*), o comprometimento imunológico, a vulnerabilidade a doenças, as alterações físico-químicas do ambiente praial e áreas neríticas (RT-17/RRDM, 2019; RT-20/RRDM, 2019; RT-36D/RRDM, 2020; RT-36E/RRDM, 2020) e a diminuição da quantidade de ovos depositados e da taxa de eclosão dos ninhos (RT-23/RRDM, 2019) são algumas das condições desfavoráveis que as tartarugas estão sujeitas. Além das ameaças citadas, observou-se também a contaminação dos ovos e natimortos de *C. caretta* com metais pesados correlacionados com a pluma de rejeitos da barragem de Fundão (*Material Suplementar A6MTS3*), fato que também foi diagnosticado durante os anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, para outros grupos taxonômicos em diferentes níveis tróficos (RT-17/RRDM, 2019; RT-19H/RRDM, 2019; RT-20/RRDM, 2019). Os juvenis de *C. mydas* estudados estão ainda mais suscetíveis aos malefícios causados por contaminantes como os encontrados nas áreas monitoradas no ES (*Material Suplementar, A6MTS1, Figuras 5-6, Bianchini, 2016; Fernandes et al., 2016; RT36E/RRDM, 2021*), 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). Destacamos que a população de *D. coriacea* merece especial atenção pois é uma população criticamente ameaçada de extinção (Tiwari et al., 2013), pouquíssimo abundante, de baixo tamanho populacional efetivo (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 3*) e que possui na Foz do Rio Doce a única localidade regular de desova na região do Atlântico Sudoeste (Colman et al., 2019).

A megafauna na região da Plataforma Continental também foi avaliada em estudos de monitoramentos bioacústicos, sobrevoos tripulados e monitoramento com drone. Os resultados obtidos a partir dos sobrevoos tripulados apontam que a população de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) que ocorre no litoral do Espírito Santo (ES) está isolada e apresenta a menor densidade de indivíduos e área de vida dentre todas as populações da espécie. 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 mostrou que, ao longo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM, a população remanescente da toninha na área de manejo FMA I concentrou-se ao

sul da foz do Rio Doce. Além disso, foi demonstrado o efeito da turbidez das áreas mais impactadas pela lama na atenuação e degradação dos sinais acústicos (cliques de ecolocalização) usados pela espécie na busca por alimento. Essa região ao sul do Rio Doce, também apresentou alta densidade de grupos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*).

A integração dos resultados de quatro 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, 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.

Ressalta-se a presença de uma população de cetáceo isolada pertencente a uma espécie altamente ameaçada que é a toninha (*Pontoporia brainvillei*). No período monitorado, foi constatada a presença que não mais do que 194 fêmeas em idade reprodutiva e há indícios de redução gradativa da área de ocupação desse restrito grupo de animais com predominância ao sul do foz do Rio Doce, área mais impactada pela lama de rejeito. Dessa forma, medidas de proteção e recuperação dessa área visando a redução desse e demais impactos que atingem essa e as demais espécies são urgentes.

O monitoramento ecotoxicológico, realizado pelo Anexo 1 no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, executou seis campanhas de set/out de 2018 até jul/ago de 2021, as quais estão 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); e Campanha 6, realizada em jul/ago de 2021 (período seco). Cabe ressaltar que devido à pandemia da COVID-19, o Anexo 1 não realizou amostragem em ago/set de 2020 (período seco). No monitoramento avaliou-se a condição ecotoxicológica da água, sedimento e biota, através de, basicamente, quatro índices: bioacumulação de metais, biomarcadores, testes de toxicidade e comunidade microbiana; além da determinação de metais e As nas amostras de água e sedimento.

De maneira geral, as análises ecotoxicológicas apresentaram perfis espaciais e sazonais que acompanharam as variações abióticas, sendo evidenciado efeitos principalmente nos setores onde há sinal do rejeito de mineração nos depósitos sedimentares. Setores como a Foz do Rio Doce, APA/REVIS e Norte, com destaque para a região de Degredo, corroboram esta expectativa, uma vez que apresentaram os maiores níveis de contaminação por metais na água e sedimento ao longo de todo período de monitoramento realizado pelo Anexo 1.

Os padrões de bioacumulação de metais e As pelos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica marinha foram analisados por comparações com dados pretéritos e através do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação). Com relação à concentração de metais na biota, os níveis de Fe nos organismos-base da cadeia trófica (plâncton) coletados durante os períodos chuvoso (jan/fev 2021) e seco (jul/ago 2021) de 2021 ainda estão elevados em comparação com os dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão, sendo os maiores valores médios registrados para os períodos chuvosos de 2020 e 2021, coincidindo com períodos de maior vazão do Rio Doce. Adicionalmente, outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Hg e Pb, ainda são encontrados em níveis elevados no zooplâncton, mesmo após seis anos do rompimento da barragem (*Material Suplementar A1MS3, Quadro 1*).

Os resultados do IBR bioacumulação para a campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev 2021) apontaram que no plâncton (considerando o fito e o zooplâncton em conjunto) amostrado na foz do Rio Doce a concentração de metais foi maior do que nos demais setores, mantendo-se elevada, como na campanha do período chuvoso de 2020 (jan/fev 2020). Isto indica um alto grau de contaminação neste setor. Para o caso do período seco (jul/ago 2021), é possível observar uma diminuição no valor de IBR bioacumulação no setor Foz, o qual chegou próximo aos níveis mais baixos observados ao longo dos três anos de monitoramento. Por outro lado, houve um aumento no setor Norte, chegando próximo aos níveis observados durante a campanha de jan/fev 2021. Os elementos que melhor caracterizaram o aumento no IBR bioacumulação neste setor foram Hg, As e Cr (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 1 e 2*). Em termos gerais, é possível observar que os valores de IBR bioacumulação no plâncton marinho ao longo dos três anos de monitoramento apresentaram grande variação espaço-temporal. Durante o Ano 1, a contaminação destes organismos foi evidentemente maior nos setores APA e Norte, principalmente durante a primeira campanha (set/out 2018). Os níveis de metais/As no plâncton só voltaram a aumentar na campanha do período chuvoso de 2020 (jan/fev), com elevações expressivas principalmente no setor Foz, mas também Norte. Esta elevada contaminação no setor Foz perdurou até a campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev), mas reduziu drasticamente no último período de avaliação. Já, a contaminação do plâncton setor Norte voltou a aumentar no período seco de 2021 (jul/ago) (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 1 e 2*).

Tendo em vista o ciclo de vida relativamente curto dos organismos zooplanctônicos, 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. Esta observação, especificamente para áreas mais impactadas, se repete em níveis tróficos superiores. Neste sentido, os resultados de bioacumulação de metais em camarões também indicaram uma forte associação dos elementos característicos do rejeito com as localidades mais próximas à foz do Rio Doce e à localidade de Degredo. Cabe destacar que durante a campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev) houve um aumento considerável nas concentrações de Fe no músculo dos camarões coletados nos setores Foz e Norte em relação às campanhas anteriores, sendo estas concentrações, em alguns momentos, cerca de 4 a 5 vezes superiores às concentrações



reportadas para o período de impacto mais agudo (dez/ 2015 a fev/ 2016), considerando a chegada dos rejeitos nessas regiões marinhas (*Material Suplementar A1MS3, Quadro 2*). Ademais, o índice de bioacumulação, que considera todos os metais em conjunto e os três tecidos analisados (brânquias, hepatopâncreas e músculo), apontou que os camarões amostrados no setor Sul (em jan/fev 2021) e Norte (em jul/ago 2021), também apresentaram níveis de metais nos tecidos próximos aos níveis observados para o setor Foz (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 3 e 4*).

Os peixes de ambas guildas tróficas (onívoros/herbívoros e carnívoros), coletados ao longo de todo período amostral (2018 a 2021), também apresentaram níveis elevados de metais no músculo, principalmente com relação aos metais Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb, quando comparados aos dados reportados para o período de impacto mais agudo (dez/ 2015 a fev/ 2016), considerando a chegada dos rejeitos nessas regiões marinhas. Além disso, houve um aumento considerável nos teores de Fe no músculo na comunidade de peixes amostrados durante o último período chuvoso (jan/fev 2021) (*Material Suplementar A1MS3, Quadro 3*). O IBR bioacumulação, considerando peixes de ambas guildas tróficas e todos os tecidos coletados (brânquias, fígado e músculo), foi semelhante para todos os setores monitorados quando se considera os períodos chuvoso e seco de 2021 (jan/fev e jul/ago, respectivamente), exceto com relação ao período seco de 2018 (set/out), cujos valores foram bem superiores para os setores APA, Foz e Norte (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 5 e 6*).

Para corais e hidrocorais coletados na região de Abrolhos, o IBR bioacumulação apontou uma diminuição expressiva nos níveis de metais nestes organismos durante a campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev) em comparação às campanhas anteriores (*Material Suplementar A1MS3, Figura 7 e 8*). Para o período seco de 2021 (jul/ago) foi possível observar valores de IBR bioacumulação novamente altos. De maneira geral, pode-se observar que os corais e hidrocorais amostrados no ponto ABR01, localizado mais próximo à costa, apresentam os maiores níveis de bioacumulação de metais em relação aos demais pontos de coleta. É interessante frisar que os valores de IBR bioacumulação durante o período seco de 2021 (jul/ago) não apresentaram evidentes diferenças entre os quatro pontos monitorados, e os elementos que mais contribuíram para a composição do índice foram Hg, Pb e Cu (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 7 e 8*).

Os padrões observados para os biomarcadores analisados nos organismos de diferentes níveis da cadeia trófica também foram integrados através do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador). 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 durante o Ano 3 (jan/fev 2021 – período chuvoso e jul/ago 2021 – período seco), em comparação aos períodos amostrais anteriores, com destaque para o setor Norte como sendo o setor onde se observou o maior efeito biológico durante este último período amostral (jul/ago 2021 – período seco) (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 9 e 10*). Para camarões, foi evidenciada uma diminuição nos níveis de efeito biológico durante o Ano 2 em comparação ao Ano 1 e ao Ano 3 (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 11 e 12*). Para a comunidade de peixes monitorada durante os períodos chuvoso e seco de 2021, o IBR biomarcador indicou um leve aumento temporal nos níveis de efeito biológico em todos os setores, em

relação aos períodos anteriores de coleta, com destaque para o setor Norte na campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev), tal qual observado na comunidade planctônica amostrada neste mesmo período (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 13 e 14*).

Para os corais e hidrocorais amostrados no setor Abrolhos, o IBR biomarcador também aumentou consideravelmente em todos os pontos amostrais durante a campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev), em comparação aos demais períodos amostrais, com destaque para os biomarcadores associados à calcificação e regulação iônica e osmótica, que tiveram suas atividades aumentadas (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 15 e 16*). É importante apontar que os resultados do IBR biomarcador estimados para corais e hidrocorais foram contrários aos resultados do IBR bioacumulação, que mostraram uma nítida redução nos níveis de metais acumulados nestes organismos na campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev). De fato, o aumento expressivo no IBR biomarcador está refletindo o aumento na atividade de enzimas relacionadas à calcificação e regulação iônica e osmótica (Ca-ATPase, Mg-ATPase e anidrase carbônica) que sabidamente são inibidas por metais diversos. Assim, a redução nos níveis corporais de metais durante a campanha do período chuvoso de 2021 pode ter favorecido o aumento na atividade destas enzimas mencionadas. Por outro lado, no período seco de 2021 (jul/ago) foram observados os menores níveis de IBR biomarcador de todos os três anos de monitoramento, em todos os pontos avaliados (*Material Suplementar A1MS3, Figuras 15 e 16*). Corroborando a tese apresentada acima, os níveis de IBR bioacumulação nos corais coletados durante o período seco de 2021 (jul/ago) voltaram a aumentar, fortalecendo ainda mais a ideia de que ambos os IBRs (bioacumulação e biomarcadores) apresentam uma relação inversa, justamente pelo grande peso de biomarcadores enzimáticos que são diretamente inibidos pela presença dos metais analisados do presente estudo.

A microbiota da água e do sedimento da região marinha adjacente ao Rio Doce, incluindo sua foz, foi analisada quanto à abundância relativa e distribuição espacial. Os resultados demonstram a presença dos táxons utilizados como indicadores da presença do rejeito em frequências similares em todas as campanhas do monitoramento (*Material Suplementar A1MS3, Figura 17*). Todos os quatro grupos se mantiveram relevantes e em proporções constantes, com variações pontuais em determinadas campanhas devido a fatores sazonais. O grupo bacteriano Planctomycetes esteve presente em menor proporção, enquanto Anaerolineaceae, Acinetobacter e Pirellulaceae foram os mais abundantes. Estes resultados foram observados para amostras de água bem como para amostras de sedimento. Portanto, pode-se dizer que alterações na água do Rio Doce ligadas ao rompimento da barragem de Fundão, mesmo seis anos após o evento, continuam afetando a microbiota marinha, inclusive em áreas de proteção e conservação ambiental. Cabe destacar que a composição e abundância da microbiota são de suma importância para os ciclos biogeoquímicos, produção primária, degradação de compostos orgânicos e na ciclagem de nutrientes.

Por outro lado, indicadores microbianos da presença de metais encontrados nos corais de Abrolhos demonstraram grande mudança ao longo dos três anos de monitoramento (*Material Suplementar A1MS3, Figura 18*). As estações ABR01 e ABR02 apresentaram grande presença de Acinetobacter, o

que não foi observado nas estações ABR04 e ABRC1. A campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev) ainda se destaca pela elevada presença de *Acinetobacter*, fato este possivelmente relacionado ao evento de chuvas e tempestades ocorridas durante as coletas. *Anaerolineaceae* esteve mais presente em corais da espécie *Millepora alcicornis*, enquanto *Pirellulaceae* foi observado em grande proporção em todas as campanhas e em ambas as espécies de coral analisadas. Além disto, durante a campanha do período chuvoso de 2021, as amostras de coral revelaram grande dominância de grupos bacterianos altamente associados à doença em corais e alteração da comunidade microbiana (disbiose) que não haviam sido observadas em campanhas anteriores, tais como *Clostridia* e *Rhodobacter*. A disbiose pode aumentar a suscetibilidade dos corais a patógenos oportunistas e causar sua morte. Assim, mesmo que a disbiose não leve o coral à morte, ela o torna mais suscetível a impactos ambientais futuros, como os relacionados às mudanças climáticas. Estes resultados sugerem que o rompimento da barragem de Fundão está afetando a saúde dos corais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos mesmo seis anos após o rompimento, sendo que após períodos de elevada pluviosidade o impacto pode ser ainda maior.

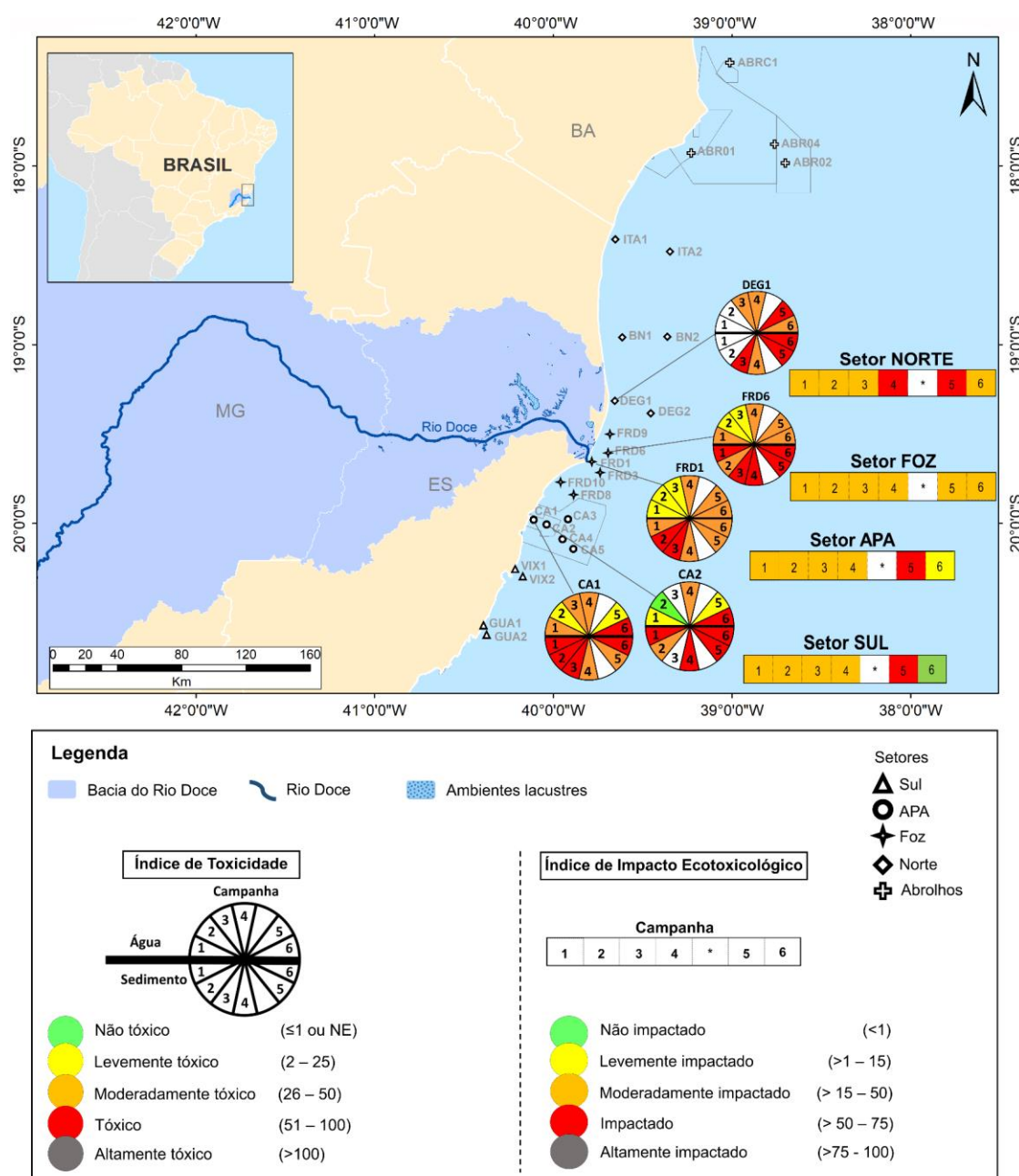
O Índice de Toxicidade obtido através dos ensaios de toxicidade com organismos de diferentes níveis da cadeia trófica (*Material Suplementar A1MS3, Figura 19*) está apresentado na Figura 10. Este índice mostra a classificação das amostras com relação aos ensaios de toxicidade, de forma espaço-temporal, abrangendo todo o monitoramento (Campanhas de 1 a 6), e usando o mesmo conjunto de ensaios para a análise. Ao longo do monitoramento, especialmente a partir do Ano 2, a toxicidade da água aumentou nos pontos da foz (FRD1 e FRD6) e REVIS Santa Cruz (CA1 e CA2), enquanto no ponto DEG1 oscilou entre as classificações de **moderadamente tóxica** a **tóxica**, sem um padrão temporal evidente. Porém, a maior toxicidade não está vinculada à água, mas ao sedimento, independentemente do local e período de amostragem. Em todos os pontos, o sedimento foi considerado **moderadamente tóxico** ou **tóxico**, com valores de toxicidade sempre superiores aos da água, mas sem um efeito claro da sazonalidade (estações seca e chuvosa). Apesar disso, o setor norte da foz do Rio Doce parece mais impactado do ponto de vista ecotoxicológico, uma vez que, de maneira geral, os pontos FRD6 e DEG1 apresentaram os maiores valores de toxicidade.

Além do Índice de Toxicidade, a Figura 10 traz uma síntese dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das seis campanhas realizadas. Neste sentido, foi proposto o Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), 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. Os resultados dos testes de toxicidade não foram contemplados no mesmo índice, pois não são realizados em todos os pontos da malha amostral marinha e os resultados não são apresentados por setor. 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 trazerem prejuízo para o ecossistema e, portanto, maior será o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1MS3, Quadro 4*.

Em conjunto, todos os indicadores ecotoxicológicos integrados por meio do IIE apontam, de maneira geral, para a intensificação dos impactos dos rejeitos de minério até a quinta expedição. Nas três primeiras campanhas de coleta (set/out 2018 - estação seca; jan/fev 2019 – estação chuvosa e set/out 2019 - estação chuvosa), todos os setores mostraram-se **moderadamente impactados**, na perspectiva ecotoxicológica, e no período chuvoso seguinte (jan/fev 2020), o setor Norte passou da categoria de **moderadamente impactado** para **impactado**, mantendo-se nesta categoria no período chuvoso de 2021 (campanha de jan/fev). Durante a campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev), o IIE também apontou uma intensificação dos impactos nos setores Sul e APA, além do setor Norte, acima mencionado. Cabe aqui ressaltar que, para a campanha do período chuvoso de 2021 (jan/fev) o setor Foz apresentou um valor de IIE de 49, valor este no limite entre as classificações **moderadamente impactado** e **impactado**. Apesar disto, na campanha do período seco de 2021 (jul/ago) é possível observar uma diminuição na categorização dos impactos, principalmente nas regiões ao sul da foz do Rio Doce. O setor Sul passou pela primeira vez a apresentar a categoria **não impactado** e o setor APA passou a apresentar a categoria **levemente impactado**. Já os setores Foz e Norte ficaram classificados na categoria de **moderadamente tóxico**. Com relação ao IIE do setor Sul para a última campanha (jul/ago 2021 - período seco), é importante destacar que não foram coletados camarões em número suficiente neste setor que permitissem o cálculo do IBR bioacumulação e IBR biomarcador, portanto, estes dados não foram utilizados para o cálculo do IIE neste setor e campanha.

O efeito sazonal pode estar associado ao regime de chuvas, vazão do Rio Doce e fluxo de sedimentos, influenciando na variação espacial da concentração de metais na biota de diferentes níveis tróficos e respectivos efeitos biológicos decorrentes da exposição e acumulação de metais tóxicos. Diante do exposto, ressaltamos a importância da realização de um monitoramento de longa escala que busque caracterizar e compreender melhor como variáveis sazonais (e.g. pluviosidade, vazão, fluxos de sedimentos, ressuspensão, eventos oceanográficos) podem modular os impactos ecotoxicológicos dos rejeitos de Fundão sobre a biota aquática marinha.

Figura 10: Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (biomarcadores) e indicadores microbianos (Índice de Impacto Ecotoxicológico – apresentado por setor) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade – apresentado apenas para os pontos monitorados quanto aos ensaios de toxicidade) nos diferentes locais amostrais e Campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo Campanha 1 (set/out 2018 - período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 - período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 - período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 - período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco). Setor Sul: Guarapari e Vitória (GUA1 e GUA2, VIX1 e VIX), Setor APA: APA Costa da Algas (CA1, CA2, CA3, CA4 e CA5), Setor Foz: pontos mais próximos à foz do Rio Doce (FRD1, FRD, FRD6, FRD8, FRD9 e FRD10) e Setor Norte: Degredo, Barra Nova e Itaúnas (DEG1, DEG2, BN1, BN2, ITA1 e ITA2). A sigla NE significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). O ponto DEG1 não foi monitorado quando a sua toxicidade durante o Ano 1 e o ponto CA2 não foi monitorado na Campanha 3. Os espaços em branco indicados com \* indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set 2020, mas que não ocorreu devido à pandemia da COVID-19.





### 3.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A combinação dos resultados do mapeamento e classificação de *habitat* com a base de dados regionais e o conhecimento sobre vulnerabilidade ecossistêmica fundamentou uma proposta de índices de vulnerabilidade ecossistêmica, quantificando potenciais riscos e impactos que envolvem sensibilidade de *habitat*, capacidade de recuperação, biodiversidade, geodiversidade do fundo marinho e até aspectos socioeconômicos. O mapeamento de *habitat* do PMBA/Fest-RRDM traz resultados novos e importantes, baseados em dados e técnicas que estão na vanguarda da literatura científica da área, e que contribuem com diversos outros grupos de trabalho do PMBA/Fest-RRDM em mais de uma escala espacial, além de representarem um diferencial para um programa de monitoramento do ponto de vista de planejamento espacial marinho.

As análises empreendidas ao longo dos 3 anos do PMBA/Fest-RRDM mostraram que a distribuição espacial da clorofila-a sobre a superfície marinha, assim como a pluma de água doce, varia constantemente em função do volume de água aportado na plataforma continental e a atuação dos ventos incidentes na região, caracteristicamente N-NE durante o período chuvoso, apresentando constantes inversões para S-SO durante o período seco, devido à passagem de frentes frias na região. A direção dos ventos é importante pois condiciona o carreamento da pluma de água doce para a áreas a norte ou a sul da foz do Rio Doce, assim como determina a que distância da costa a pluma de água doce será encontrada.

Além de influenciarem as concentrações de clorofila-a e a descarga fluvial do Rio Doce, a ação de ondas na plataforma continental impactam diretamente a turbidez medida no ambiente. De modo geral, em superfície próximo à foz do Rio Doce, são encontrados valores de turbidez maiores durante o período chuvoso comparativamente aos registrados durante o período seco. Nesses meses, as maiores concentrações de turbidez são registradas próximo ao fundo devido à atuação de ondas mais energéticas em virtude da passagem de frente frias, de modo que, quanto maior o Hs das ondas, maior o potencial que estas têm de remobilizar sedimentos depositados no fundo. A análise conjunta entre os resultados de CSS (concentração de sedimento em suspensão) simulados via modelagem numérica evidenciou que a ação das ondas continua sendo um dos processos físicos mais importante na dinâmica de sedimentos em suspensão na região, atuando na ressuspensão dos sedimentos do banco lamoso.

A análise numérica mostrou que a deriva litorânea é preferencialmente para norte ao longo da área simulada, com exceção nas seções ao sul adjacentes à foz do Rio Doce e no extremo norte da região considerada que a deriva litorânea é para sul, explicada pela diferente orientação da linha de costa (aproximadamente SW-NE nos trechos do litoral mencionados). Assim, mesmo em eventos chuvosos, os sedimentos finos em suspensão podem ser capturados para corrente litorânea e transportados para norte.

Após o grande aporte nos meses iniciais (novembro de 2015 a janeiro de 2016) ocorreu uma tendência de redução das concentrações de MPS (material particulado em suspensão) no primeiro ano. Entretanto, as análises dos indicadores densidade do sedimento superficial e potencial de mobilidade mostram que o material exportado pelo Rio Doce durante o rompimento da barragem de Fundão alterou as propriedades físicas do sedimento natural previamente observado na plataforma continental. Os resultados mostram que o aporte contínuo desse material, mesmo que em menor escala, chega ao ambiente marinho, contribuindo para a manutenção dessa alteração. Além disso, a não redução dos teores de IMS associada à tendência de aumento significativa desses mesmos teores no setor Foz Central também confirma o regime de fluxo contínuo do material oriundo da Barragem de Fundão à área monitorada no PMBA/Fest-RRDM. Dessa forma, embora o indicador concentração de MPS indique uma redução do aporte de MPS em relação ao observado no período inicial após o rompimento da barragem (Quaresma et al., 2020), os outros dois indicadores mostram que o material oriundo do rompimento da barragem continua sendo depositado na plataforma continental.

Entretanto, os resultados das razões  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  e  $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ , no contexto da série temporal de Abrolhos até o Ano 3, 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. Tal detecção em Abrolhos se manteve constante para as localidades monitoradas no arco interno da zona recifal, sendo fortemente dependente das condições meteoceanográficas atuantes no arco externo de Abrolhos. Os sistemas frontais também promovem, generalizadamente, maior aporte sedimentar do material dos rios que influenciam a sedimentação em Abrolhos. Os resultados mostram que há uma aparente sazonalidade no sinal isotópico do Rio Doce na Região de Abrolhos. Ficou evidente também que os períodos de maior precipitação na zona costeira que levam a uma maior vazão dos principais rios da região não influenciam diretamente os resultados da influência do Rio Doce sobre o sinal isotópico nos sedimentos de Abrolhos, mostrando assim que são os sistemas frontais sobre o oceano o principal modulador do transporte sedimentar.

O n-amoniaco é o nutriente que se apresenta mais frequentemente acima dos dados pretéritos na matriz água ao longo do PMBA/Fest-RRDM. No Ano 3, destaca-se uma redução importante nos níveis de todos os nutrientes no período chuvoso, condição atribuída ao consumo pela maior densidade fitoplanctônica. As relações inorgânicas entre nitrogênio, fósforo e sílica, mostraram que houve uma maior limitação em nitrogênio e fósforo em relação a sílica reativa dissolvida para todos os setores no Ano 3. A especiação do fósforo no sedimento mostrou uma maior representatividade das frações ligadas aos óxidos de Fe (III) cristalinos e amorfos. Este metal é um traçador direto do rejeito, portanto estes dados de fósforo podem indicar indiretamente a presença deste na plataforma continental.

Em Abrolhos, elementos dissolvidos apresentaram concentrações similares ou menores aos encontrados no período pré-PMBA/Fest-RRDM. É possível observar que as concentrações de elementos dissolvidos no setor de Abrolhos (Ni, As, Ba, Cr, Fe e Zn) apresentaram um aumento no Ano

3, contudo, ainda menores que o período seco do Ano 1, exceto Fe. Em relação aos elementos no MPS, estes apresentaram concentrações médias maiores que o pré-PMBA/Fest-RRDM, sendo que todos os elementos, exceto Hg, foram maiores no Ano 3. 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.

Os setores Norte e Foz apresentaram uma tendência de aumento das concentrações de quase todos os elementos nas frações particulada e sedimentar (exceto Cu e Hg) quando comparada às últimas campanhas antes da pausa das coletas causadas pela COVID-19, com os níveis de concentrações no material particulado mais altos encontrados até o presente momento do monitoramento. O setor APA Costa das Algas apresentou variações similares, onde os elementos dissolvidos As, Ba, Co, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn apresentaram tendências semelhantes às observadas no setor Foz do Rio Doce, 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 3 tem apresentado um aumento da concentração desses elementos na fração particulada e sedimentar em ambos os períodos (chuvoso e seco).

Em termos de qualidade de água, tem sido observada uma melhora temporal para nutrientes dissolvidos, embora eventos de incremento de silício reativo estão associados ao transporte da sua forma litogênica durante a inundação do Rio Doce, bem como redistribuição por ciclagem interna de silício biogênico em condições de ressuspensão no período seco, após o aumento da densidade de diatomáceas. Tendência de melhora temporal da qualidade também foi registrada para metais dissolvidos; enquanto eventos de ressuspensão, mais evidentes no período seco, possuem maior importância do que novos aportes advindos da vazão fluvial para o incremento dessas formas dissolvidas. A vazão assume maior importância para o incremento de HPAs na coluna d'água, especialmente em condições de inundação do Rio Doce.

Em relação à qualidade do sedimento, contrariamente ao que foi observado para metais dissolvidos, tem sido registrada tendência temporal de degradação da qualidade, exceto em condições extremas de hidrodinâmica da plataforma continental que resultam na advecção de sedimentos (e metais associados) para áreas mais externas. As condições de degradação intensificam-se nos períodos chuvosos e se tornam menos marcantes nos períodos secos, em função dos processos de troca sedimento-água. Para HPAs, percebe-se uma tendência de degradação temporal da qualidade, que é quantificada somente nos períodos secos.

Ao longo dos 03 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.

Os indicadores ambientais do fitoplâncton apontam uma comunidade moderada a altamente alterada em todos os setores, com contínuos processos de reinício de sucessão da comunidade recém-perturbada, seja pelo aporte de material do Rio Doce em períodos de maior precipitação, bem como pela ressuspensão dos nutrientes para a coluna d'água por causa de eventos de aumento de energia das ondas na região monitorada. A comunidade fitoplanctônica permanece com densidade total alta quando comparada aos dados anteriores ao rompimento da barragem, com os maiores picos de densidade e de pigmentos obtidos no Ano 3. Ainda, o fitoplâncton avaliado no Ano 3 continua estruturado, tal qual nos Anos 1 e 2, com maior contribuição e dominância de organismos nanofitoplanctônicos ( $< 20 \mu\text{m}$ ) oportunistas, pioneiros, cosmopolitas e adaptáveis às perturbações ambientais, que se multiplicam rapidamente frente à biodisponibilidade de nutrientes (macro e micro) e que utilizam mecanismos estratégicos (ecológicos, fisiológicos, bioquímicos e morfológicos) peculiares de cada espécie para explorar recursos e garantir sua manutenção e adaptação no ambiente hostil.

Além das microalgas planctônicas, cocóides e unicelulares dos grupos das cianobactérias e das algas verdes (clorofíceas unicelulares), o Ano 3 também foi marcado pelo aumento da contribuição das diatomáceas, com destaque da diatomácea penada *Pseudo-nitzschia* spp., que podem ter acarretado o decréscimo da concentração de sílica e a possível absorção do zinco lábil da coluna d'água. Todavia, a contribuição das diatomáceas na abundância relativa do fitoplâncton ainda não corresponde à variedade de espécies pré-rompimento, assim como a abundância, variedade e a frequência de ocorrência dos cocolitoforídeos (Grupo do Filo Haptophyta), que persistem reduzidos nos setores da Plataforma Continental. Ademais, as cianobactérias filamentosas *Trichodesmium* spp. ( $> 20 \mu\text{m}$ ) foram frequentes qualitativamente em todos os setores, chegando a formar florações. Diante do exposto, a comunidade fitoplanctônica ainda não mostrou recuperação para as condições anteriores ao rompimento da barragem e nem melhoria do Ano 1 para o Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM.

Na comunidade zooplanctônica, é possível verificar que o material depositado na calha do Rio Doce é a maior fonte de impacto na região costeira, para onde é transportado nos momentos de maior vazão do rio. Além disso, existem alguns indicativos de que, dentre os poluentes depositados na calha do rio, as altas concentrações de metais representam uma fonte ainda mais impactante do que o MPS, apesar deste também apresentar importantes resultados sobre a comunidade.

Os indicadores do Ictioplâncton foram eficientes e contribuíram para avaliar o impacto residual do rompimento da barragem sobre a comunidade de ovos e larvas de peixes. O aumento da vazão do Rio Doce, a incidência de ondas, a disponibilidade de metais, a turbidez e a sazonalidade são parâmetros que alteraram a abundância, diversidade e a comunidade ictioplanctônica. A influência do rejeito também foi observada devido à presença de larvas de peixes com trato digestório danificado e altos percentuais de ovos não viáveis, interferindo no recrutamento de larvas de peixes no ambiente. As abundâncias ictioplanctônicas e a diversidade, de maneira geral, nos modelos lineares generalizados (GLMs) gerados nesse estudo ficaram associadas positivamente com ferro dissolvido e cádmio particulado. As curvas de acumulação de espécies mostraram que ainda não houve uma estabilização

do número de táxons coletados. Esse fato é corroborado pela ausência de, pelo menos, cinco famílias e 21 espécies que foram registradas durante o pré-PMBA/Fest-RRDM em 2016 e que ainda não foram observadas ao longo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM.

A comunidade bentônica de substrato inconsolidado na plataforma continental mostrou uma distribuição intimamente dependente da presença de metais e de indicadores da presença do rejeito. 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. Apesar disso, a área impactada pode ser geograficamente delimitada, considerando a comunidade bentônica como indicador da saúde do meio ambiente. 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.

Foram constatados possíveis efeitos do rompimento da barragem em espécies (e.g. integridade celular de macroalgas) e comunidades bêmicas (e.g. alterações espaço-temporais na estrutura de comunidades), em processos ecológicos característicos dos recifes e bancos de rodolitos (e.g. mineralização de  $\text{CaCO}_3$ , recrutamento, fotossíntese), e também na natureza sedimentar do fundo recifal (e.g. mineralogia), mas a complexidade desses sistemas, da circulação oceânica, e do próprio evento, não permite que os mesmos sejam atribuídos, exclusiva e inequivocamente, ao rompimento da barragem. No entanto, não é possível rejeitar a hipótese de que o rompimento tenha interagido com estressores naturais e antropogênicos, resultando nos efeitos constatados. Foi observado que os efeitos do evento são de maior magnitude nas áreas recifais mais próximas da foz do rio Doce, mas se estendem até a região adjacente ao PARNAM Abrolhos. Também foram registradas alterações na estrutura de comunidades de macroalgas na área da APA Costa das Algas/REVIS Santa Cruz, com aumento na abundância de algas mais tolerantes a rejeitos de mineração após o rompimento.

Ao longo de 3 anos foi possível detectar o efeito do impacto em diversos indicadores da ictiofauna incluindo os (i) estágios iniciais de peixes marinhos através da redução na abundância, biomassa, tamanho e o número de espécies raras de pós-larvas presentes na foz do Rio Doce, (ii) na diversidade genética revelados através de baixos valores de riqueza alélica, grande número de locus em desvio do equilíbrio de Hardy-Weinberg (HWE) e grande número de alelos privados, e (iii) na assembleia de peixes recifais, com diferenças em abundância, composição de comunidade e diversidade e com menor



abundância de espécies herbívoras, herbívoro-detritívoras, piscívoras e invertívoras na zona do impacto. Os indicadores de impacto foram mais evidentes em espécies associadas a ambientes estuarinos (tanto em pós-larvas quanto diversidade genética). No entanto, observou-se uma tendência de crescimento de alguns indicadores ecológicos (principalmente em pós-larvas) que podem indicar uma recuperação das assembleias de peixes. Considerando os resultados apresentados, é de suma importância que o monitoramento da ictiofauna e da carcinofauna se dê em longo prazo, a fim de discernir entre flutuações temporais naturais das populações e aquelas causadas pelo rompimento da barragem.

No que tange à assembleia de peixes recifais, os indicadores testados através de um desenho de impacto ambiental evidenciaram alterações na assembleia de pós-larvas e de peixes recifais nas áreas adjacentes à foz do Rio Doce e APA Costa das Algas denominadas zona impacto, atingidas diretamente pela lama de rejeito. Através da metodologia de censo visual subaquático verificou-se alterações significativas da abundância, biomassa, riqueza, composição e diversidade de espécies quando comparadas as áreas controles, assim como a perda de espécies raras, menor abundância e biomassa de grupos funcionais importantes ecologicamente como herbívoros-detritívoros, piscívoros e omnívoros- planctívoros, o que contribui para a perda de resiliência ecossistêmica. Adicionalmente, observou-se menor abundância, biomassa e tamanho médio das pós-larvas, além da presença de lama aderida ao corpo dos organismos coletados na foz do rio Doce em todas as campanhas, indicando alterações diretas sobre esse importante estágio de desenvolvimento, que em suma, determina a persistência da população adulta. Por outro lado, o indicador diversidade genética revelou baixos valores de riqueza alélica observados principalmente nas espécies estuarinas, e em especial as que possuem maior associação com o substrato, e que por sua vez podem contribuir para a redução do tamanho efetivo da população, afetando na diversidade genética, sendo este componente importante na verificação da capacidade de adaptação dos peixes marinhos frente às mudanças ambientais, incluindo as ocasionadas pelo Rompimento da Barragem de Fundão.

Por meio da telemetria acústica de peixes estuarinos, foi constatado que a distribuição do robalo *Centropomus parallelus* no Rio Doce está restrita aos canais marginais, sem migração de indivíduos a montante do rio, apenas para área marinha, o que difere dos indivíduos monitorados no Rio São Mateus. Adicionalmente, a presença dos robalos na foz do Rio Doce foi negativamente relacionada aos elevados níveis de turbidez.

O aumento nos níveis de metais nos peixes e camarões em comparação com dados pretéritos, e particularmente de Fe nos tecidos de peixes e camarões em relação aos períodos de amostragem anteriores (Anexo 1 Fest-RRDM), evidencia a contaminação da biota. Na área interna adjacente à foz do Rio Doce, destacou-se a diminuição da densidade de peixes em geral, e aumento da biomassa relativa do bagre-guri *Genidens genidens*, uma espécie resiliente que também apresentou maior valor do elemento ferro nos otólitos nesta área, quando comparada aos estuários controle. Nesse sentido, é possível que substâncias tóxicas (e.g. metais) sejam transmitidas também por biomagnificação para

níveis tróficos superiores, o que corrobora o diagnóstico de altas concentrações encontradas em cetáceos.

Em relação à megafauna marinha, observou-se que tartarugas, aves e cetáceos continuam utilizando as áreas monitoradas para alimentação, reprodução, desova e cuidado parental, sobretudo em quatro áreas mais afetadas pelos efeitos da lama de rejeito a saber: região costeira 30 km ao sul da foz do Rio Doce, REVIS de Santa Cruz, foz do Rio Doce, e entorno do arquipélago dos Abrolhos, sendo essas áreas consideradas como *hotspot* de diversidade e abundância da megafauna, e indicando a alta vulnerabilidade desse grupo de organismos aos efeitos do aporte dos rejeitos de minério na região costeira. Os resultados demonstram a continuidade no uso da região pela megafauna, em especial como área de alimentação, o que representa uma exposição continuada aos contaminantes provenientes do rompimento da barragem corroborada pelo aumento das concentrações de elementos não essenciais nos tecidos biológicos, inclusive em alguns casos quando comparados os períodos pré e pós-rompimento.

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. A redução da diversidade genética, do tamanho populacional (*Material Suplementar A6MTS2*), o comprometimento imunológico, a vulnerabilidade a doenças, as alterações físico-químicas do ambiente praiar e áreas neríticas (RRDM/RT-17, 2019; RRDM/RT-20, 2019; RRDM/RT-36D, 2020; RRDM/RT-36E, 2020) e a diminuição da quantidade de ovos depositados e da taxa de eclosão dos ninhos (RRDM/Tamar, 2019) são algumas das condições desfavoráveis que as tartarugas estão sujeitas. Além das ameaças citadas, observou-se também a contaminação dos ovos e natimortos de *C. caretta* com metais pesados correlacionados com a pluma de rejeitos da barragem de Fundão (*Material Suplementar A6MTS3*), fato que também foi diagnosticado durante os anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, para outros grupos taxonômicos em diferentes níveis tróficos (RRDM/RT-17, 2019; RRDM/RT-19H, 2019; RRDM/RT-20, 2019). Os juvenis de *C. mydas* estudados estão ainda mais suscetíveis aos malefícios causados por contaminantes como os encontrados nas áreas monitoradas no ES (*Material Suplementar, A6MTS1, Figuras 5-6*, BIANCHINI, 2016; FERNANDES et al., 2016; RRDM-RT36E-RSE2021), 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). Destacamos que a população de *D. coriacea* merece especial atenção pois é uma população criticamente ameaçada de extinção (TIWARI et al., 2013), pouquíssimo abundante, de baixo tamanho populacional efetivo (*Material Suplementar, A6MTS2, Tabela 3*) e que possui na Foz do Rio Doce a única localidade regular de desova na região do Atlântico Sudoeste (COLMAN et al., 2019).

A exposição aos contaminantes, inicialmente através de um evento pontual e agudo, seguido de uma contaminação crônica através da ressuspensão de rejeitos depositados na plataforma continental, do

sistema utilizado pela megafauna marinha, pode levar a efeitos deletérios em níveis populacional e específico, visto que a região é utilizada por populações e espécies ameaçadas de extinção, em sua maioria com baixa diversidade genética, e de baixa resiliência. Potenciais efeitos da contaminação do sistema têm sido observados nos diferentes grupos monitorados, a exemplo das lesões oculares em tartarugas marinhas, altas taxas de contaminantes nos tecidos de aves e cetáceos, baixo sucesso reprodutivo das aves marinhas que nidificam em Abrolhos, e aumento do número de botos-cinza mortos nas praias (encalhados). Nesse contexto, os dados gerados sobre a megafauna marinha no âmbito do PMBA/Fest-RRDM reforçam a necessidade de atenção às espécies que utilizam a área, em especial àquelas ameaçadas de extinção.

Ao longo do monitoramento, especialmente a partir do Ano 2, a toxicidade da água aumentou nos pontos da foz (FRD1 e FRD6) e REVIS Santa Cruz (CA1 e CA2), enquanto no ponto DEG1 oscilou entre as classificações de “moderadamente tóxica” a “tóxica”, sem um padrão temporal evidente. Porém, a maior toxicidade não está vinculada à água, mas ao sedimento, independentemente do local e período de amostragem. Em todos os pontos, o sedimento foi considerado “moderadamente tóxico” ou “tóxico”, com valores de toxicidade sempre superiores aos da água, mas sem um efeito claro da sazonalidade (estações seca e chuvosa). Apesar disso, o setor norte da foz do Rio Doce parece mais impactado do ponto de vista ecotoxicológico, uma vez que, de maneira geral, os pontos FRD6 e DEG1 apresentaram os maiores valores de toxicidade.

Em conjunto, todos os indicadores ecotoxicológicos integrados por meio do Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE) apontam, de maneira geral, para a intensificação dos impactos dos rejeitos de minério até a quinta expedição. Nas três primeiras campanhas de coleta (set/out 2018 - estação seca; jan/fev 2019 – estação chuvosa e set/out 2019 - estação chuvosa), todos os setores mostraram-se “moderadamente impactados”, na perspectiva ecotoxicológica, e no período chuvoso seguinte (Campanha 4, jan/fev 2020), o setor Norte passou da categoria de “moderadamente impactado” para “impactado”, mantendo-se nesta categoria no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021). Durante o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), o IIE também apontou uma intensificação dos impactos nos setores Sul e APA, além do setor Norte, acima mencionado. Cabe aqui ressaltar que, para a Campanha 5 (jan/fev 2021) o setor Foz apresentou um valor de IIE de 49, valor este no limite entre as classificações “moderadamente impactado” e “impactado”. Apesar disso, na Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) é possível observar uma diminuição na categorização dos impactos, principalmente nas regiões ao sul da foz do Rio Doce. O setor Sul passou pela primeira vez a apresentar a categoria “não impactado” e o setor APA passou a apresentar a categoria “levemente impactado”. Já os setores Foz e Norte ficaram classificados na categoria de “moderadamente tóxico”.

#### 4 REFERÊNCIAS

- AGNESI, S.; ANNUNZIATELLIS, A.; INGHILESI, R.; MO, G.; ORASI, A. **The Contribution of Wind-Wave Energy at Sea Bottom to the Modelling of Rhodolith Beds Distribution in an Off-Shore Continental Shelf**. Mediterranean Marine Science, 21(2), 433-441, 2020.
- 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.
- AOUINI, F., TROMBINI, C., VOLLAND, M., ELCAFSI, M., BLASCO, J. **Assessing lead toxicity in the clam *Ruditapes philippinarum*: bioaccumulation and biochemical responses**. Ecotoxicol. Environ. Saf., 158, 193-203. DOI: <https://10.1016/j.ecoenv.2018.04.033>. 2018.
- 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
- 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 fitoplanctônica na Plataforma continental e talude da porção norte da Bacia do Espírito Santo**. 2016. Monografia. 85f. (Bacharel em Oceanografia) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.
- BÉJAOU, 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.
- BERGES, J.A.; FALKOWSKI, P.G. **Physiological stress and cell death in marine phytoplankton: Induction of proteases in response to nitrogen or light limitation**. Limnol.Oceanogr., v.43, n.1, p.129-135, 1998.
- 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, 2016.

BODAR, C.W.M., VAN LEEUWEN, C.J., VOOGT, P.A., ZANDEE, D.I. **Effect of cadmium on the reproduction strategy of *Daphnia magna***. *Aquat. Toxicol.*, 12(4), 301-309. DOI: [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(88\)90058-6](https://doi.org/10.1016/0166-445X(88)90058-6). 1988.

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.

BOUCEK, R.; TROTTER, A.; BLEWETT, D.; RITCH, J.; SANTOS, R.; STEVENS, P.; MASSIE, J.; REHAGE, J. **Contrasting river migrations of common snook between two Florida rivers using acoustic telemetry**. *Fish. Res.* 213, 219-225. 2019.

CAGNIN, R. C., QUARESMA, V. S., CHAILLOU, G., FRANCO, T., & BASTOS, A. C. **Arsenic enrichment in sediment on the eastern continental shelf of Brazil**. *Science of the Total Environment*, v.607, p.304-316, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.162>. Acesso em 28 nov 2021.

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.

CHEW, L.L.; CHONG, V.C. **Response of marine copepods to a changing tropical environment: winners, losers and implications**. *PeerJ*, 4, e2052. 2015.

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. 2019.

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> >. Acesso em 06 de setembro de 2021.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 454, de 1 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Disponível em < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693> >. Acesso em 06 de setembro de 2021.

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. 2021.

COSTA, E. S.; CAGNIN, R. C.; DA SILVA, C. A.; LONGHINI, C. M.; SÁ, F.; LIMA, A. T.; GOMES, L.E.O.; BERNARDINO, A. F.; NETO, R. R. **Iron ore tailings as a source of nutrients to the coastal zone**. Marine Pollution Bulletin, 171, 112725, 2021.

COSTA, E. S.; Sá, F.; Silva, C. A.; Lerhback, B. D.; Neto, R. R. **Monitoramento hidrogeoquímico da foz do rio doce: metais: total, dissolvido, material particulado em suspensão e sedimentos superficiais**. In: BASTOS, A. C. (Co). Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, Brasil, p.121-163, 2017.

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.

DAVARI, N.; JOURI, M.H.; ARIAPOUR, A. **Comparison of measurement indices of diversity, richness, dominance, and evenness in rangeland ecosystem (case study: Jvagherdeh-Ramesar)**. Journal of Rangeland Science, 2(1), 389-398. 2011.

DEMERIEL, Z. **Identification and Fatty Acid Composition of Coccolithophore and Diatom Species Isolated from Aegean Sea**. Romanian Biotechnological Letters, Vol. 21, Nº 4, 2016.

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.

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.

ECONSERVATION. Análise Integrada dos Contornos do Deslocamento das Plumas de Turbidez no Meio Marinho. Relatório Técnico RT ECV 138/17. 146p. 2017.

EGLOFF, D.A.; FOFONOFF, P.W.; ONBÉ, T. **Reproductive biology of marine cladocerans.** Advanced Marine Biology, 31, 79-168. 1997.

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.

FUNDAÇÃO RENOVA. Soluções para os Rejeitos. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/manejo-de-rejeito/>. Acesso em: Novembro de 2021.

GOSWAMI, P., THIRUNAVUKKARASU, S., GODHANTARAMAN, N., MUNUSWAMY, N. **Monitoring of genotoxicity in marine zooplankton induced by toxic metals in Ennore estuary, Southeast coast of India.** Mar. Pollut. Bull., 88(1-2), 70-80. DOI: <https://10.1016/j.marpolbul.2014.09.025>. 2014.

GRABOWSKI, R. C.; DROPPPO, I. G.; WHARTON, G. **Erodibility of cohesive sediment: Importance of sediment properties.** Earth-Science Reviews, v. 105, n. 3-4, p. 101-120, 2011.

GULATI, R.D., BODAR, C.W., SCHUURMANS, A.L., FABER, J.A., ZANDEE, D.I. **Effects of cadmium exposure on feeding of freshwater planktonic crustaceans.** Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol., 90(2), 335-340. DOI: [https://10.1016/0742-8413\(88\)90007-2](https://10.1016/0742-8413(88)90007-2). 1988.

HAIRSTON, N.G.JR., CÁCERES, C.A. **Distribution of crustacean diapauses: micro and macroevolutionary pattern and process.** Hydrobiologia, 320, 27-44. 1996.

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.

HEUGENS, E.H., TOKKIE, L.T., KRAAK, M.H., HENDRIKS, A.J., VAN STRAALLEN, N.M., ADMIRAAL, W. **Population growth of *Daphnia magna* under multiple stress conditions: joint effects of temperature, food, and cadmium.** Environ. Toxicol. Chem., 25(5), 1399-1407. DOI: <https://10.1897/05-294r.1>. 2006.

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.

HOOVER, R.S.; HOOVER, D.; MILLER, M.; LANDRY, M.R.; DECARLO, E.H.; MACKENZIE, F.T. **Zooplankton response to storm runoff in a tropical estuary: bottom-up and top-down controls.** Marine Ecology Progress Series, 318, 187-201. 2006.

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>. Acesso em: Julho de 2021.

INSTITUTOS LACTEC. **Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce.** Relatório de Linha-base: Resumo executivo, 2017. Disponível em: <http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/documentos/relatorio-lactec-1>. Acesso em 25 nov 2021.

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.

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.

KILKIE, P. **The temporal and spatial variations in the erosion thresholds of intertidal cohesive sediment, with a focus on clay mineralogy.** Tese de Doutorado. University of Brighton, 2017.

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

KIM, B. M., RHEE, J. S., JEONG, C. B., SEO, J. S., PARK, G. S., LEE, Y. M., LEE, J. S. **Heavy metals induce oxidative stress and trigger oxidative stress-mediated heat shock protein (hsp) modulation in the intertidal copepod *Tigriopus japonicus*.** Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol., 166, 65-74. DOI: <https://10.1016/j.cbpc.2014.07.005>. 2014.

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., RODRIGUES, S.K., COSTA, E.S., DA SILVA, C.A., CAGNIN, R.C., GRIPP, M., ... & SÁ, F. **Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach.** Science of The Total Environment, 149883. 2021.

LONGHINI, C.M.; RODRIGUES, S.K.; COSTA, E.S.; DA SILVA, C.A.; CAGNIN, R.C.; GRIPP, M.; LEHRBACK, B.D.; MILL, G.N.; DE OLIVEIRA, E.M.C.; HERMOGENES, C. DE C.M.; RODRIGUES, D.G.F.; DAVID, A.M.; GRAMLICH, K.C.; BISI JÚNIOR, R. DA C.; GOMES, A.A.P.; DA SILVA FILHO, J.P.; ALMEIDA, J.F.; SOUZA, K.F. DE; LUZ JUNIOR, W.A.R.; POLEZE, L.M.B.; BARROS, R.R.; RIGO, D.; GHISOLFI, R.D.; NETO, R.R.; SÁ, F. **Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach.** Science of the Total Environment, 803, 149883, 2022.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149883>

LOPES, R.M., BRANDINI, F.P., GAETA, S.A. **Distribution patterns of epipelagic copepods off Rio de Janeiro (SE Brazil) in summer 1991/1992 and winter 1992.** Hydrobiologia., 411, 161-174. 1999.

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.

LOUCAIDES, S.; VAN CAPPELEN, P.; BEHRENDTS, T. **Dissolution of biogenic silica from land to ocean: Role of salinity and pH.** Limnology and Oceanography, 53(4), 1614 – 1621, 2008.

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. Meng, D., Li, J., Liu, T., Liu, Y., Yan, M., Hu, J., Li, X., Liu,

X., Liang, Y., Liu, H., Yin, H. **Effects of redox potential on soil cadmium solubility: Insight into microbial community.** Journal of Environmental Sciences, 75: 224–232. 2019.

MANCIE, G. **Toxicity of metals to marine life.** In: **Pollution threat of heavy metals in aquatic environments** (pp. 174-232). Springer, Dordrecht. 1987.

MEHTA, A.J. **An Introduction to Hydraulics of Fine Sediment Transport.** World Scientific, New Jersey, 2013.

MEHTA, A.J. **Understanding Fluid Mud in a Dynamic Environment.** Geo-Marine Letters 11, 5, 1991.

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.

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.; BONDIOLI, A. C. V.; MARTIN, M.; ALMEIDA, A. P. A.; BAPTISTOTTE, C.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. J. B.; AMATO, G. **The interplay of homing and dispersal in green turtles: a focus on the southwestern atlantic.** Journal of Heredity 103, 792-805, 2012.

OBUIDALLAH, A.; ABDELKHALIK, A.; ABU-ELDAHAB, H.; ABDUL-RAHMAN, N.; MAHDY, A. **Impact of heavy metal contamination on seasonal abundance of planktonic copepods inhabiting mangrove area in Safaga, Red Sea, Egypt.** Egyptian Journal of Experimental Biology (Zoology), 1, 123-130. 2005.

OLIVEIRA, K. S. S. **Influência das Condições de Vento e do Aporte Fluvial na Dinâmica Sedimentar do Trecho Centro-Norte da Plataforma Continental do Espírito Santo (PCES).** 144 f. Doutorado (Doutorado) - programa de Pós Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2018.

OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, D. S. V. **Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River.** Journal of South American Earth Sciences, 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, N., BASTOS, A.C., QUARESMA, V.S., AND VIEIRA, F.V. **The Use of Benthic Terrain Modeler (BTM) in the Characterization of Continental Shelf Habitats.** *Geo-Marine Letters* 40, no. 6 (December 2020): 1087–97. <https://doi.org/10.1007/s00367-020-00642-y>. 2020.

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.

ONBÉ, T. **Seasonal fluctuations in the abundance of populations of marine cladocerans and their resting eggs in the Inland Sea of Japan.** *Marine Biology*, 87, 83-88. 1985.

ORLANDO, M. T. D. A.; GALVÃO, E. S.; CAVICHINI, A. S. A.; RANGEL, C. V. G. T.; ORLANDO, C. G. P.; GRILO, C. F.; SOARES, J.; OLIVEIRA, K. S. S.; SÁ, F.; 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.

PAFFENHÖFER, G.A. & ORCUTT, J.D. **Feeding, growth and food conversion of the marine cladoceran *Penilia avirostris*.** *Journal of Plankton Research*, 8(4), 741-754. 1986.

PALÓCZY, A. et al. **Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18° S–22° S, Brazil).** *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 121, n. 7, p. 5134-5163, 2016.

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.

PERASSOLI, F. et al. **Spatial distribution of nutrients associated with water masses in the Tubarão Bight (20°S–22°S), Brazil.** *Journal of Marine Systems*. v. 2012. 2020.

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.
- QUEIROZ, H. M., FERREIRA, T. O., BARCELLOS, D., NÓBREGA, G. N., ANTELO, J., OTERO, X. L.; BERNARDINO, A. F. **From sinks to sources: The role of Fe oxyhydroxide transformations on phosphorus dynamics in estuarine soils.** Journal of Environmental Management, v. 278, p. 111575, 2020.
- REEVE, M.R., GRICE, G.D., GIBSON, V.R., WALTER, M.A., DARCY, K., IKEDA, T. **A controlled environmental pollution experiment (CEPEX) and its usefulness in the study of larger marine zooplankton under toxic stress.** Effects of pollutants on aquatic organisms, 145-162. 1976.
- 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., SALVADOR, B., DE SOUZA LAINO, P., SANTOS, G. H. C., DEMONER, L. E., DA CONCEIÇÃO, L. R., ... & FERNANDES, L. F. L. **Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil.** Science of The Total Environment, 151249. 2021.
- 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 do PMBA/Fest-RRDM – Anexo 3 Marinho – Hidrogeoquímica. RT-19B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 520 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Anexo 3 Marinho – Sedimentologia. RT-19C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 521 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – 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 do PMBA/Fest-RRDM – 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 do PMBA/Fest-RRDM – Anexo 3 Dulcícola – Fitoplâncton. RT-18G, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 30 pag. 2019.

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

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – 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 Semestral de Evolução do PMBA/Fest-RRDM. RT-35, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1070 pag. 2020a.

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

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 - 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 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 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.

RUDORFF, N.; RUDORFF, C.M.; KAMPEL, M.; ORTIZ, G. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 145, 349–361. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.02.013>. 2018.

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.; BOLTEN, A. B.; ABREU-GROBOIS, F. A.; BJORNDAL, K. A.; CARDONA, L.; CARRERAS, C.; NEL, R.; CLUSA, M.; MONZÓN-ARGÜELLO, C.; NAIRN, C. J.; NIELSEN, J. T.; NEL, R.; SOARES, L. S.; STEWART, K. R.; VILAÇA, S. T.; TÜRKOZAN, O.; YILMAZ, C.; DUTTON, P. H. **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.

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

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.

SYWULA, T., WAIFE, G., SELL, J., AŻEWSKA, I. **Genetic subdivision of the upwelling copepod *Calanoides carinatus* (Krøyer, 1849) off the continental shelf of Ghana.** *Journ. of Plank. Res.* 24(5), 523-525. 2002.

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, 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-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.

TOGNELLA, 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.

TRAYKOVSKI, P.; GEYER, W.R.; IRISH, J.D.; LYNCH, J.F. **The role of wave-induced density-driven fluid mud flows for cross-shelf transport on the Eel River continental shelf**. Continental Shelf Research. 20, 27. 2000.

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.; LINS, L. S. F.; MOLFETTI, É.; HO, S. Y. W.; MONTEIRO, D.; BARRETO, J.; COLMAN, L.; VILA-VERDE, L.; BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J. C. A.; SANTOS, F. R. **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.

VIEIRA, F. V., BASTOS, A.C., QUARESMA, V.S. LEITE, M.D., COSTA JR, A, OLIVEIRA, K.S.S., DALVI, C.F., et al. **Along-Shelf Changes in Mixed Carbonate-Siliciclastic Sedimentation Patterns.** Continental Shelf Research 187: 103964. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.103964>. 2019.

VINZON, S.B.; WINTERWERP, J.C.; NOGUEIRA, R.; DE BOER, G.J. **Mud deposit formation on the open coast of the larger Patos Lagoon–Cassino Beach system.** Continental Shelf Research. 29, 572-588, 2009.

WANG, C.; ZOU, X.; FENG, Z.; HAO, Z.; GAO, J. **Distribution and transport of heavy metals in estuarine–inner shelf regions of the East China Sea.** Science Total Environmental, 644, p.298–305, 2018.

WINTERWERP, J. C.; VAN KESTEREN, W. G. M. **Introduction to the Physics of Cohesive Sediment Dynamics in the Marine Environment**, 1 Ed. Elsevier, Amsterdam. 466p., 2004.